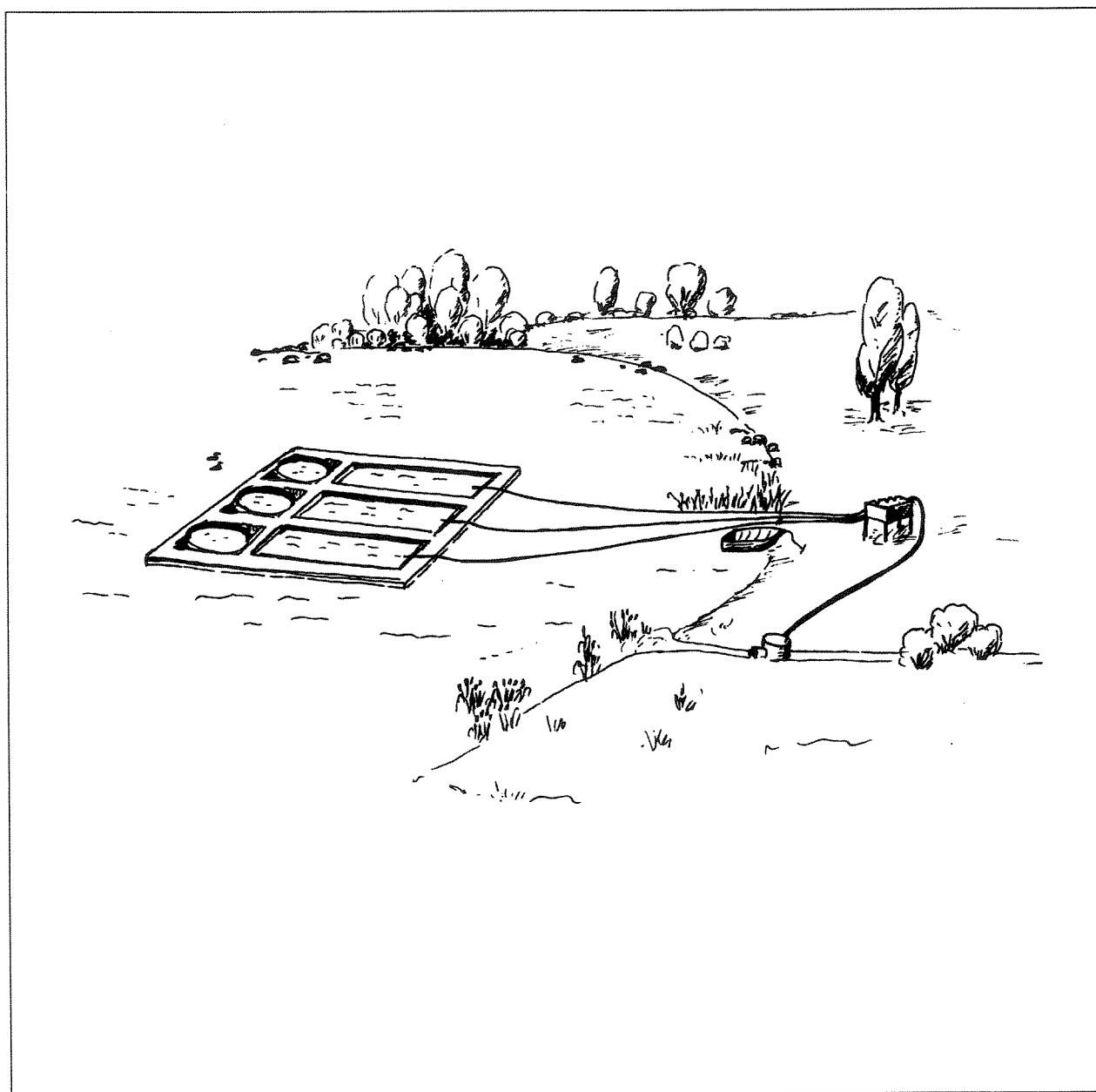


RAPPORT LNR 3563-96

# Resirkulering av næringsalter i biodammer med alger og dafnier



**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

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

**Østlandsavdelingen**

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

**Vestlandsavdelingen**

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

**Akvaplan-NIVA A/S**

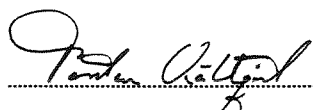
Søndre Tollbugate 3  
9000 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Resirkulering av næringsalter i biodammer med alger og dafnier	Løpenr. (for bestilling) 3563-96	Dato 1.11.1996
	Prosjektnr. Undernr. 83073	Sider Pris 83
Forfatter(e) Torsten Källqvist Stiig Markager Arne Erlandsen Jarl Eivind Løvik Leif Lien	Fagområde Algekulturteknologi	Distribusjon
	Geografisk område Akershus	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norges Teknisk Naturvitenskapelige Forskningsråd	Oppdragsreferanse
--	-------------------

<p><b>Sammendrag</b></p> <p>Forsøk med behandling av næringsrikt vann fra en kloakkvann-forurenset bekk i biodammer med alger og zooplankton (dafnier) ble utført i Kolbotnvann sør for Oslo i 1983-1985. Tre parallelle serier av alge-og zooplanktondammer ble brukt. Algedammene var 1.5 m dype med et overflateareal på 60 m<sup>2</sup>. Zooplanktondammene var 4.5 m dype med et volum på ca. 50 m<sup>3</sup>. Vann fra bekken ble pumpet til algedammene og passerte videre til zooplanktondammene. I algedammene ble det oppnådd en produksjon på opp til 20 g tørrstoff m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>. Dafniene beitet opp til 90% av algene. Produksjonen av dafnier ble beregnet til ca. 20% av mengden alger som ble konsumert. Foringsforsøk med fisk viste at dafniene har høy verdi som fiskefôr.</p> <p>Opptaket av næringsalter i algedammen var effektiv, men en del av disse ble frigjort igjen i zooplanktondammen. Den totale renseseffekten i anlegget var som mest ca. 15-30% for P og 30-40% for N. Fjerningen av fekale koliforme bakterier var over 99% ved en total oppholdstid på 9-12 døgn.</p>
---

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Resirkulering</li> <li>2. Avløpsvann</li> <li>3. Alger</li> <li>4. Zooplankton</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Recirculation</li> <li>2. Waste water</li> <li>3. Algae</li> <li>4. Zooplankton</li> </ol>
--	---

  
.....  
Prosjektleder

ISBN 82-577-3113-7

  
.....  
Forskningssjef

## Forord

I 1978-1988 gjennomførte Norges Teknisk Naturvitenskapelige Forskningsråd et forskningsprogram om eutrofiering. Programmets mål var å:

- Oppnå dypere innsikt i eutrofieringsutviklingen i innsjøer
- Legge grunnen for styring av eutrofieringsprosessen mot nyttig biologisk produksjon

I fase 2 av programmet (1983-85) utførte NIVA forsøk med biodammer for utnyttelse av næringsrikt vann til styrt biologisk produksjon av alger og zooplankton. Resultatene av forsøkene er tidligere rapportert i sluttrapport for fase 2 av NTNFS Program for eutrofieringsforskning 1986 og i tidsskriftsartikler (NORDFORSK Miljøvårdsserien 1985:2 141-153 og Vann 3, 1985, 212-220. Hele materialet er imidlertid ikke tidligere publisert. På grunn av den økende interessen for algekulturteknologi, hvor mulighetene for å produsere mikroalger som tilskudd til fôr eller som råstoffer til spesialkjemikalier blir undersøkt, har erfaringene fra forsøkene med biodammer fått fornyet aktualitet. Dette er bakgrunnen for at resultatene fra prosjektet nå er sammenstilt i denne rapport.

Oslo 1.november 1996

*Torsten Källqvist*

---

# INNHOLDSFORTEGNELSE

<b>1 SAMMENDRAG</b>	<b>5</b>
<b>2 SUMMARY</b>	<b>6</b>
<b>3 BAKGRUNN</b>	<b>7</b>
<b>4 BESKRIVELSE AV ANLEGGET</b>	<b>8</b>
<b>5 UTVIKLINGEN I ALGEDAMMENE</b>	<b>10</b>
5.1 Metoder	10
5.2 Resultater	11
5.2.1 1983	11
5.2.2 1984	12
<b>6 PRODUKSJON I ALGEDAMMENE</b>	<b>17</b>
<b>7 MÅLINGER AV FOTOSYNTESE OG RESPIRASJON</b>	<b>20</b>
7.1 Metoder	20
7.2 Resultater	20
<b>8 NITROGENOMSETNING I ALGEDAMMENE</b>	<b>22</b>
<b>9 UNDERSØKELSE AV HETEROTROF VEKST AV <i>Scenedesmus acuminatus</i></b>	<b>23</b>
<b>10 KARAKTERISERING AV ALGEMATERIALE</b>	<b>24</b>
<b>11 UTVIKLING I ZOOPLANKTONDAMMENE</b>	<b>29</b>
11.1 MATERIALE OG METODER	29
11.2 RESULTATER	30
11.2.1 Utviklingen i zooplanktonet i 1983	30
11.2.2 Utviklingen i zooplanktonet i 1984	31
<b>12 BEITEEFFEKT I ZOOPLANKTONDAMMENE</b>	<b>36</b>
<b>13 AVKASTNING AV DAFNIER I ZOOPLANKTONDAMMENE</b>	<b>42</b>
<b>14 KARAKTERISERING AV ZOOPLANKTONMATERIALE</b>	<b>42</b>
<b>15 FISK</b>	<b>43</b>
<b>16 EKSPERIMENTER I LABORATORIEMODELL</b>	<b>43</b>
<b>17 MATEMATISK MODELL FOR ALGEVEKST I BIODAMMER</b>	<b>46</b>

<i>17.1 Beskrivelse av modellen</i>	46
<i>17.2 Kalibrering av modellen</i>	49
<b>18 OPTIMAL DRIFT AV ALGEDAMMER</b>	<b>53</b>
<i>18.1 Dammens dybde</i>	54
<b>19 PLANTENÆRINGSSTOFFER OG RENSEEFFEKT</b>	<b>58</b>
<b>20 REFERENSER</b>	<b>63</b>

# 1 SAMMENDRAG

I forbindelse med et forskningsprogram om eutrofiering, finansiert av Norges Teknisk Naturvitenskapelige forskningsråd, ble det i 1983-85 gjennomført forsøk med biodammer for resirkulering av næringssalter fra avløpsvann. Hensikten med forsøkene var å utnytte næringssaltene i avløpsvann til kontrollert produksjon i næringskjeder av akvatiske organismer.

Forsøkene ble utført i et flytende damanlegg i Kolbotnvann sør for Oslo. Dammene for algeproduksjon var rektangulære, 1.5 m dype med et overflateareal av 60 m<sup>2</sup>. Zooplankton ble dyrket i sylindriske dammer, 4.5 m dype med et volum av ca. 50 m<sup>3</sup>. Dammene var koplet sammen i tre parallelle linjer hver med en algedam og en zooplanktondam. Vann fra en kloakkforurenset bekk ble pumpet kontinuerlig inn i algedammene, som var luftet fra perforerte rør langs med bunnen. Vannet fra algedammene ble ført videre til zooplanktondammene ved overløp.

I algedammene ble det etablert et sammensatt algesamfunn som var dominert av grønnalger. Biomassen varierte avhengig av sesong, oppholdstid og vannets innhold av næringsstoffer. Klorofyllkonsentrasjoner målt i 1983 var maksimalt ca. 1000 µg l<sup>-1</sup>. Tørrstoffinnholdet oppgikk til ca. 60 mg l<sup>-1</sup> i sommerperioden 1984. Produksjonen ble beregnet til over 10 g tørrstoff m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> i ca. 2 måneder om sommeren i den mest produktive algedammen. Den maksimale døgnproduksjonen var ca. 20 g d<sup>-1</sup>.

I zooplanktondammene dominerte som regel forskjellige *Daphnia*-arter og særlig *D. magna*. Dafniene beitet opp til 90% av algene. Produksjonen av dafnier ble beregnet til ca. 20% av mengden alger som ble konsumert i zooplanktondammen. Føringforsøk med regnbueørret og laks viste at *Daphnia* har høy verdi som fôr.

Selv om primærproduksjonen i algedammene medførte et høyt opptak av næringssalter, var anleggets totale renseeffekt mht. næringssalter som mest ca. 15-30% for P og 30-40% for N. Årsaken til dette er at en stor del av de næringssalter som bindes i algene frigjøres igjen når algene konsumeres av dafnier.

Fjerningen av fekale koloiforme bakterier i dammene var 99.7-99.8% ved en total oppholdstid på 9-12 døgn.

En modell som beskriver algeproduksjonen i dammene som funksjon av innstråling ble utviklet.

## 2 SUMMARY

Experiments with treatment of water from a sewage polluted stream in ponds with algae and crustacean zooplankton were carried out in Lake Kolbotn south of Oslo, Norway in 1983-1985.

The ponds were constructed from reinforced plastic film. The algae ponds were rectangular, 1.5 m deep and with 60 m<sup>2</sup> surface area. The zooplankton ponds were cylindrical, 4.5 m deep and contained 50 m<sup>3</sup>. The algae and zooplankton ponds were connected in three parallel lines, hanging from floaters in the lake. Air from a compressor was distributed through perforated tubes along the bottom of the algal ponds to provide CO<sub>2</sub> and keep the algae in suspension. Water from the polluted stream was pumped to the algal ponds and flew from the algal ponds to the zooplankton ponds by gravity. The water from the zooplankton ponds was discharged to the lake through a valve which prevented fish from entering the ponds.

In the algal ponds a mixed algal community, dominated by green-algae was established. The biomass varied depending of season, flushing time and the content of plant nutrients in the influent. The maximum chlorofyll-a concentration was approximately 1000 µg l<sup>-1</sup> and the content of suspended solids reached 60 mg l<sup>-1</sup> in the summer 1984. The production was estimated at 10 g dry weight m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> over a 2 month period in the most productive algal pond. The maximum daily production was approx. 20 g d<sup>-1</sup>.

In the zooplankton ponds various *Daphnia* species and in particular *D. magna* were dominating. Under optimal conditions, 90% of the algae were removed in the zooplankton ponds. The production of *Daphnia* was estimated at 20% of the amount of algae that was removed in the zooplankton ponds. Feeding trials with rainbow trout and salmon showed that *Daphnia* was a good quality food for fish.

Although the production in the algal ponds resulted in an efficient reduction of nutrients, the total removal of nutrients in the pond system was at most 15-30 % for phosphorus and 30-40 % for nitrogen. The reason for this is that much of the nutrients assimilated by the algae are again released when they are consumed by zooplankton.

The removal of faecal coliforms in the pond system was 99.7-99.8% with a total detention time of 9-12 days.

A model describing the algal production in the ponds as a function of irradiation and nutrient input has been developed.

### 3 BAKGRUNN

Eutrofiering av vannforekomster oppstår som følge av stor belastning av næringssalter. Når algeproduksjonen blir høyere enn hva beiteorganismene klarer å konsumere oppstår algeoppblomstringer som sekundært kan føre til oksygensvinn, når algene sedimenterer og brytes ned. Dersom algeproduksjonen derimot kan styres og omsettes i nyttige produkter, kan næringsrikt avløpsvann forvandles fra et forurensningsproblem til en ressurs. Bruk av alger for rensing av avløpsvann er etablert teknikk. Enkle dammer eller laguner for rensing av kloakkvann brukes ofte i tempererte og tropiske strøk. Algene har her en viktig funksjon som oksygenkilde til mikroorganismenes nedbrytning av organisk stoff. I slike anlegg skjer imidlertid ingen aktiv høsting av algebiomassen og renseseffekten mht. næringssalter er derfor dårlig. I mer avanserte anlegg brukes alger for etterpolering av biologisk rensed avløpsvann. De plantenæringsstoffer som blir frigjort ved den biologiske nedbrytningen av organisk stoff assimileres av algene som skilles fra avløpsvannet før det slippes ut. Anlegg av denne typen har lenge vært i bruk i USA og Israel (Oswald and Golueke 1960, Shelef et al. 1980). Anleggene er utformet som grunne dammer eller kanaler, hvor algene holdes i suspensjon ved mekanisk omrøring eller lufting. Algebiomassen som produseres kan nyttiggjøres som energikilde ved konvertering til biogas.

En komplikasjon med mikroalger for rensing av avløpsvann er at separasjonen av algene fra vannfasen er vanskelig. De fleste alger sedimenterer langsomt, men autoflokkulering kan skje ved høye pH-verdier. Ofte kreves tilsetning av flokkulanter, f. eks. aluminiumsalter (Nyholm et al. 1978, Shelef et al. 1980). Bruk av flokkulanter kan imidlertid redusere verdien av algebiomassen f. eks. ved bruk som fôr. Separering av alger ved sentrifugering eller filtrering er energikrevende og komplisert og dermed lite aktuelt i et renseanlegg.

Et interessant alternativ er å innføre et nytt biologisk trinn i prosessen i form av konsumenter som filtrerer algene ut fra vannet. På denne måten overføres biomassen i en form som er lettere høstbar og eventuelt har en større nytteverdi. Aktuelle organismer i et slikt rensetrinn er f. eks. muslinger eller zooplankton. Et avansert anlegg etter dette prinsipp er utviklet i USA (Goldman et al. 1973). Biologisk rensed avløpsvann ble blandet med sjøvann og ledet til en algedam. Utløpet fra algedammen ble ført gjennom kanaler med gitter, hvor det ble dyrket muslinger som filtrerte ut algene. Vannet passerte til slutt gjennom en dam med makroalger som tok opp mesteparten av de næringssalter som var igjen i vannet. I dette anlegget oppnådde man så høy renseseffekt at konsentrasjonen av nitrat i utløpet var lavere enn i resipienten hvor det ble sluppet ut.

I lignende flertrinns anlegg med ferskvannsorganismer har man benyttet vannlopper (dafnier) som konsumenter av mikroalgene (Gordon et al. 1982, Proulx og de la Noüe 1985, Combres et al. 1993). Dafniene filtrerer partikler fra vannet ved mha. spesialiserte antenner. Partikler ned til bakteriestørrelse blir fjernet fra vannfasen. Et voksent individ av den største arten, *Daphnia magna*, kan filtrere ca. 4 mL vann pr.time (Lampert 1987). De store dafnieartene er opp til 5 mm og er lette å høste mekanisk ved siling gjennom ett finmasket nett. Dafnier er egnet bl. a. som fôr til oppdrett av fiskeyngel.

Et forsøk med dyrking av alger og dafnier i et to-trinns biodamanlegg ble gjennomført i Kolbotn, Akerhus i 1993-95. Hensikten med forsøket var å undersøke produksjonspotensialet for alger og dafnier, og renseseffekt med hensyn til næringssalter i et slikt anlegg under norske forhold.



## 4 BESKRIVELSE AV ANLEGGET

Dammene ble konstruert som flytende innhegninger av plastduk. Algedammene var rektangulære, med 60 m<sup>2</sup> overflateareal og 1.5 m dype. Zooplanktondammene var runde, 4 m i diameter og ca. 5 m dype med konisk avslutning. (Se fig. 4.1). Tre parallelle linjer med en algedam og en zooplanktondam ble plassert i den nordre delen av Kolbotnvatn. Dammene ble holdt oppe med flytekrager som var festet til flytende trebrygger. (Se fig. 4.2)

Vann ble pumpet opp fra en tilløpsbekk til Kolbotnvatn som drenerer tettstedet nord for innsjøen. Bekken var preget av tilførsel av kloakkvann fra bebyggelsen. En kum ble konstruert i bekken, og en dykket pumpe plassert i kummen. Vann fra kummen ble pumpet opp til et overløpskar med tre V-overløp. Fra overløpene ble vannet ledet ut til de tre algedammene.

Algedammene ble tilført luft fra en kompressor via perforerte plastrør langs med bunnen. Rørene var plassert ved langveggen, slik at luftstrømmen førte til en roterende bevegelse av vannmassene i dammene. Vannet fra algedammene rant videre til zooplanktondammene gjennom plastrør ca. 0.5 m under overflaten. Zooplanktondammene ble luftet svakt for å unngå sjikning og oksygenmangel. I utløpet fra zooplanktondammene ble det montert en klaffventil for å hindre at fisk fra Kolbotenvatnet skulle svømme inn.

Vannføringen gjennom dammene ble styrt ved justering av nivået i V-overløpene. Gjennomstrømningen var 5-20 m<sup>3</sup>/døgn som ga oppholdstider fra 4.5-18 døgn i algedammene (st tabell 4.1).

Tabell 4.1. Vannføring gjennom de ulike linjene av alge- og zooplanktondammer

Linje	Periode	m <sup>3</sup> /døgn	Oppholdstid (døgn)		
			Alger	Zooplankton	Totalt
1	19.7 - 19.10 1983	5.0	18.0	10.0	28.0
1	10.5 - 17.7 1984	4.6	19.6	10.8	20.5
1	17.7 - 15.10.84	12.9	7.0	3.9	10.9
1	10.5 - 24.5 1985	5.0	18.0	10.0	28.0
1	24.5 - 18.7 1985	15.0	6.0	3.3	9.3
2	19.7 - 19.10 1983	8.6	10.5	5.8	16.3
2	10.5 - 17.7 1984	4.6	19.6	10.8	30.4
2	17.7 - 15.10 1984	18.8	4.8	2.7	7.5
2	10.5 - 24.5 1985	5.0	18.0	10	28
2	24.5 - 18.7 1985	13.0	6.9	3.8	10.7
3	19.7 - 19.10 1983	8.6	10.5	5.8	16.3
3	10.5 - 17.7 1984	4.6	19.6	10.9	30.5
3	17.7 - 19.10 1984	18.0	5.0	2.8	7.8
3	10.5 - 24.5 1985	5.0	18.0	10	28
3	24.5 - 18.7 1985	11.5	7.8	4.3	12.1

Anlegget ble startet opp 19.7 1983. Algedammene ble podet med *Scenedesmus quadricauda* NIVA-CHL 7) som var dyrket opp fra en laboratoriekultur. Det ble tilsatt ca. 100 l algekultur som inneholdt 118 mg tørrvekt/l til hver av dammene. Dafnier ble hentet fra Frognerdammen (*D. pulex* og *D. longispina*) og fra en dam på Lysaker (*D. magna*). I 1984 og 1985 ble det ikke tilført alger eller dafnier til dammene.

Fisk (laks og bekkerøye) ble i perioder satt ut i zooplanktondammene. Hensikten var å studere zooplanktonets fôrverdi for fiskoppdrett, og effekten av predasjon på zooplanktonet.

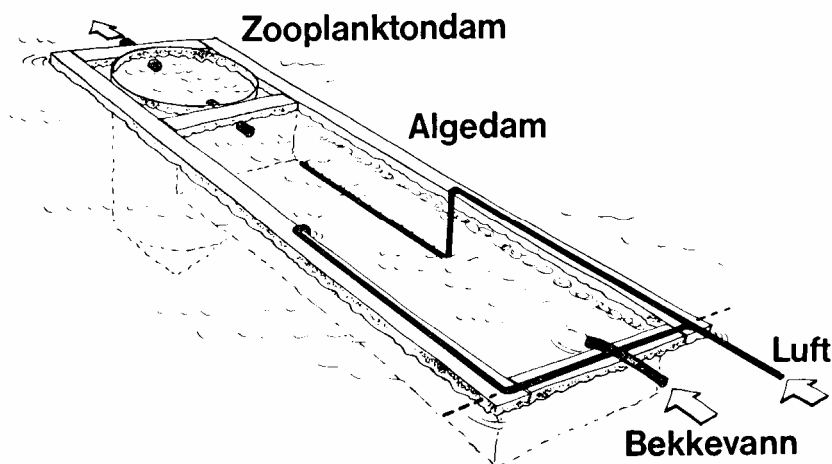


Fig. 4.1. Skisse av en biodamlinje med en algedam og en zooplanktondam.

Prøvetaking ble utført i tilløpsbekken og hver av biodammene 1-2 ganger pr. uke fra 19.8 - 19.10 1983 og fra 5.5 - 2.10 1984. Prøvene ble analysert på næringsalter (total fosfor, løst fosfor, fosfat, total nitrogen, løst nitrogen, nitrat og ammonium). Klorofyllanalyser ble utført på prøver fra alge- og zooplanktondammene. I 1984 ble det også foretatt bestemmelse av partikkelvolum som et mål på algetettheten i biodammene. Partikkelvolum ble analysert med en Coulter Counter ZB.

Artsammensetningen av alger ble undersøkt ved mikroskopering av jod-fikserte, kvantitative prøver. Prøver av zooplankton fra zooplanktondammene ble innsamlet for måling av biomasse og undersøkelse av artsammensetningen.

Et begrenset prøvetakingsprogram ble også gjennomført i 1985, før forsøket ble avsluttet i slutten av juli.

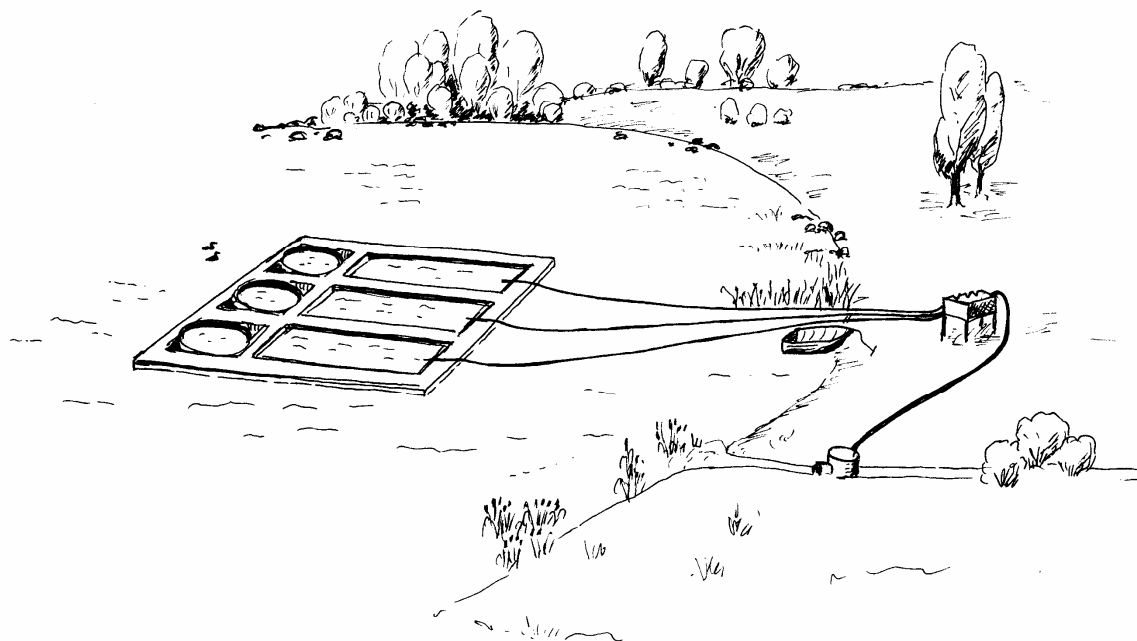


Fig. 4.2. Skisse av biodamanlegget i Kolbotnvatn

## 5 UTVIKLINGEN I ALGEDAMMENE

### 5.1 Metoder

Utviklingen av algebiomasse i alge- og zooplankton dammene ble fulgt ved analyser av klorofyll-a. I 1984 ble også totalvolum av partikler av størrelse 14-14360  $\mu\text{m}^3$  analysert med Coulter Counter. Partikkelvolumene bestemt med Coulter Counter er blitt kalibrert mot gravimetrisk tørrvektbestemninger av kulturer av *Scenedesmus acuminatus* for å gjøre det mulig å beregne biomassen som tørrvekt. Dette ga omregningsfaktoren 0.38  $\text{mg}/\text{mm}^3$ . (Se fig. 5.1).

Artsammensetningen av alger ble analysert, og mengden vurdert semikvantitativt etter en skala 1-5 hvor:

- 1 Sjelden (få individer observert)
- 2 Sparsom
- 3 Vanlig
- 4 Rikelig
- 5 Dominerende

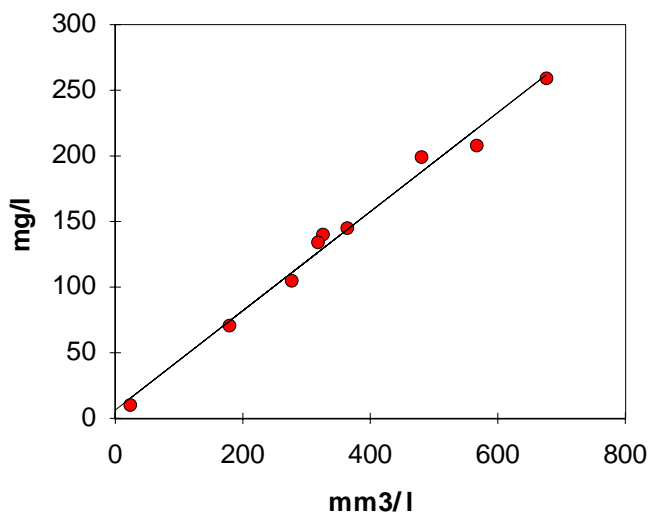


Fig. 5.1 Sammenheng mellom tørrvekt og partikkelvolum målt med Coulter Counter i laboratoriekulturer av *Scenedesmus acuminatus*.

## 5.2 Resultater

Arts sammensetningen i algedammene er fremstilt grafisk i fig. 5.2 - 5.7. Klorofyllkonsentrasjonene i 1983 og 1984 er vist i figurene 5.8 og 5.9. I 1984 ble også biomasseutviklingen registrert ved måling av partikkelvolum. Resultatene av disse målingene er vist i fig. 5.10.

### 5.2.1 1983

Biodammene ble podet med ca. 100 L av en kultur av *Scenedesmus quadricauda* for å få en rask utvikling av algebestanden. I A2 var denne arten fortsatt tilstede i begynnelsen av september, men andre arter (*Micractinium pusillum*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Coelastrum microporum* og *Scenedesmus acuminatus*) konkurrerte etterhvert ut *S. quadricauda*. I algedammene A1 og A3 var algeutviklingen i begynnelsen noe raskere enn i A2. Her dominerte grønnalger helt fra starten. I A1 var *Scenedesmus acuminatus* viktigst til i begynnelsen av september. Senere overtok *Micractinium pusillum* mer og mer. I A3 var *S. acuminatus* dominerende i hele perioden august-oktober, men *Coelastrum microporum* var også vanlig i august og begynnelsen av september.

I algedammen A1 var klorofyllnivået høyest i slutten av august og slutten av september. I den mellomliggende perioden var det et minimum i klorofyllkonsentrasjon i forbindelse med skifte i dominans fra *Scenedesmus acuminatus* til *Micractinium pusillum*. Den høyeste konsentrasjonen var 325 µg/L 28 sept. Middelerdi for perioden august-oktober var 180 µg/L.

I A2 økte klorofyllnivået ved oppstartingen av dammene langsommere enn i de andre algedammene. Det skyldes trolig en oppblomstring av rotatorier (*Keratella sp.*) Før grønnalgene dominerte var det også en del cryptomonader i denne dammen. Fra begynnelsen av september til begynnelsen av oktober varierte klorofyllkonsentrasjonen i A2 mellom 116 og 320 µg/L. Mot slutten av sesongen sank klorofyllkonsentrasjonen til ca. 80 µg/L 19.10.

De viktigste artene i A2 var grønnalgene *Actinastrum hantzschii*, *Micractinium pusillum* og, særlig mot slutten av sesongen, *Dictyosphaerium pulchellum*. *Scenedesmus quadricauda* som dammen ble podet med fra en laboratoriekultur, var tilstede i slutten av august og begynnelsen av september, men ble etterhvert utkonkurert av de andre artene.

A3 hadde den høyeste biomassen, målt som klorofyll, av algedammene i 1983. Fra slutten av august og helt til siste prøvetakingsdato (19.10) var klorofyllkonsentrasjonen mellom 250 og 550 (middelverdi 350)  $\mu\text{g/L}$ . Ved begynnelsen var *Coelesphaerium microporum* den viktigste arten, men fra av september av var *Scenedesmus acuminatus* den helt dominerende arten.

### 5.2.2 1984

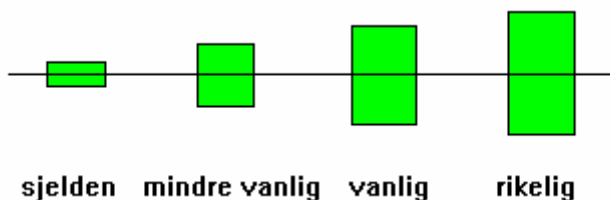
I 1984 ble anlegget startet opp etter isløsningen tidlig i mai. Utviklingen i de tre algedammene var fra begynnelsen ganske forskjellig. A1 var først dominert av diatomeen *Synedra rumpens*, men grønnalger tok over utover i juni. *Scenedesmus acuminatus* og *Micractinum pusillum* var de viktigste i juni og juli, men i august og september ble *Dictyosphaerium pusillum* etter hvert dominerende. Samtidig ble innslaget av diatomeene *Stephanodiscus hantzschii* var. *pusillum* og *Cyclotella meneghiniana* større.

Biomassen i A1 øket til ca. 20 mg tørrvekt/L og 500  $\mu\text{g}$  klorofyll-a/L i slutten av juni, og holdt seg utover juli-august mellom 20-35 mg tørrvekt/L.

I A2 var det først en oppblomstring av *Stephanodiscus hantzschii* var. *pusillum* som avtok raskt i slutten av mai. Deretter begynte grønnalgene *Coelastrum microporum*, *Micractinum pusillum* og *Dictyosphaerium pulchellum* å utvikles, men i midten av juni brøt dette samfunnet sammen. Det ble etterfulgt av et samfunn som var sterkt dominert av *Scenedesmus acuminatus*. Biomassen økte i juni og juli til et maksimum på ca. 60 mg/L i august. I september og oktober minket algetettheten igjen, men *S. acuminatus* var fortsatt dominerende.

I A3 bygget algebiomassen seg opp raskere enn i de andre algedammene. Dominerende var *Scenedesmus acuminatus*, med innslag av *Synedra rumpens*. Biomassen var allerede i juni ca. 50 mg/l. I begynnelsen av juli skjedde et dramatisk sammenbrudd av algesamfunnet i A3. I løpet av 11 dager sank klorofyllkonsentrasjonen fra 290 til 4  $\mu\text{g/L}$ . Nedgangen var raskere enn hva som kan forklares av utvaskingseffekten, dersom algenes veksthastighet var blitt lik null. Det må altså ha foregått en aktiv nedbrytning av algematerialet. Det ble funnet mange tomme celler av *Scenedesmus spp.* i prøvene fra denne perioden. Den mest sannsynlige årsaken til sammenbruddet er infeksjon med parasitter eller virus. Forgiftning kan utelukkes fordi ingen effekt ble påvist i de andre dammene.

Det tok lang tid før algebiomassen på nytt bygget seg opp i A3. Forsøk med poding fra A2 førte ikke frem. Fargen i dammen var grålig i juli og august. I august begynte algebiomassen langsomt å øke, men den stabiliserte seg etter hvert på et ganske lavt nivå sammenlignet med de andre algedammene (ca. 10 mg/L). Samfunnet ble mot slutten dominert av *Coelastrum microporum* og *Dichtyosphaerium pulchellum*.



Skala for semikvantitativ fremstilling av algeforekomst i algedammene i fig. 5.2 - 5.7

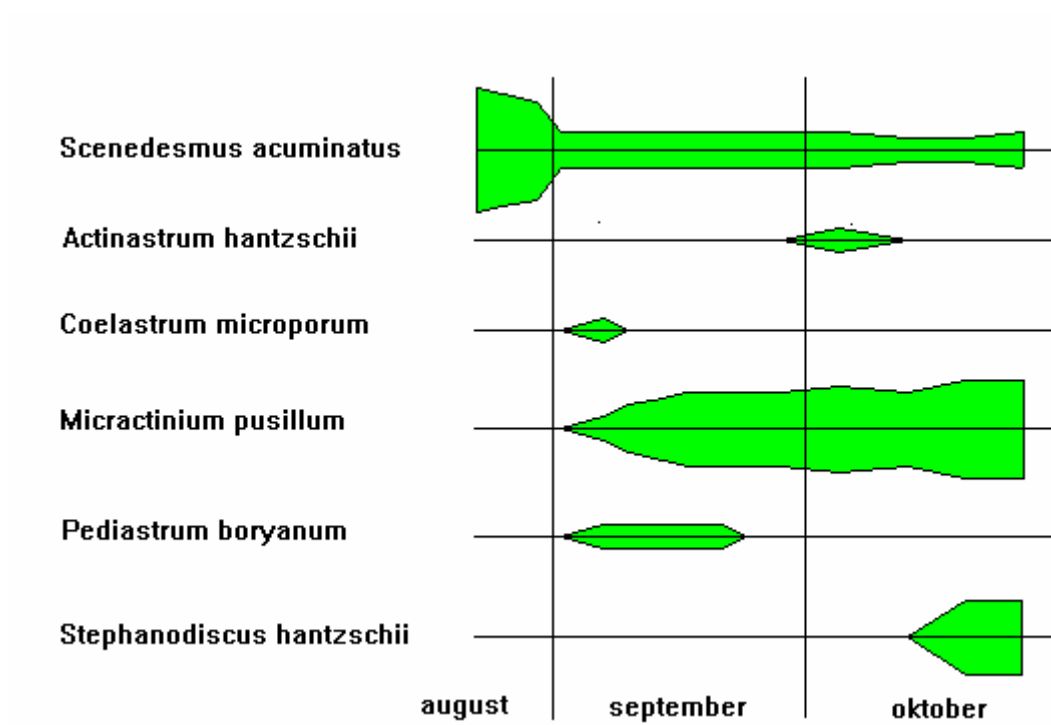


Fig. 5.2. Forekomst av ulike alger i Algedam 1 1983

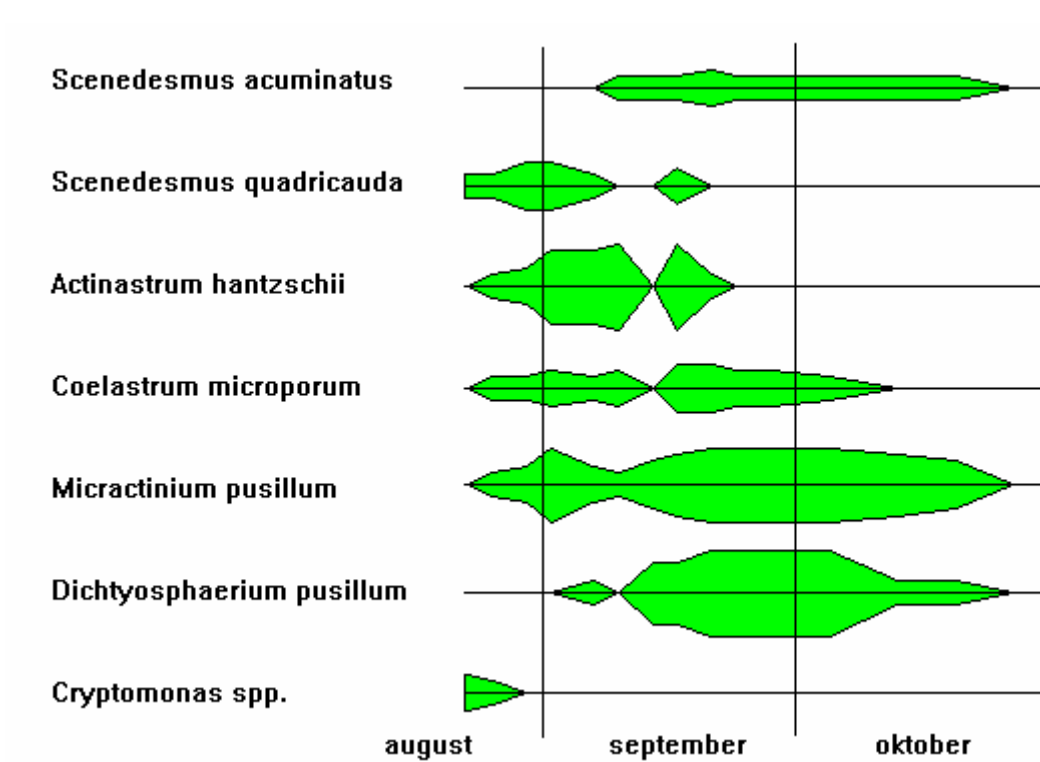


Fig. 5.3. Forekomst av ulike alger i Algedam 2 1983

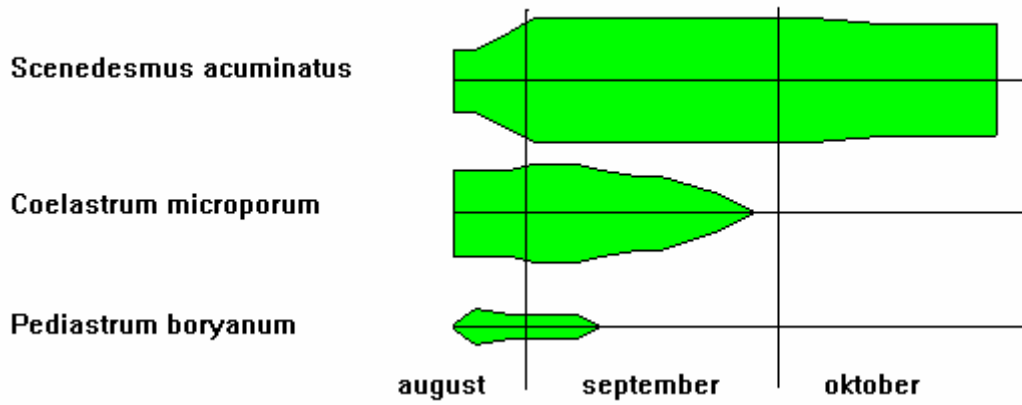


Fig. 5.4. Forekomst av ulike alger i Algedam 3 1983

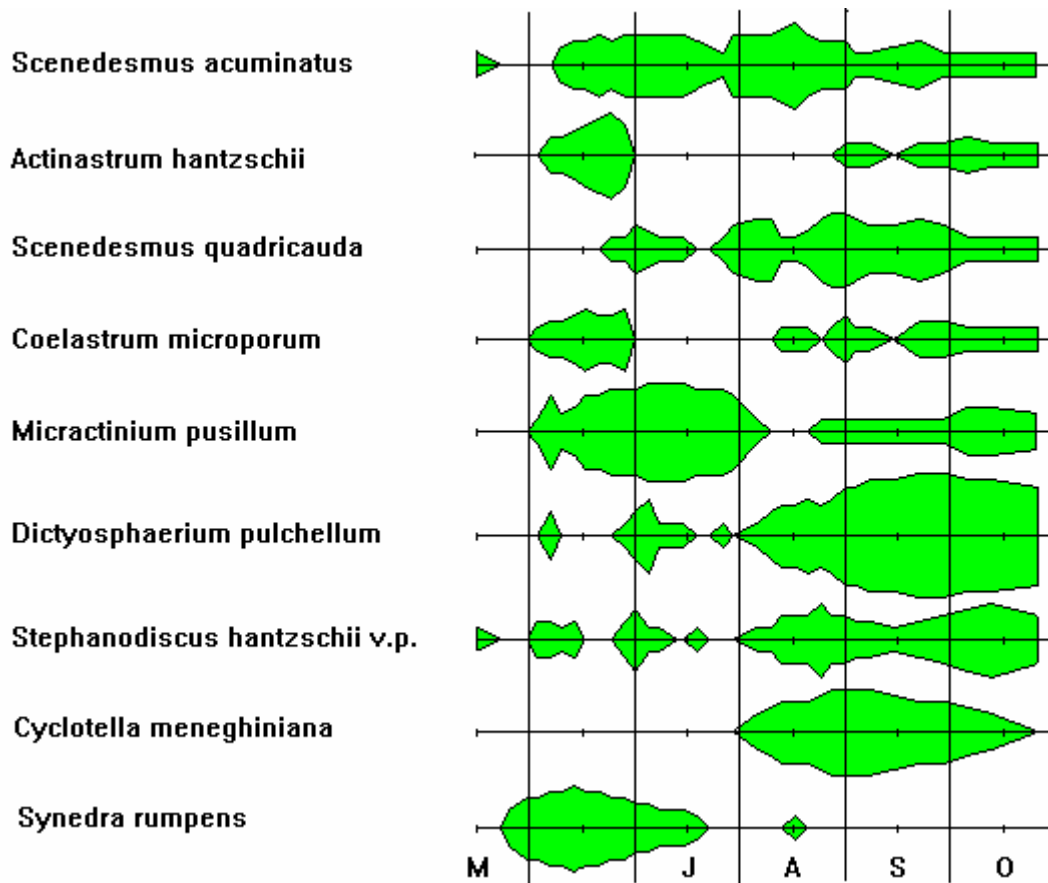


Fig. 5.5. Forekomst av ulike alger i Algedam 1 1984

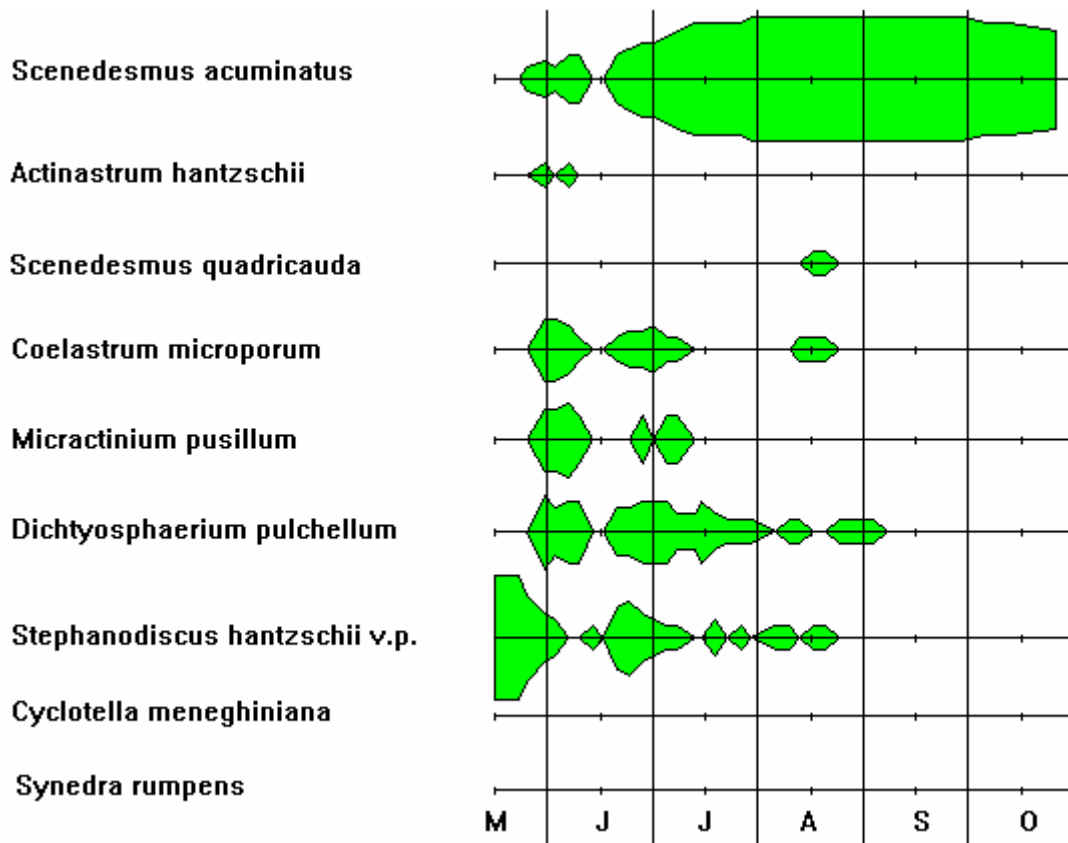


Fig. 5.6. Forekomst av ulike alger i Algedam 2 1984

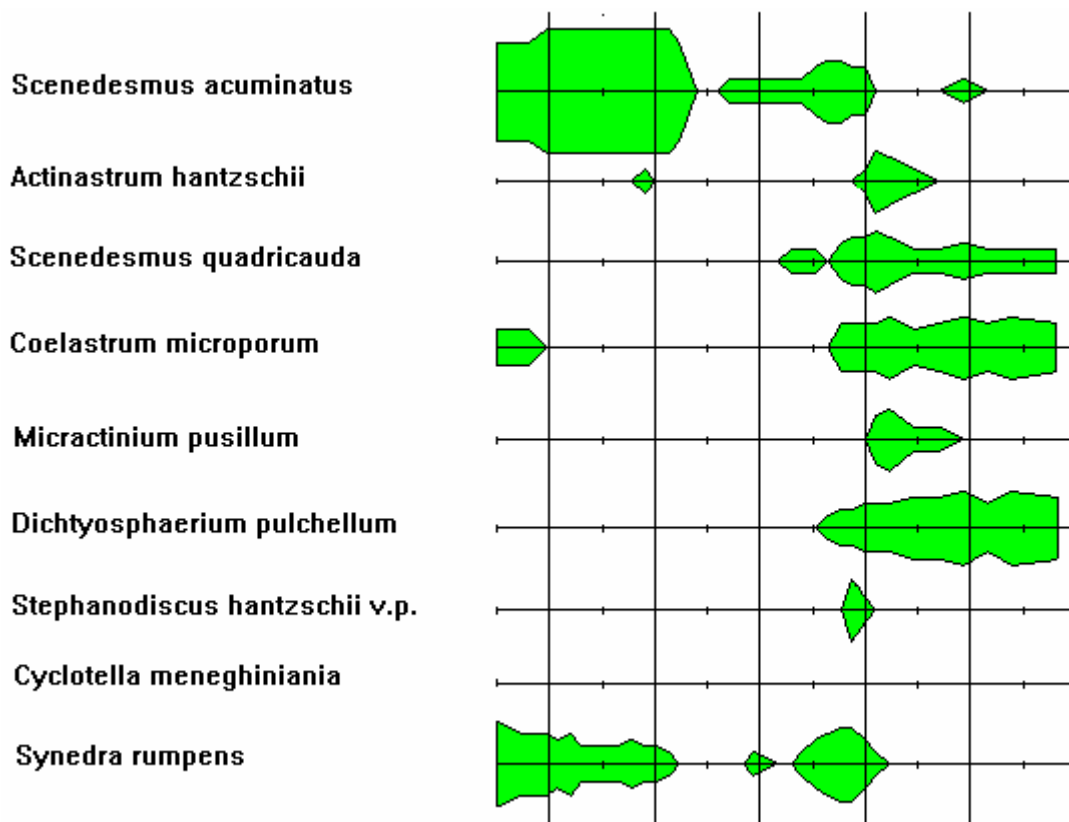


Fig. 5.7. Forekomst av ulike alger i Algedam 3 1984



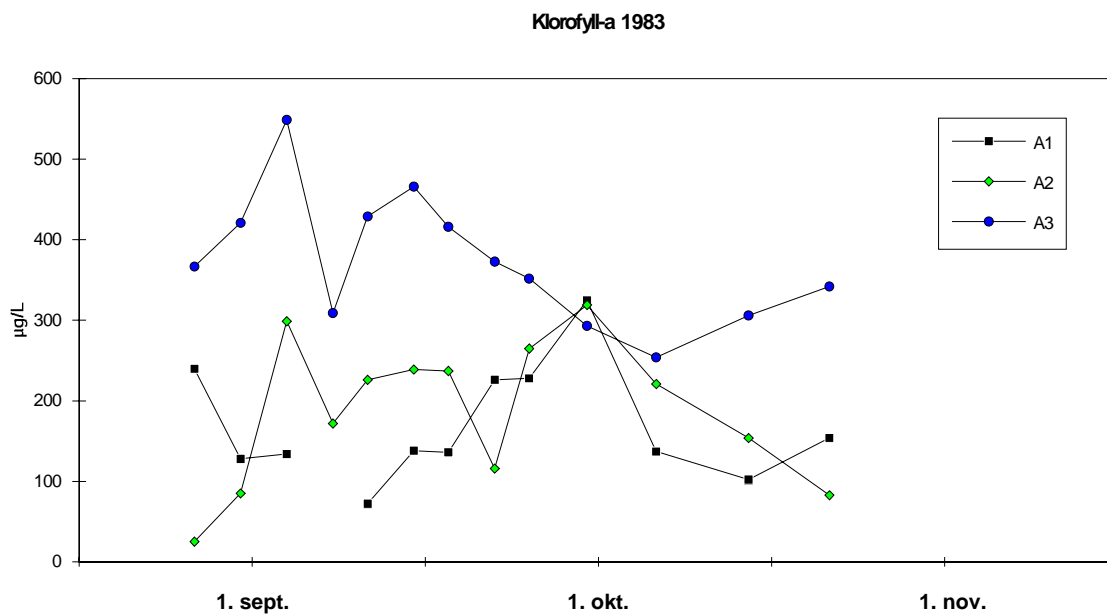


Fig. 5.8. Klorofyll-a i algedammene 1983

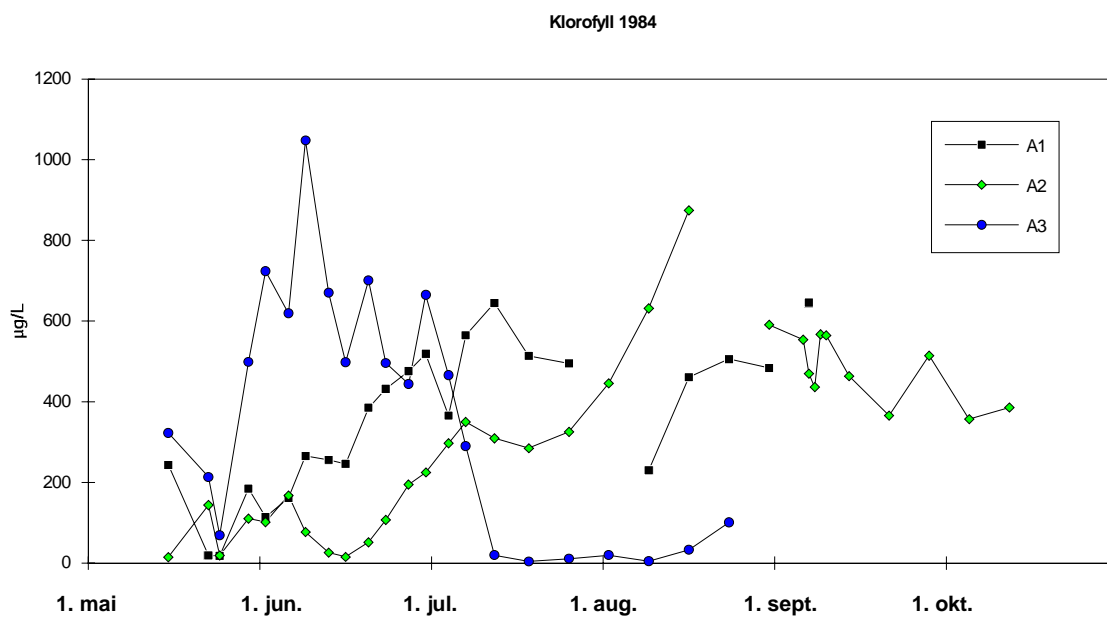


Fig. 5.9. Klorofyll-a i algedammene 1984

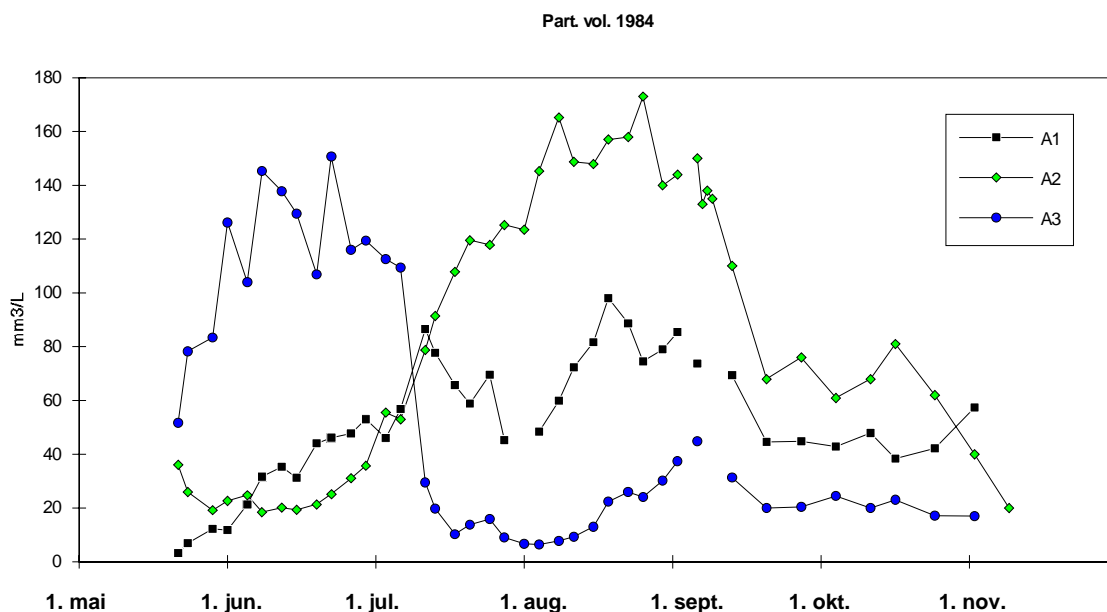


Fig. 10. Partikkelvolum i algedammene 1984

## 6 PRODUKSJON I ALGEDAMMENE

For 1984 er produksjonen i algedammene beregnet ut fra biomassevariasjonene (målt som partikkelvolum) og vannføringen etter følgende formel:

$$P = \frac{X_a + X_b}{2} * F + \frac{(X_b - X_a) * V}{D}$$

Hvor

- P= netto produksjon (g døgn<sup>-1</sup>)
- X<sub>a</sub>= biomasse dag a (g m<sup>-3</sup>)
- X<sub>b</sub>= biomasse dag b (g m<sup>-3</sup>)
- F= vannføring (m<sup>3</sup> døgn<sup>-1</sup>)
- V= dammens volum (m<sup>3</sup>)
- D= antall døgn (b-a) (døgn)

Produksjonen pr. m<sup>2</sup> blir da  $\frac{P}{60}$  g m<sup>-2</sup> døgn<sup>-1</sup>.

Resultatet av beregningene er fremstilt i figur 6.1-3 Beregningsmåten gir store svingninger i produksjonen, som til en del sikkert skyldes usikkerheter i biomassebestemningene. Det er heller ikke tatt hensyn til at det fant sted en del kortere brudd i vanntilførselen ved beregningene. Middelerverdi av produksjonen over lengre perioder bør imidlertid gi et forholdsvis korrekt bilde av produksjonsnivået.

I A1 var produksjonen etter denne beregning 1-3 g m<sup>-2</sup> døgn<sup>-1</sup> i juni. Etter økning av vannføringen fra 4.4 m<sup>3</sup> til 12.9 m<sup>3</sup> døgn<sup>-1</sup> øket produktiviteten til 4-10 g m<sup>-2</sup> døgn<sup>-1</sup> i juli og august. Gjennomsnittsproduksjonen i juli og august var 5.5 g m<sup>-2</sup> døgn<sup>-1</sup>.

I A2 var produksjonen lav frem til i begynnelsen av juli, men øket raskt i midten av juli. Etter at vannføringen ble øket til  $18.8 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  i midten av juli, var produksjonen meget høy frem til begynnelsen av september. Gjennomsnittsproduksjonen i perioden 20 juli -11 september var  $16.5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ .

I A3 var produksjonen høyere enn i de andre algedammene i juni, men i begynnelsen av juli viste beregningene en negativ produksjon i sammenheng med at algesamfunnet brøt sammen. Den negative produksjonen støtter antagelsen av at algene ble infisert av parasitter eller virus, som førte til rask nedbrytning av algene. Senere i sesongen tok produksjonen seg noe opp igjen, men den var hele tiden lav sammenliknet med de andre dammene.

Den store produksjonen i A2 i forhold til A1 fra begynnelsen av juli skyldes at både vannføringen og biomassen i A2 var høyere i denne perioden. Det ser ut til at den større vannføringen i A2 har vært gunstig for produktiviteten. Det fremgår av figuren og at økningen av vannføring fra  $4.6$  til  $18.8 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  som ble foretatt 17 juli ikke førte til en nedgang i biomassen, og at produksjonen derved øket tilsvarende.

Ved å ta utgangspunkt i fosfortilførselen til algedammene er det mulig å beregne en potensiell fosforbegrenset algeproduksjon i algedammene. Dette er gjort for å kontrollere om de produksjonsnivåer som er beregnet fra biomassemålingene er rimelige. Med en fosforkonsentrasjon i innløpet =  $590 \text{ mg/L}$  (middelverdi for perioden 15.5 - 17.8) og en vannføring på  $18.8 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  som under den mest produktive perioden i A2, blir den totale fosforbelastningen  $11 \text{ g d}^{-1}$ . Med et fosforinnhold i algene =  $0.6\%$  (se kapittel 10) blir produksjonspotensialet  $830 \text{ g d}^{-1}$ , eller  $31 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Dette er mer enn hva som ble funnet ved beregningene av produksjon fra biomassemålingene, og tyder derfor på at de beregnede verdiene ikke er urimelige ut fra fosfortilførselen til algedammene. Resultatet betyr at produksjonen ikke har vært fosforbegrenset i A2 i 1984. Analyser av fosforkomponenter i algedammene viser også at det som regel har vært et overdskudd av fosfat i algedammene.

I 1985, når fosforkonsentrasjonen i innløpet var lavere, var fosfatfjerningen i algedammene derimot nærmest fullstendig. Algenes innhold av fosfor var også betydelig lavere enn i 1984. Produksjonen i 1984 var derfor trolig begrenset av fosfortilførselen.

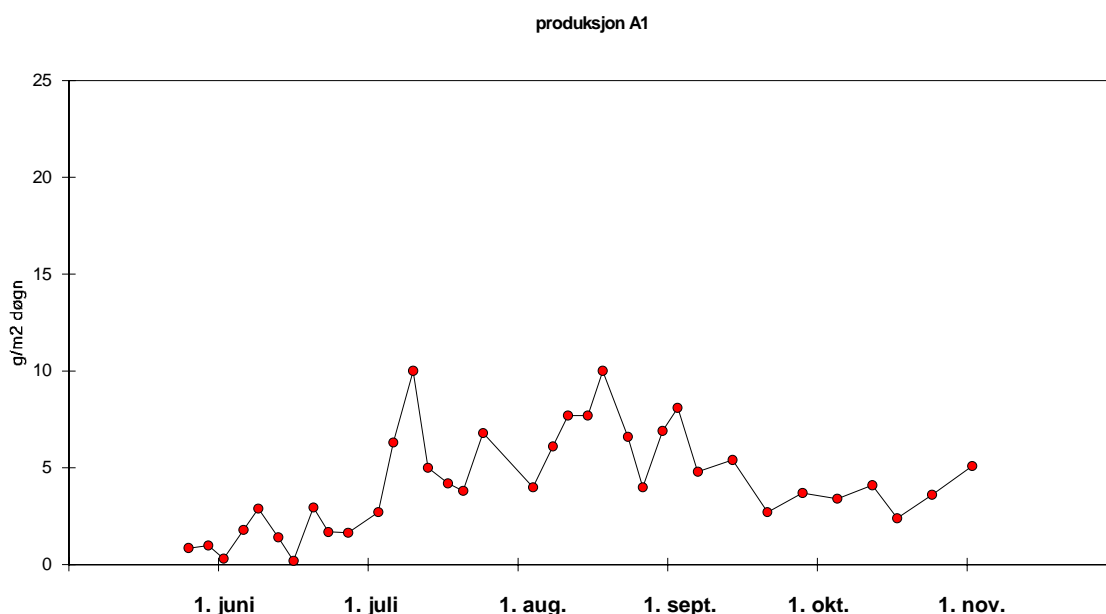


Fig. 6.1. Beregnet produksjon (g tørrvekt/m<sup>2</sup>/døgn) i algedammen A1, 1984.

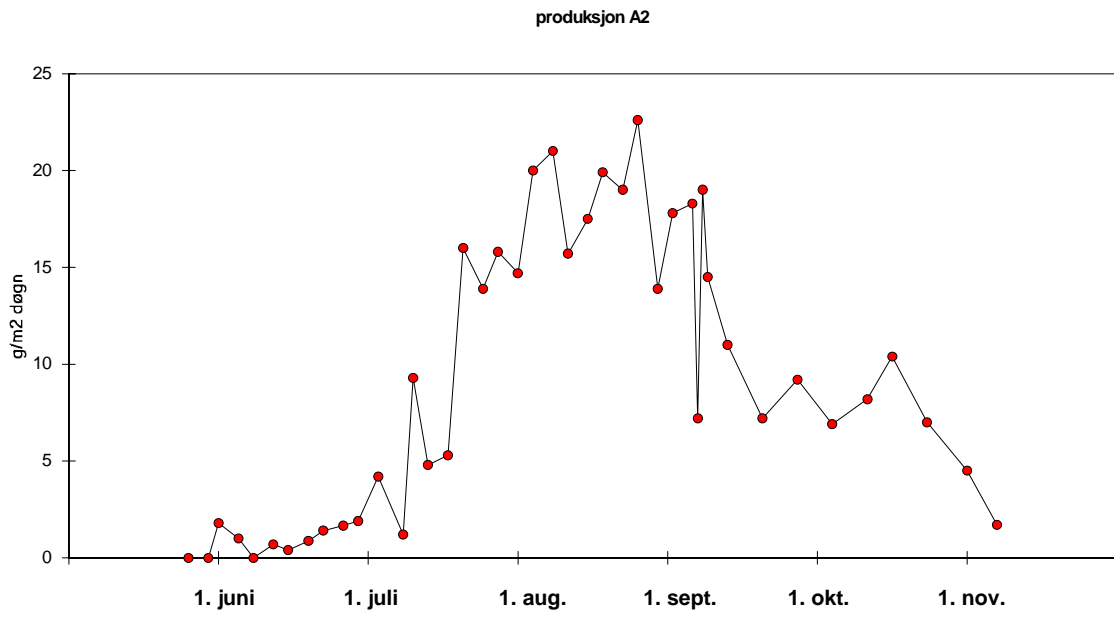


Fig. 6.2. Beregnet produksjon (g tørrvekt/m<sup>2</sup>/døgn) i algedammen A2, 1984.

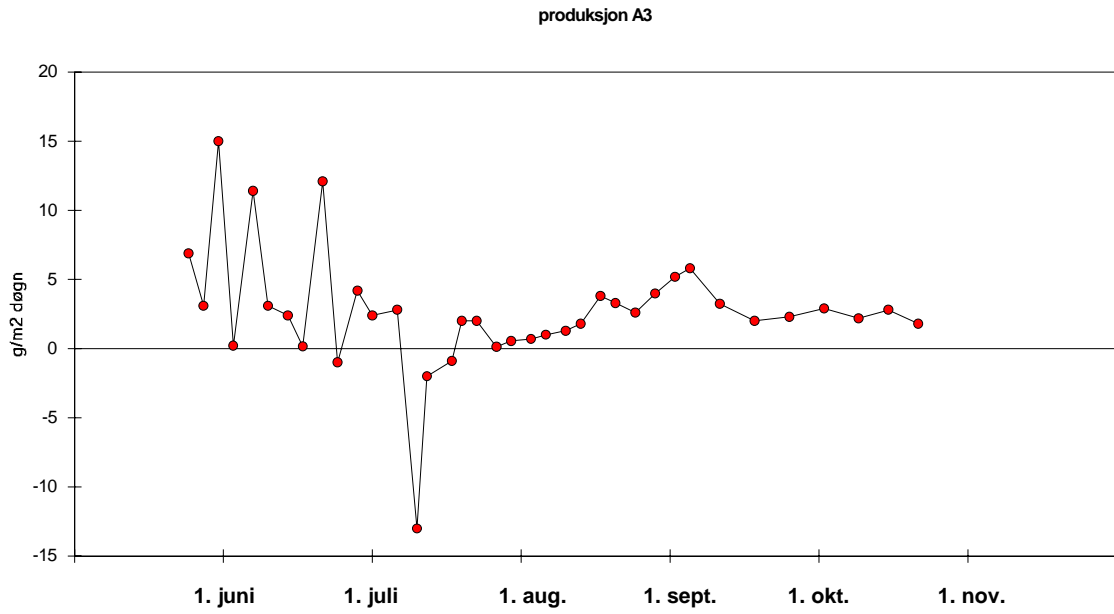


Fig. 6.1. Beregnet produksjon (g tørrvekt/m<sup>2</sup>/døgn) i algedammen A3, 1984.

## 7 MÅLINGER AV FOTOSYNTESE OG RESPIRASJON

### 7.1 Metoder

I 1984 ble det gjort forsøk med kontinuerlige målinger av oksygen for beregning av fotosyntese og respirasjon i algedammene. Til dette formål ble det benyttet en HP 3421A datalogger styrt av en HP 41C. Til dataloggeren var koblet en eller to YSI oksygenmetere, to Lambda kvantumsensorer for måling av lys (PAR) i luft og på 10 cm dyp, og to termoelmenter for registrering av vanntemperatur. Oksygenelektroden var montert i målekamre med kontinuerlig gjennomstrømning av vann fra en nedsenkbar pumpe. Oksygenmålingene ble foretatt på to steder i en dam eller i to dammer samtidig. Målinger med alle sensorene ble foretatt hver 2-10 minutt og resultatene lagret på magnetbånd. Data fra magnetbånd ble overført til disketter og bearbeidet på en HP 87 PCer.

Metode for beregning av fotosyntese og respirasjon fra oksygenmålinger er beskrevet av Markager og Sand-Jensen (1989).

### 7.2 Resultater

Resultatene av målinger av primærproduksjon og respirasjon i biodammene i 1984 er vist i tabell. 7.1 og 7.2

Tabell 7.1. Lys, bruttoprimærproduksjon (BPP), nettoprimærproduksjon (NPP) og respirasjon i algedam A1 i 1984. Alle verdier er angitt pr. døgn.

Dato	Lys $\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$	BPP $\text{g O}_2 \text{m}^{-2}$	NPP $\text{g O}_2 \text{m}^{-2}$	Resp. $\text{g O}_2 \text{m}^{-2}$
22.08*	10	6.2	-2.4	8.6 <sup>x</sup>
23.08	19	12.2	3.6	8.6
25.08*	40	12.2	4.0	8.2 <sup>x</sup>
26.08	34	12.2	4.3	7.9
27.08	16	11.4	3.5	7.9
28.08	22	10.6	4.0	7.9
29.08	24	10.9	4.1	7.3
30.08	14	8.4	1.6	7.3
31.08	31	11.0	4.2	6.5
01.09	32	12.2	5.4	6.8
02.09	24	11.4	4.6	6.8

\* = Måleserie starter ved sann middag. Ved beregning av innstråling og produksjon er det antatt at denne er symmetrisk omkring middag.

<sup>x</sup> = Respirasjonen er interpolert fra nærmeste målte døgn.

Tabell 7.2. Lys, bruttoprimærproduksjon (BPP), nettoprimærproduksjon (NPP) og respirasjon i algedam A2 i 1984. Alle verdier er angitt pr. døgn.

Dato	Lys $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$	BPP $\text{g O}_2 \text{m}^{-2}$	NPP $\text{g O}_2 \text{m}^{-2}$	Resp. $\text{g O}_2 \text{m}^{-2}$
03.09	18	12.0	4.8	7.2
04.09	31	14.5	7.3	7.2
05.09	28	13.1	6.4	6.7
06.09	15	-	-	-
07.09	26	-	-	-
08.09	16	10.8	5.4	5.4
09.09	5	6.3	1.3	5.0
10.09	14	10.5	5.8	4.7
11.09*	19	10.3	5.6	4.5
12.09	11	8.1	3.6	4.5
13.09	25	11.1	6.8	4.3
14.09	11	9.3	5.0	4.3
15.09	11	9.4	5.4	4.0
16.09	8	7.2	4.3	2.9
17.09	12	8.2	5.3	2.9
21.09	6	4.3	-0.7	5.0
22.09	7	4.6	-0.4	5.0
23.09	10	6.5	1.5	5.0
24.09	3	3.1	-1.9	5.0
28.09*	9	5.4	0.0	5.4
29.09	10	6.2	0.6	5.6
30.09	4	3.9	-1.9	5.8
03.10*	6	3.3	0.7	3.2
04.10	10	4.5	1.6	2.9
05.10	14	5.2	2.5	2.7
10.10*	7	4.7	1.7	2.2
11.10	13	4.3	2.2	2.1
12.10	12	3.1	1.6	2.0
16.10	8	6.3	4.5	1.8
17.10	7	6.0	4.3	1.7
21.10	2	2.5	1.1	1.4
22.10	5	3.5	2.1	1.4

\* = Måleserie starter ved sann middag. Ved beregning av innstråling og produksjon er det antatt at denne er symmetrisk omkring middag.

x = Respirasjonen er interpolert fra nærmeste målte døgn.

## 8 NITROGENOMSETNING I ALGEDAMMENE

Nitrogenomsetningen i algedammene er vurdert ut fra målinger i perioden 3-7.9 1984. I denne perioden ble det foretatt daglige målinger av tot. N, løst N, nitrat-N og ammonium-N. Tabell 8.1 viser de målte og beregnede verdier. Figur 8.1 viser nitrogenomsetningen ut fra gjennomsnittsverdier fra perioden.

Den største delen av nitrogentilførselen skjer i form av ammonium og organisk bundet nitrogen. Det meste av dette tas opp i algene. Algenes nitrogenopptak er beregnet ut fra målinger av nettoprimærproduksjonen (tabell 7.2) og fra deres nitrogeninnhold (tabell 10.1). Når algene tar opp nitrogen foretrekkes ammonium fremfor nitrat. Da størstedelen av nitrogenet i tilførselen til algedammene foreligger som ammonium er det rimelig å anta at algenes nitrogenopptak nesten utelukkende skjer i form av ammonium.

Ved omregning av primærproduksjonsdata fra oksygen til karbon er det nødvendig å kjenne algenes nitrogenkilde, fordi det vil påvirke forholdet mellom utskilt mengde oksygen og opptatt mengde karbon.

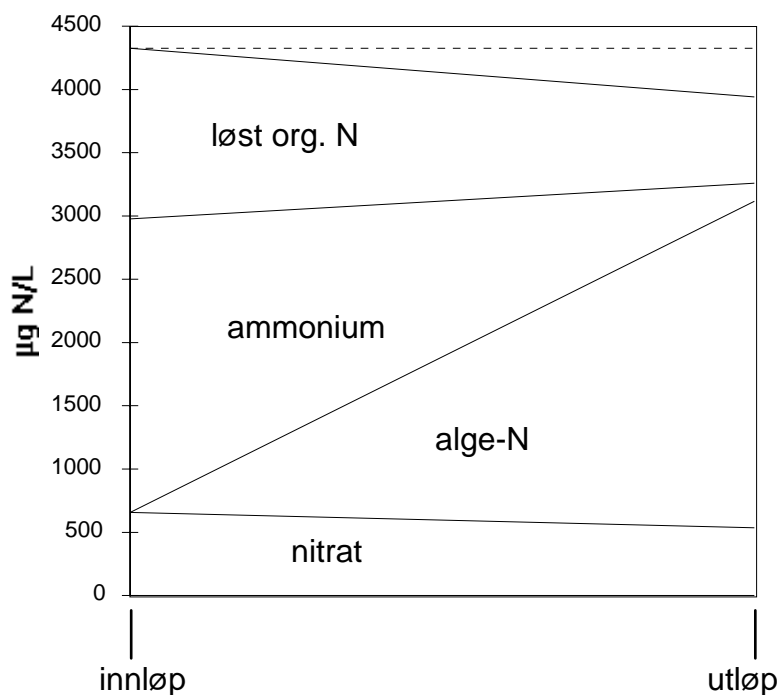
Analyseresultatene tyder ikke på at det skjer noen vesentlig reduksjon av nitrogeninnholdet i algedammene. Den reduksjon på ca. 10% som ses av figur 8.1 kan skyldes at dammene ikke er helt i likevekt. Eventuelt kan også analysene av totalnitrogen i utløpet vise for lave verdier p.g.a. ufullstendig oppslutning av nitrogen bundet i algemateriale. Nedgangen i nitrogeninnholdet i algedammen kan imidlertid også være reell og skyldes denitrifikasjon.

Et forhold som har betydning for måling av algenes nettoprimærproduksjon er oksidasjonen av reduserte nitrogenforbindelser. Dette vil medføre et oksygenforbruk som vil redusere den målte nettoprimærproduksjonen. Oksidasjonen av nitrogenforbindelser kan vurderes ved å beregne tot. N minus nitrat i henholdsvis innløp og utløp. Slike beregningsresultater er fremstilt i tabell 8.1.

Tabell 8.1. Nitrat, totalnitrogen og reduserte nitrogenforbindelser i algedam A2 (middelverdier i  $\mu\text{g/L}$  for perioden 3-7.9 1984).

	tot. N	$\text{NO}_3 - \text{N}$	red. N
Innløp	4320	659	3661
Utløp	3940	536	3404
Oksidasjon			263

Oksidasjonen av  $263 \mu\text{g/L}$  i algedammen tilsvarer et oksygenforbruk på  $0.29 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ . Dette er under forutsetningen at algenes nitrogenopptak utelukkende skjer som ammonium.



Figur 8.1 Omsetning av nitrogenfraksjoner i algedam A2 (Middelverdier for perioden 3-7.9.84). Nitrogen i algebiomassen er beregnet fra målinger av primærproduksjon og C/N-forhold = 6.6/1. Figuren viser at ca. 65% av nitrogenet i utløpet av algedammen er bundet i algebiomassen. Reduksjonen i ammonium tyder på at algene tar opp nitrogen hovedsakelig i form av ammonium. Fjerningen av nitrogen (ved denitrifisering eller sedimentering) i algedammen utgjør bare 380 µg/l som motsvarer 12% av tot.N i innløpet.

## 9 UNDERSØKELSE AV HETEROTROF VEKST AV *Scenedesmus acuminatus*

Den høye produksjon av alger som i perioder foregikk i algedammene gir grunn til å anta at algene i tillegg til fotosyntese også har utnyttet organisk stoff til heterotrof vekst. Den høyeste produksjonen av alger ble målt i A2 i juli-august 1984. I denne perioden var algesamfunnet dominert av grønnalgen *Scenedesmus acuminatus*. Denne algen ble isolert fra biodammen og inngår nå i NIVAs algekultursamling med klonbetegnelsen CHL 58. Et forsøk med *S. acuminatus* ble utført for å undersøke om den kunne vokse heterotroft uten lystilgang.

Vekstforsøket ble utført i 4 st.1L batch-kulturer med et uorganisk vekstmedium (10% Z8). Til to kulturer ble det satt til 5 g glukose/L. To av kulturene (med og uten glukose) ble plassert på et gyngebord med kontinuerlig belysning (ca. 50 µE cm<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>). De andre to ble plassert i et mørkt inkubatorskap. Temperaturen var 20 °C. Veksten i kulturene ble fulgt ved telling med Coulter Counter og beregning av partikkelvolum av partikler større enn 3.17 µm (sfærisk diameter).

Vekstforløpet i de fire kulturene er vist i figur 9.1. Av kulturene i lys vokste algene de første dagene noe raskere med glukose enn uten. Etter 6 døgn var imidlertid forskjellen utjevnet og det videre forløpet i de to kulturene var meget likt.

I de to kulturene som ble inkubert i mørke var det lite eller ingen vekst de tre første dagene. Etter 6 døgn hadde det imidlertid skjedd en markert økning av algebiomassen i kulturen med glukose,



og veksthastigheten fra dag 6 til 10 var like høy som i kulturene som fikk lys. Det ble ikke gjort observasjoner etter 4 og 5 døgn, så det er ikke kjent når kulturen med glukose begynte å vokse. Ekstrapolering av den senere delen av vekstkurven tyder imidlertid på at algene begynte å vokse etter 4.5 døgn.

Resultatet av forsøket viser at *Scenedesmus acuminatus* (NIVA-CHL 58) kan vokse med glukose som karbonkilde etter en adaptasjonsperiode på 3 - 4.5 døgn. Et heterotroft bidrag til algeveksten i biodammene kan derfor ikke utelukkes.

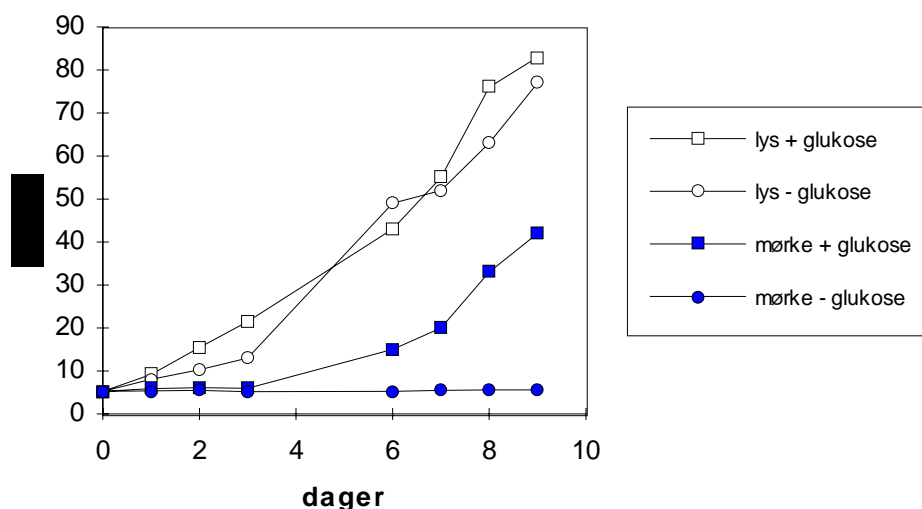


Fig. 9.1. Vekst i kulturer av *Scenedesmus acuminatus* med og uten tilsetning av glukose inkubert i lys og mørke.

## 10 KARAKTERISERING AV ALGEMATERIALE

Algebiomassen i dammene ble i 1984 registrert ved målinger av klorofyll-a og partikkelvolum med Coulter Counter. Det ble også foretatt enkelte analyser av karbon, nitrogen og aminosyre-innhold i alger fra algedammene.

Forholdet mellom klorofyll-innhold og partikkelvolum i dammene i A1 og A2 i 1984 er vist i figur 10.1 og 10.2. Forholdet er høyere i A1 enn i A2. Hvis volumbestemmene er korrekt i begge dammene, betyr det at algene i A1 hadde et høyere innhold av klorofyll enn i A2, som var dominert av *Scenedesmus acuminatus*. Det er imidlertid mulig at de alger som dominerte i A1 (*Micractinium* og *Dictyosphaerium*) ble underestimert m.h.t. volum ved Coulter Counter tellingene p.g.a. den kompliserte kolonistrukturen hos disse algene.

For A2, kan partikkelvolumet regnes om til tørrvekt ut fra en kalibrering som ble foretatt med kulturer av *Scenedesmus*. Kalibreringen ga en omregningsfaktor fra partikkelvolum til tørrvekt på 0.38 mg/mm<sup>3</sup>.

Lineær regresjon av data fra A2 (fig. 10.2) viser følgende sammenheng mellom klorofyll-a og volum:

$$\text{Chl-a} = 31.7 + 3.82 \cdot \text{Part. vol. } (\mu\text{g}/\text{mm}^3)$$

Omregning av partikkelvolum til tørrvekt gir:

$$\text{Chl-a} = 31.7 + 10.1 \cdot \text{tørrvekt} (\mu\text{g}/\text{mg})$$

Det vil si at algene innholdt ca. 1% klorofyll-a.

I fig. 10.3 og 10.4 er partikulært fosfor plottet mot partikkelvolum for biodammene A1 og A2. Partikulært fosfor er beregnet som differanse mellom total fosfor i filtrerte og ufiltrerte prøver. Regresjonsanalyse viser følgende sammenheng for A2:

$$\text{Part. P} = 120 + 2.39 \cdot \text{Part. vol.} (\mu\text{g}/\text{mm}^3)$$

Omregning av partikkelvolum til tørrvekt gir:

$$\text{Part. P} = 120 + 6.29 \cdot \text{Tørrvekt} (\mu\text{g}/\text{mg})$$

Algenes fosforinnhold er altså i følge denne analysen ca. 0.6%. Tilsvarende analyse av data fra A1 viser et noe høyere P-innhold (0.85%), men dette kan, som nevnt i diskusjonene om klorofyllinnholdet, skyldes en underestimert av partikkelvolumet i denne dammen.

Av figur 10.4 fremgår også at ca. 120  $\mu\text{g P/L}$  er knyttet til partikler mindre enn de som er registrert ved partikkeltellingen.

Under en uke i september 1984, ble analyseprogrammet i A2 utvidet med analyser av C og N i partikulært materiale. Sammensetningen av den partikulære fraksjonen, som til overveiende del besto av *Scenedesmus acuminatus*, går frem av tabell 10.1.

Tasbell 10.1 Analyse av partikulært materiale fra A2 i september 1984 (middelverdi av 5 analyser).

Parameter	mg/100 mg tørrstoff
Karbon	45
Nitrogen	6.8
Fosfor	1.6
Klorofyll-a	0.94

Analysene viser høyere innhold av fosfor i algematerialet enn hva som kommer frem av sammenhengene vist i figur 10.4. Nitrogeninnholdet tyder på et proteininnhold på ca. 43%.

I juli 1985 ble det tatt prøver fra de tre algedammene for analyse av C, N, P og klorofyll i partikulært materiale. Resultatene er listet i appendix, men middelverdier for det partikulære materiales sammensetning i A1 og A3 er sammenstilt i tabell 10.2. I disse dammene var det høy algetetthet, og det partikulære materialet besto vesentlig av alger. I A1 var andelen karbon i tørrstoffet 44%, d.v.s. omtrent som i A2 i 1984, men i A3 var det noe lavere karboninnhold. Nitrogen og fosforinnholdet var lavere i 1985 enn i prøvene fra A2 i 1984. Særlig stor forskjell var det for fosfor, som i 1985 utgjorde i underkant av 0.5% av tørrstoffet. Klorofyll-innholdet var 1.9 % i A1 og 1.4% i A3. Forskjellene i resultat fra foregående år kan skyldes at artsammensetningen var ulik. I 1985 dominerte *Dichtyosphaerium pulchellum* i algedammene. Forskjeller i vekstbetingelser kan imidlertid også ha bidratt. Det lave fosforinnholdet i algene i 1985 er sannsynligvis et resultat av fosforbegrensning, som skyldes at fosforkonsentrasjonen i innløpet var mye lavere enn foregående år.

Tabell 10.2. Analyse av partikulært materiale fra algedammene i juli 1985 (middelverdier)

Dam	C	N	P	Klor-a	C/N	C/P	N/P
	%	%	%	%	vekt	vekt	vekt
A1	44	6.0	0.48	1.9	7.31	87	12.1
A3	38	5.2	0.47	1.4	7.44	84	11.4

Aminosyresammensetningen er blitt analysert på *Scenedesmus acuminatus*, isolert fra biodammene og dyrket opp i laboratoriet. Resultatene er sammenstilt i tabell 10.3, sammen med tilsvarende data for dafnier høstet fra zooplanktondammene.

Tabell 10.3. Aminosyresammensetningen i *Scenedesmus acuminatus* og dafnier (mmol aminosyre/100 mg)

Aminosyre	<i>S. acuminatus</i>	<i>Daphnia spp.</i>
Asparbinsyre	31.9	32.5
Theorin	19.3	23.4
Serin	20.6	25.4
Glutaminsyre	40.9	46.2
Glycin	36.5	29.5
Alanin	43.9	34.4
Valin	23.7	24.5
Methionin	-	-
Isoleucin	14.2	16.4
Leucin	29.9	29.5
Tyrosin	9.2	5.5
Fenylalanin	13.5	17.9
Histidin	5.2	7.8
Lysin	19.6	22.8
Arginin	31.5	17.9
OH-prolin	-	-
Prolin	18.9	19.8
Cystin	-	-
Tryptofan	-	-
<b>Protein %</b>	<b>55.3</b>	<b>56.4</b>

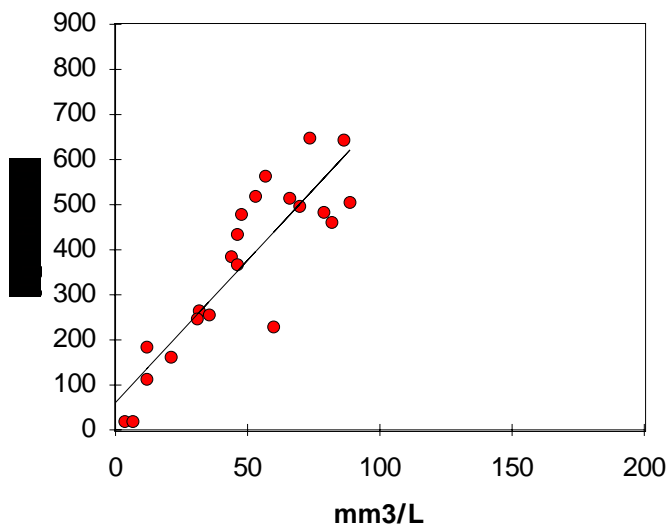


Fig. 10.1 Forhold mellom partikkelvolum og klorofyll-a i algedam A1 1984

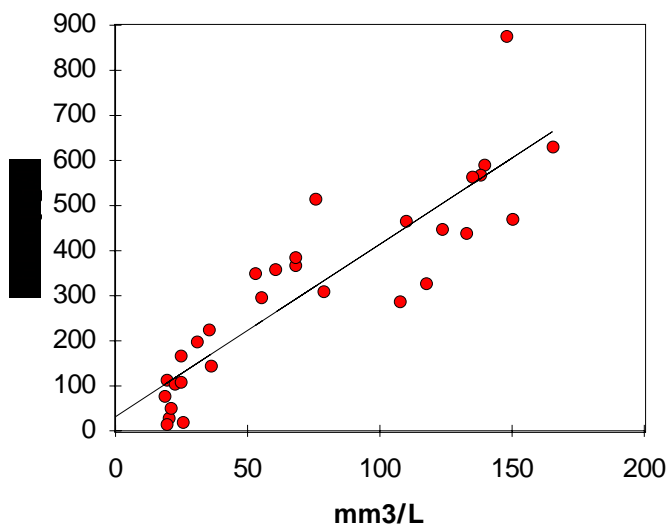


Fig. 10.2 Forhold mellom partikkelvolum og klorofyll-a i algedam A2 1984

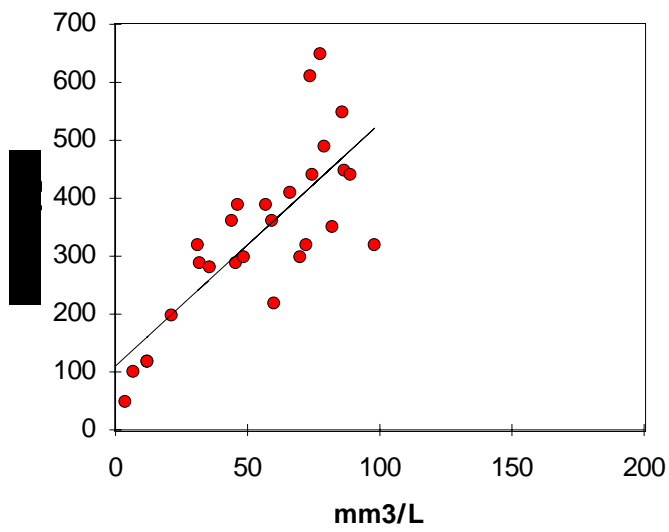


Fig. 10.3. Forhold mellom partikkelvolum og partikulært fosfor i algedam A1 1984

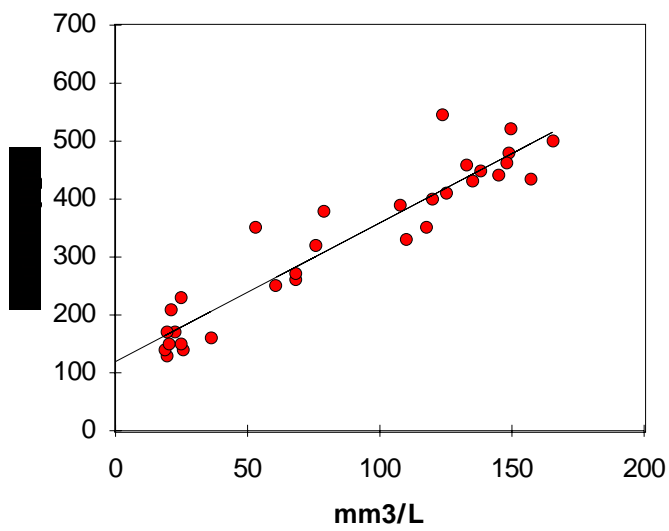


Fig. 10.4. Forhold mellom partikkelvolum og partikulært fosfor i algedam A2 1984

# 11 UTVIKLING I ZOOPLANKTONDAMMENE

## 11.1 MATERIALE OG METODER

Prøver av zooplankton ble den første perioden (22.8 - 12.10.83) samlet inn ved hjelp av en 2.6 liter modifisert Van Dorn-henter (Blakar 1978). Det ble laget en blandprøve fra 1, 2 og 3 m dyp, hvorfra 3 liter ble filtrert gjennom sil med maskevidde 45 mm eller 95 mm. I 1983 ble zooplanktonprøver tatt 1-2 ganger hver uke untatt uke 39 da det p.g.a. et lite uhell ikke ble gjort innsamling.

De to siste datoene i 1983 samt hele 1984-sesongen ble prøvene samlet inn ved hjelp av en prøvetaker som ble utviklet spesielt for dette formålet. Prøvetakeren besto av et 4 m langt PVC-rør med indre diameter 10.3 cm. Røret er utrustet med en sil i ene enden (maskevidde 250 mm) som kan åpnes og lukkes. Prøvetakeren senkes til 3 m dyp med silen i åpen stilling. Silen lukkes, og røret trekkes sakte opp slik at vannet får tid til å passere gjennom, mens dyrene fra hele vannsøylen 0 - 3 m blir igjen på silen. Dette representerer et volum på 25 liter. Mesteparten av hjuldyrene og nauplier av hoppekreps vil i stor grad passere gjennom en sil med maskevidde 250 mm. Eldre stadier av hoppekreps samt vannloppene (også små arter som *Bosmina longirostris* og *Chydorus sphaericus*) fanges imidlertid. Materialet ble overført til prøveglass og fiksert med Lugol's løsning (fytofiks).

I 1984 ble prøver samlet inn 2 ganger pr. uke fra slutten av mai til begynnelsen av september, deretter en gang pr. uke.

1983-materialet fra dam Z2 ble bearbeidet ved optelling av antall individer fordelt på arter når det gjalt krepsdyr. Hjuldyrene ble også artsbestemt, og mengden subjektivt vurdert (rikelig, vanlig forekommende osv.).

På 84-materialet ble krepsdyrplanktonets artssammensetning subjektivt anslått i alle tre zooplanktondammene. I tillegg ble det foretatt beregninger av total dyreplanktonbiomasse i de tre dammene. Dette ble gjort ved å måle volumet av sedimenterte dyr i prøvene ("bunnfall-metoden"). Omregning fra volum til biomasse kunne gjøres på grunnlag av tørrvektbestemmelse av et gitt volum zooplankton. Man fant her at 1 ml sedimentert zooplankton tilsvarte 24.8 mg tørrvekt.

Det ble foretatt en sammenlikning mellom denne metoden og den mer tradisjonelle måten å beregne zooplanktonbiomasse på, nemlig å telle antall dyr i prøven og multiplisere med spesifikke vekt for hver art ("tellemetoden"). Dette ble gjort på 5 datoer med store mengder dyr (nesten 100% *Daphnia magna*) i Z2. Under optellinga ble *Daphnia magna* sortert til 7 størrelsesgrupper. Følgende regresjonslikning ble valgt for fastsettelse av spesifikke vekt for disse gruppene:

$$\ln W = 1.8268 + 2.7854 \ln L \quad (\text{Botrell et al. 1976}).$$

der W er tørrvekt i mg og L er kroppslengde i mm

Det framkom betydelige forskjeller i biomasseverdiene som ble beregnet etter de to metodene (Fig. 11.1). Tellemetoden gav som resultat 22-54 % lavere biomasse enn bunnfallmetoden med unntak av -n dato hvor tellemetoden gav 46 % høyere biomasse. Forskjellene kan trolig i hovedsak tilskrives tre forhold; for grov inndeling i størrelsesgrupper av *D. magna*, underestimering av antall store individer av denne arten samt for svakt fikserte prøver på tre av datoene. Det sistnevnte forholdet medfører usikkerheter både med hensyn til telling/gruppering av individer og volummåling av bunnfelt materiale.

George & White (1985) konkluderer med at måling av sedimentert zooplankton i mange tilfeller er en rasjonell og pålitelig metode for volumestimering av zooplankton i ferskvann. Selv om de gjorde sine undersøkelser med dyr av adskillig mindre størrelse enn i vårt tilfelle, kan de oppstilte resultatene bli

ansett som rimelig bra estimater av zooplanktonbiomassen i biodammene. En fullstendig gjennomgang av samtlige prøver og beregning av biomassen etter tellemetoden ville forøvrig innebære et uforholdsmessig tidkrevende arbeide.

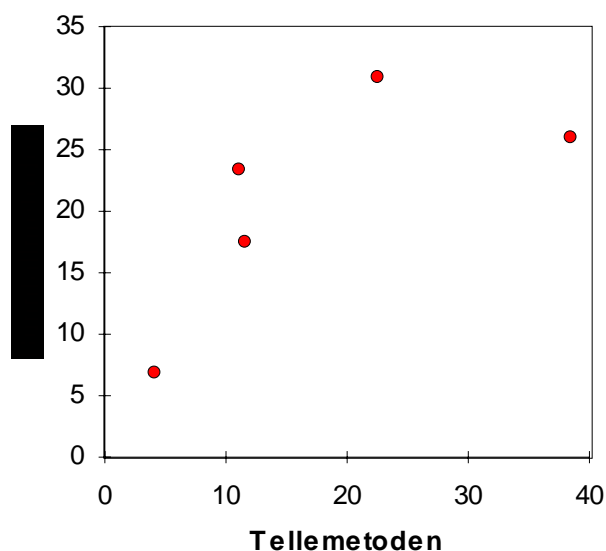


Fig. 11.1 Sammenhengen mellom biomasse beregnet etter tellemetoden og etter bunnfallmetoden.

## 11.2 RESULTATER

### 11.2.1 Utviklingen i zooplanktonet i 1983

Nedenfor følger en kort gjennomgang av resultatene fra de innledende forsøkene i 1983.

For raskest mulig å få opp en bestand av effektivt algespisende zooplankton ble dammene Z1 og Z2, dato, podet med *Daphnia longispina*, *Daphnia pulex* og *Daphnia magna* fra to lokaliteter i Oslo-området (Frognerdammen og Lysakertjern). Z3 ble ikke podet i første omgang, da man ønsket å se hvilke arter som ville komme til å dominere ved mer naturlig kolonisering.

Planktonet var til å begynne med dominert av cyclopoide hoppekreps (hovedsakelig *Mesocyclops leuckarti*), og det fantes små bestander av de nevnte tre *Daphnia*-artene, samt vannloppen *Bosmina longirostris*.

De cyclopoide hoppekrepsene økte til en bestandstopp i slutten av august, for deretter å avta gradvis utover høstsesongen. Bestandene av *Daphnia spp.* økte kraftig til ca. 10. september. Den største av disse artene, *D. magna*, hadde særlig sterk økning andre uka i september og ble dermed klart dominerende i zooplanktonet både med hensyn til individantall, og spesielt som biomasse betraktet. Denne dominansen vedvarte ut sesongen. Maksimalt antall daphnier ble notert 9. september med omlag 470.000 individer pr. m<sup>3</sup>. I denne perioden var fødetilgangen svært god med grønnalgen *Actinastrum hantzschii* som dominerende algeform.

Tettheten av dyr ble imidlertid så stor at tilførselene av alger fra A2 ikke lenger tilfredstilte behovet. Det var på denne tida også en del driftsproblemer og stans av pumpen som skulle drive vann gjennom systemet. Forholdene medførte at *Daphnia*-bestanden var blitt halvert rundt midten av september. Nedgangen fortsatte til begynnelsen av oktober hvoretter det skjedde en svak oppgang. Det var fortsatt en del avbrudd i vanntilførselene, og dette sammen med nedsatt algeproduksjon som følge av kortere

dager og lavere temperatur medførte at det ikke ble noen stor zooplanktonbestand om høsten. Utover i oktober produserte *D. magna* betydelige mengder hvileegg.

Hjuldyrene *Brachionus calyciflorus* og *Brachionus angularis* hadde tette bestander i slutten av august. Forøvrig ble *Keratella quadrata*, *Synchaeta spp.* og *Filinia sp.* registrert med mindre bestander.

Foruten *Mesocyclops leuckarti* ble andre rovformer innen planktonet som *Leptodora kindti*, *Thermocyclops oithonoides*, *Megacyclops gigas* og svevemygglarven *Chaoborus flavicans* funnet i små antall. Et eksemplar av *M. leuckarti* ble observert med nyfødt individ av *D. magna* i munnen. Selv om denne predatoren hadde en bra bestand mesteparten av sesongen, og var i stand til å fange de minste stadiene av *D. magna*, syntes den ikke å kunne kontrollere *D. magna* i vesentlig grad. Ungene av sistnevnte art er forholdsvis store allerede når de slippes ut av morindividet, og de vokser raskt til trolig å bli et for stort bytte for *M. leuckarti*. Predasjon fra *M. leuckarti* på ungstadiene til de noe mindre artene *D. longispina* og *D. pulex* kan muligens ha vært en medvirkende årsak til at disse tapte i konkurransen med *D. magna*.

### 11. 2. 2 Utviklingen i zooplanktonet i 1984

Allerede 1. juni var det bra bestander av daphnier i zooplanktondammene med *D. magna* som dominerende art (klekket fra hvileegg). Det var således ikke nødvendig med ny poding med dafnier. *D. pulex* ble da funnet bare i Z2, mens *D. longispina* var mest vanlig i Z3 (Fig.11.2-11.4).

Zooplanktonbiomassen økte kraftig i alle tre dammene utover i juni (Fig.11.5). Z2 hadde raskest vekst, men fra ca. 10. juni gikk biomassen her ned, og nedgangen fortsatte til månedskiftet juni-juli. For liten tilførsel av vann og føde fra algedammen var trolig viktigste årsak til denne nedgangen. Fytoplanktonet i Z2 ble nedbeitet på grunn av den store dyretettheten, noe som bl.a. gav seg utslag i høyt siktedyp (ca. 3 m i Z2 mot ca. 0.6 m i A2). *D. magna* forsvant praktisk talt fra vannmassene i denne perioden med matmangel, mens *D. pulex* og spesielt *D. longispina* greide seg betydelig bedre. Det ble også et visst tilslag av den littorale småkrepsen *Chydorus sphaericus*.

I Z1 fortsatte veksten ut juni, hvoretter biomassen sank kraftig i løpet av en 10-dagers periode. Biomassetoppen ble beregnet til ca. 34 g tørrvekt m<sup>-3</sup>. Den store tettheten av dyr medførte kraftig respirasjon og følgelig høyt oksygenforbruk, noe som sammen med svak gjennomstrømning skapte dårlige oksygenforhold i dammen (1 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup> på 0.5 m dyp). Tilsvarende forhold forårsaket samtidig et fall i biomassen av zooplankton i Z3. *D. magna* gikk i likhet med de andre dafniene sterkt tilbake som følge av de dårlige oksygenforholdene. Arten opptrådte likevel med betydelige inividantall, mens *D. pulex* og *D. longispina* så og si ikke ble funnet i vannmassene. Dette skulle tyde på at *D. magna* er forholdsvis godt rustet til å tåle lave O<sub>2</sub>-konsentrasjoner (hemoglobin i blodet) (Meyers 1980), noe som også ble bekreftet våren 1985 da denne arten fantes i anselige mengder allerede før isen gikk i Z2.

4. juli ble det satt igang kontinuerlig innblåsing av luft i Z1 og Z2 mens Z3 ble "luftet" ved hjelp av lensepumpe 4. - 6. juli. Dette medførte økning av O<sub>2</sub>-konsentrasjonen til ca. 5 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup> i overflatevannet av Z1 og Z2 og ca. 9 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup> i Z3 den 6.7.

Fram mot midten av juli var det nå en fase med biomasseøkning i alle tre dammene. Ved dette tidspunktet inntraff imidlertid en dramatisk tilbakegang i zooplanktonet i Z3. Dette var mest markert for *D. magna*'s vedkommende, som tidligere hadde vært klart dominerende. Desimeringen av zooplanktonet kunne delvis skyldes redusert mengde og kvalitet av føde i forbindelse med sammenbruddet i A3 (se avsnitt 5.2). En sannsynligvis minst like viktig årsak til at *D. magna* ble eliminert fra vannmassene kunne også være predasjon fra planktonspisende fisk. En del mort var nemlig kommet inn i Z3 ved et uhell. Mort (6 - 7 stk.) ble første gang observert i Z3 18. juli, men kan trolig ha kommet inn i dammen noen dager før.



Resten av sesongen ble zooplanktonet i Z3 dominert av vannloppen *Bosmina longirostris*. Den greide å opprettholde en bra bestand til tross for et antagelig intenst predasjonstrykk fra mort. Det dreide seg imidlertid om fisk på ca. 10 cm, og denne fisken er trolig ikke så effektiv til å beskatte små vannlopper som de yngste stadiene av arten (0+ og 1+) (Hessen 1983, Vøllestad 1983). Den totale dyreplanktonbiomassen (dyr større enn 250 µm) i Z3 holdt seg på et svært lavt nivå ut sesongen.

Zooplanktonbiomassen i Z1 brøt sammen i slutten av juli, det lyktes ikke å få bygget opp igjen noen stor populasjon til tross for gjentatte utsettinger med *Daphnia magna* fra Z2. *Chydorus sphaericus* ble dominerende vannloppeart i august. Matmangel var lite trolig årsak til dette, da det med unntak av kortere perioder med pumpestans var god tilførsel av beitbare alger fra A1, helt til forsøkene ble avsluttet i november.

Det ble satt ut en del fisk i Z1 i to puljer, ca. 30 laks (0+) og bekkerøye (1+) 10. juli og 10 laks og 10 bekkerøye 18. juli. Denne fisken hadde vokst til sammen ca. 400 g (våtvekt) da den ble tatt opp i slutten av oktober. Dette tilsvarer ca. 100 g tørrvekt, noe som antagelig ville kreve et konsum av ca. 600 g tørrvekt med daphnier (L. Lien, pers. med.) Det ble totalt tilført Z1 anslagsvis 800 g tørrvekt i form av levende dafnier fra Z2. Ut fra dette synes det rimelig å anta at fiskepredasjon var den vesentligste årsaken til at biomassen av dafnier i Z1 holdt seg på et svært lavt nivå. En del av daphniene døde sannsynligvis som følge av den behandlingen de ble utsatt for under fangsten og overføringen. I akvariet på NIVA så man dessuten at små fisk hadde tendens til å snappe store dafnier uten å spise dem, dvs. en del dyr ble drept uten at de inngikk som føde for fisken.

Alle individer av *D. magna* som når reproduktiv størrelse, er store nok til å representere et bytte for fisk av den størrelse det her var snakk om. En må derfor rekne med at reproduksjonen av *D. magna* var sterkt hemmet i perioden det var fisk tilstede.

Z2 var den dammen hvor man greide å opprettholde den desidert største zooplanktonbiomassen utover seinsommeren og høsten. Episoder med sterkt fall i biomassen inntraff imidlertid flere ganger her også. Den mest markerte av disse (25 g tørrvekt m<sup>-3</sup> den 3.8 - 1 g tørrvekt m<sup>-3</sup> den 7.8) fant sted samtidig med pumpestans og følgelig stans i mattilførselen fra A2 (Fig. 4). Populasjonen bygde seg raskt opp igjen, da fødetilgangen var god (*Scenedesmus sp.*) i august - september.

Høsting av daphnier forklarer i stor grad de øvrige kortvarige biomassenedgangene som ble registrert videre utover sesongen. Ujevn fordeling, og dermed stor usikkerhet med hensyn beregning av biomassen bidrar også til å forklare svingningene. Nedgangen i oktober skyldes forhold som synkende vanntemperatur og minsket algeproduksjon.

Middelbiomassen av dyr for hele sesongen (25.5 - 6.11) var 12 g tørrvekt m<sup>-3</sup> i Z2, mens maksimal biomasse var 30 g m<sup>-3</sup>, og største registrerte tetthet av dyr var 600 000 daphnier m<sup>-3</sup> (Tab. 11.1).

Hvis høstingen av dafnier med håv benyttes som et mål for avkastningen, blir denne omlag 1.0 kg tørrvekt i Z2 over en periode på 105 dager, dvs. 10 g pr. døgn eller 0.8 g tørrvekt pr. m<sup>2</sup> og døgn (eller 0.2 g pr. m<sup>3</sup> og døgn).

Tabell .11.1. Zooplanktonforekomst i Z1, Z2 og Z3 1984 (perioden 25.5 - 6.11).

Biodam	Maks. antall individer m <sup>-3</sup>	Veid middel g tørrv. m <sup>-3</sup>	Arit. middel g tørrv. m <sup>-3</sup>	Maks. g tørrv. m <sup>-3</sup>
Z1	-	7.0	7.7	34.2
Z2	606 000	11.9	11.2	30.3
Z3		2.5	2.6	21.8

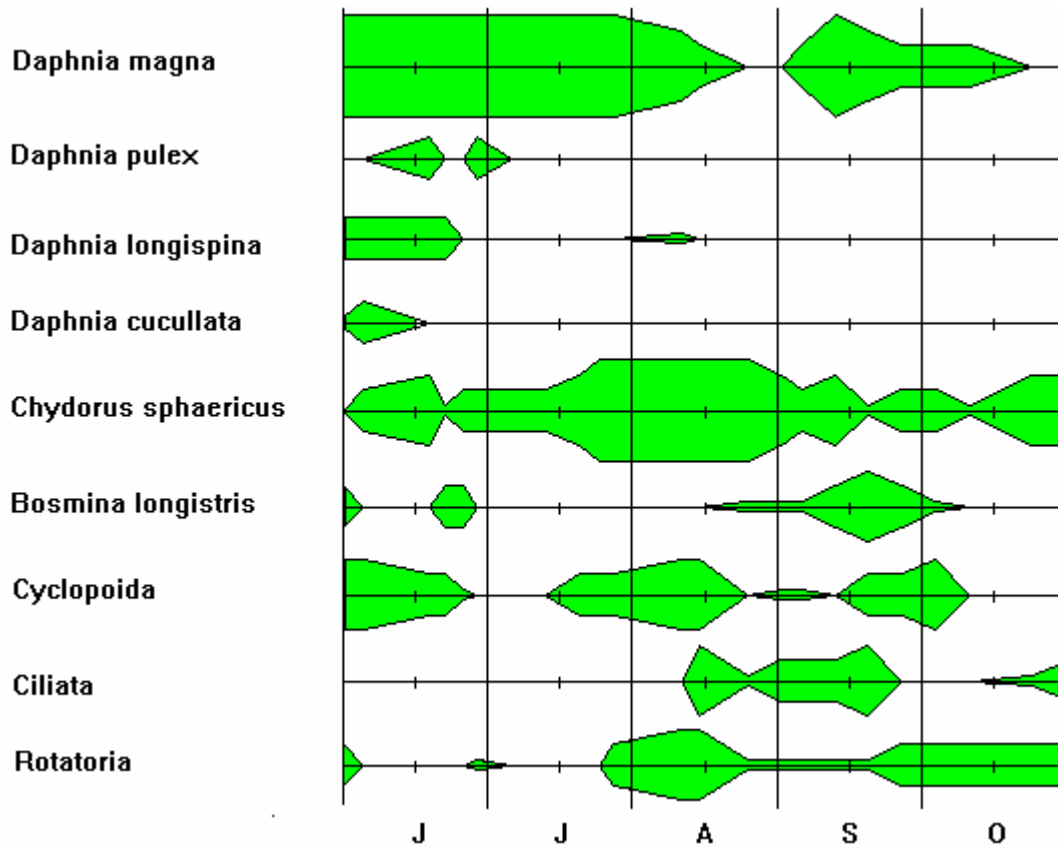
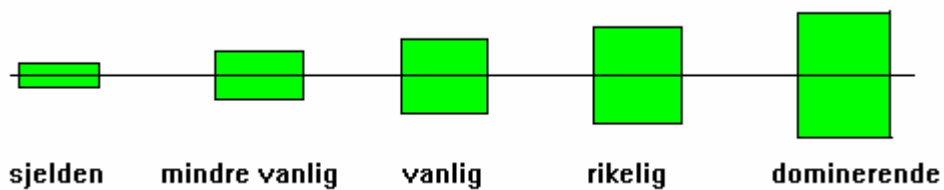


Fig. 11.2. Forekomst av de viktigste zooplanktonarterne i Z1 1984



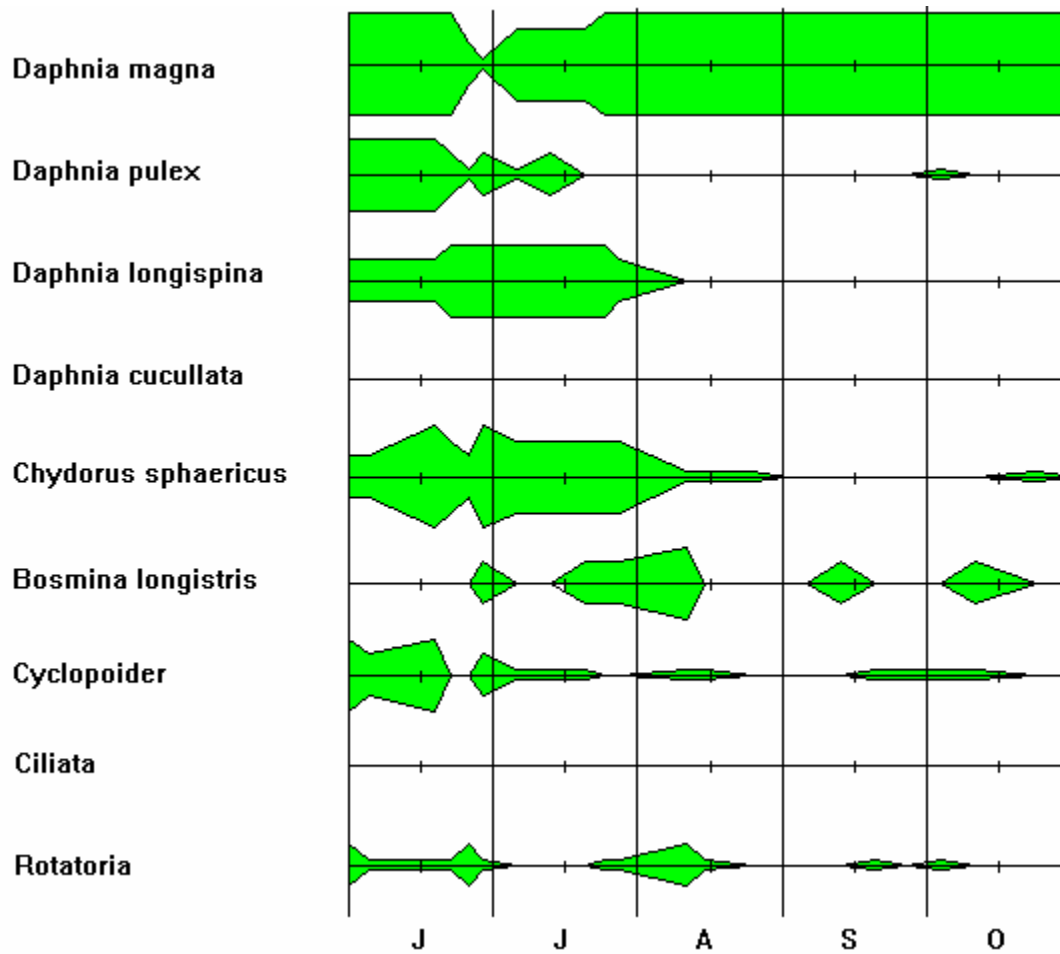
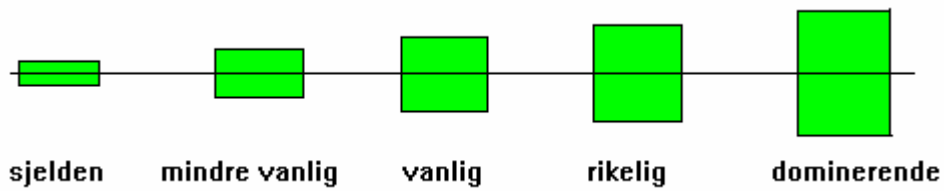


Fig. 11.3. Forekomst av de viktigste zooplanktonartene i Z2 1984.



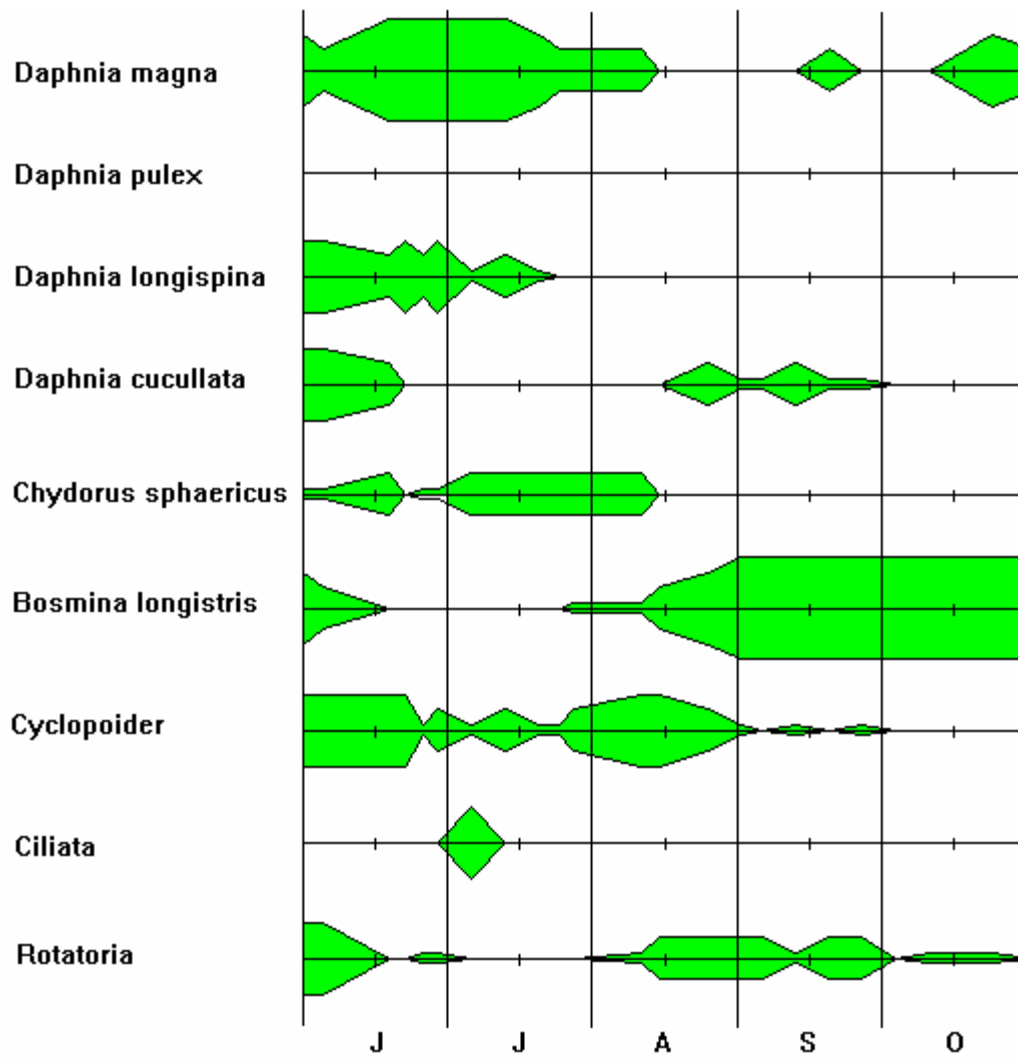
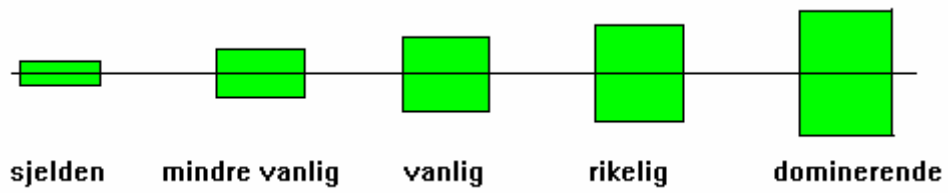


Fig. 11.4. Forekomst av de viktigste zooplanktonartene i Z3 1984.



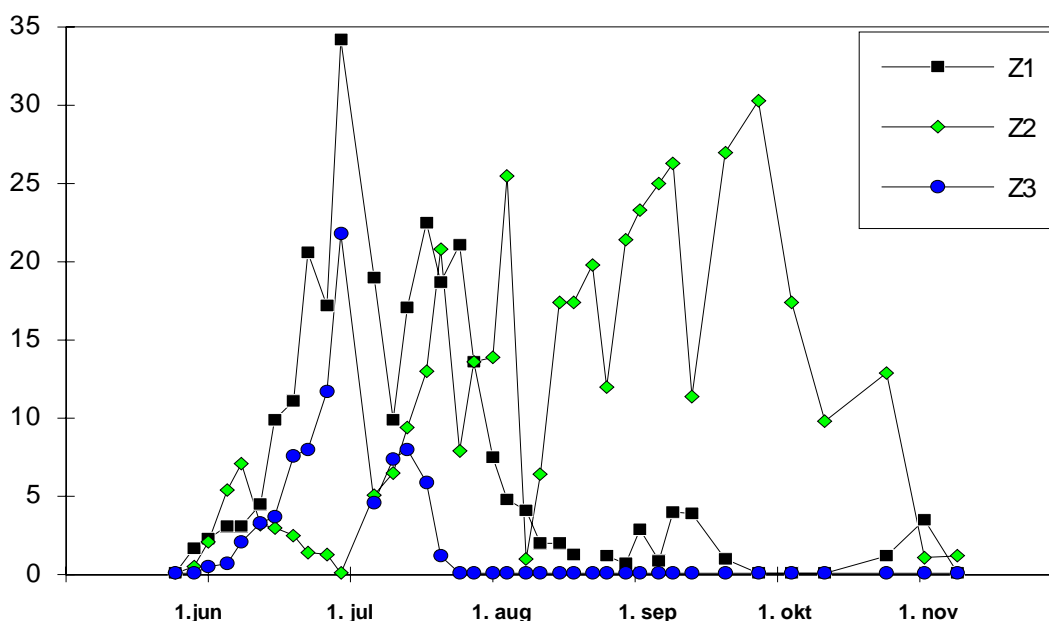


Fig. 11.5. Utviklingen av zooplanktonbiomasse i zooplanktondammene Z1-3, 1984.

## 12 BEITEEFFEKT I ZOOPLANKTONDAMMENE

I figurene 12.1-6, er algebiomassen i algedammen og zooplanktondammen i hver av de tre linjene 1 1983 og 1984 fremstillt. Biomasse målet er klorofyll for 1983 og partikkelvolum for 1984.

Forskjellen i algebiomasse i alge- og zooplanktondammene gir et mål på reduksjonen av alger ved beiting og sedimentering i zooplanktondammene. I Z1 var fjerningen av alger forholdsvis effektiv under hele september måned 1983. (fig. 12.1), men dårligere i august og oktober. I gjennomsnitt var fjerningsprosenten for alger 76 % i 1983.

I Z2 ble algene fjernet ganske effektivt kort tid etter at algebiomassen bygget seg opp i slutten av august (fig. 12.2). Deretter holdt klorofyll-nivået seg i utløpet under 60 mg/L, med unntak for en høy verdi i begynnelsen av oktober. Den gjennomsnittlige fjerningsprosenten i september 1983 var 80%.

I Z3 var fjerningen av alger dårlig i august, men øket i begynnelsen av september 1983. (fig. 12.3). Deretter var algereduksjonen effektiv helt til den siste klorofyllobservasjonen 19 oktober. Fjerningen av alger var i gjennomsnitt 27% fra 9 september til 19 oktober.

I 1984 var reduksjonen av alger ca. 90% i Z1 (juni-juli) og Z2 (juni-oktober) (Se fig. 12.4 og 12.5). Utviklingen i Z1 fra midten av juli viser klart dafnieens betydning. I denne dammen ble det i juli satt ut yngel av laks og bekkerøye (se kapittel 15). Fisken førte til en rask desimering av dafniebestanden, og algebiomassen øket til samme nivå som i algedammen. Denne utviklingen tyder på at sedimentering av alger har liten betydning i zooplanktondammen, og at algefjerningen vesentlig skyldes beiting.

Under en uke i juli 1985 viste tilsvarende målinger en fjerningsprodsent på 84% i Z2 og 85% i Z3, mens det i linje 1 var høyere klorofyllinnhold i utløpet av zooplanktondammen enn i algedammen.

Figurene 12.7 - 12.9 beskriver effekten av zooplanktondammene som de fremgår av tre eksempler. Figurene er basert på gjennomsnittsverdier for biomasse (tørrvekt beregnet fra partikkelvolum) i tre perioder i 1984. Figur 12.7 viser situasjonen i linje 2 i perioden 20 juli - 11 september, når produksjonen i algedammen var 954 g/døgn i gjennomsnitt. Av dette ble 842 g (88%) fjernet i zooplanktondammen, mens 112 g (12%) gikk i utløpet.

Figur 12.8 viser situasjonen i linje 1 fra 15 juni til 30 juli. Her var algeproduksjonen lavere enn i A2, men fjerningsprosenten for alger i zooplanktondammen var også her ca. 90%.

Etter at dafniebestanden i Z1 ble sterkt desimert ved predasjon av fisk, passerte mesteparten av algene gjennom zooplanktondammen. Dette fremgår av figur 12.9, som viser situasjonen i linje 1 fra 10 august til 14 oktober. I denne perioden ble i gjennomsnitt bare 5% av algebiomassen fjernet i zooplanktondammen.

Som nevnt tidligere er målingene av zooplanktonbiomassen i dammene meget usikre som følge av ujevn fordeling i vannet. Middelerverdier over lengre tidsrom er forhåpentlig mer tilforlidelige, og burde derfor kunne brukes til å beregne dafnieenes spesifikke beiteeffektivitet. De to situasjoner som er fremstilt i figurene 12.7 og 12.8, skulle tilsi at beiteaktiviteten regnet på vektbasis (g alger/g dafnier/dag) er 25% i A1 og 88% i A2. Den store forskjellen i disse resultatene skyldes sannsynligvis hovedsakelig usikkerheter i verdier for zooplankton-biomasse. Et modellforsøk under mer kontrollerte betingelser i laboratoriet har senere vist en beiteaktivitet som ligger mellom de to beregnede verdier (64%). (Se avsnitt 15).

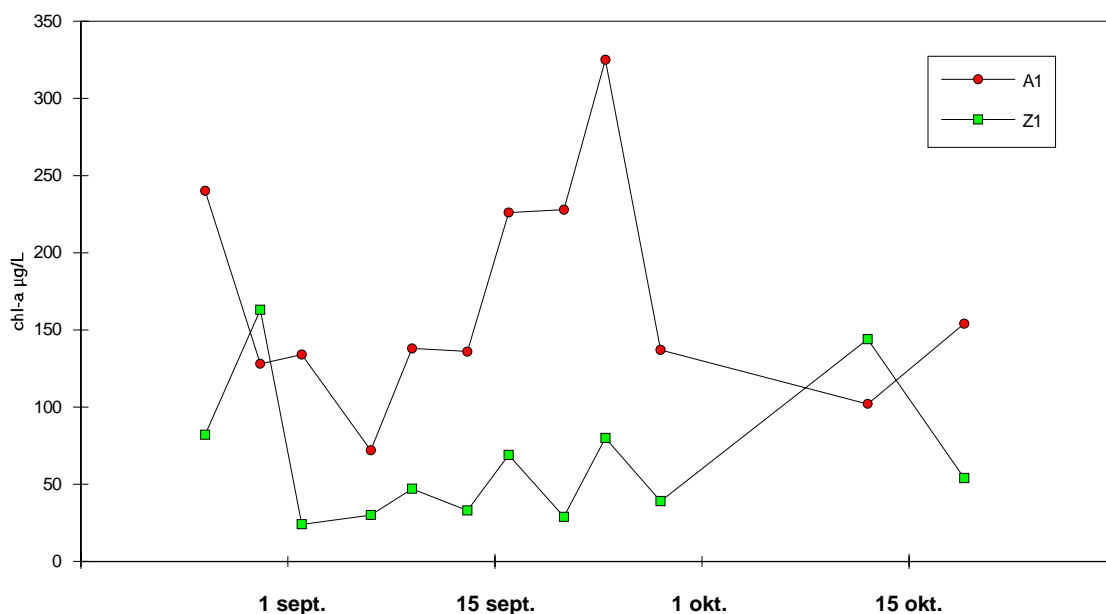


Fig. 12. 1. Algebiomasse (som klorofyll-a) i algedam og zooplanktondam, linje 1, 1983

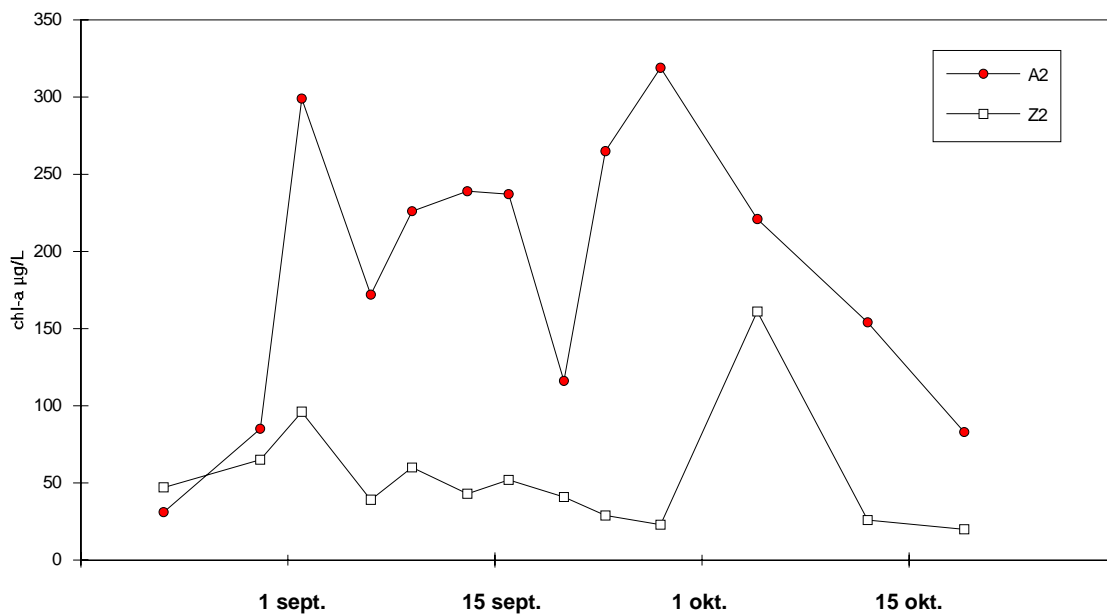


Fig. 12. 2. Algebiomasse (som klorofyll-a) i algedam og zooplanktondam, linje 2, 1983

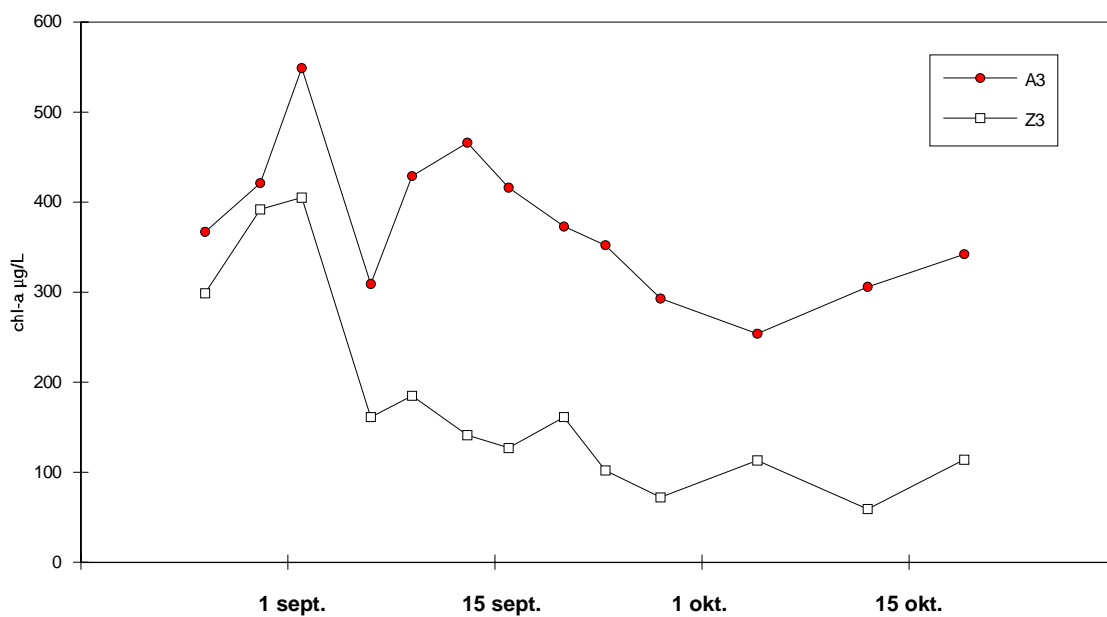


Fig. 12. 3. Algebiomasse (som klorofyll-a) i algedam og zooplanktondam, linje 3, 1983

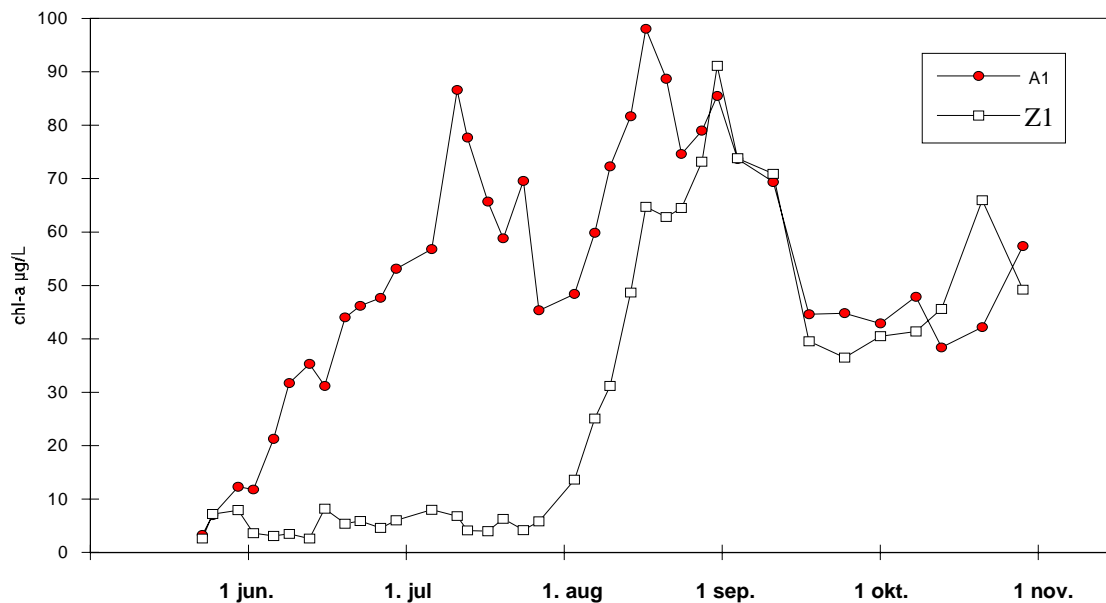


Fig. 12. 4. Algebiomasse (som klorofyll-a) i algedam og zooplanktondam, linje 1, 1984

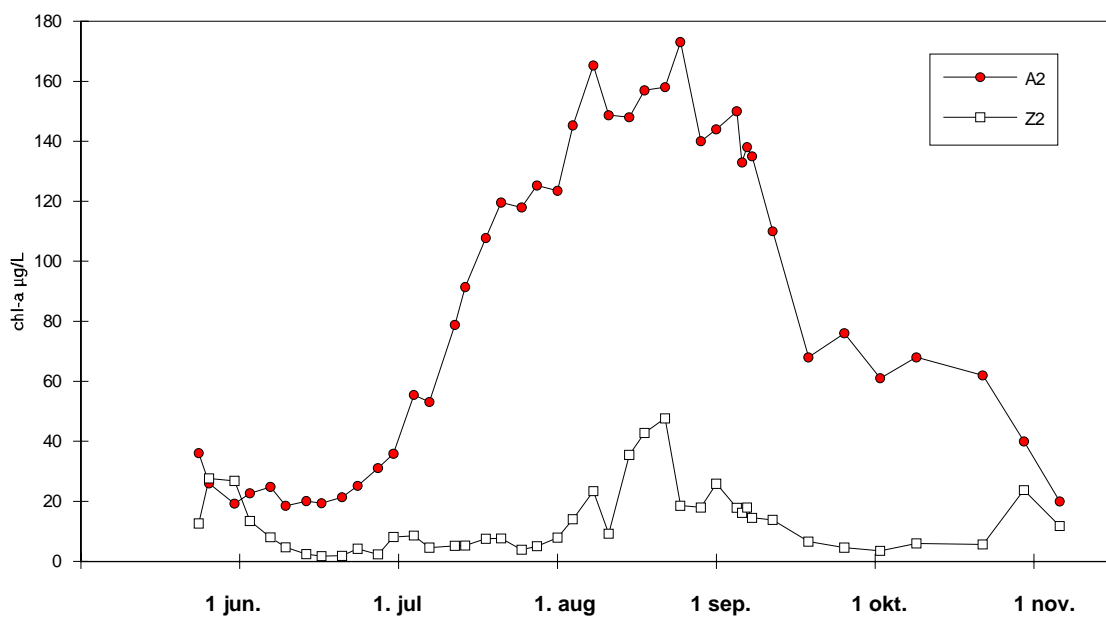


Fig. 12. 5. Algebiomasse (som klorofyll-a) i algedam og zooplanktondam, linje 2, 1984



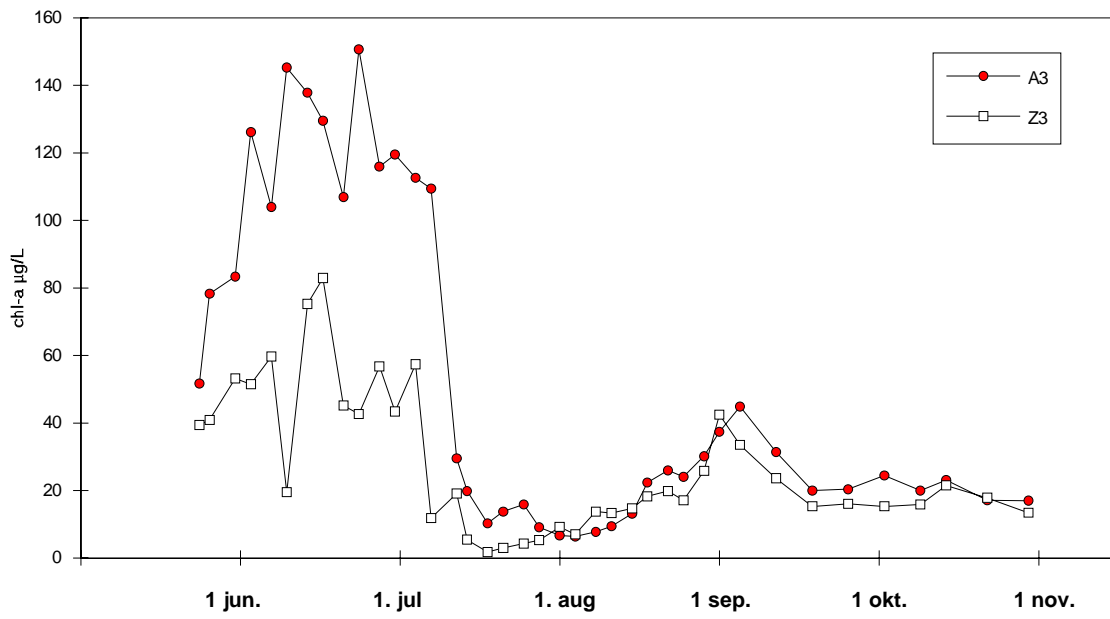


Fig. 12.6. Algebiomasse (som klorofyll-a) i algedam og zooplanktondam, linje 3, 1984

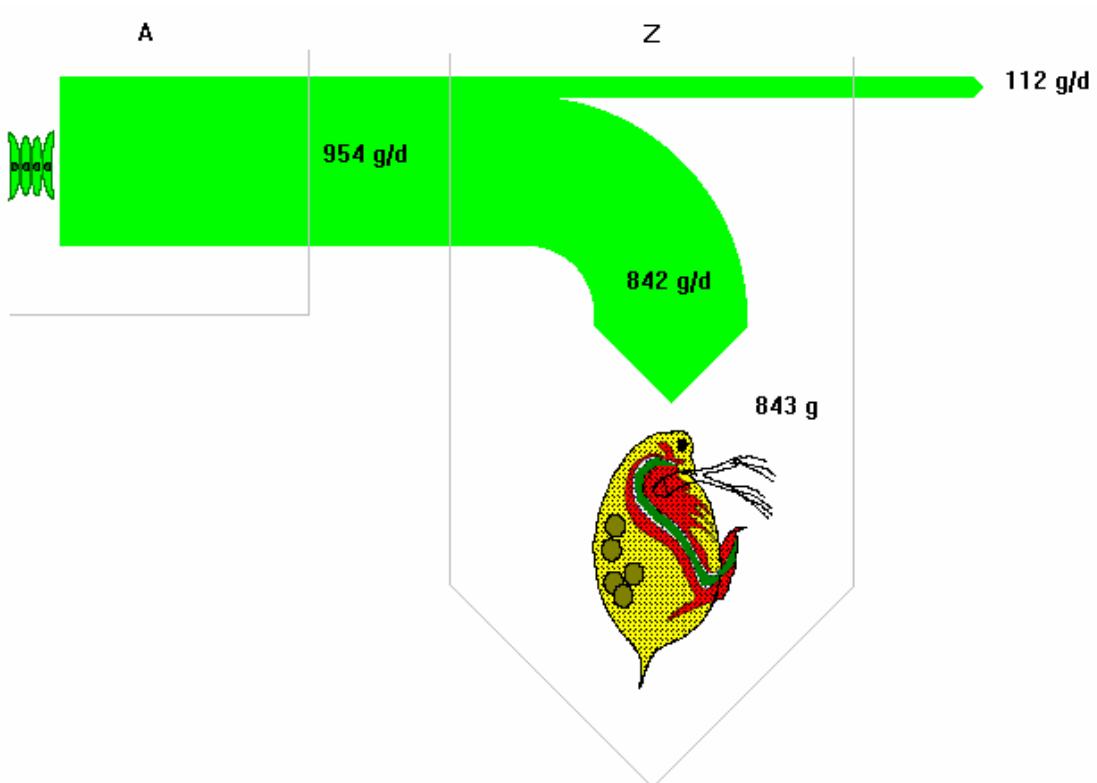


Fig. 12.7. Omsetning av algebiomasse i zooplanktondam Z2 i perioden 20.7-11.9. 1984.

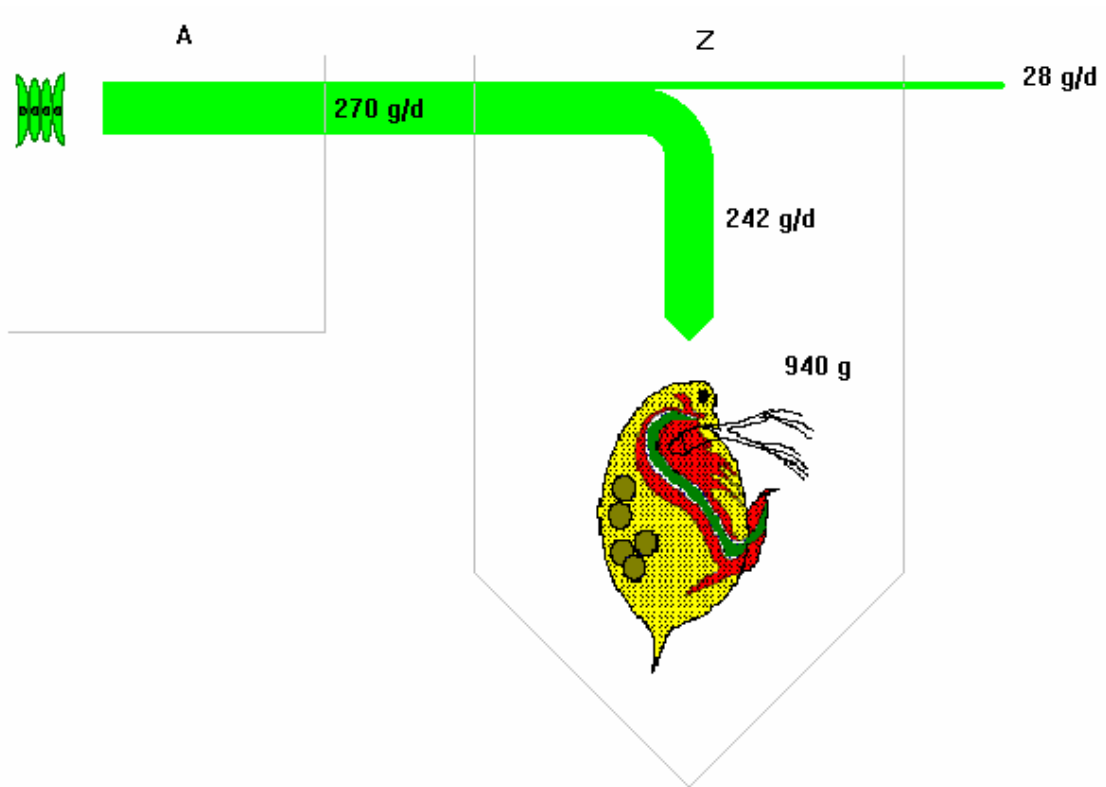


Fig. 12.8. Omsetning av algebiomasse i zooplanktondam Z1 i perioden 15.6 - 30.7, 1984.

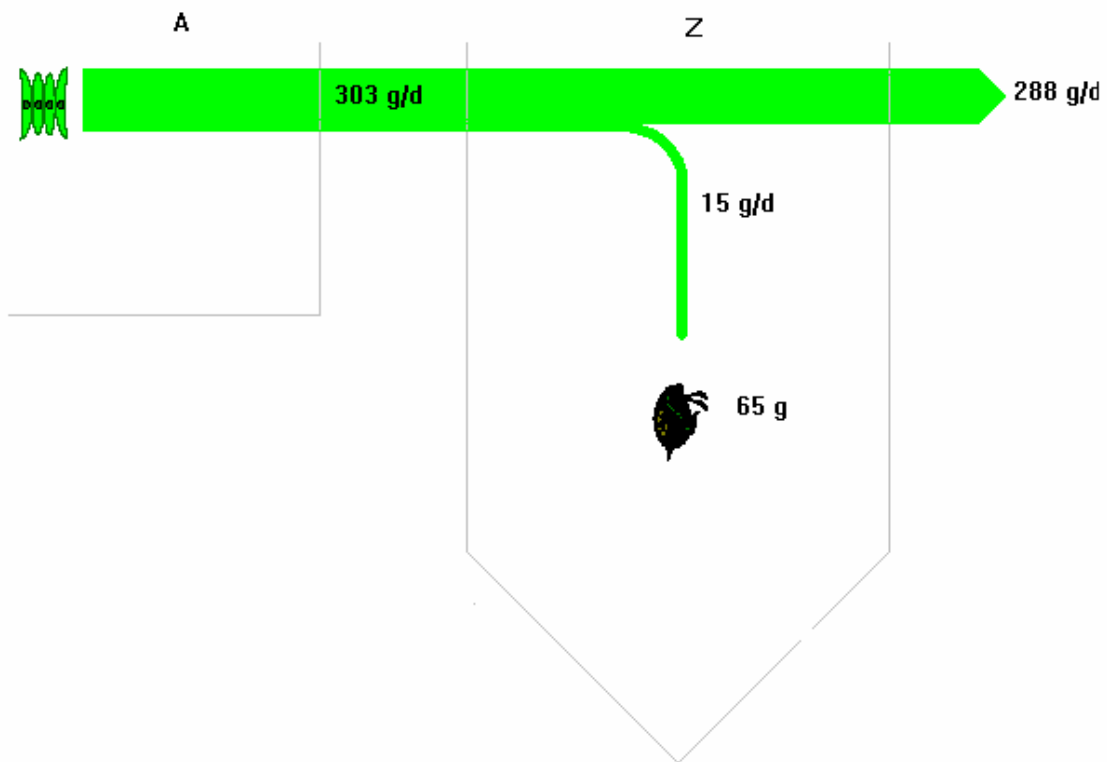


Fig. 12.9. Omsetning av algebiomasse i zooplanktondam Z1 i perioden 10.8 - 14.10, 1984.

## 13 AVKASTNING AV DAFNIER I ZOOPLANKTONDAMMENE

Høsting av dafnier fra zooplanktondammene ble foretatt sporadisk med hjelp av en håv med maskevidden 0.5 mm. I begynnelsen av september 1984 ble det under en uke høstet 620 g tørrvekt fra Z2, uten at det kunne registreres noe nedgang i bestanden, som på denne tiden var ca. 950 g. Resultatet tyder på at minst 9% av dafniebiomassen kan høstes hvert døgn.

I forhold til algeproduksjonen i algedammen utgjør den høstede dafniebiomassen ca. 10%. På grunnlag av dafnies konsumsjon av alger i denne perioden, kan avkastningen av dafnier anslås til ca. 17% av mengden konsumerte alger. Et liknende resultat ble funnet ved et modellforsøk i laboratoriet, hvor avkastningen av dafnier var 23% i forhold til algekonsumsjonen. (Se avsnitt 15).

## 14 KARAKTERISERING AV ZOOPLANKTONMATERIALE

Aminosyresammensetningen av zooplankton høstet fra Z2 i juli 1984 er vist i tabell 10.3.

I september 1984 ble zooplankton fra Z2 også analysert for innhold av C, N og P. Resultatene er vist i tabell 14.1.

Tabell 14.1. Analyse av zooplankton fra Z2 i september 1984

Parameter	mg/100 mg tørrstoff
Karbon	45
Nitrogen	9.5
Fosfor	0.8

Karboninnholdet er det samme som ble funnet i algemateriale (Se tab. 10.1), men nitrogeninnholdet var noe høyere og fosfor noe lavere i dafniene enn i alger fra A2 ved samme tidspunkt.

Zooplankton høstet fra dammene i 1983 er også blitt analysert for innhold av tungmetaller. Resultatet er vist i tabell 14.2.

Forholdet mellom de forskjellige metallene tyder på en viss anrikning av bly i systemet, men nivåene er så lave at de ikke kan utgjøre noe problem for utnyttelsen av dafnier til fôr.

Tabell 14.2. Innhold av tungmetaller i zooplanktonmateriale høstet fra biodammene i 1983.

Metall	µg/mg tørrstoff
Hg	0.22
Zn	104
Cd	0.34
Pb	17.2
Cu	43.7

## 15 FISK

I 1984 ble det eksperimentert med utsetting av fisk i zooplanktondammene for å studere effekten av fiskepredasjon på zooplanktonet, og fiskens utnyttelse av zooplankton som fôr.

I dam Z1 ble det satt ut 100 laksyngel 29.6. Disse døde imidlertid etter kort tid pga. oksygenmangel ved en svikt i trykkluftsanlegget. Senere ble det satt ut 15 st. 10.7 og 15 st. 15.7. Størrelsen på laksynglene varierte fra 4 til 7 cm med vekt mellom 1 og 4 g. I tiden 20-26.10 ble 20 laksyngel fanget ut fra Z1-dammen. Lengde og vekt varierte fra 5.5-10 cm og 1.4 - 10.0 g. Middelvekten var 4.2 g, hvilket var vesentlig høyere enn de tilsvarende laksynglene som ble holdt på NIVA og foret med pellets (1.8 g). Den daglige vektøkningen av laksen i Z1-dammen var på ca. 1% som regnes som god tilvekst.

Samtidig med laksen ble det satt ut bekkerøye i Z1-dammen (15 st. 10.7 og 10 st. 18.7.). I tiden 22-30.10 ble 13 av disse fanget igjen: 10 st. i Z1 dammen, 1 stk. i Z3 og 2 stk. i A3. Disse siste tre fiskene hadde altså klart å rømme fra Z1 og etterpå tatt seg inn gjennom utløpsrøret fra Z3 (sammen med et større antall mort). Bekkerøyen ble ikke målt og veid før utsetting, men fisk fra samme kull i NIVAs akvarier hadde en middelvekt på 8.7 g. Fiskene som ble fanget ut fra biodammen hadde en middelvekt på 47 g. Dette skulle tyde på en daglig tilvekst i underkant av 1.4%, hvilket er et godt resultat.

Dafnier i utløpet fra zooplanktondammene tiltrakk seg en mengde mort fra Kolbotnvatn. På grunn av en svikt i klaffventilen i utløpet fra Z3, klarte en del mort å ta seg inn i denne zooplanktondammen og videre till algedammen i 1984. I tiden 22-26.10 ble det i alt fanget 46 mort med en samlet vekt på 1400 g. i A3. Predasjon av mort på zooplanktondammen må ha bidratt til å holde nede zooplanktonbiomassen og særlig dafniene i Z3, men førtilgangen til zooplanktonet var også dårlig etter at algeproduksjonen brøt sammen i begynnelsen av juli.

## 16 EKSPERIMENTER I LABORATORIEMODELL

En laboratoriemodell av alge- og zooplanktondammene ble bygget for å kunne gjøre målinger av systemets funksjon under mer kontrollerte betingelser. Algene ble dyrket i et rektangulært kar med 13 cm dybde, som rommet 14 L. Algekaret ble belyst 16 timet/døgn fra 2 40W lysstoffrør, montert ca. 20 cm over vannoverflaten. Arrangementet ga en belysning på  $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Zooplanktonkaret var sylindrisk med 18.8 L volum (senere redusert til 13.9 L).

Algedammen ble kontinuerlig tilført et "artifisielt kloakkvann" fortynnet i naturlig ferskvann (Maridalsvann) til konsentrasjonen 33%. Sammensetningen av artifisielt kloakkvann er vist i

tabell 15.1. Vanntilførselen ble justert til ca. 3.7 L/døgn med en slangepumpe. 3.7 L/døgn gir en oppholdstid på 3.8 døgn i algekaret.

Tabell 15.1. Artifisielt kloakkvann brukt i laboratoriemodell av biodammer.

pepton	16	mg/L
kjøtttekstrakt	11	mg/L
urea	3	mg/L
NaCl	0.7	mg/L
CaCl <sub>2</sub> 2H <sub>2</sub> O	0.4	mg/L
MgSO <sub>4</sub> 7H <sub>2</sub> O	0.2	mg/L
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	554	mg/L
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	1044	mg/L

Algekaret ble luftet via en perforert silikonslange på bunnen. Det ble podet med en blanding av grønnalger (*Scenedesmus acuminatus*, *Selenastrum capricornutum*, *Chlamydomonas* sp. *Dichtyosphaerium pulchellum*).

Vannet fra algekaret ble ført videre til zooplanktonbeholderen. Denne ble podet med *Daphnia magna*. En svak lufting sørget for sirkulasjon i zooplanktonkaret.

Etter en ukes etableringsfase ble det startet målinger av vannføring og suspendert stoff i de to karene. Bestemmelsen av suspendert materiale ble utført med Coulter Counter og omfattet partikkelfraksjonen fra 3.2-40 µm. En tørrstoffanalyse viste forholdet mellom tørrvekt (mg/L) og partikkelvolum (mm<sup>3</sup>/L) = 0.40. Den omregningsfaktor som ble funnet ved måling av flere algekulturer (0.38) ble derfor brukt for beregning av tørrvekt av suspendert materiale ved dette forsøket.

Fra målingene av vannføring og suspendert materiale ble beiteaktiviteten i zooplanktonkaret beregnet. Beregningene ble utført for hvert måletidspunkt ut fra middelverdien av de aktuelle og de nærmest foregående målingene av suspendert materiale samt vannføring ved følgende ligning.

$$B_z = Q * (X_a - X_z)$$

Hvor:

Q = Vannføring (L/d)

X<sub>a</sub> = Suspendert stoff i algekar (mg/L)

B<sub>z</sub> = Beiting i zooplanktonkar (mg/d)

X<sub>z</sub> = Suspendert stoff i zooplanktonkar

Fnokking av alger og uregelmessig sedimentering i algekaret gjør det vanskelig å beregne døgnproduksjonen av alger fra dag til dag, men produksjonen kan beregnes over lengre tidsrom ved summering av mengde suspendert stoff som er transportert ut fra algekaret (Q\*X<sub>a</sub>).

I algekaret utviklet seg et samfunn dominert av alger men med innslag av flagellater, ciliater og bakterier. *Scenedesmus acuminatus* ble etter hvert den helt dominerende algen i systemet. På grunn av dominansen av alger kan suspendert materiale tilnærmet regnes som algebiomasse. Bortsett fra en uke i midten av forsøksperioden var algebiomassen forholdsvis stabil mellom 100 og 150 mg/L.

Dette tilsvarer en produksjon av mellom 300-500 mg/døgn ( $2.7 - 4.6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). Gjennomsnitt for hele forsøket var 400 mg/L ( $3.6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ).

I zooplanktonkaret utviklet det seg raskt en stor bestand av *Daphnia magna*. Ved dafnienes beiteaktivitet ble mengden suspendert stoff redusert til 5-30 mg/L. Beiteaktiviteten var ca. 90% av mengden tilførte alger gjennom mesteparten av forsøket, noe som tyder på at algeproduksjonen var den styrende faktor. Figur 15.1 viser volum og størrelsesfordelinger av partikler i de to karene ved et bestemt tidspunkt under forsøket. Størrelsesfordelingen av partikler i algekaret viser et maksimum mellom ca. 250 og 1000  $\mu\text{m}^3$  som utgjøres av *Scenedesmus acuminatus*. Denne toppen er synlig også i zooplanktonkaret, men her er totalvolumet av partikler redusert til 13.5%.

På bunnen av zooplanktonkaret samlet seg fæces, døde dafnier og skall av dafnier, men det så ikke ut til å skje nevneverdig sedimentering av alger. Stor dødelighet av dafnier ble registrert etter ca 20 døgn, sannsynligvis som følge av akkumulering av organisk stoff på bunnen og ledsakende oksygenvinn. Etter opprensing av bunnsedimentet tok dafniepopulasjonen seg raskt opp igjen. I forbindelse med den registrerte dødeligheten av dafnier sank beiteaktiviteten til ca. 70% av algeproduksjonen.

Dafnier ble høstet i to perioder (dag 8-18 og dag 25-43). Sammenlagt ble det høstet 407 mg (37 mg/døgn) den første perioden og 1536 mg (81 mg/døgn) den andre perioden. Uttaket av dafnier skjedde uten at det ble registrert nedgang i den totale beiteaktiviteten. I den andre høstingsperioden var algeproduksjonen i gjennomsnitt 436 mg/døgn. Mengden høstede dafnier var alltså 18.6 % av algeproduksjonen. I forhold til mengden konsumerte alger (376 mg/d) ble det høstet 21.5% som dafnier. Resultatet viser at overføringen av energi fra alger til dafnier er effektiv, og at det er mulig å få et utbytte av dafnier på minst 20% av algeproduksjonen.

Ved et nytt forsøk med laboratoriemodellen utviklet det seg en populasjon av rotatorier (*Brachionus sp.*) i zooplanktonkaret, og forsøket ble fortsatt uten dafnier for å sammenligne beiteaktiviteten og forutnyttelsen hos de to zooplanktonartene. Målinger ble foretatt over en forholdsvis kort tid (4 døgn), så grunnlaget for beregningene er dårligere enn for dafnieforsøket, men noen indikasjoner på forskjeller ble allikevel funnet.

Algeproduksjonen var i gjennomsnitt 340 mg/d. Beitingen oppgikk til 330 mg/L, og var således meget effektiv (97%). Under forsøket ble det høstet  $34+24+19 = 77$  mg rotatorier på tre dager. I gjennomsnitt ble det altså høstet 25.6 mg/d som er 7.5% av algeproduksjonen. Uttaket av rotatorier førte imidlertid til en nedgang i biomassen fra 8.6 mg/L til 4.7 mg/L på tre dager. Beiteeffektiviteten sank også noe, men var fortsatt høy til tross for reduksjonen i rotatoriebestanden.

Forsøket med *Brachionus* viser at rotatoriene har en høyere spesifikk fóropptaksrate enn dafniene, men utnyttelsen av fóret til produksjon av zooplanktonbiomasse er dårligere enn hos *Daphnia magna*. Avkastningen av rotatorier vil alltså være lavere enn for dafnier med en gitt mengde for (alger).

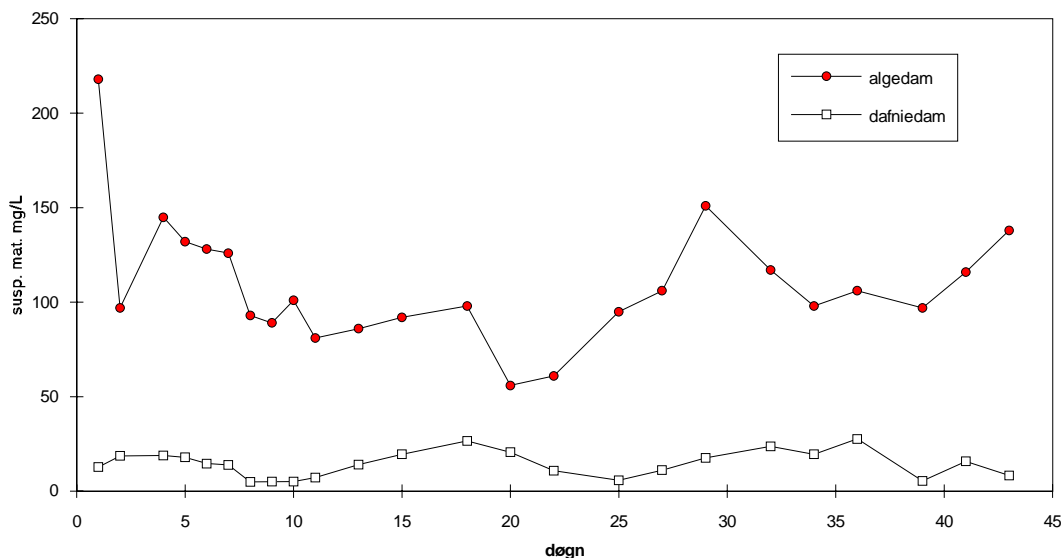


Fig. 15.1. Algebiomasse målt som suspendert materiale i laboriemodell av alge- og dafniedam.

## 17 MATEMATISK MODELL FOR ALGEVEKST I BIODAMMER

### 17.1 Beskrivelse av modellen

Utgangspunktet for å modellere algeveksten i biodammer er et forskningsarbeid utført av Nyholm (1978). Her er det bare gitt en kortfattet beskrivelse av Nyholms modell. Den er modifisert ved at det er innført tapsrater, og ved at lysinhibering er utelukket som beskrevet nedenfor.

Følgende symboler er brukt:

Symbol		Enhet
$\mu$	spesifikk veksthastighet	døgn <sup>-1</sup>
$x$	biomasse	mg C/L
$\mu_{\max}$	maksimal veksthastighet ved 20 °C	døgn <sup>-1</sup>
$f_t$	temperaturfaktor	-
$f_d$	døgnlengdefaktor	-
$f_i$	innstrålingsfaktor	-
$\Theta$	temperaturkoeffisient for veksthastighet	-
FD	relativ daglengde	-
fac	lys-mørke faktor	-
B	lys (PAR) reduksjon og refleksjon	-
a	bakgrunnsbidrag til Ext	m <sup>-1</sup>
b	faktor for chl-a - bidrag til Ext	m <sup>2</sup> · g <sup>-1</sup>
z	dybde	m

I	innstråling (PAR)	$\mu\text{E m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$
$I_0$	innstråling over vannoverflaten	$\mu\text{E m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$
$I_k$	lysmetningskonstant	$\mu\text{E m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$
Ext	ekstinksjonskoeffisient	$\text{m}^{-1}$
$u_r$	respirasjonshastighet	$\text{døgn}^{-1}$
$u_{r20}$	respirasjonshastighet ved 20 °C	$\text{døgn}^{-1}$
$u_s$	sedimenteringsrate	$\text{døgn}^{-1}$
$u_v$	brutto veksthastighet	$\text{døgn}^{-1}$
$\Theta_r$	temperaturkoeffisient for respirasjon	-
F	gjennomstrømning	$\text{m}^3 \cdot \text{døgn}^{-1}$
V	volum	$\text{m}^3$
$K_p$	metningskonstant for fosfor	$\mu\text{g}/\text{mg C}$
$C_{p\text{max}}$	maks. fosforinnhold i alger	$\mu\text{g}/\text{mg C}$
$C_{p\text{min}}$	minimum fosforinnhold i alger	$\mu\text{g}/\text{mg C}$
P	oppløst fosfor	$\text{mg}/\text{L}$
t	temperatur	°C

Tilveksten i algebiomassen (x) er beskrevet av ligning 1.

$$(1) \quad \frac{dx}{dt} = x \cdot \mu_v$$

Denne reduseres med forskjellige faktorer, som avhenger av temperatur, daglengde, innstråling og lysmetningsverdi for algene samt fosfatkonsentrasjon.

$$(2) \quad \mu_v = \mu_{\text{max}} \cdot f_t \cdot f_d \cdot f_i \cdot f_p$$

Temperaturens innvirkning på  $\mu$  gis av faktoren  $f_t$ , og er beskrevet av ligning 3.

$$(3) \quad f_t = \Theta^{(t-20)}$$

Daglengdens innvirkning på vekstraten er beskrevet ved ligning 4, hvor fac er en faktor som beskriver den økning i vekstraten som skjer når algene er utsatt for avvekslende lys og mørke.

$$(4) \quad f_d = \text{fac} \cdot \text{FD}$$

Den relative daglengde FD er gitt av ligning 5.

$$(5) \quad \text{FD} = 0.5 + 0.219 * \sin\left(\frac{d-80}{180} \cdot \pi\right)$$

hvor d er dagen i året.

Innstrålingen i en gitt dybde er avhengig av den totale innstråling ( $I_0$ ), biomassen (x) og 3 konstanter, (ref, a og b). Disse angir henholdsvis refleksjon, bakgrunnsbidraget til ekstinksjonskoeffisienten og klorofyllets bidrag til ekstinksjonskoeffisienten. Innstrålingen i en gitt dybde z er beskrevet av ligning 6.



$$(6) \quad I(z) = (I_0 \cdot \text{ref}) \cdot e^{(a + b \cdot \text{chla})}$$

Innstrålingens betydning for  $\mu$  antas være en lineær sammenheng opp til en gitt verdi,  $I_k$ . Deretter er innstrålingen uten betydning for  $\mu$ . I motsetning til Nyholms modell er det ingen korreksjon for fotoinhibering på dager med høy innstråling. Det skyldes at våre målinger i biodammene viser, at fotoinhibering ikke forekommer i biodammene. Sannsynligvis på grunn av kombinasjonen av høy ekstinksjonskoeffisient og kraftig sirkulation. Verdien av  $I_k$  er en tvangsfunksjon som endres avhengig av årstiden. Den samlede innflytelsen av  $I$  på  $\mu$  blir da:

$$(7) \quad f_i = \frac{I}{I_k} \quad \text{for } I < I_k$$

$$f = 1 \quad \text{for } I \geq I_k$$

Hvor  $I$  er gitt av (6).

Ved modellering av innflytelse av fosfor på vekstraten brukes to fosfor-pooler, mengden oppløst fosfor og algenes intracellulære fosforkonsentrasjon. Det er den siste som bestemmer vekstraten idet:

$$(8) \quad f_p = \frac{K_p + C_{p\max} - C_{p\min}}{C_{p\max} - C_{p\min}} \cdot \frac{C_p - C_{p\min}}{K_p + C_p - C_{p\min}}$$

Algenes intracellulære fosforkonsentrasjon,  $C_p$ , avhenger av forbruket, d.v.s. nettoprimærproduksjonen, og av opptaket. Opptaket forutsettes skje momentant, uavhengig av fosforkonsentrasjonen. Opptaksraten blir da:

$$(9) \quad v_p = \text{NPP} \cdot C_p + (C_{p\max} - C_p) \cdot x \quad \text{hvis } P > 0$$

og

$$v_p = 0 \quad \text{hvis } P = 0$$

For å få balanse i biomassen er det nødvendig å inkludere en tapsfaktor. Den finnes ikke i modellen beskrevet av Nyholm (1978). Tapet av biomasse skjer ved utvasking, respirasjon og sedimentering. Beiting er ikke inkludert, fordi den antas å være ubetydelig i biodammene.

Respirasjonen er temperaturavhengig og beskrives ved:

$$(10) \quad u_r = u_{r20} \cdot \Theta_r^{(t-20)}$$

Sedimenteringsraten,  $u_s$ , er antatt å være konstant. P.g.a. luftningsanlegget er den rimligvis meget lav

Tapet ved utvasking er gitt av:

$$(11) \quad \frac{dx}{dt} = x \cdot \frac{F}{V}$$

Massebalanseligningen for biomasse (ligning 1) kan nå utvides til:

$$(12) \quad \frac{dx}{dt} = x \cdot (u_v - u_r - \frac{F}{V} - u_s)$$

Det antas at biomassen i innløpet er =0

## 17.2 Kalibrering av modellen

Ved kalibrering av modellen er tvangsfunksjonene temperatur, innstråling, oppholdstid og fosforkonsentrasjon i innløpet fastlagt etter målinger i algedammen A2 i 1984. I perioden mellom målingene er verdiene funnet ved lineær interpolasjon unntatt for innstråling. Temperaturen er målt første gang 17.6. Deretter er der jevnlig målinger resten av sesongen. Innstrålingen er målt i forbindelse med døgnseriemålingene. Da innstrålingen kan variere meget fra dag til dag er de målte verdier supplert med målinger ved Meteorologisk Institutt på Blindern, ca. 20 km nord for Kolbotn. Sammenhengen mellom innstrålingen de to steder er funnet ved lineær regresjon på data for alle de dager når målinger er foretatt i Kolbotn. Analysen viste  $r^2=0.90$ .

Oppholdstiden er satt konstant = 19.6 døgn frem til 17.7 og deretter 4.8 døgn. Som omtalt i avsnitt 4. har det vært en del tilfelle av driftstopp. Disse er det ikke tatt hensyn til fordi det ikke er kjent når gjennomstrømningen er stoppet opp. Dette medfører at enkelte målinger kan avvike fra modellens forutsigelser. Fosforkonsentrasjonen i innløpet er målt 1-2 ganger pr. uke gjennom hele sesongen.

For  $I_k$  er bruk de verdier som er oppgitt i Nyholm (1978) fra danske innsjøer. Som utgangspunkt for modellens øvrige konstanter er fortrinnsvis målte verdier fra A2 i 1984 brukt. Disse er supplert med verdier fra litteratur, i første rekke fra Nyholm (1978). Se tabell 17.1.

Tabell 17.1. Verdier av konstanter benyttet i algevekstmodellen

Konstant	Nyholm (1978)	Andre kilder	Verdi
$\mu_{\max}$	1.5	1.15 (skjønn)	1.15
$\Phi$	1.05		1.02
$\mu_{r20}$	-	0.07 (Harris 1978)	0.07
$\Theta_r$	-	1.05 ( " " )	1.05
f <sub>ac</sub>	1.33		1.33
$C_{p\max}$	44	27 målt i A2	27
$C_{p\min}$	3.2		3.2
$K_p$	3.4		3.4
a	1	1.4 målt i A2	1.4
b	17	12 målt i A2	12
chl	-	0.02 målt i A2	0.02
$u_s$	-	0.01 (skjønn)	0.02
ref	-	0.94 målt i A2	0.94

Som grunnlag for kalibreringen er biomassemålinger foretatt i A2 1-2 ganger/uke gjennom hele sesongen 1984 brukt.

Sammenligning av den beregnede og den observerte biomassen i dammen (figur 17.1) viser at frem til ca. 1 juli var algeveksten i A2 hemmet av noe som ikke blir tatt hensyn til i modellen. Fra ca. 10 juli stemmer modellens forutsigelser om biomasse med den observerte, når  $\mu_{\max}$  satt til  $1.15 \text{ døgn}^{-1}$ .

Modellen er meget følsom for denne parameter, og en endring på 0.05 gir et markert utslag fra de målte verdier. Nettotilveksten påvirkes foruten av den maksimale veksthastigheten av respirasjonsraten, sedimenteringsraten,  $I_k$ -verdien og fac-faktoren. Det som kalibreres er summen av disse faktorerens virkning, mens deres innbyrdes forhold stadig er ukjent. Hvis f.eks. både  $I_k$  og  $\mu_{\max}$  heves kan modellen fortsatt prediktere den målte biomasse. Når det er valgt å endre på  $\mu_{\max}$  er det fordi det er den mest basale konstanten i modellen. Endringer i respirasjonsrate og sedimenteringsrate innenfor rimelige verdier har liten betydning for biomassen.

$I_k$ -verdien er sannsynligvis den mest usikre faktor i modellen. Det har ikke vært mulig å finne  $I_k$ -verdier i systemer med et sirkulasjonsmønster som i biodammene.

En  $\mu_{\max}$  på 1.15 er litt lavere enn den  $\mu_{\max}$  som er funnet i laboratorieforsøk med *Scenedesmus acuminatus* isolert fra A2 i 1984. I et uorganisk medium og med kontinuerlig belysning på ca. 100  $\mu\text{E m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  ble veksthastigheten målt til 1.3  $\text{døgn}^{-1}$ .

Rundt 1 oktober 1984 var det en periode med lav innstråling. Med de opprinnelige verdier for  $I_k$  og temperaturkoeffisient for vekstrate blir biomassen så lav i denne perioden at den ikke kan ta seg opp igjen senere i oktober. Igjen kan en rekke faktorer i modellen endres for å forbedre simuleringen med den observerte utviklingen. Her er valgt en kombinasjon av lavere  $I_k$ -verdier og lavere temperaturkoeffisient for vekstrate. Da  $I_k$ -verdien er et uttrykk for algenes lysadaptasjon, er det rimelig at  $I_k$ -verdiene for algerne i biodammene etter jevndøgn er lavere enn for danske innsjøer. I tabell 17.2 er listet  $I_k$ -verdiene fra Nyholm (1978) og de som er funnet ved kalibreringen av modellen.

Tabell 17.2. Verdier for lysmetningskonstant ( $I_k$ ) etter Nyholm (1978) og de  $I_k$ -verdier som ble funnet ved kalibreringen av modellen.

Dag nr.	Nyholm (1978) $\text{cal} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1} \cdot 10^{-5}$	Modell $\text{cal} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1} \cdot 10^{-5}$	Modell $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$
120	6.9	6.9	152
134	9.2	9.2	202
149	9.6	9.6	211
163	10.2	10.2	224
178	10.3	10.3	227
191	9.8	9.8	216
212	9.5	9.5	209
233	9.2	9.2	202
240	9.1	9.1	200
253	8.0	8.0	176
267	7.8	5.5	121
288	6.7	4.0	88

Figur 17.1 viser biomasseforløpet i A2 for hele sesongen 1984 som det forutsies av modellen. Biomassen skal i følge modellen komme opp i 30-40 mg C/L fra mai til midt i juli. I alle tre dammene var det perioder i 1984 hvor biomassen kom opp i 20-25 mg C/L. Det er mulig at dette representerer det maksimale nivå for algedammer av denne typen. Modellens forutsigelse på 35-40 mg C/L er derfor muligens urealistisk. Årsaken kan være at algenes selvskygging blir undervurdert i

modellen. Det er også mulig at helt andre faktorer, som ikke er medtatt i modellen, kan virke begrensende når biomassen når et nivå på 25-30 mg C/L. En slik faktor kan f. eks. være karbonbegrensning. Utviklingen i A2 frem til ca. 10 juli tyder også på at andre faktorer kan virke begrensende på algeutviklingen.

Figur 17.2 viser hvor mye primærproduksjonen kan variere fra dag til dag. Dette skyldes i første rekke innstrålingen. Ved optimal drift, hvor man kontrollerer biomassen på et bestemt nivå må man ta hensyn til disse store variasjonene i innstråling på produksjon.

Det er foretatt en del målinger av løst fosfor i A2 i 1984. Disse viser generelt høyere verdier enn de som modellen forutsier. Dette kan skyldes en viss frigjøring av fosfor før prøvene er fiksert. Etter juli måned er mønstret i variasjonen av løst fosfor i overensstemmelse med de målte verdier.

Modellen gir en grov beskrivelse av prosessene i en algedam. En rekke prosessbeskrivelser kunne forbedres og flere tilføyes. Det gjelder som nevnt beskrivelsen av innstrålingen og algenes lysmetning. En mer komplisert modell vil inneholde flere konstanter som må måles og øke mengden av data som er nødvendig for kalibrering av modellen. Ved en videre utvikling av modellen må disse forhold veies mot de fordeler man kan oppnå.

Det har ikke vært mulig å verifisere modellen på andre dammer eller andre sesonger p.g.a. manglen på data. Modellens generelle gyldighet er derfor fortsatt usikker. Dette må man ta med i betraktningen ved bruk av modellen for projektering og drift av liknende systemer. Til tross for de nevnte usikkerheter og mangler mener vi at modellen kan være til stor nytte for å forstå dynamikken i denne typen dammer. I det følgende er modellen brukt til å utlede noen generelle prinsipper for drift av algedammer.

Figur 17.2 viser foruten biomassen også NPP og respiration. Man ser at NPP kan varierer meget fra dag til dag. Dette skyldes i første rekke innstrålingen. Ved optimal drift, hvor man kontrollerer biomassen på et bestemt nivå må man ta hensyn til disse store variasjonene i innstråling og produksjon. Respirationen er kun avhengig av biomassen, og er derfor mere stabil end NPP. Enkelte dager kan NPP være meget lav, evt. 0 eller negativ. Det forekommer når innstrålingen faller etter en periode med høy innstråling, og skyldes at respirationener er høy på grunn av den høye biomassen. Etter en periode med lav NPP faller biomassen og dermed respirationen, så at NPP igen blir positiv. Systemet er således temmelig robust mot svingninger i innstrålingen. Om høsten kan en periode med lav innstråling dog få biomassen til å falle så meget at det tar lang tid før biomassen tar sig opp igjen. Man får derfor en periode med dårlig lysutnyttelse. Da innstrålingen generelt er avtagende om høsten kan man få den situasjon at en enkelt periode med lav innstråling føre til et fall i biomassen, som deretter, på grunn av den dårlige lysutnyttelsen og den avtagende innstrålingen, ikke tar sig opp igjen. Om høsten bør man derfor være forsiktig, og ikke ha for høy gjønnemstrømning.

skyldes at modellen kun anvender verdier for døgninnstrålingen. kan derfor ikke ta hensyn til variationen i innstrålingen i løpet av dagen. Samtidig må  $I_k$ -verdien også oppgis som en verdi for døgninnstrålingen. På dager med en døgninnstråling omkring  $I_k$ -verdien, vil algerne være utsatt for en øyeblikkelig innstråling som ligger både over og under verdien for  $I_k$ . Vi vet fra andre undersøkelser at algenes fotosyntese er bestemt av den øyeblikkelige innstråling, for innstrålinger omkring  $I_k$ . Modellens beskrivelse av algenes lysmetning er derfor en forenkling av virkeligheten. Denne forenkling betyr, at  $I_k$ -verdiene i modellen ikke kan sammenlignes med de verdier for  $I_k$ , som man bestemmer ved lys-fotosyntese målinger, eller ved målinger av sammenhengen mellom lys og vekstrate i laboratorieforsøk med konstant lys. Modellens  $I_k$ -verdier er en omtrentlig angivelse av ved hvilken døgninnstråling algenes vekstrate er uavhengig av innstrålingen i en betydelig del av dagen.

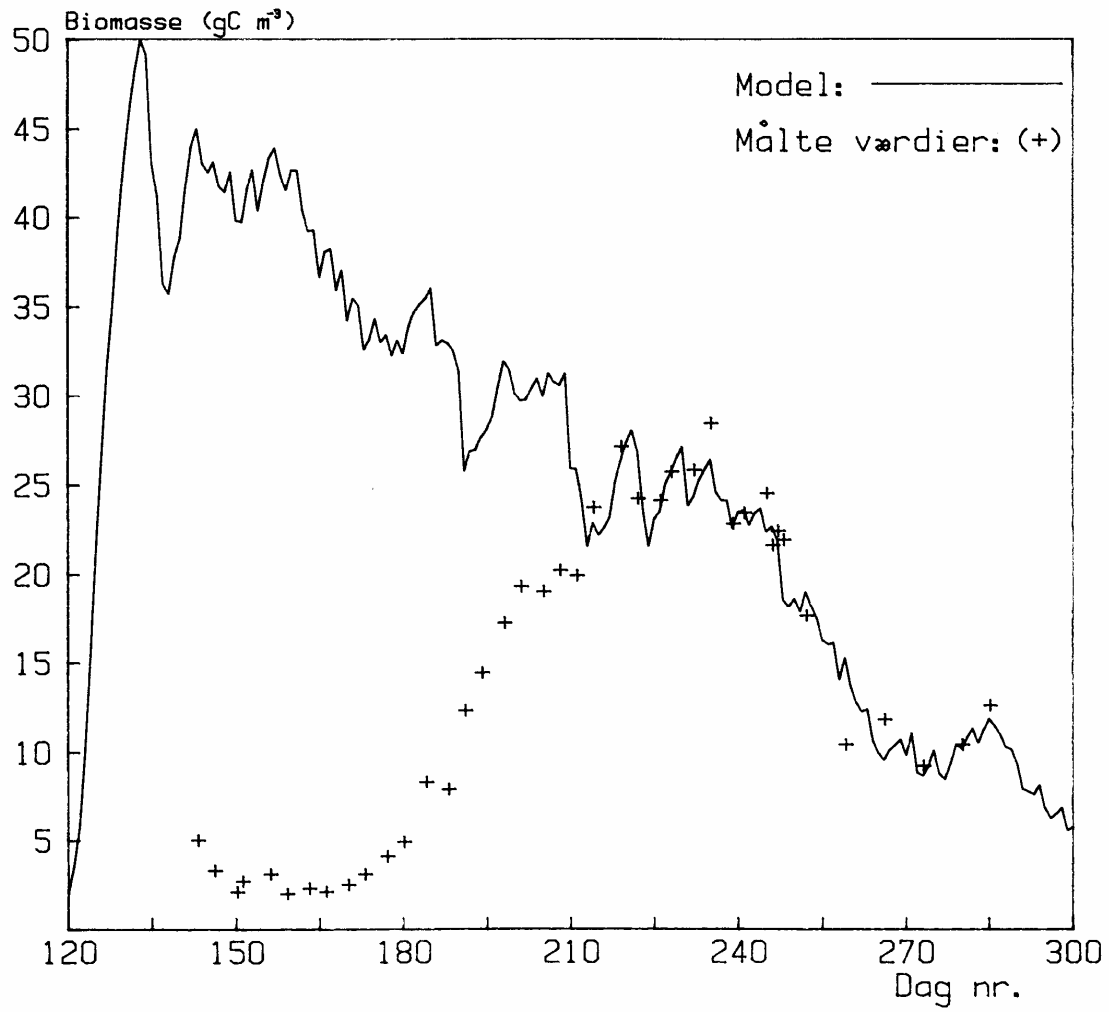


Fig. 17.1. Prediktert og observert algebiomasse i biodam A2 i 1984.

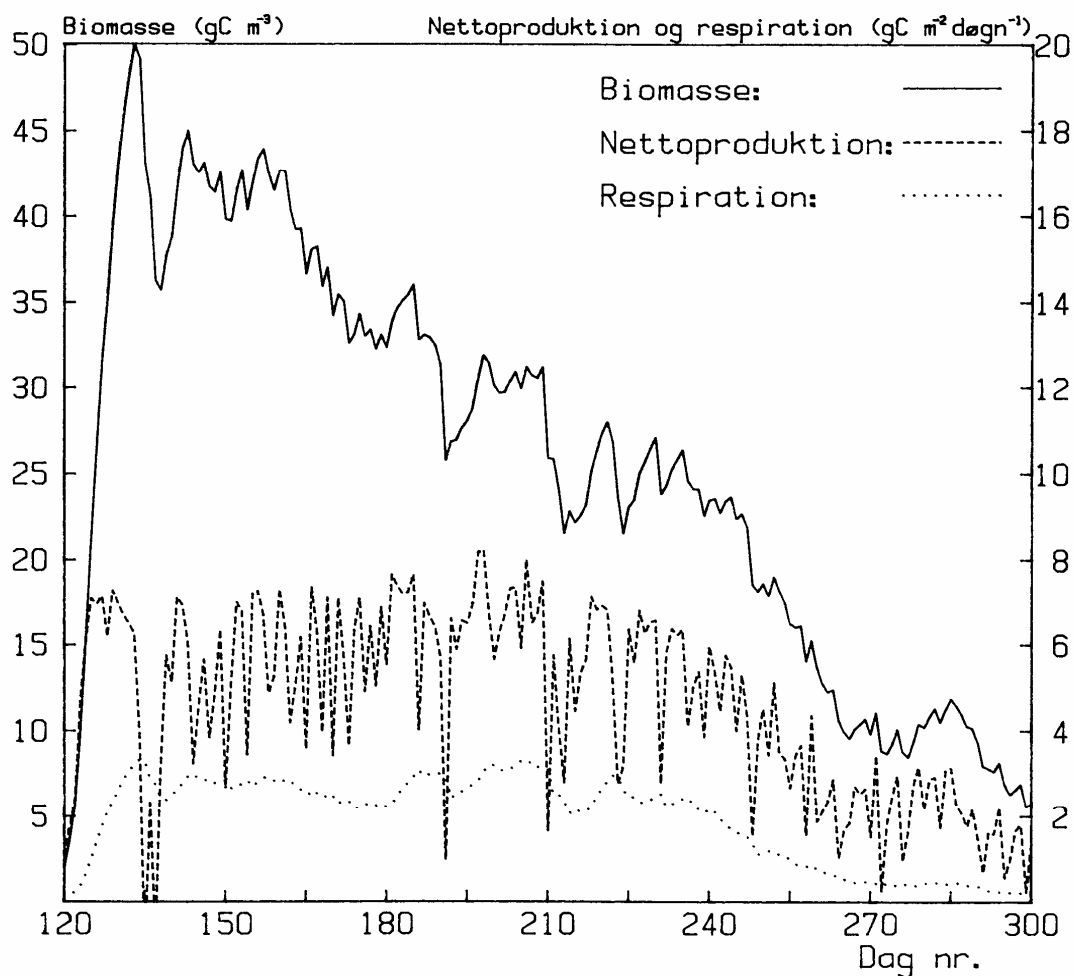


Fig. 17.2. Prediktert algebiomasse, netto algeproduksjon (NPP) og respirasjon i biodam A2 1984

## 18 OPTIMAL DRIFT AV ALGEDAMMER

Den matematiske modellen for algevekst kan benyttes til å optimalisere driftsbetingelsene i algedammer for å oppnå høyest mulig netto primærproduksjon (NPP). Av de faktorer som bestemmer NPP er det i praksis hovedsakelig oppholdstiden og dybden som kan kontrolleres. Ved å la modellen simulere utviklingen med forskjellige verdier for oppholdstid og dybde kan man finne de optimale driftsbetingelsene og hvilken NPP som da kan oppnås i systemet.

Ved simuleringene er temperatur og  $I_k$ -verdier de samme som ble benyttet ved kalibrering av modellen mot observerte data fra 1984. Innstrålingen er den målte middelinstrålingen gjennom sesongen på Blindern i perioden 1966-1980 (NIVA 1980). Fosforkonsentrasjonen i innløpet er konstant gjennom sesongen, og satt så høyt at fosfor ikke er begrensende.

## 18.1 Dammens dybde

Det som bestemmer dammens optimale dybde er forholdet mellom produksjon og respirasjon. Den optimale dybde er den dybde hvor produksjon og respirasjon er like store. Den vil imidlertid variere avhengig av en rekke faktorer som påvirker veksthastighet og respirasjon. Den optimale dybden kan beregnes på følgende måte:

$$z_{\text{opt}} = z, \text{ hvor } \mu_z = R + S \quad \text{likning 1}$$

Sedimenterings- og respirasjonsraten er uavhengige av dybden. Vekstraten derimot er avhengig av dybden ved at den faller med dybden når dybden er større enn den dybde hvor  $I=I_k$ .

$$\mu' = \mu_{\text{max}} \cdot f_t \cdot f_d \cdot f_p \quad \text{likning 2}$$

$$\mu_i = \mu' \cdot f_i \quad \text{likning 3}$$

$$f_i(z) = \frac{I_0}{I_k} \cdot e^{-\text{Ext} \cdot z} \quad \text{likning 4}$$

Dette medfører at  $\mu(z)$  blir:

$$\mu(z) = \mu' \cdot \frac{I_0}{I_k} \cdot e^{-\text{Ext} \cdot z} \quad \text{likning 5}$$

Hvis den optimale dybde defineres som den dybde hvor  $\mu = R + S$ , blir  $z_{\text{opt}}$  :

$$z_{\text{opt}} = \frac{\ln(R + S) + \ln I_k - \ln \mu' - \ln I_0}{-\text{Ext}} \quad \text{likning 6}$$

Da ekstinksjonskoeffisienten, og dermed biomassen, har avgjørende innflytelse på  $z_{\text{opt}}$  vil denne variere avhengig av biomasseutviklingen. Biomassen er igen avhengig av oppholdstiden i dammene. Man kan derfor ikke sammenligne effekten af forskjellige dybder på dammene, uten å ta hensyn til oppholdstiden. En måte å løse opp for dette komplekse av faktorer, er at opererer med den optimale biomasse.

Sammenhengen mellom biomasse og NPP har form som en parabell. For et gitt sett av verdier for dybde, innstråling etc, finnes en bestemt biomasse som vil gi den høyeste NPP. Ved en lavere biomasse vil en økende andel av innstrålingen gå tapt som varme i vannet, og ved en høyere biomasse vil NPP avtatte på grunn av at respirasjonen stiger hurtigere enn fotosyntesen. Ved å la modellen beregne den biomasse som gir den høyeste NPP, og deretter justerer gjennomstrømningen så at denne biomasse oppnås, kan man simulere den maksimalt oppnåelige NPP igjennom sesonen ved forskjellige dybder. Dette er gjort for fem dybder. Middelveier for sesongen er vist i tabell 18.1 og forløpet af NPP er vist på figur 18.1.

Tabell 18.1 Netto produksjon (NPP) og fosforopptak for hele sesongen 1 maj til 1 november for fem simuleringer av algedammer med konstant dybde. Gjennomstrømningen varieres således at biomassen fastholdes på det nivå som gir størst NPP. Arealet er 60 m<sup>2</sup>.

Dybde	NPP	Fosfor- opptak	Biomasse	Gjennom- strømning	Min. P-kons. i innløp	Oppholds- tid
(m)	(g C/m <sup>2</sup> )	(g P/m <sup>2</sup> )	(mg C/L)	m <sup>3</sup> /døgn	mg P/L	døgn <sup>-1</sup>
0.30	1336	35.8	54.9	2.31	5.17	7.79
0.50	1270	33.8	41.2	4.92	2.29	6.10
0.75	1195	31.4	32.4	8.80	1.19	5.11
1.00	1140	29.5	27.3	13.29	0.74	4.51
1.50	1036	25.7	21.1	23.20	0.37	3.88

Simuleringerne viser at effektiviteten i dammene i prinsippet vil stige med avtagende dybde. Samtidig viser simuleringerne at der kreves meget høye forforkonsentrasjoner for å oprettholde den høye biomassen i grunne dammer. Hvis forforkonsentrasjonen i innløpet er under de verdier som er oppgitt i tabell 18.1, vil man ikke kunne oprettholde den optimale biomasse, og lysutnyttelsen i dammene vil derfor falle.

Som tidligere nevnt tar modellen ikke hensyn til pH og uorganisk karbon i vannet. I grunne dammer vil produksjonen foregå i en begrenset vannmasse, og det vil være store døgnsvingninger i pH og tilgjengelig uorganisk karbon. Det vil sannsynligvis være nødvendig å tilføre CO<sub>2</sub> for å hindre at uorganisk karbon blir begrensende for produksjonen. I dypere dammer vil det større vannvolumet virke som en buffer og reduserer døgnsvingningene i pH og uorganisk karbon. Alkaliniteten er med på å bestemme mengden av uorganisk karbon, og dermed på å bestemme hvor grunne dammene kan være, uten at det oppstår karbonbegrensning. For å kunne simulere disse forhold må modellen utvides til også å beskrive pH og uorganisk karbon.

Tilsammen betyr disse forhold at man bør velge en dybde på dammene som svarer til fosforkonsentrasjonen i innløpet. Hvis denne er høy, større enn ca. 1-1.5 mg P/l, må man overveie tiltak for å redusere døgnsvingningene i pH-uorganisk karbon. Eller man kan anvende flere dammer i serie med en zooplanktondam imellom.



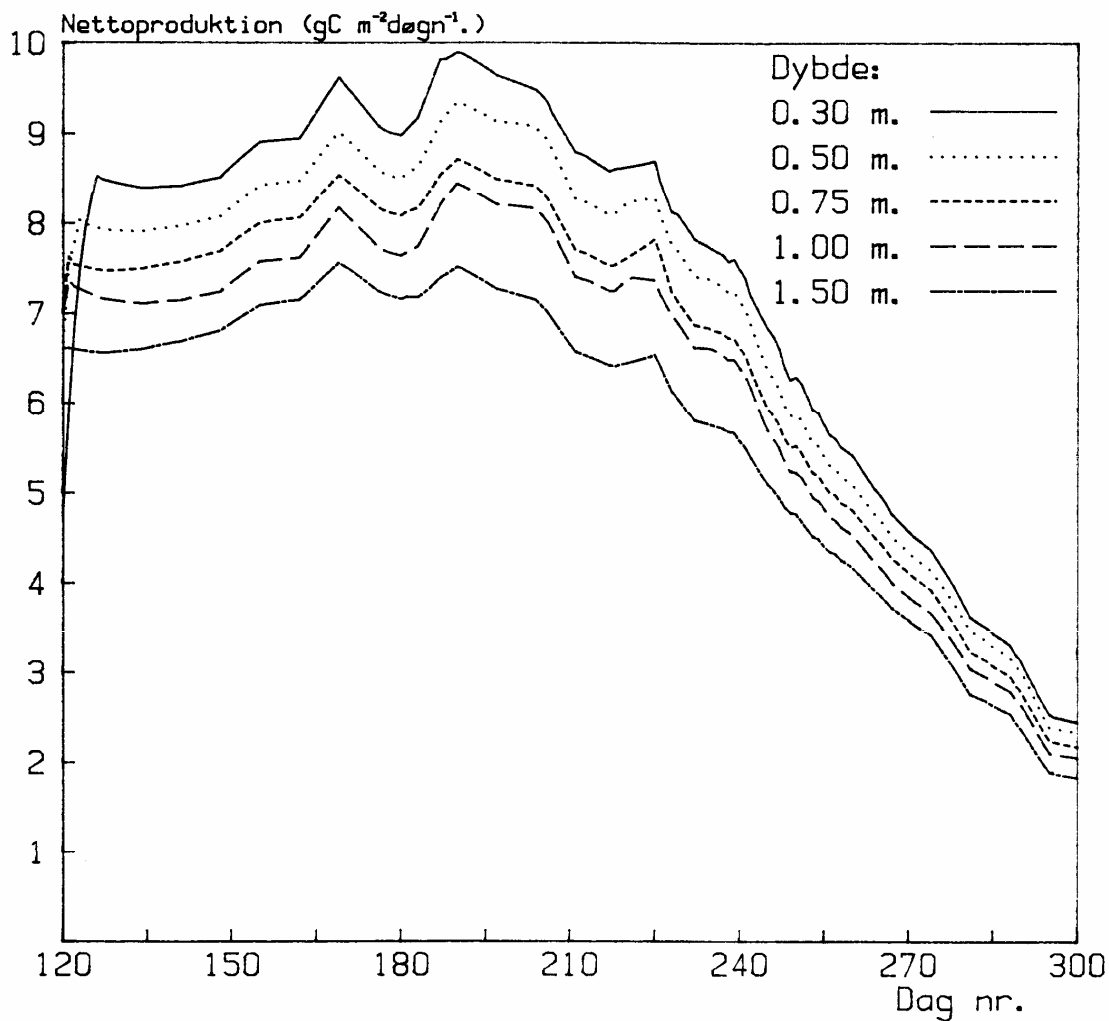


Fig. 18.1. Beregnet potensiell nettoproduksjon i en algedammer med forskjellige dybder i perioden 1 mai- 1 oktober, basert på gjennomsnittlig innstråling målt på Blindern.

For en dam med konstant dybde, kan driften reguleres ved å variere gjennomstrømningen. I tabell 18.2 og på figur 18.2 er vist resultatene af 5 simuleringer med konstant gjennomstrømning i en dam på 1 m. dybde og et areal på 60 m<sup>2</sup>.

Simuleringerne viser, at det er gjennomstrømningen som kontrollerer biomassen i dammene. Som tidligere nevnt er der en gitt biomasse som gir høyest NPP. For denne dam ligger den på ca 27 mg C/l (tabell-) Denne biomasse opnås ved en gjennomstrømning mellom 12 og 15 m<sup>3</sup>/døgn. Lavere gjennomstrømning fører til høyere biomasse og derigjennom til større tap ved respirasjon. Høyere gjennomstrømning fører til lavere utnyttelse av innstrålingen. Gjennomstrømningen bestemmer også den minimums konsentrasjon av fosfor som må være til stede for å oppretholde biomassen. Disse resultater stemmer med erfaringene fra Kolbotnvannet i 1984. Da gjennomstrømningen i juli ble satt opp fra 4.7 til 18.8 m<sup>3</sup>/døgn, steg både biomasse og produksjon.

Tabell 18.2. Simuleringer av effekten av endringer i gjennomstrømningen i en dam på 1 m. dybde og 60 m<sup>2</sup> overflateareal. NPP og fosforopptak er akkumulerte verdier for perioden 1 mai-1 oktober.

Dybde	NPP	Fosforopptak	Biomasse	Gjennomstrømming	Min. P-kons.	Oppholdstid
m	g C/m <sup>2</sup>	g P/m <sup>2</sup>	mg C/L	m <sup>3</sup> /døgn	mg P/L	døgn <sup>-1</sup>
1.00	1084	27.1	44.7	7.5	1.23	8
1.00	1109	28.2	35.0	10.0	0.93	6
1.00	1121	28.8	29.9	12.0	0.81	5
1.00	1118	29.0	24.1	15.0	0.64	4
1.00	961	25.4	10.6	30.0	0.28	2
1.00	720	19.1	6.0	40.0	0.16	1.5

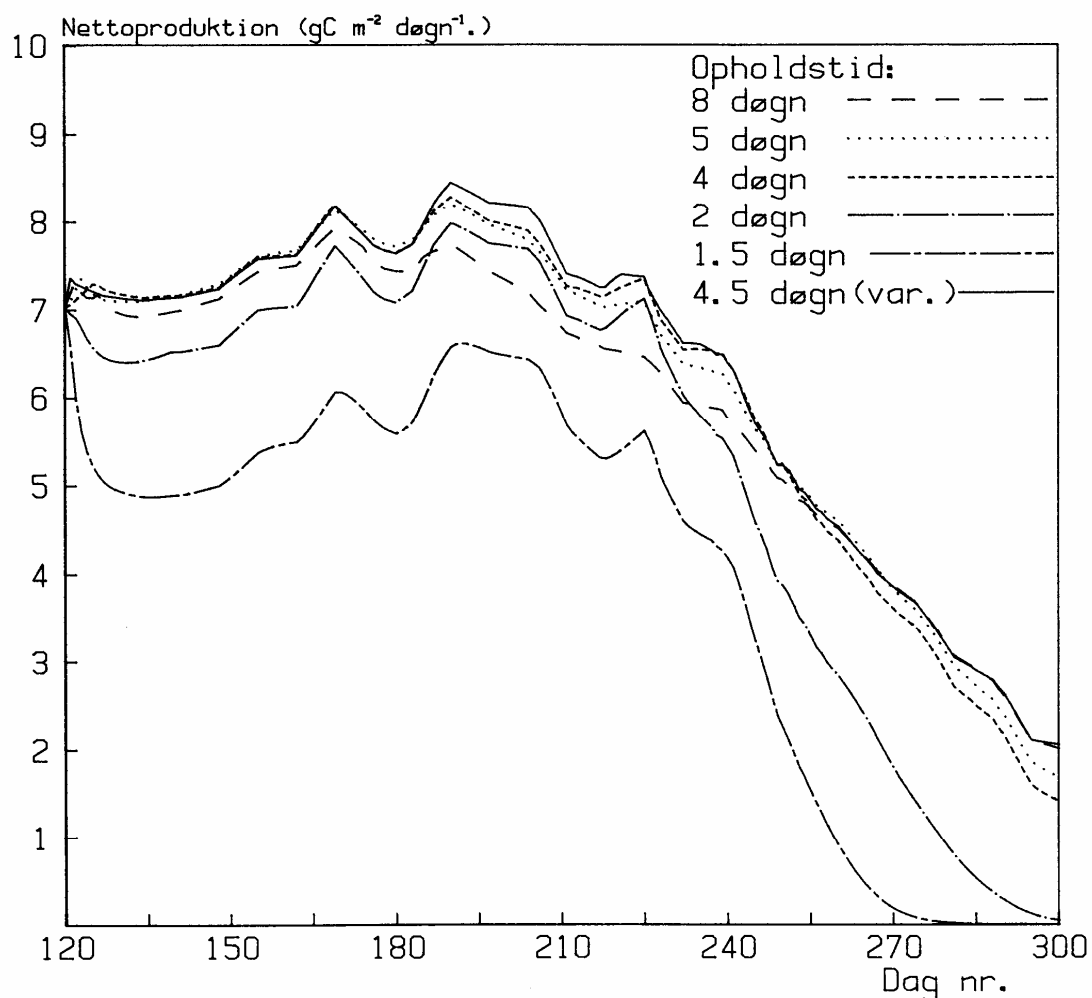


Fig. 18.2. Potensiell nettoproduksjon i algedammer med ulike oppholdstid for perioden 1 mai - 1 oktober, beregnet på grunnlag av gjennomsnittsverdier for innstråling ved Blindern.

Alle de foregående simuleringer er gjort med gjennomsnittsverdier for innstrålingen målt på Blindern fra 1966 til 1980. Det betyr at det kun er små endringer i innstrålingen fra dag til dag. For at

undersøke betydningen av svingninger i innstrålingen fra dag til dag, er det utført 4 simuleringer av en dam med 1.5 m. dybde, hvor innstrålingen er de målte værdier fra 1984 ved Kolbotnvannet. Resultatene er vist i tabell 18.3. I tre av simuleringerne er der anvendt konstant gjennomstrømning på henholdsvis 12, 15 og 21 m<sup>3</sup>/døgn. I den siste er gjennomstrømningen regulert, så at biomassen såvidt mulig fastholdes på det optimale nivå.

Tabell 18.3. Simuleringer av effekten av endringer i gjennomstrømningen i en dam på 1.5 m. dybde og et areal på 60 m<sup>2</sup>, med innstrålingsdata fra Kolbotnvannet 1984. NPP og fosforopptak er angitt som akkumulerte verdier for perioden 1 mai - 1 oktober.

Dybde	NPP	Fosforopptak	Biomasse	Gjennomstrømning	Min. P-kons.	Oppholdstid
m	g C/m <sup>2</sup>	g P/m <sup>2</sup>	mg C/L	m <sup>3</sup> /døgn	mg P/L	døgn <sup>-1</sup>
1.5	836	19.1	31.6	12.0	0.63	7.50
1.5	865	20.4	26.7	15.0	0.52	6.00
1.5	886	21.7	20.1	21.0	0.38	4.29
1.5	892	22.1	18.2	20.8	0.39	4.32

Disse simuleringer viser en lavere NPP en de foregående. Imidlertid var innstrålingen i 1984 under det normale. I forhold til den faktiske innstråling var NPP kun ca.10% lavere enn i den simulering hvor der er brukt middelinstråling. Denne reduksjon på 10% må tilskrives svingningerne i innstrålingen fra dag til dag, med derav følgende variasjon i biomassen. Den siste simuleringen hvor gjennomstrømningen er regulert så at biomassen gir optimal NPP gir kun en ubetydelig høyere effektivitet enn konstant gjennomstrømning.

Samlet viser disse simuleringer, at man bør velge en dybde som står i forhold til fosforkonsentrasjonen i innløpet. I begynnelsen av sesongen, og ved eventuelle driftstopp eller lignende som fører til nedgang i biomassen, bør gjennomstrømningen settes meget lavt, så at biomassen raskt kan bygges op til et nivå som gir optimal lysutnyttelse. Deretter kan man holde en konstant gjennomstrømning, som gir en biomasse omkring det optimale for dammer av den gitte dybde. Eventuelt kan man redusere gjennomstrømningen i perioder med lav innstråling, og ut på høsten, så at man unngår større fall i biomassen.

## 19 PLANTENÆRINGSSTOFFER OG RENSEEFFEKT

Innhold av plantenæringsstoffer i innløpet (Augestadsbekken), alge-og zooplanktondammene er sammenstilt i vedlegg 1. Fra disse data er det mulig å vurdere systemets renseseffekt m.h.t. fosfor og nitrogenforbindelser under forskjellige situasjoner. For å unngå at avvikende enkeltverdier skal få stor betydning for beregningene er middelveidier for lengre perioder når de biologiske systemene har vært forholdsvis stabile beregnet.

Innløpsvannet som ble pumpet fra bekken hadde et høyt innhold av plantenæringsstoffer ved oppstartingen av dammene i august 1983, men konsentrasjonene sank i begynnelsen av september til et lavere nivå. Det er imidlertid store variasjoner i de enkelte observasjonene, som skyldes forskjeller i vannføring og forurensningsbelastning. Middelveidier for perioden 11 august til 9. september var: tot.P= 2.47 mg/L og tot. N=13.6 mg/L. Fra 13 september til 19 oktober var tilsvarende verdier tot.P= 0.6 mg/L og tot.N= 5.3 mg/L. Reduksjonen i næringsinnhold skyldes sannsynligvis utbedringer av kloakknett i nedslagsfeltet.

Over halvparten av fosforet i innløpet var i løst form, og hovedsakelig som fosfat. Nitratandelen av totalnitrogenet var meget lav i august, men øket kraftig i forbindelse med at nitrogen-innholdet gikk ned i september. Ammonium ble ikke analysert i 1983, men det er grunn til å regne med at ammonium utgjorde mesteparten av nitrogenet i innløpet i august.

I alge- og zooplanktondammene var variasjonene i næringssaltkonsentrasjonene mindre enn i innløpet. Utviklingen i tot.P og tot.N viste en forsinkelse i forhold til i innløpet, slik at konsentrasjonene var lavere enn i bekken i august, men høyere i september 1983. Renseeffekten m.h.t. disse forbindelsene synes å ha vært liten, men p.g.a de store variasjonene i innløpet er det vanskelig å gjøre noen beregninger av N- og P-fjerning. Den løste fosforfraksjonen var forholdsvis uforandret gjennom systemet, d.v.s. opptaket av løst fosfor i algedammene var ikke stort nok til å gi en markert reduksjon i løst fosfor i 1983.

I 1984 var næringssaltkonsentrasjonene i innløpet i samme størrelsesorden som ved slutten av forrige sesong. Nivåene var også forholdsvis konstante gjennom hele sesongen mai-oktober, selv om det ble funnet noen høye enkeltverdier. Middelerverdier for totalinnhold av N og P og andelen av forskjellige komponenter i innløpet er sammenstilt i tabell 19.1.

Tabell 19.1. Gjennomsnittskonsentrasjoner av plantenæringsstoffer i innløp til algedammene i perioden 15. mai - 2. oktober 1984

Tot. P µg/L	Løs-P %	Fosfat-P %	Tot. N µg/L	Nitrat-N %	Ammonium-N %
568	65	61	5517	29	54

Ved passering av dammene sank konsentrasjonene av tot.N og tot.P som følge av sedimentering. En del nitrogen ble trolig også fjernet ved denitrifisering. N og P ble også fjernet fra systemet ved høsting av zooplankton i perioder når dafniebestanden var høy. Variasjonene i N og P gjennom anlegget er fremstilt for noen perioder med forholdsvis stabile forhold i dammene i tabell 19.2.

Tabellen viser at i linje 1 i perioden 15 juni-27 juli var den totale renseseffekten 16% for fosfor og 31% for nitrogen. Tilsvarende verdier for linje 2 var 43% fjerning av N og 31% fjerning av P. Den løste fosforfraksjonen ble redusert med 57% i A1 og 58% i A2. Hvis man regner med at mesteparten av det partikulære fosforet i innløpet også sannsynligvis blir gjort tilgjengelig for algene ved nedbrytning av organisk materiale, blir ca. 75% av fosforet bundet til partikulært materiale, hovedsakelig alger, i algedammene.

Forskjellen i renseseffekt i de to eksemplene kan skyldes at vannføringen og produksjonen i linje 2 var høyere enn i linje 1. Den høyere omsetningshastigheten i linje 2 kan ha bidratt til bedre renseseffekt med hensyn til nitrogen og fosfor.

Tabell. 19.2. Middelveier for nitrogen-og fosfor gjennom linje 1, 15.6 - 27.7 og linje 2, 20.7 - 11.9 1984

Linje 1, 15.6 - 27.7 1984

	Innløp algedam	Utløp algedam		Utløp zooplanktondam	
	kons.	kons.	renseeff.	kons.	renseeff.
Tot. P	519	562	0	438	16%
Løs-P	444	189	57%	350	22%
Tot. N	5670	3720	34%	3900	31%

Linje 2, 20.7 - 11.9 1984

	Innløp algedam	Utløp algedam		Utløp zooplanktondam	
	kons.	kons.	renseeff.	kons.	renseeff.
Tot. P	647	579	11%	449	31%
Løs-P	387	161	58%	377	3%
Tot. N	5511	3600	35%	3080	44%

I zooplanktondammen blir mye av næringsstoffene som er bundet til alger frigjort igjen, når disse blir omsatt av dafniene. Konsentrasjonen av løste fosforforbindelser øker derfor fra 161 til 377 µg P/L i zooplanktondammen Z2.

Endringene i de ulike fraksjonene av nitrogen og fosfor gjennom linje 2 i perioden 3-7.9 1984, da det ble foretatt daglige analyser av samtlige parametre, er vist i fig. 19.1 og 19.2. Figurene viser en betydelig økning av de partikulære fraksjonene av N og P gjennom algedammen. I zooplanktondammen frigjøres mye av dette igjen som ammonium og fostat.

I 1985 var konsentrasjonene av P og N i innløpet til dammene lavere enn de foregående sesonger. Totalfosfor varierte fra 90 til 160 µg/L og totalnitrogen fra 2.5 til 2.8 mg/L. I algedammene A1 og A3, var fjerningen av løst fosfor meget effektiv. Daglige analyser av næringsstoffer i en uke i juli viste konsentrasjoner under 10 µg/L løst P og under 2 µg fosfat-P/L i A1 og A3. I forhold til gjennomsnittskonsentrasjonen i innløpet betyr det at renseseffekten m.h.t. løst fosfor var ca. 90% (Se tabell 19.3). Denne beregningsmåte forutsetter at de målte konsentrasjonene i innløpet er representative for en lengre tid fordi oppholdstiden i dammene gir et etterslep. En enkeltanalyse fra 20. juni og det forhold at totalfosforverdiene i noen tilfelle (A1, Z1, A2) var høyere enn i innløpet, kan tyde på at det i perioden før den aktuelle uken i juli var høyere konsentrasjoner av fosfor enn de som ble funnet 8-11. juli.

Tabell 19.3 . Plantenæringsstoffer i biodammene i juli 1985. Tallene angir gjennomsnittskonsentrasjoner ( $\mu\text{g/L}$ ) for 8-11. juli

	Tot. P	Løs-P	PO <sub>4</sub> -P	Tot. N	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N
Bekk	101	69	72	2650	1875	245
A1	110	6.4	1.1	2400	819	38
Z1	150	9.4	1.7	2660	834	46
A2	180	62	56	2680	1552	27
Z2	107	76	68	2580	2370	155
A3	106	7.2	1.2	2360	999	27
Z3	98	46	38	2450	1377	290

Tilsvarende beregning av renseeffekten m.h.t. løste uorganiske nitrogenforbindelser (nitrat + ammonium) i A1 og A3 en uke i juli 1985 viste renseeffekter på 60% i A1 og 52% i A3. Den lavere fjerningsprosenten på N i forhold til P skyldes det høye N/P-forholdet i innløpet (27) i forhold til algenes behov (se tabell10.2).

I algedammen A2 var reduksjonen av løste næringsstoffer mye lavere enn i A1 og A3 i juli 1985. Det henger sammen med at algetettheten (og produksjonen ?) i A2 var lavere enn i de andre. Resultatene tyder på at produksjonen i A1 og A3 var begrenset av fosfortilførselen, men at algesamfunnet i A2 ikke klarte å utnytte alt fosforet som ble tilført.

Som vist tidligere blir mesteparten av det fosfor som algene tar opp frigitt når algene beites av dafnier i zooplanktondammene. I juli 1985 var det liten beiteaktivitet i Z1, og innholdet av løst fosfor var derfor fortsatt lavt i utløpet av zooplanktondammen (middelverdi=9.4 mg/L). I Z3, hvor det var en stor bestand av dafnier, øket konsentrasjonen av løst fosfor fra 7.2 til 46 mg/L.

Renseeffekten m.a.p. fekale koliforme bakterier ble undersøkt ved to anledninger i 1985. Resultatene er fremstilt i tabell 19.4. Fjerningen av fekale koliforme bakterier er effektiv både i algedammen og zooplanktondammen. Den største nedgangen i bakterietall skjedde i algedammen hvor ca. 98-99 % av bakteriene ble fjernet. I zooplanktondammene ble ytterligere 81-88% fjernet slik at den totale reduksjonen av bakterier i systemet var 99.7 - 99.8 %.

Tabell 19.4 Fjerning av fekale koliforme bakterier i biodammene i 1985.

Dato	Innløp (bekk)	Linje nr.	Utløp Algedam	Red. %	Utløp Zoopl. dam	Red. %	Total red. %
20.06.85	21 000	3	530	97.5	63	88	99.7
99.07.85	31 000	1	270	99.1	50	81	99.8

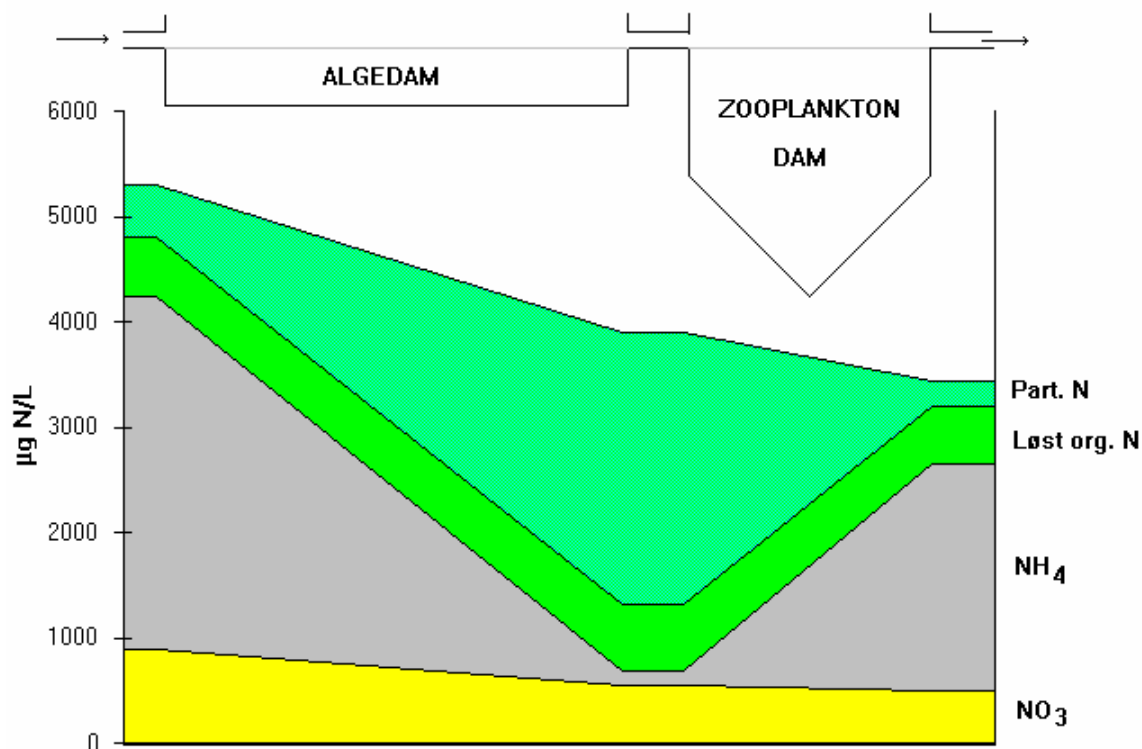


Fig. 19.1 Grafisk fremstilling av ulike nitrogen-fraksjoner gjennom linje 2 i biodamanlegget basert på middelværdier for perioden 3-7.9. 1984.

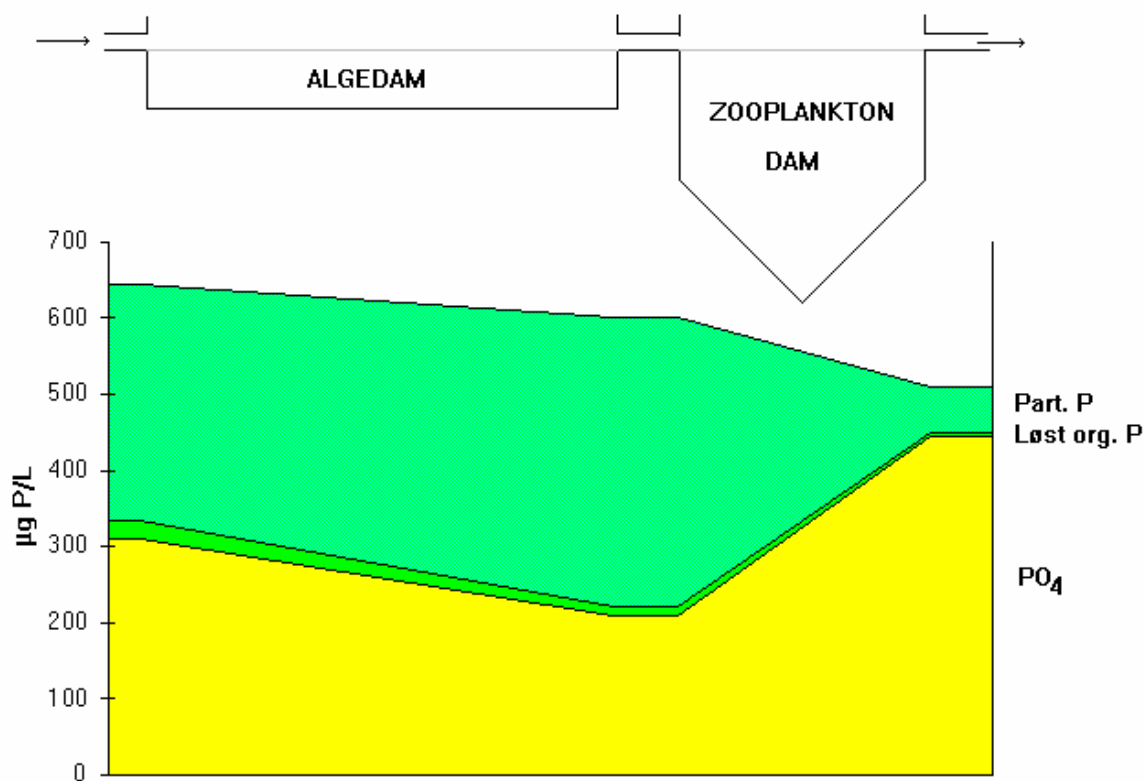


Fig. 19.2 Grafisk fremstilling av ulike fosfor-fraksjoner gjennom linje 2 i biodamanlegget basert på middelværdier for perioden 3-7.9. 1984.

## 20 REFERENSER

- Blakar, I. A. 1978. A simple water and plankton sampler. *Freshwat. Biol.* 8, 533-537.
- Botrell, H. H., Duncan, A., Gliwicz, Z. M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larson, P. & Weglenska, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.* 24, 419-456.
- Combres, C., J. Sevrin-Reyssac and L. Djonga 1992: Biomass production and environmental conditions for raising *Daphnia* with their microalgal food. *European Aquaculture Society* 1993 no. 18 pp. 63-70.
- George, D. G. & White, N. J. 1985. The relationship between settled volume and displacement volume in samples of freshwater zooplankton. *J. Plankt. Res.* 7, 411-414.
- Harris, G.P. 1978. Photosynthesis productivity and growth: The physiological ecology of phytoplankton. *Archiv für Hydrobiologie, Beiheft* 10, 171 pp.
- Lampert, W. 1987: Feeding and nutrition in *Daphnia*. In Peters, R.H. and R. de Bernardi (eds.): *Daphnia*. Consiglio Nazionale Delle Ricerche Istituto Italiano di Idrobiologia - Verbania Pallanza. Vol. 45. pp. 143-192.
- Oswald, W.J. and Golueke, C.G. 1960. Biological transformations of solar energy. *Adv. Appl. Microbiol.* Vol. 2, pp. 223-262.
- Proulx, D. and de la Noüe, J. 1985. Harvesting *Daphnia magna* grown on tertiary-treated effluents.
- Gordon, M.S., Chapman, D.J., Kawasaki, L.Y., Tarifeno-Silva, E. and Yu, D.P. 1982: Aquacultural approaches to recycling of dissolved nutrients in secondarily treated domestic wastewaters. IV: Conclusions, design and operational considerations for artificial food-chains. *Water Research* Vol. 16, pp. 67-71.
- Hessen, D. O. 1983. Biologisk kontroll av algeoppblomstringer. Eksperimentelle innhengningsforsøk i Gjersjøen - med spesiell vekt på zooplanktonets relasjoner til fytoplankton, bakterier og planktivor fisk. Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd. Intern rapport 20/83. 56 s.
- Markager, S. and K. Sand-Jensen 1989: Patterns of night-time respiration in a dense phytoplankton community under a natural light regime. *Journal of Ecology* Vo. 77, pp. 49-61, 1989.
- Meyers, D. G. 1980. Diurnal vertical migration in aquatic microcrustacea: Light and oxygen responses of littoral zooplankton. 80-90. In *Evolution and ecology of zooplankton communities*. Kerfoot, W. C. (ed.) Univ. Press New England, Hanover.
- Nyholm, N. 1978. A mathematical model for growth of phytoplankton. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* Vol. 21, pp. 193-206.
- Nyholm, N., D.E. Sørensen, K. Olrik and S.Dige Pedersen 1978: Restoration of lake Nakskov Indrefjord, Denmark, using algal ponds to remove nutrients from inflowing river water. *Progress in Water Technology* Vol. 10, no. 5/6, pp. 881-892.



Shelef, G., Azov, Y., Moraine, R. and Oron, G. 1980: Algal mass production as an integral part of wastewater treatment and reclamairion system. In: Shelef, G. and Soeder, C.J. (eds.): Algal Biomass. Elsevier/North Holland Biomedical Press, pp. 163-203.

Sukenik, A. and G. Shelef 1984: Algal autoflocculation - Verification and proposed mechanism. Biotechnology and Bioengineering Vol. 26, no. 2, pp. 142-147.

Vøllestad, L. A. 1983. Fordeling, vekst og ernæring til årsyngel av mort, *Rutilus rutilus*, i Årungen. Fauna 36, 18-24.

## APPENDIKS I

## TEORETISK BAKGRUNN FOR MÅLING AV FOTOSYNTESE OG RESPIRASJON

Massebalansen for oksygen i en åpen vannmasse kan beskrives ved ligning 1.

$$\frac{dx}{dt} = (C_s - C) \cdot k - (P-R) \quad \text{ligning 1.}$$

hvor :  $C$  = oksygenkonsentrasjon ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )

$t$  = tid (s)

$C_s$  = metningskonsentrasjon av oksygen ( $\text{s}^{-1}$ )

$k$  = gjenluftningskonstant ( $\text{s}^{-1}$ )

$P$  = bruttoprimærproduksjon ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ )

$R$  = respirasjon ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ )

Kjemisk oksygenforbruk og vannutskifting kan i noen tilfelle gi signifikante bidrag til oksygenmassebalansen, men det er ikke tilfelle i algedammene.

Hvis man kjenner  $k$ , og måler  $C_s$  og  $C$  kan man ut fra ligning 1 beregne leddet  $(P-R)$  som er lik nettoprimærproduksjonen. Hvis man kjenner respirasjonen kan bruttoprimærproduksjonen beregnes.

Det er viktig å bemerke at de parametre som beregnes gjelder for hele samfunnet. Derved adskiller metoden seg fra andre primærproduksjonsmålinger som benytter flaskeinkubering, ved at disse kun omfatter aktiviteten i vannmassen.

Det finnes flere måter å løse ligning 1 på. I 1956 publiserte Odum noen målinger i elver hvor han approximerte ligning 1 med en differensligning (2). (Odum 1956). Fra denne kan  $(P-R)$  lett beregnes (ligning 3). Resultatet er nettoprimærproduksjonen i intervallet  $\Delta t$ .

$$\frac{\Delta C}{\Delta t} = k \cdot (C_s - C) + (P - R) \quad \text{ligning 2.}$$

$$(P - R) = \frac{\Delta C}{\Delta t} - k \cdot (C_s - C) \quad \text{ligning 3.}$$

Et problem ved metoden er beregningen av middelveien av  $C_s - C$  for intervallet  $\Delta t$ . Da  $C$  kan variere meget, især på dager med vekslende skydekke, må den måles relativt ofte for å få bestemt middelveien av  $C_s - C$  nøyaktig for et lengre intervall. Dette er meget arbeidskrevende med manuelle

prøvetakinger, men løses ved bruk av datalogger. Et annet problem er beregningen av  $\Delta C$ . Denne beregning forsterker den tilfeldige variasjonen (støy) som finnes i målingene av  $C$ . Da endringen i  $C$ , selv i meget produktive systemer kun er få prosent av  $C$ , må støyen i målingen av  $C$  være meget liten. Hvis ikke vil  $C$  fluktuere voldsomt. Dette forhold er fremhevet av Kelly (1978) som en avgjørende svakhet ved metoden. Betydningen av dette forhold er imidlertid avhengig av lengden av det intervall over hvilket  $\Delta C$  beregnes. Som det ses av ligning 3, vil  $\Delta C$ -bidraget til (P - R)-leddet avta når  $\Delta t$  økes. Lengden av  $\Delta t$  i de undersøkelser hvor metoden har vært brukt er typisk fra 1 til 3 timer. Hvis  $\Delta t$  økes til å omfatte hele lysperioden vil effekten av usikkerheten på beregningen av  $\Delta C$  være lav.

I denne undersøkelsen er døgnproduksjonen beregnet ut fra ligning 4.  $\Delta C$  er beregnet som forskjellen i middelerverdier mellom de 10 første og de 10 siste målingene i døgnet.  $C_s - C$  er beregnet for hvert måleintervall og deretter er middelerverdien for hele lysperioden beregnet.

$$NPP = \frac{\left(\sum_{i=n-10}^n C_i - \sum_{i=1}^{10} C_i\right)}{24} + k \sum_{i=1}^n (C_s - C_i) \quad \text{ligning 4.}$$

Det finnes andre metoder for å løse ligning 1, som beskrevet av f. eks. Kelly (1974), Harremöes (1973) og Gallegos (1977). Disse bruker enten Fourier serier eller Fourier integraler. Derved unngår de beregningen av  $\Delta C$ . Som nevnt er betydningen av usikkerheten i  $\Delta C$  avhengig av lengden på  $\Delta t$ , d.v.s. den tidsoppløsning man ønsker på estimatet av primærproduksjonen. Når  $\Delta t$  omfatter hele døgnet er usikkerheten i Fourier-metodene og differens-metoden den samme. Da differens-metoden er langt enklere, er denne valgt fremfor en Fouriermetoden. Disse er mest aktuelle ved undersøkelser av primærproduksjonens variasjon gjennom døgnet.

Som nevnt er en forutsetning av for beregningen av (P-R), at man kjenner gjenluftningskonstanten  $k$ . Denne kan estimeres ved en rekke direkte og indirekte metoder. Det mest nærliggende er de metoder som bygger på målinger av oksygenkonsentrasjon og temperatur. Ved å fortsette registreringene fra lysperioden gjennom hele mørkeperioden fås de nødvendige data for beregning av  $k$ . I tillegg kan respirasjonen for nattperioden beregnes.

Hvis leddet (P-R) i ligning 2 er konstant, beskriver ligningen en rett linje med helning  $k$  som skjærer  $y$ -aksen i (P-R). Se figur 1. Forutsetningen er at (P-R) er konstant. Dette er oppfylt om natten hvis man antar at respirasjonen er konstant og at fotosyntesen er =0.

Gjenluftningskonstanten  $k$  og respirasjonen kan estimeres v.h.a. lineær regresjon med  $(C_s - C)$  som uavhengig variabel og  $\Delta C_s / \Delta t$  som den avhengige variabel. En forutsetning for at metoden kan brukes er at  $k$  er konstant gjennom døgnet. Hvis  $k$  varierer gjennom mørkeperioden gjelder ikke ligning 2. Dessuten vil  $k$  som er beregnet om natten ikke gjelde om dagen. Gjenluftingen kan tenkes påvirket av luftingssystemet, temperaturen og vindhastigheten.

Luftingssystemet effektivitet avhenger av kompressorens ytelse og rørsystemets tilstand. Den kan antas å være konstant over døgnet, men kan tenkes å endres i løpet av sesongen. Temperaturens innvirkning på  $k$  er gitt av Streeter (1926):

$$k = k_{20} - \tau^{(20-t)} \quad \text{ligning 5.}$$

Verdien av temperatur-koeffisienten  $t$  er estimert i en rekke undersøkelser; (Streeter 1926: 1.0159, Elmore and West 1961, Church 1962: 1.024, Tsivauglou 1972: 1.022). Temperaturens

variasjon gjennom døgnet er normalt mindre enn 0.5 °C, det gir en døgnvariasjon for  $k$  på mindre enn 1%. Denne variasjonen er uten praktisk betydning i denne sammenheng.

Vindhastighetens innvirkning på  $k$  i et system som biodammene er vanskelig å vurdere. Da variasjonen i vindhastighet gjennom et døgn, kan den være av signifikant betydning for  $k$ . Dette er undersøkt i 1985 ved å måle vindhastigheten over dammene. Figur viser sammenhørende verdier for vindhastighet og estimert gjennluftingskonstant. Målingene viser at vinden ikke har noen effekt på størrelsen av  $k$  for de vindhastigheter som er observert. Dette er i overensstemmelse med Bennett (1972) som viste at vindhastigheter under  $3\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$  ikke har betydning for  $k$ . De målte vindhastigheter ligger alle under denne verdi.

Estimering av  $k$  og  $R$  v.h.a. lineær regresjon byr på en del statistiske problemer som:

1. Forutsetningene for å bruke lineær regresjon er ikke oppfylt fordi det er usikkerhet i både den uavhengige og den avhengige variabelen. Dessuten inngår  $C$  i begge uttrykkene slik at de vil være negativt korrelerte uansett om de i øvrig er kausaltforbundet.
2. Oksygenkonsentrasjonen inngår i beregningen av begge variable på en slik måte at rekkefølgen av en støysjokk får betydning for estimatet av  $k$ .
3. Bruken av minste kvadrat-avstanden som estimeringskriterie er uheldig på  $\Delta C$  data. Ved estimeringen av  $k$  vil det bli lagt mest vekt på de mest avvikende data. Der er større sannsynlighet for at disse skyldes måleusikkerhet enn de målinger som bare avviker lite fra den estimerte linie.
4. Valget av intervallengde  $\Delta t$  kan påvirke estimatet av  $k$ . Intervallengden kan velges som et multiplum av måleintervallet. Med  $N$  målinger og  $r$  som antall måleintervaller får man  $N-r$  dataset for  $\Delta C/\Delta t$  og  $(C_s - C)$ . Intervallengden blir  $r \cdot$  måleintervallet.

Hvis  $r$  er liten blir variansen på  $\Delta C/\Delta t$  stor. Dette vil gjøre estimatet av  $k$  mindre. Omvendt vil store verdier av  $r$  gjøre at  $n$  blir mindre fordi  $n=N-r$ . Samtidig vil datane bli vektet forskjellig, fordi alle data som ligger mellom  $O+r$  og  $N-r$  vil bli brukt 2 ganger i beregningene, både som start- og slutt punkt i et intervall. De data som ligger fra  $O-r$  og fra  $N-r$  til  $N$  vil kun bli brukt en gang. Dette kan påvirke estimatet av  $k$  hvis det ligger særlig store støysjokk i intervallet fra  $O$  til  $r$  og fra  $N-r$  til  $N$ . På bakgrunn av disse overveielser og p.g.a. den relativt store spredning av  $k$ , som ikke kan forklares ved å dra inn flere forklaringsvariable som f. eks. vindhastigheten, er det prøvd forskjellige metoder for bestemmning av  $k$ .

1. Beste tilpassing av en rett linje, som tar hensyn til usikkerhet i både  $C_s - C$  og  $\Delta C/\Delta t$ . (Bartlett 1949, Davies 1971).
2. En metode beskrevet av Homberger et al. 1976. Ligning 2 integreres over intervallet  $\Delta t$ , idet  $C_s$  antas å være konstant i intervallet. Derved fås  $C_{j+1}$  som funksjon av  $C_j$  med  $k$  og  $R$  som konstanter. Gjennluftingskonstanten  $k$  og respirasjonen  $R$  bestemmes nå slik at kvadraten av differensen av  $C_{j+1}$  observert og  $C_{j+1}$  beregnet blir minst mulig
3. Vanlig lineær regresjon
4. Beregning av  $k$  og  $R$  ved lineær regresjon. Deretter fjernes det datapar som har størst residual fra den estimerte linjen. Fra det nye datasettet beregnes en ny linie og prosedyren gjentas til 40 punkter er fjernet.

Metoden i punkt 4 er en utbygging av lineær regresjon. Formålet er å eliminere effekten av enkelte meget avvikende punkter på estimatet av  $k$ .

Når man bruker denne fremgangsmåte, har man samtidig gjort den antagelse at ligning 2 er en fulstendig beskrivelse av oksygenmassebalansen. Det betyr at alle avvikelser fra en rett linje skyldes målefeil og disse kan derfor søkes eliminert. Det er viktig å bemerke at den regresjonskoeffisient som fremkommer etter fjerningen av datapunkter ikke sier noe om hvorvidt ligning 2 er en korrekt beskrivelse av oksygenmassebalansen.

Hvis alle punktene ligger godt samlet omkring en rett linje, med enkelte sterkt avvikende punkter, vil regresjonskoeffisienten raskt øke for hvert punkt som fjernes, og estimatet av  $k$  vil endres mot en stabil verdi. Når ytterligere punkter fjernes blir både  $r^2$  og  $k$  uforandret til et visst punkt. Deretter vil estimatet av  $k$  igjen endre seg, mens  $r^2$  vil være uforandret eller fallende. Systemet blir ustabil. Hvis tilstrekkelig antall punkter fjernes vil man til slutt ende opp med en estimering av linjen ut fra to punkter. Hvilke 2 punkter som blir igjen vil være tilfeldig etter at man har fjernet de mest avvikende punkter. Metoden er en forbedring av nr. 3, men er ikke tilfredsstillende. Det mangler et kriterie for hvor mange punkter som skal fjernes for å oppnå det mest sannsynlige estimat for  $k$ .

Samme prinsipp kan også anvendes på metodene 1 og 2.

I litteraturen fins en del beskrivelser av metoder hvor  $k$  bestemmes ut fra målinger i dagtimene (ref. ). Felles for disse metoder er at de antar en lineær sammenheng mellom fotosyntese og lys. Det betyr at lysmetning eller lysinhibering ikke forekommer. Dette er i høyere grad oppfylt i rennende vann, hvor samfunnet er dominert av perifyttiske alger. Når samfunnet er dominert av phytoplankton vil lysmetning av fotosyntesen ofte forekomme. Beregning av P/I-kurver for biodammene viser at der næsten daglig forekommer lysmetning av fotosyntesen. Når man tar med data for lysperioden i bestemmelsen av gjenluftningskonstanten, oppnår man å få flere data som utgangspunkt for beregningene, men man løser ikke det egentlige problem, å beregne  $\Delta C/\Delta t$  ut fra målinger av  $C$ . I tillegg introduserer man noen antagelser om sammenhengen mellom innstråling og fotosyntese, som er temmelig usikre.

## **APPENDIX 2**

### **Databilag**

**Augestadbekken 1983**

DATO	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	TotN µg/l	Nitrat µg N/l
830811	2300	1600	1500	11600	50
830819	2700	1800	1600	13400	90
830822					
830825	2700	2200	1900	11800	70
830829	2900	2300	2100	13000	190
830901	3500	3100	2800	23000	2000
830906	1000	900	510	6700	2400
830909	2100	1800	1600	16000	500
830913	280	180	150	8000	2100
830916	210	120	100	3500	2300
830920	800	110	73	4400	2000
830923	800	600	580	8100	1700
830927	420	260	180	2700	1100
831004	1600	800	690	8900	700
831012	600	500	300	3300	3000
831019	260	200	130	3900	2100

**Algedam 1 1983**

DATO	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	TotN µg/l	Nitrat µg N/l	Klorof.-a µg/l
830819	1300	800	770	6800	4100	
830822	1500		1000	6700	3800	273
830825	1800	1000	940	7600	3900	240
830829	1900	1400	1300	9100	4800	128
830902	2200	1700	1500	10100	7200	134
830909	1500	1200	1100	8400	6500	72
830913	1400	1100	1040	4000	6200	138
830916	1000	700	700	6300	4700	136
830920	800	600	550	5500	3700	226
830923	700	500	440	5300	3200	228
830928	700	370	340	4800	2500	325
831004	900	500	380	4600	1400	137
831012	600	360	320	4000	2100	102
831019	500	320	300	5100	2200	154

**Algedam 2 1983**

DATO	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	TotN µg/l	Nitrat µg N/l	Klorof.-a µg/l
830819	900	800	770	5200	200	
830822	1000		920	5700	280	31
830825	1400	1200	1100	7200	670	25
830829	1600	1300	1200	8200	2000	85
830901	1700	1400	1200	8300	3400	299
830906	1700	1500	1300	8000	6400	172
830909	1600	1400	1300	7900	6200	226
830913	1600	1300	1300	7800	5500	239
830916	1400	1200	1200	7200	5300	237
830920	1300	1100	1100	6900	4800	116
830923	1300	1100	1100	6600	4600	265
830927	1300	1100	1000	6200	4100	319
831004	900	700	600	5000	2400	221
831012	800	600	540	4300	2800	154
831019	700	600	540	4500	2800	83

**Algedam 3 1983**

DATO	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	TotN µg/l	Nitrat µg N/l	Klorof.-a µg/l
830819						
830822	1600		1200	6300	4600	176
830825	1500	1100	990	7100	4200	367
830829	1700	1200	1100	7500	4100	421
830901	1800	1000	900	11400	4400	549
830906	1800	1300	1200	7700	3900	309
830909	1700	1200	1100	6700	3700	429
830913	1700	1100	1100	6700	3300	466
830916	1500	1000	1000	6500	3300	416
830920	1400	1000	970	6100	2700	373
830923	1300	900	940	5200	2600	352
830927	1400	1000	910	5200	2200	293
831004	1100	700	610	4800	1700	254
831012	1000	600	540	4000	1400	306
831019	1000	500	490	4300	900	342



**Zooplanktondam 1 1983**

DATO	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	TotN µg/l	Nitrat µg N/l	Klorof.-a µg/l
830819	800	600	570	4000	2100	
830822	870	650		3800	2000	113
830825	800	600	560	3500	1500	82
830829	1500	1300	1100	7500	3900	163
830901	2000	1600	1400	10100	6200	24
830906	1600	1600	1400	8700	7100	30
830909	1500	1400	1300	8300	6600	47
830913	1300	1200	1200	7900	5900	33
830916	1000	1000	900	6800	5400	69
830920	900	800	800	6000	4900	29
830923	700	700	690	5300	4400	80
830927	700	700	610	5100	3600	39
831004	800	500	360	4500	1500	98
831012	600	400	370	4000	2100	144
831019	500	400	400	4000	2300	54

**Zooplanktondam 2 1983**

DATO	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	TotN µg/l	Nitrat µg N/l	Klorof.-a µg/l
830822	560	650	470	2880	90	47
830825	900	700	670	5100	340	
830829	1000	900	880	5800	880	65
830901	1300	1200	1100	6500	1800	96
830906	1500	1400	1200	6500	2200	39
830909	1600	1400	1300	6600	2500	60
830913	1500	1400	1300	6800	2600	43
830916	1500	1400	1300	6700	3500	52
830920	1400	1300	1300	6600	3500	41
830923	1400	1300	1300	6500	3600	29
830927	1500	1300	1300	6500	3800	23
831004	1000	800	710	4800	2900	161
831012	1000	800	750	4700	3100	26
831019	900	800	760	5000	3200	20

**Zooplanktondam 3 1983**

DATO	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	TotN µg/l	Nitrat µg N/l	Klorof.-a µg/l
830822	1300		990	5000	840	302
830825	1200	1000	920	4700	2040	299
830829	1400	1000	970	6400	2980	392
830901	1400	1100	990	5900	3300	405
830906	1400	1100	1100	5500	3200	161
830909	1500	1200	1200	5400	3200	185
830913	1400	1200	1200	5400	3000	141
830916	1300	1200	1200	4900	3100	127
830920	1300	1100	1100	4900	2800	161
830923	1200	1100	1100	4500	3000	102
830927	1200	1200	1100	4300	2800	72
831004	1100	900	790	3800	2100	113
831012	900	800	690	3300	1800	59
831019	1000	700	640	4300	1500	114

**Augestadbekken 1984**

Dato	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	TotN µg/l	Nitrat µg N/l	Ammon µg N/l
840515	580	300	290	5600	1030	3100
840522	380	270	200	4100	2150	1400
840525	510	320	320	6900	1750	3200
840529	580	460	480	7600	1170	4900
840601	230	160	160	2800	1100	780
840605	360	260	280	5800	2950	2600
840608	1000	350	350	9300	1700	5600
840612	950	760	690	7100	1235	5200
840615	380	260	260	4800	1470	2800
840619	670	540	520	6100	1370	4600
840622	440	280	300	5700	2250	3050
840626	400			6000		
840629	260			3500		
840703	410			5200		
840706	510	320		4800		
840710	460	350	350	4700	1445	2800
840713	350			5800		
840717	410	240	250	5000	2050	
840720	510	380		5500		
840724	1400	1200		11000		
840727	550	430		5700	1700	
840803	390	280		3200	1320	
840807	450	300		4800	1485	
840810	440	280		5500	2150	
840814	420	220		4600	1420	
840817	470	230		4800	2050	
840821	920			7600		
840824	68			1000		
840828	1000			7900		
840831	1300			10500		
840903	660	230	230	3700	480	295
840904	700	180	180	4100	475	2200
840905	590	390	340	5000	1055	2900
840906	570	420	380	4600	755	3300
840907	640	450	410	4200	530	2900
840911	570	430	300	4200	1950	1550
840918	990	780	780	9000	610	7900
840925	330	230		3700		
841002	320	150		3800		
841009						
841014						
841022						
841030						

**Algedam 1 1984**

Dato	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	TotN µg/l	Nitrat µg N/l	Ammon µg N/l	Klorof-a µg/l	Part.vol. mm <sup>3</sup> /l
840515	370	230	200	3000	850	620	244	
840522	230	180	170	3500	2350	350	19	3.3
840525	230	130	130	3400	2250	10	18	7
840529	230	110	110	3100	1850	10	185	12.3
840601	290	170	170	3400	1950	150	114	11.8
840605	390	190	190	4100	3150	30	162	21.3
840608	490	200	200	4200	2400	15	266	31.7
840612	460	180	180	4000	2600	15	256	35.3
840615	500	180	180	3900	2000	40	246	31.2
840619	550	190	190	4100	3900	30	385	44
840622	610	220	220	3900	1450	60	432	46.2
840626	590			3900			476	47.7
840629	610			4000			519	53.1
840703	490			3800			366	46
840706	550	160		3400			565	56.8
840710	660	210	210	3600	605	45	645	86.6
840713	650			3400				77.7
840717	580	170	180	3900	900		514	65.7
840720	520	160	170	3300				58.8
840724	450	150		3200			495	69.6
840727	550	260		4000	960			45.3
840803	610	310		4200	2400			48.4
840807	560	340		4300	2300		230	59.9
840810	530	210		4100	1500			72.3
840814	490	140		3600	750		461	81.7
840817	450	130		3700	950			98.1
840821	440			3400			506	88.7
840824	440			3000				74.6
840828	490			3200			484	79
840831	550			3600				85.5
840904	610			3900			646	73.7
840911								69.4
840918								44.6
840925								44.8
841002								42.9
841009								47.9
841014								38.4
841022								42.2
841030								57.4

**Algedam 2 1984**

Dato	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	TotN µg/l	Nitrat µg N/l	Ammon µg N/l	Klorof.-a µg/l	Part.vol. mm <sup>3</sup> /l
840515	580	230	210	3400	1020	25	15	
840522	310	150	150	2800	1435	20	144	36.1
840525	260	120	120	2500	1300	10	19	26
840529	260	130	130	2300	1050	25	111	19.2
840601	310	140	140	2400	900	15	102	22.7
840605	300	150	150	2400	870	20	168	24.8
840608	310	170	170	2200	735	35	77	18.5
840612	410	260	240	2600	935	315	26	20.1
840615	450	280	290	2700	1030	515	16	19.4
840619	530	320	360	3300	1315	650	52	21.4
840622	550	320	330	3100	1500	270	107	25.2
840626	480			3100			195	31.1
840629	490			3000			225	35.8
840703	500			3000			297	55.5
840707	520	170		2800			350	53.1
840710	620	240	240	3200	460	40	310	78.8
840713	650			3000				91.4
840717	600	210	230	5100	610		285	107.8
840720	600	200	210	3200				119.6
840724	510	160		2800			325	117.9
840727	600	190		3500	685			125.3
840731	640	95		3700	800		446	123.5
840803	640	200		3800	860			145.3
840807	600	100		4200	515		632	165.3
840810	560	82		4000	370			148.7
840814	520	59		3300		44	875	148
840817	460	25		3500	44			157
840821	450			3500				158
840824	450			3000				173
840828	500			3000			591	140
840831	590			3600				144
840903	660	230	230	3700	480	295	554	
840904	700	180	180	4100	475	40	470	150
840905	680	220	210	4000	555	295	436	133
840906	660	210	210	4100	585	50	567	138
840907	660	230	230	3800	585	25	565	135
840911	530	200	200	3600	865	45	464	110
840918	620	360	340	4300	995	980	366	68
840925	660	340		3900			515	76
841002	510	260		3600			357	61
841009	440	170					386	68
841014								81
841022								62
841030								40
841106								20

**Algedam 3 1984**

Dato	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	TotN µg/l	Nitrat µg N/l	Ammon µg N/l	Klorof.-a µg/l	Part. vol. mm <sup>3</sup> /l
840515	640	210	200	3100	550	30	323	
840522	290	110	100	3000	1450	20	214	51.7
840525	300	58	50	3000	1055	10	69	78.3
840529	360	78	69	2900	800	25	499	83.4
840601	520	100	100	3300	600	30	724	126.2
840605	490	110	110	3800	1000	35	619	104
840608	560	65	53	3400	375	35	1048	145.3
840612	590	75	56	3500	475	25	670	137.8
840615	570	91	78	3300	555	50	498	129.5
840619	610	100	95	3600	510	45	701	106.9
840622	610	110	96	3600	395	40	496	150.7
840626	550			3200			444	116
840629	550			3300			665	119.5
840703	520			3100			466	112.6
840706	520	130		3500			290	109.4
840711	450	280	270	3400	1035	770	20	29.5
840713	570			4000				19.8
840717	610	370	390	4700	2200		4	10.3
840720	550	360	370	4500				13.8
840724	480	350		4700			11	15.9
840727	550	420		4400	3750			9.1
840731	590	490		5600	3500		20	6.7
840803	540	430		4500	3450			6.4
840807	500	410		4500	3400		5	7.8
840810	490	350		4300	3050			9.4
840814	450	300		3900	2850		32.9	13.1
840817	400	260		4000	2800			22.4
840821	400			3700			101	26
840824	430			3600				24.1
840828	450			3400				30.2
840831	520			3700				37.4
840904								44.9
840911								31.4
840918								20
840925								20.4
841002								24.5
841009								20
841014								23.1
841022								17.1
841030								17

**Zooplanktondam 1 1984**

Dato	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	Tot-N µg/l	Nitrat µg N/l	Ammon. µg N/l	Klorof.a µg/l	Part.v mm <sup>3</sup> /l
840522	220	180	180	3200	2050	310	13	2.6
840525	210	110	110	3200	2050	10	15	7.2
840529	170	79	68	2700	1700	15	119	7.9
840601	190	140	140	2800	1700	175	10	3.6
840605	220	240	200	3500	2300	220	16	3.1
840608	240	210	210	3300	2050	330	5	3.5
840612	290	250	260	3400	2350	390	10	2.6
840615	390	280	300	3500	2150	505	47	8.2
840619	420	270	310	3700	1900	750	46	5.4
840622	380	290	320	4200	1700	840	50	5.9
840626	400			4600			40	4.6
840629	370			6800			44	6
840706	460	320		3500			101	8
840710	430			3300	1700	645	42	6.8
840713	420			3000				4.1
840717	530	430	440	3900	1950		10	4
840720	480	380	390	3500				6.3
840724	460	400		3700			21	4.2
840727	520	430		3500	1900			5.8
840731	590	490		5600	3500		20	5.5
840803	580	480		4000	2750			13.6
840807	600	450		4000	2800		54	25.1
840810	560	360		3900	2450			31.2
840814	530	280		3500	1500		284	48.7
840817	490	270		3200	1375			64.7
840821	460			4000			319	62.8
840824	480			3000				64.5
840828	430			2800			634	73.2
840831	570			3500				91.1
840904	510			3300			567	73.8
840911								70.9
840918								39.6
840925								36.5
841002								40.5
841009								41.4
841014								45.6
841022								66
841030								49.2

**Zooplanktondam 2 1984**

Dato	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	TotN µg/l	Nitrat µg N/l	Amonium µg N/l	Klorof.-a µg/l	Part. vol. mm <sup>3</sup> /l
840522	270	210	200	1300	405	40	42	12.6
840525	280	170	130	1400	1	5	22	27.6
840529	270	130	110	1400	1	10	92	26.8
840601	240	140	130	1300	1	5	61	13.5
840605	350	280	260	1700	325		54	5.8
840608	460	410	410	2200	720	380	3	4.7
840612	530	510	520	2400	990	420	3	2.4
840615	550	520	530	2500	1045	435	2	1.8
840619	450	400	420	2600	1130	500	4	1.9
840622	440	390	410	2700	1220	495	3	4.2
840626	410			2400			3	2.3
840629	420			2600			37	8.1
840703	390			2400			11	8.6
840706	540	330		2500			12	4.6
840710	390			2300	660	515	21	5.2
840713	510			2700				5.3
840717	410	330	340	2400	540		22	7.6
840720	480	330	340	2700				7.7
840724	360	320		2700			22	3.9
840727	550	340		3500	785			5
840731	380	340		2700	825		44	7.9
840803	420	370		3100	760			14.1
840807	520	430		3600	540		121	23.4
840810	420	350		2900	530			9.2
840814	410	260		3100	190		245	35.5
840817	470	290		3200	117			42.8
840821	390			3000			275	47.7
840824	360			2300				18.6
840828	340			2500			161	18
840831	440			3000				25.9
840903	480	410	410	3300	500	1900	110	
840904	550	470	470	3600	495	2200	201	17.8
840905	530	470	460	3700	515	2200	288	16.2
840906	500	450	450	3300	555	2150	193	18
840907	500	450	450	3400	595	2050	159	14.5
840911	430	380	380	3000	690	1650	255	13.8
840918	480	420	420	3300	1075	180	107	6.6
840925	650	570		4100			86	4.6
841002	440	400		3800			46	3.5
841009	460	360					72	6
841014								
841022								5.7
841030								23.8
841106								11.8



**Zooplanktondam 3 1984**

Dato	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	TotN µg/l	Nitrat µg N/l	Ammon µg N/l	Klorof.-a µg/l	Part. vol. mm <sup>3</sup> /l
840522	230	99	90	2400	1065	20	141	39.4
840525	220	56	45	2400	715	20	44	40.9
840529	230	47	34	2100	515	15	348	53.2
840601	210	58	46	1800	355	10	261	51.5
840605	290	83	74	2600	725	20	330	59.7
840608	140	92	74	1400	580	10	49	19.5
840612	290	74	58	2200	470	15	221	75.3
840615	340	97	83	2400	530	25	376	82.9
840619	270	130	120	2300	520	410	203	45.2
840622	270	120	130	2900	500	565	184	42.7
840626	300			2600			266	56.8
840629	350			2800			343	43.4
840703	350			2600			252	57.4
840706	570	180		3300			371	11.9
840710	260			2400	855	255	35	19.1
840713	350			3000				5.4
840717	380	320	340	3700	1500		1	1.8
840720	410	350	360	4200				3
840724	370	330		4100			5	4.3
840727	430	370		4000	3350			5.3
840731	470	400		4000	3150		25	9.2
840803	470	420		4300	3450			7
840807	490	420		4000	2900		37	13.8
840810	450	350		4100	3000			13.3
840814	400	310		3700	2750		69	14.7
840817	390	310		3400	2450			18.3
840821	420			3900			124	19.9
840824	380			13800				17.1
840828	350			10400			96	25.8
840831	430			12400				42.5
840904								33.5
840911								23.6
840918								15.3
840925								16.1
841002								15.3
841009								15.9
841014								21.5
841022								17.8
841030								13.4

**Augestadbekken 1985**

DATO	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	Tot.N µg/l	Nitrat µg N/l	Ammon. µg N/l	Klorof.-a µg/l
850524	110		54	2700	1500	480	
850604	130	2700					
850606	120	3300					
850620	160	110	110	2800	1600	490	
850708	102	65	57	2600	1850	210	
850709	100	73	66	2500	1800	230	
850710	110	67	63	2700	1900	235	
870711	90	69	63	2800	1950	295	

**Algedam 1 1985**

DATO	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	Tot.N µg/l	Nitrat µg N/l	Ammon. µg N/l	Klorof.-a µg/l
850620	430	29	23	3000	40	20	
850708	130	8	1	2500	985	60	
850709	110	8	1.5	2500	940	65	350
850710	110	6	1	2300	750	70	
850711	100	5	1	2300	720	45	
850712	100	5	1	2400	700	30	463
850718							224

**Algedam 2 1985**

DATO	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	Tot.N µg/l	Nitrat µg N/l	Ammon. µg N/l	Klorof.-a µg/l
850620	260	150	150	3500	2550	280	
850708	190	69	60	2700	1750	50	
850709	110	74	68	2700	1750	35	72
850710	170	55	52	2600	1500	20	
850711	180	57	51	2600	1450	15	
850712	190	55	50	2800	1310	15	207
850718							306

**Algedam 3 1985**

DATO	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	Tot.N µg/l	Nitrat µg N/l	Ammon. µg N/l	Klorof.-a µg/l
850620	350	77	66	3000	730	20	
850708	110	8	2	2300	1335	30	
850709	110	8	2	2400	1170	30	249
850710	170	55	52	2600	1500	20	
850711	100	5	0.5	2400	820	25	
850712	110	9	1	2400	755	20	475
850718							547

**Zooplanktondam 1 1985**

DATO	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	Tot.N µg/l	Nitrat µg N/l	Ammon. µg N/l	Klorof.-a µg/l
850708	150	9	1.5	2700	965	55	
850709	170	9	1.5	2800	950	50	472
850710	140	8	1.5	2400	750	60	
850711	150	10	2	2700	795	35	
850712	140	11	2	2700	710	30	522
850718							255

**Zooplanktondam 2 1985**

DATO	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	Tot.N µg /l	Nitrat µg N/l	Ammon. µg N/l	Klorof.-a µg/l
850708	91	68	61	2600	1800	160	
850709	94	81	70	2600	1800	160	5.3
850710	150	80	74	2500	1800	155	
850711	97	76	69	2700	1750	135	
850712	104	77	68	2500	1650	165	17.4
850718							18.4

**Zooplanktondam 3 1985**

DATO	TotP µg/l	Løs-P µg/l	Fosfat µg P/l	Tot.N µg/l	Nitrat µg N/l	Ammon. µg N/l	Klorof.-a µg/l
850708	93	61	53	2500	1650	280	
850709	150	57	47	2700	1550	295	20.3
850710	78	47	40	2300	1320	255	
850711	77	33	25	2400	1250	270	
850712	91	32	23	2500	1115	350	97
850718							176