

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

O - 40/71 - H

FREMDRIFTSRAPPORT FOR 1972

PRA-FORSØKSANLEGGET, KJELLER

RENNEFORSØK OG LABORATORIEUNDERSØKELSER TIL BELYSNING AV ULIKE
KLOAKKRENSEMETODERS VIRKNING PÅ BIOLOGISKE FORHOLD I RESIPIENTER

Saksbehandlere: Siv.ing. Tor Traaen
Techn.lic. Peter Balmér

Medarbeidere: Tekniker Harry Efraimsen, fil.kand. Sven Torsten Källqvist
cand.real. Roald Larsen, siv.ing. Kari Ormerod,
cand.mag. Randi Romstad, cand.mag. Odd Skogheim,
cand.real. Olav Skulberg

Rapporten avsluttet: Mars 1973

INNHALDSFORTEGNELSE:

	Side:
1. INNLEDNING	3
2. FORSØKSBETINGELSER FOR RENNEFORSØKENE	4
2.1 Forsøksoppstilling	4
2.2 Produksjon av rensset vann - Prøvetaking og analyseresultater	5
3. KVANTITATIVE BESTEMMELSER AV BIOMASSE, OG PROSESSMÅLINGER I RENNENE	17
4. MIKROBIOLOGISKE UNDERSØKELSER AV BEGROINGEN I RENNENE	41
5. ZOOBENTHOS I RENNENE PÅ KJELLER	58
6. ALGEKULTURFORSØK	75
7. FORSØK PÅ Å FINNE SAMMENHENGER MELLOM BIOLOGISKE OG KJEMISKE PARAMETRE I RENNENE	86
8. SAMMENDRAG	91

EKSPERIMENTELLE BIOLOGISKE RESIPIENTUNDERSØKELSER

1. INNLEDNING

De eksperimentelle biologiske resipientundersøkelsene ved forsøksstasjonen på Kjeller har til hensikt å undersøke virkningen av ulike rensemetoders brukbarhet sett fra resipientsiden. Det er resipienten man skal beskytte med de rensetekniske tiltakene, og jo bedre kunnskap man får om resipientens respons på avløpsvann, jo større muligheter har man for å treffe et gunstig valg av renseanlegg. Målet må være å få et optimalt utbytte av de midler som samfunnet investerer i renseanlegg.

Etter at 1971-forsøkene var avsluttet, ble det på forsøksstasjonen utført omfattende forbedringer på den rensetekniske siden; renseanleggene kom under tak, og driftssikkerheten ble vesentlig forbedret. Som følge av dette ble forsøksbetingelsene i sesongen 1972 mer stabile enn tidligere, og resultatene vil derfor være beheftet med færre usikkerhetsmomenter.

Undersøkelsene i forsøksresipientene omfatter mikrobiologiske og zoologiske observasjoner, kvantitative biomassebestemmelser, samt innledende forsøk med prosessmålinger (respirasjon og primærproduksjon). Laboratoriesiden av forsøkene har bestått av algekulturforsøk. En type forsøk bestemmer algevekstpotensialet i avløpsvann (batch-forsøk). Videre er det utført metodeutvikling av dialysekulturer til å måle avløpsvannets hemmende og stimulerende virkninger på algers veksthastighet. Denne metodeutvikling er presentert i egen fremdriftsrapport ("O-40/71-H Veksthastighet for alger - En parameter til bedømmelse av avløpsvann", av Heidi Steensland).

Avsnittet om makrozoobenthos er skrevet av Roald Larsen og Odd Skogheim. Randi Romstad har skrevet om mikrobiologiske undersøkelser, Torsten Källqvist om algekulturforsøk og Peter Balmér om produksjon av rensed vann og prøvetaking. De øvrige kapitler er skrevet av Tor Traaen.

2. FORSØKSBETINGELSER FOR RENNEFORSØKENE

2.1 Forsøksoppstilling

Renneanleggene er beskrevet tidligere ("B-1/69 Forsøksstasjonen, Kjeller. Beskrivelse, formål og bruk", NIVA, januar 1971). Som resipientvann ble benyttet ubehandlet, næringsfattig innsjøvann (Ryggevann) bortsett fra de tre første ukene, da kalket, ozonert vann fra Nordbysjøen ble benyttet. Mekanisk, biologisk og kjemisk (aluminiumsulfat) behandlet kommunalt avløpsvann ble tilsatt resipientvannet i mengder på 0,5 og 5%. Mengdene ligger i et område man må kunne forvente å få i moderat til sterkt belastede resipienter. Vannføringen i rennen var 0,5 l/s. Med en vannhøyde på 5 cm gir dette en rolig, turbulent strøm med en gjennomsnittlig strømhastighet på 5 cm/s.

Ved alle de laveste konsentrasjonene av avløpsvann ble det kjørt parallellforsøk for å teste om man fikk tilfeldige biologiske variasjoner i rennene, som ikke var en direkte funksjon av belastningen. Renneoppsettet var som følger:

Renne nr.	Resipientvann	Belastning
1	Ryggevann	5,0% K
2	"	5,0% K
3	"	0,5% K
4	"	0,5% K
5	"	0,5% B
6	"	0,5% B
7	"	5,0% B
8	"	5,0% M
9	"	0,5% M
10	"	0,5% M
11	"	ingen
12	"	ingen
13	Nitelvann	ingen

Forsøkene ble startet 14/6-1972 (uke 25/72) og avsluttet 19/10-1972 (uke 43/72). Dette gir en forsøksperiode på 127 døgn.

2.2 Produksjon av rensset vann - Prøvetaking og analyseresultater

Renseanleggene som produserer rensset vann, er beskrevet i fremdriftsrapporten for prosjekt O-40/71-C ("Sammenligning av fellingskjemikalier", NIVA 1973).

Frem til og med uke 30 ble det kjemisk rensede vannet produsert med et flotasjonsanlegg. Dette anlegg er tidligere beskrevet av Rosendahl ("T-2/69 Reduksjon av fosforinnhold i kommunalt avløpsvann", NIVA 1969).

Generelt har det ikke vært noen vesentlige problemer med driften av renseanleggene, og rennene har fått kontinuerlig tilførsel av rensset avløpsvann med unntak av noen timer natt til den 18/8 og 7 timer den 21/8. Hver dag har tilførselen til rennene vært kuttet ut ca. $\frac{1}{2}$ time under rengjøring og lignende.

Kloakkprøvene er tatt som døgprøver med en delprøve hvert 6. minutt. Råkloakkprøven er tatt med prøvetaker av skjetype, og de øvrige prøver er tatt fra overløpskassene i doseringshuset via magnetventiler. Alle døgprøver er oppsamlet i kjøleskap. Døgprøvene bestod av totalt ca. 8 liter, og fra hver prøve ble 1 liter tatt ut og dypfryst. De dypfryste prøvene som ble tatt ut i løpet av en uke, ble ved ukens slutt tint opp og slått sammen til en ukeblandingsprøve, som ble sendt til laboratoriet for analyse.

Ved uttak av prøver på råkloakk oppstår det lett forstoppelser på grunn av filler m.m., og det er derfor grunn til å tro at prøvene på råkloakk ikke er helt representative. Prøvene på rensset vann er vurdert til å være representative.

Prøver på innsjøvann og elvevann ble tatt som stikkprøver én gang pr. uke.

Analyseresultater av råkloakkprøvene finnes i tabell 2.1.

Fremstillingen av mekanisk rensed vann var uten nevneverdige problemer. Fra og med uke 35 ble belastningen på anlegget satt opp, hvilket kan ha gitt en noe lavere avskillingsgrad. Analysereultater finnes i tabell 2.2.

Fremstillingen av biologisk rensed vann gikk meget godt frem til uke 39 da det ble en del slamflukt, som avspeiler seg i høye verdier på suspendert stoff. Av analyseresultatene i tabell 2.3 ser man også at det fra uke 34 til og med uke 40 var nitrifisering i anlegget. Parallelt med nitrifiseringen ble det en nedgang i det biologisk rensede vannets alkalitet, hvilket avspeiler seg i verdiene på uorganisk karbon.

Fremstillingen av kjemisk rensed vann gikk meget godt frem til uke 39. I tiden deretter gikk det forholdsvis godt, men innholdet av suspendert stoff, og dermed også fosfor og aluminium, var høyere - dette fremgår av tabell 2.4.

Angående prøvene på innsjøvann (tabell 2.5) og prøvene på ellevann (tabell 2.6) finnes et flertall luker for total-nitrogen i tabellene fordi prøvene ble analysert etter en ikke helt passende metode.

I tabell 2.7 er den gjennomsnittlige sammensetningen i hver renne beregnet fra gjennomsnittlig sammensetning av resipientvann og rensed avløpsvann og blandingsforhold i respektive renne. pH-verdier er målt direkte i hver av rennene og er gjengitt i tabell 2.8.

Figur 2.1 viser temperaturforløpet for innsjøvann, Nitelvvann og mekanisk behandlet avløpsvann.

Tabell 2.1 R Å K L O A K K

U K E	pH	δ µS/cm	susp. stoff mg/l	susp. stoff gl.rest mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	Org C mgC/l	Uorg C mgC/l	Tot-P mgP/l	PO ₄ -P mgP/l	Tot-N mgN/l	NH ₄ -N mgN/l	NO ₃ / NO ₂ -N mgN/l
27													
28													
29	6.65	440	244	43	149	273	28.0	-	5.5	2.4	21.2	10.0	< 0.01
30	7.10	350	151	22	119	328	60.0	30.0	6.3	5.9	24.8	15.2	< 0.01
31	7.35	370	-	-	62	107	39.8	23.5	4.4	2.6	22.8	12.8	0.09
32	7.24	-	-	16	72	140	49.0	28.0	4.5	3.5	21.2	13.8	0.02
33	7.01	466	-	-	139	255	40.0	34.8	5.9	4.8	34.4	14.4	< 0.01
34	7.31	433	116	27	-	177	53.3	27.5	4.5	2.7	21.0	13.4	0.25
35	7.52	368	155	69	-	153	50.8	22.0	3.7	2.5	16.8	9.2	0.56
36	5.35	368	90	26	81	162	52.5	27.0	5.3	3.0	22.8	12.0	1.29
37	7.05	385	113	29	-	192	66.0	36.5	7.5	5.2	31.2	15.6	1.41
38	7.25	465	123	32	99	270	57.0	34.0	6.5	4.3	28.0	12.4	0.91
39	7.40	405	211	46	81	256	74.8	40.0	6.9	4.3	29.6	14.4	0.84
40	7.35	378	158	41	82	252	51.5	33.0	7.2	4.5	32.0	14.5	1.70
41	7.13	365	148	24	127	362	77.5	33.0	9.0	5.2	38.8	18.4	0.01
42	7.15	480	162	32	168	223	102.0	40.3	7.9	5.2	39.6	-	0.07
MV	7.06	406	152	36	107	225	57.3	31.5	6.1	4.0	27.4	13.5	0.51
Stand. avvik	0.54	45	44	14	35	73	18.5	5.8	1.5	1.2	70.6	23.9	0.61

Tabell 2.2 MEKANISK RENSET AVLØPSVANN

U K E	pH	α µs/cm	susp. stoff mg/l	susp. stoff gl.rest mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	Org C mgC/l	UorgC mgC/l	Tot-P mgP/l	PO ₄ -P mgP/l	Tot-N mgN/l	NH ₄ -N mgN/l	NO ₃ / NO ₂ -N mgN/l
27	-	-	-	-	-	141	47.5	25.0	4.3	2.2	18.4	12.0	< 0.01
28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29	6.97	310	108	23	110	148	36.9	23.3	3.5	-	14.8	11.6	< 0.01
30	6.75	370	77	13	84	197	45.3	29.0	6.4	5.4	23.8	15.4	< 0.01
31	7.10	420	-	-	58	180	49.0	23.5	6.4	3.8	23.0	13.1	
32	7.10	400	41	13	56	100	35.8	24.0	5.0	3.8	20.8	13.3	< 0.01
33	7.08	480	-	-	82	95	47.8	30.5	4.8	2.0	23.0	16.0	0.03
34	7.44	420	55	18	101	134	35.7	26.0	4.2	2.7	21.6	12.6	0.25
35	7.28	410	83	40	144	132	37.0	20.3	3.5	2.2	16.0	9.6	0.39
36	7.15	330	83	11	81	155	40.3	34.0	4.9	3.0	21.8	12.2	< 0.01
37	7.10	390	78	16	110	184	61.2	40.0	6.7	5.0	31.2	18.0	0.01
38	7.05	525	94	21	91	214	42.0	35.0	6.1	4.2	29.2	19.4	< 0.01
39	7.20	405	76	18	74	144	48.0	31.0	4.9	3.4	24.8	14.4	0.54
40	7.30	519	99	24	83	202	43.7	31.5	6.0	3.9	29.6	26.0	0.03
41	6.95	370	73	10	84	245	73.7	33.5	6.8	4.5	31.2	15.6	0.01
42	7.10	400	111	16	124	251	82.0	36.3	7.2	3.7	36.4	-	0.01
MV	7.12	406	81	19	92	168	48.4	30.2	5.4	3.6	24.4	14.9	0.95
Standard avvik	1.62	62	20	8	24	47	13.8	5.5	1.2	1.0	6.0	4.1	0.17

Tabell 2.3 BIOLOGISK RENSET AVLØPSVANN

U K E	pH	susp. stoff mg/l	susp. stoff gl.rest mg/l	BOF mgC/l	KOF mgC/l	Org C mgC/l	Uorg C mgC/l	Tot-P mgP/l	PO ₄ -P mgP/l	Tot-N mgN/l	NH ₄ -N mgN/l	NO ₃ / NO ₂ -N mgN/l
		281			40	19.3	13.5	3.0	2.5	12.2	3.9	0.16
27	7.45											
28	7.54	30.8	7.6	22	65	19.9	17.0	3.3		5.6	6.7	0.27
29	7.10	57.8	15.8	10	73	17.5	23.3	4.9	4.2	13.0	7.4	0.46
30	7.55				68	25.5	22.3	5.1	4.6	20.0	15.0	0.10
31	7.90	15.4	1.6	15	40	18.3	15.5	3.8	3.4	14.4	8.8	1.90
32	7.44	-	-	37	62	26.0	23.5	4.7	4.2	16.2	8.8	1.50
33	7.37	12.9	1.4	8	63	20.0	11.5	3.1	2.8	11.2	2.5	6.00
34	7.15	18.2	5.5	10	43	15.0	7.0	2.4	2.0	15.4	6.0	10.20
35	7.05	21.0	14.3	10	36	17.3	6.8	3.1	2.7	17.2	1.2	11.40
36	7.25	8.5	2.4	7	33	14.3	9.0	4.7	4.6	17.6	5.1	7.50
37	7.15	38.8	9.0	19	52	20.0	8.5	4.7	4.1	12.4	2.3	6.50
38	7.09	97.2	19.7	20	108	33.0	6.5	4.8	3.4	14.4	0.2	7.00
39	7.05	24.1	8.6	10	45	16.3	8.0	4.5	3.9	14.4	2.3	0.00
40	7.20	100.0	21.0	21	122	34.5	20.8	5.4	3.9	16.7	-	1.00
41	7.45	92.9	17.1		143	48.3	28.0	6.1	4.3	26.8	-	0.40
42	7.28	43.1	10.3	16	66	23.1	14.8	4.2	3.6	15.1	5.0	4.22
MV												
Stand. avvik	0.18	34.9	7.1	9	33	9.2	7.3	1.1	0.8	4.6	4.2	4.12

Tabell 2.4 KJEMISK RENSET AVLØPSVANN

U K E s	pH	λ ns/cm	susp. stoff mg/l	susp. stoff. gl.rest mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	Org-C mgC/l	Uorg-C mgC/l	Tot-P mgP/l	PO ₄ -P mgP/l	Tot-N mgN/l	NH ₄ -N mgN/l	NO ₃ / NO ₂ -N mgN/l	Al mg/l	
27	6.54	285	-	-	-	-	24.3	5.0	0.690	0.062	19.6	12.8	0.04	2.2	
28															
29	6.71	352	32	2	52	81	26.3	6.3	0.310	0.170	10.6		<0.01	0.9	
30	6.50	405	31	10	40	59	19	19	0.700	0.007	18.0	9.8	<0.01	1.3	
31	6.60	575	-	-	35	68	21.3	5.0	0.500	0.007	19.6	16.8	<0.01	-	
32	6.58	433	22	9	18	30	11.0	7.5	0.248	0.110	23.8	13.8	0.03	1.6	
33	6.76	509	-	-	16	30	12.0	11.0	0.083	0.075	20.4	12.9	0.01	0.4	
34	6.52	461	19	9	31	33	10.5	6.5	0.088	0.014	16.6	12.0	0.21	1.4	
35	6.03	443	24	13	65	47	17.8	3.5	0.260	0.125	14.0	7.7	0.34	3.0	
36	6.40	367	46	15	23	49	20.8	8.3		0.002	17.4	11.6	0.01	4.4	
37	7.10	400	18	8	16	45	19.7	18.5	0.600	0.070	22.8	15.6	<0.01	1.0	
38	6.95	535	27	10	35	72	17.3	16.5	0.700	0.022	22.8	14.8	0.06	1.4	
39	6.95	420	33	10	34	68	24.0	16.0	1.400	0.600	22.6	13.4	0.23	0.6	
40	6.95	420	40	12	41	82	34	16.0	1.500	0.600	-	24.0	<0.01	0.6	
41	7.00	400	51	11	59	151	51.2	19.0	1.400	0.110	28.8	30.0	0.02	3.2	
42	7.20	470	30.0	9	52	95	43.3	21.5	1.700	0.220	30.0	-	0.02	1.8	
MV	6.73	433	31	10	37	65	23.5	12.0	0.745	0.146	20.5	15.01	0.07	1.7	
Standard avvik	0.32	74	10	3	16	33	11.5	6.3	0.537	0.195	52.5	5.94	0.10	1.2	

Tabell 2.5 INNSJØVANN

Uke	pH	<i>df</i> µs/cm	susp. stoff mg/l	susp. stoff gl.rest mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	Org C mgC/l	Uorg C mgC/l	Tot-P mgP/l	PO ₄ -P mgP/l	Tot-N mgN/l	NH ₄ -N mgN/l	NO ₃ / NO ₂ -N mgN/l			
27	5.13	25			10.9	5.0	< 1.0	0.009	0.003	0.635	0.150	0.070				
28	5.32	28	0.2	0.0	13.0	< 1.0	0.001	0.002	0.120	0.040	0.080					
29	5.45	28	3.3	0.4	10.1	4.0	< 1.0	0.008	1.800	< 0.050	0.050					
30	5.95	27			10.6	4.5	< 1.0	0.078	0.002	< 0.050	0.050					
31	5.65	29	6.3	0.0	11.9	4.5	1.0	0.032	0.008	1.000	0.140	0.040				
32	5.60	31	-	-	8.8	4.8	1.0	-	-	3.600	0.140	0.050				
33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		ikke tatt prøve		
34	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		ikke tatt prøve		
35	6.95	26	19.0	2.4	11.7	4.0	1.5	0.020	0.005	5.200	0.500	0.060				
36	5.75	24	5.3	0.9	11.2	4.5	< 1.0	0.030	0.035	4.400	0.400	0.050				
37	5.50	36	3.0	0.7	10.9	3.9	< 1.0	0.030	0.013	0.800	0.300	0.070				
38	5.75	27	3.0	-	8.6	3.5	< 1.0	0.070	0.002	1.000	0.500	0.060				
39	5.45	27	-	-	12.2	4.0	< 1.0	0.020	0.010	1.000	0.200	0.060				
40	5.31	26	1.1	0.0	17.0	3.3	1.0	0.010	0.010	2.000	0.250	0.060				
41	5.25	27	0.6	-	9.2	3.6	1.0	0.040	0.002	0.600	-	0.060				
42	5.62	28	4.6	0.5	11.2	3.9	1.0	0.031	0.007	1.704	0.227	0.065				
MV	0.46	3	5.8	0.9	2.2	1.0	0.0	0.024	0.006		0.166	0.025				
Stan. avvik																

Tabell 2.6 ELVEVANN

Uke	pH	US/cm	susp. stoff mg/l	susp. stoff gl.rest mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	Org C mgC/l	Uorg C mgC/l	Tot-P mgP/l	PO ₄ -P mgP/l	Tot-N mgN/l	NH ₄ -N mgN/l	NO ₃ /NO ₂ -N mgN/l		
27	6.89	51				10.9	4.4	2.0	0.030	0.023	0.490	0.280	0.065		
28			1.4	1.0	1.5	14.5	4.2	3.3	0.059	0.035	0.300	0.140	0.160		
29	7.10	67	18.4	11.6	2.1	13.1	6.0	4.0	0.148	0.012	4.400	0.160	0.020		
30	7.0	72				14.9	6.0	3.5	0.083	0.081	3.400	0.500	0.150		
31	7.05	74	26.7	18.2		17.6	5.5	4.0	0.103	0.064	1.200	0.160	0.260		
32	7.15	85				22.6	10.0	3.5	0.085		1.200	0.230	0.730		
33	6.75	87													
34															
35															
36	6.35	57.0				8.3	3.0	3.5	0.050	0.021	10.400	0.600	0.160		ikke tatt prøve
37	6.80	64	8.0	2.8	4.3	12.9	4.2	3.0	0.100	0.059	12.200	0.400	0.140		
38	6.90	87	14.5	12.5	1.4	12.5	5.0	2.5	0.150	0.040	1.800	0.600	0.370		
39	7.12	75	5.3		1.6	8.7	3.5	3.0	0.070	0.070	1.600	0.300	0.340		
40	7.20	65	-	-	1.0	9.1	4.2	3.0	0.170	0.060	1.200	0.380	0.200		
41	6.90	61	3.9	0.0	1.5	9.6	3.5	4.0	0.070	0.050	1.800	0.950	0.210		
42	6.80	75	3.9	2.2	2.1	13.1	4.7	4.5	0.070	0.070	1.600	-	0.320		
MV	6.92	71	10.2	6.2	1.2	12.9	4.9	3.4	0.094	0.049	1.726	0.392	0.248		
Stan. avvik	0.23	11	8.8	6.9	0.7	4.0	1.8	0.7	0.039	0.022	1.199	0.239	0.173		

Tabell 2.7 BEREGNET GJENNOMSNIITTLIG SAMMENSETNING AV VANN I RENNENE

Renne Dos. nr.	us/cm	susp. stoff mg/l	susp. stoff gl.rest mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	Org C mgC/l	Uorg C mgC/l	Tot-P mgP/l	PO ₄ -P mgP/l	Tot-N mgN/l	NH ₄ -N mgN/l	NO ₃ / NO ₂ -N mgN/l
1 og 2 5K	47.7	5.95	1.10	3.23	13.93	4.87	1.55	0.067	0.014	2.64	0.97	0.065
3 og 4 05K ₃	29.6	4.78	0.69	1.63	11.52	3.99	1.06	0.035	0.007	1.80	0.30	0.065
5 og 6 05K	29.1	4.84	0.69	1.53	11.54	3.99	1.07	0.053	0.025	1.78	0.25	0.085
7 5B	42.8	6.56	1.12	2.17	14.04	4.89	1.69	0.242	0.187	2.38	0.43	0.273
8 5M	46.4	8.46	1.54	5.96	19.09	6.11	2.46	0.298	0.184	2.84	0.96	0.066
9 og 10 05M	29.4	5.03	0.73	1.90	12.04	4.01	1.15	0.058	0.025	1.82	0.30	0.069
11 og 12 I	27.5	4.64	0.64	1.46	11.24	3.89	1.0	0.032	0.007	1.70	0.23	0.065
13 E	70.6	10.25	6.18	1.19	12.91	4.94	3.37	0.094	0.049	1.73	0.39	0.248

K=kjemisk
 B=biologisk
 M=mekanisk
 I=innsjø-
 vann
 E=ellevann

Tabell 2.8 pH i forsøksresipientene.

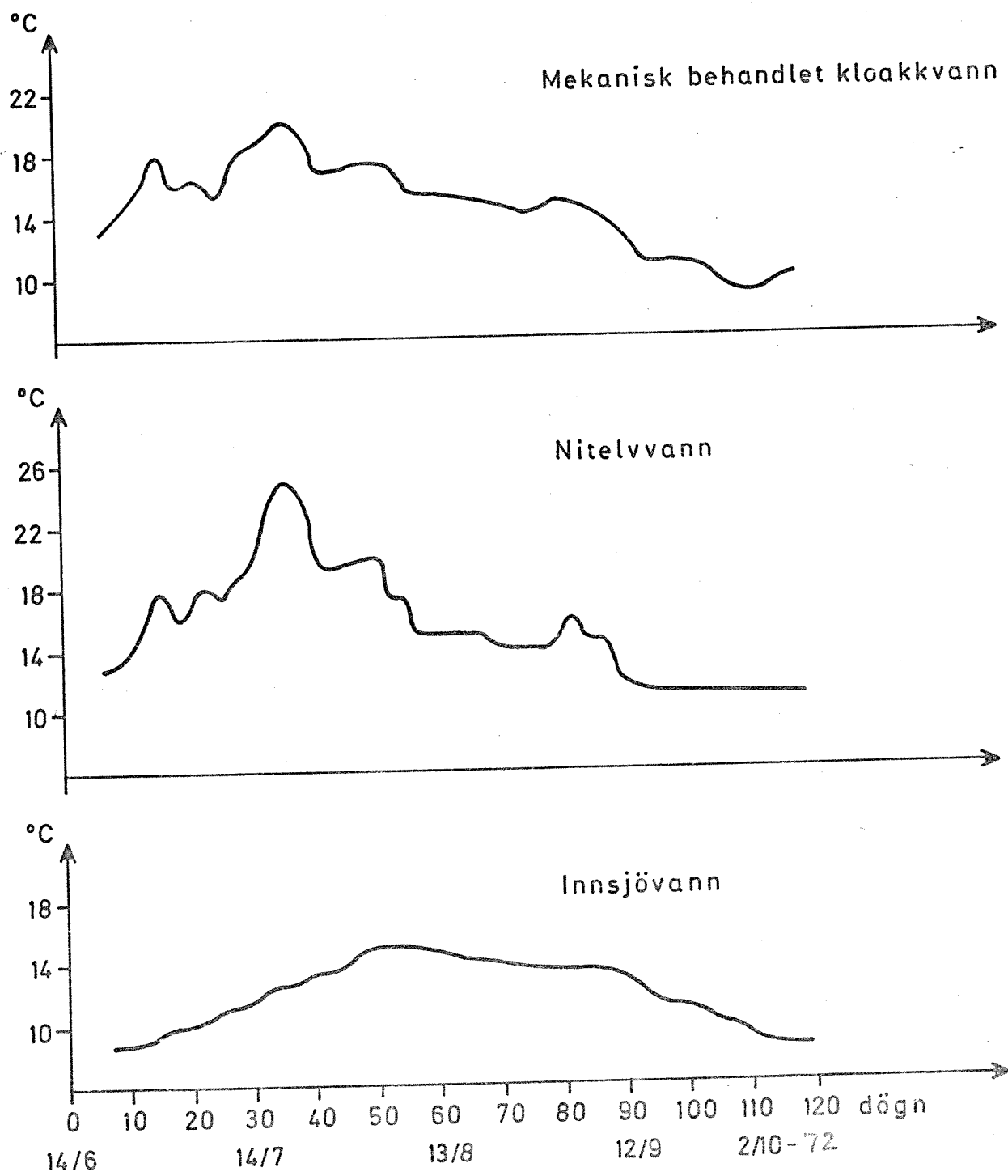
RENNE DØGN	5% K 1	5% K 2	0,5% K 3	0,5% K 4	0,5% B 5	0,5% B 6	5,0% B 7	5,0% M 8	0,5% M 9	0,5% M 10	Ref. 11	Ref. 12	Elv.v. 13
NORDBYSJØEN (kalket)													
2	6,7	6,7	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	6,8	6,9	6,8	6,8	6,7
5	6,7	6,7	7,0	7,0	7,1	7,1	6,9	7,1	7,2	7,2	7,2	7,2	6,7
7	6,7	6,4	6,5	-	7,1	7,0	6,9	6,8	6,8	6,8	6,7	6,7	6,8
14	6,4	6,4	6,6	6,6	6,6	6,7	6,7	6,8	6,7	6,8	6,8	6,8	6,8
16	6,4	6,5	6,7	6,7	6,7	6,8	6,8	6,9	6,7	6,8	6,7	6,7	6,8
19	6,6	6,6	6,7	6,7	6,8	6,8	6,8	6,9	6,7	6,8	6,7	6,7	6,8
SNITTVERDI	6.6-0,9	6.6-0,1	6,7-0,2	6,7-0,2	6,9-0,2	6,9-0,2	6,8-0,1	6,9-0,1	6,8-0,2	6,8-0,2	6,8-0,2	6,8-0,2	6,8-0,2

Forts.

Tabell 2.8 forts.

RENNE DØGN	5% K 1	5% K 2	0,5% K 3	0,5% K 4	0,5% B 5	0,5% B 6	5,0% B 7	5,0% M 8	0,5% M 9	0,5% M 10	Ref. 11	Ref. 12	Elv.v. 13
RYGGEVANN													
26	5,5	5,4	5,1	5,1	5,3	5,3	6,1	6,2	5,3	5,3	5,0	5,0	6,6
33	5,8	5,8	5,2	5,2	5,0	5,0	6,0	6,1	5,3	5,3	5,0	5,1	7,1
34	5,7	5,4	5,2	5,3	5,8	5,3	6,1	6,1	5,3	5,3	5,0	5,0	7,0
40	5,5	5,4	5,1	5,1	5,2	5,3	6,0	6,2	5,3	5,3	5,0	5,0	7,4
47	5,7	5,7	5,1	5,1	5,1	5,1	5,9	6,1	5,3	5,2	5,0	5,0	6,7
54	5,1	5,8	5,3	5,2	5,3	5,3	6,1	6,4	5,6	5,5	5,1	5,1	6,7
61	5,5	5,4	5,1	5,1	5,2	5,3	5,8	6,2	5,4	5,4	5,1	5,3	6,4
69	5,7	5,6	5,1	5,1	5,0	5,0	5,1	5,7	5,1	5,2	5,0	4,9	6,5
76	6,1	6,0	5,5	5,5	5,3	5,3	5,9	5,6	5,4	5,3	5,2	5,2	6,7
82	6,0	5,9	5,2	5,3	4,8	4,8	5,3	6,1	5,3	6,1	4,9	4,9	6,7
86	5,7	5,8	5,3	5,3	5,4	5,4	6,1	6,2	5,4	5,3	4,9	5,0	6,3
89	6,2	6,0	5,3	5,4	5,2	5,1	5,5	6,3	5,4	5,5	5,0	5,0	6,8
93	5,9	5,9	5,7	5,5	5,3	5,3	5,9	6,3	5,9	5,8	5,4	5,3	6,7
96	6,8	6,6	5,6	5,4	5,4	5,4	5,9	6,4	5,7	5,7	5,3	5,3	6,4
100	5,4	5,4	5,0	4,9	5,0	5,3	5,4	5,9	5,2	5,2	4,8	4,8	6,2
110	5,6	-	5,6	5,2	5,1	5,2	5,1	5,7	5,9	5,2	5,2	4,8	-
119	5,9	5,9	5,3	5,3	5,1	-	5,9	-	-	-	5,0	5,0	6,2
SNITTVERDI	5,8 ⁺ -0,4	5,8 ⁺ -0,3	5,2 ⁺ -0,2	5,2 ⁺ -0,2	5,2 ⁺ -0,2	5,2 ⁺ -0,2	5,7 ⁺ -0,4	6,1 ⁺ -0,2	5,4 ⁺ -0,2	5,4 ⁺ -0,3	5,1 ⁺ -0,2	5,0 ⁺ -0,2	6,7 ⁺ -0,3

Fig.2.1 Temperaturer for innsjøvann, mekanisk rensset kloakkvann og Nitelv-vann



3. KVANTITATIVE BESTEMMELSER AV BIOMASSE, OG PROSESSMÅLINGER I RENNENE

Resultater

Det ble utført 4 serier med kvantitative biomassebestemmelser i løpet av sesongen. Det ble høstet 3 prøver á 2 dm² renneflate pr. renne for hver serie. Følgende parametre ble bestemt: glødetap, organisk karbon, klorofyll (a+b) og adenosintrifosfat (ATP). Resultatene er ført opp i tabellene 3.1 - 3.4.

En sammenstilling av resultatene er ført opp i kurveform i figurene 3.1 - 3.4. Her er middelverdiene benyttet. Der det er parallelle renner med samme belastning, er middelverdien av to gjennomsnittsverdier benyttet.

ATP-verdiene er i tillegg ført opp som stolpediagram i figur 3.5. I parentes over hver søyle er angitt prosent "ATP-biomasse", beregnet ut fra forholdstallet mellom ATP og organisk karbon. Beregningen er gjort ut fra den tilnærming at ATP-innholdet i cellene er 0,4% av organisk karbon (Hamilton og Holm-Hansen, 1967).

Respirasjons- og primærproduksjonsmålinger for benthos er gjengitt i tabell 3.5 sammen med de tilhørende verdier av glødetap, klorofyll og ATP. Tabell 3.6 viser i tillegg respirasjon pr. vektenhet glødetap og ATP, samt primærproduksjonen pr. vektenhet klorofyll.

I tabellene er det benyttet følgende forkortelser:

ATP	=	adenosintrifosfat
GLT	=	glødetap
KLOROF	=	klorofyll a+b
ORGC	=	organisk karbon
PROD	=	brutto primærproduksjon (mg O ₂ /m ² /time)
RESP	=	respirasjon (mg O ₂ /m ² /time)
P/R	=	PROD/RESP
M2	=	m ²
H	=	time

I prøvestedsangivelsen (PROEVE):

R	=	renne nr.
M	=	meter fra rennens begynnelse
D	=	antall døgn etter forsøkets start (14/6-1972)
REF	=	referanserennen

For alle tabeller gjelder det at tallet -1 angir at verdien mangler.

DISKUSJON

Glødetap og organisk karbon

Glødetap og organisk karbon som funksjon av tiden viser nærmest identiske forløp (figurene 3.1 og 3.2). Hastigheten for akkumulering av materiale er størst ved 5% M, dernest kommer 5% B. 5% K, 0,5% M og 0,5% B fører til omtrent den samme akkumulering av materiale de 2 første månedene av forsøket. Deretter inntraff en periode med stor løsrivning i rennene, noe som medførte lavere verdier eller redusert økning frem til neste målepunkt.

I rennen med 0,5% K lå verdiene nærmest identiske med verdiene for referanserennen de to første månedene, men viste øket akkumulering siste halvdel av forsøksperioden.

Gjennomsnittsverdien for prosent organisk karbon av glødetapet var 48% med et standardavvik på 8%. Siden sammenhengen mellom

parametrene var god, vil det i fremtidige forsøk være tilstrekkelig å bruke en av parametrene. Organisk karbon er å foretrekke fordi det er en bedre definert parameter.

Klorofyll

Klorofyll gir ikke et eksakt mål for alger, men kan allikevel gi en indikasjon på algeforekomsten. Parameteren kan med fordel benyttes når det ikke er aktuelt å benytte den meget mer tidkrevende direkte-telling under mikroskop.

Figur 3.3 viser at 5% M førte til den raskeste etablering av alger. Utflatingen av kurven mot slutten av forsøket, da organisk karbon økte, reflekterer øket heterotrof begroing senhøstes. Den samme tendens gjør seg gjeldende for 5% B. Medvirkende årsak til dette var slamflukt fra det biologiske anlegget. Klorofyll viser også et sterkere utslag av 5% K relativt til referansen enn organisk karbon. Dette har sannsynligvis sin hovedårsak i at man med karbon som parameter får med den høye bakgrunnseffekt av sedimenterte partikler fra resipientvannet. Dessuten kan man også vente et høyere innhold av klorofyll i algene i næringsrike miljøer. Klorofyllets brukbarhet som sensitiv eutrofieringsparameter kommer ennå tydeligere frem ved 0,5%-tilsatsene. Utslagene relativt referansen er gjennomgående 5-10 ganger større enn for organisk karbon. Dette er et utslag av at det prosentvise innhold klorofyll av organisk karbon ligger på 0,5-0,8% for referansen, mens eksempelvis 0,5% M-rennen gjennomgående har klorofyllinnhold på 2-3% (tabell 3.2-3.4).

ATP

Bakgrunnen for bruken av ATP som biomasseparameter er ønsket om en parameter som utelukker dødt organisk materiale fra målingene. ATP blir hurtig nedbrutt i naturen etter at livsfunksjonene i levende celler opphører. ATP vil derfor være knyttet til levende celledmateriale. Ut fra ATP-målinger av renkulturer av

bakterier og alger (Hamilton og Holm-Hansen, 1967, og Holm-Hansen, 1970) ser det ut til at ATP-innholdet vanligvis utgjør ca. 0,4 vekt% av organisk karbon. Man må regne med at innholdet kan variere med en faktor på 2-3, avhengig av cellenes fysiologiske tilstand, men større variasjoner kan også forekomme. En mer detaljert vurdering og litteraturoversikt over ATP-analyser i økologisk sammenheng finnes i NIVA-rapporten "O-40/71. Innledende studier over ATP som mål for biomasse i forsøksresipienter og aktivslamanlegg" av M. Laake.

Figur 3.4 viser ATP i forsøksresipientene som funksjon av tiden. Man ser umiddelbart at samtlige tilsatser av kloakkvann gir et langt større utslag for ATP enn for organisk karbon, relativt til referanserennene. Årsaken til dette er nok i stor grad at sedimentert detritus fra resipientvannet kommer med i tallet før organisk karbon, men ikke i ATP-verdien. En medvirkende årsak er nok også at organismene i referanserennen har et svært næringsfattig miljø. Lee et al. (1971) har funnet at ATP-innholdet i grønnalgen *Selenastrum capricornutum* synker med en faktor på 2-3 ved vekst i fosfatbegrensende miljø. En slik effekt er det derfor rimelig å vente seg i det utpreget næringsfattige vannet i referanserennen. Denne effekt synes også å gjøre seg gjeldende i rennene med 0,5% K. På figur 3.3 ser vi at klorofyllinnholdet i sistnevnte renner er forholdsvis høyt ved siste målepunkt, relativt til 0,5% B og 0,5% M. ATP-innholdet er derimot betydelig mindre. Dette gir seg også utslag i prosent ATP av organisk karbon; 0,04% for 0,5% K og 0,25% for 0,5% B (tabell 3.4).

En annen faktor som gjenspeiles i ATP-nivået, er alderen på den akkumulerte biomasse. Eldre begroing inneholder en større del døde og inaktive celler. På figur 3.2 ser vi at organisk karbon har avtatt for 0,5% M og 0,5% B fra 55 til 85 døgn. Dette er et utslag av en sterk løsrivning av begroing etter ca. 65 døgn. Ser vi på verdien for ATP i figur 3.4, har man en viss økning i nevnte periode. Forklaringen må være at den nyetablerte begroing inneholder flere levende og aktive celler. Løsrivningen var mindre i rennen med 0,5% K; den forholdsvis store akkumulering av biomasse, målt som organisk karbon og klorofyll, inneholder derfor sannsynligvis en stor del inaktiv biomasse.

I figur 3.5 er ATP-verdiene angitt som søylediagram. Over hver søyle er angitt prosent "ATP-biomasse" av organisk karbon, ut fra den forutsetning at organismene har et gjennomsnittlig ATP-innhold på 0,4% av organisk karbon. Man må være oppmerksom på at biomassen i referanserennen og 0,5% K-rennen sannsynligvis er underestimert grunnet næringsfattig miljø (blant annet lite fosfat).

Selv om det er flere faktorer som innvirker på ATP-innholdet i levende celler, slik at tolkningen av resultatene ikke kan bli entydig, viser resultatene at ATP er en meget sensitiv parameter som gjenspeiler relativt små utslipp i forsøksresipientene. ATP gir opplysninger om begroingens karakter og er et verdifullt supplement til organisk karbon og klorofyll for karakterisering av begroinger.

Primærproduksjon og respirasjon

Ved siden av de statiske biomasseparametrene er det ønskelig å få et innblikk i biomassens dynamikk. Siden fotosyntese og respirasjon er to hovedprosesser i økosystemet, er det naturlig å starte opp med dem. Forholdet mellom primærproduksjon og respirasjon (P/R) kan benyttes til karakterisering av økosystemer. Ifølge Odum (1971) vil et økosystem som er i likevekt, ha et P/R-forhold lik 1 beregnet på årsbasis. Systemer med eutrofiutvikling vil ha P/R-forhold større enn 1, mens systemer hvor de heterotrofe prosesser begynner å dominere, vil ha P/R-forhold mindre enn 1.

Siden vårt forsøksopplegg ikke tillater målinger for hele året, og siden måling av døgnvariasjoner for hele renneoppstillingen vil være en lite realistisk kjempeoppgave, vil vi i stedet benytte det øyeblikkelige P/R-forhold man måler innenfor et kort tidsrom på dagen. Dette medfører at P/R-nivået vil ligge betydelig over 1 for likevektsystemer. En sammenligning mellom P/R-forholdet for de ulike renner vil allikevel kunne gi informasjon om tilstanden.

Primærproduksjonen av planktoniske alger måles oftes ved ^{14}C -metoden, som er meget sensitiv. For benthiske samfunn er ofte algekonsentra-

sjonene så høye at oksygenmetoden kan benyttes. Fotosyntese-/respirasjon-kammere som simulerer forholdene i strømmende vann, er tidligere benyttet i laboratoriet (McIntire et al., 1964, Thomas og O'Connell, 1966). Pamatmat (1971) har utviklet et respirasjonskammer for måling direkte på havbunnen. - For å unngå en del av de usikkerheter man innfører når man fjerner begroinger fra deres naturlige miljø, ble det utviklet et P/R-kammer med gjennomstrømning for målinger in situ. Kammeret er laget slik at begroingen kan høstes etter endt P/R-måling for bestemmelse av biomasseparametre.

Målingene, som er vist i tabell 3.6, er utført i tidsrommet kl. 1000-1400 og ved lysintensiteter ved vannoverflaten på ca. 10000-20000 lux (intensiteten ble regulert ved skjerming med et gjennomskinnelig klede). Siden hovedhensikten med årets målinger var innarbeidelse av metodikk, har det ikke vært utført systematiske målinger i rennen. Datamaterialet er derfor for spedt til en detaljert diskusjon. Tallene i tabell 3.6 gir allikevel interessante informasjoner. Man ser at gjennomsnittstallene for respirasjon og produksjon er svært like for referanserennen og 0,5% K-rennen. Videre ser man at respirasjonen i 5% M-rennen ligger vesentlig høyere enn i noen annen renne. Selv med høye produksjonstall blir P/R-forholdet svært lavt for denne rennen og gjenspeiler en utpreget heterotrof tilstand. I tabell 3.6 er det også satt opp respirasjon pr. enhet "organisk materiale" og ATP, samt produksjonen pr. enhet klorofyll. Variasjonene er her så store at materialet åpenbart er for lite til å finne noen sammenheng mellom parametrene.

Data for primærproduksjon og respirasjon er åpenbart fundamentale informasjoner om et økosystem. Systematiske bestemmelser av disse prosessene vil derfor være en naturlig del av fremtidige eksperimentelle resipientundersøkelser.

Litteratur

- HAMILTON, R.D. and Holm-Hansen, O, 1967. *Limnol. Oceanogr.* 12, pp. 319-324.
- HOLM-HANSEN, O., 1970. *Plant & Cell Physiol.* 11, pp. 689-700.
- LEE, C.C. et al., 1971. *Appl. Microbiol.* 21 (No. 5), pp. 957-958.
- McINTIRE, C.D. et al. 1964. *Limnol. Oceanogr.* 9, pp. 92-102.
- ODUM, E.P. *Fundamentals of ecology.* 3rd ed.
W.B. Saunders Company. Philadelphia 1971.
- PAMATMAT, M.M. 1971. *Limnol. Oceanogr.* 16, pp. 536-549.
- THOMAS, N.A. and R.L. O'Connell, 1966. *Limnol. Oceanogr.* 11, pp. 386-392.

Tabell 3.1. Biomassebestemmelser i rennene.
26. - 30. døgn etter start (uke 29/72).

PROEVE	GLT G/M2	ORGC G/M2	KLOROF MG/M2	ATP MG/M2	%KLOROF AV ORGC	%ATP AVORGC
R01, 13M, 026D	4	2.8	15	1.4	.5	.05
- ,20M, -	4	2.4	12	1.2	.5	.05
- ,25M, -	4	2.0	15	1.4	.8	.07
SNITTVERDI	4	2.4	14	1.3	.6	.06
R02, 13M, 026D	4	1.8	3	.8	.2	.04
- ,20M, -	3	1.5	10	.9	.7	.06
- ,25M, -	4	1.6	10	.7	.6	.04
SNITTVERDI	3	1.6	8	.8	.5	.05
R03, 13M, 026D	2	1.1	<1	.2	-1.0	.02
- ,20M, -	2	.8	<1	.2	-1.0	.02
- ,25M, -	2	-1.0	<1	.3	-1.0	-1.00
SNITTVERDI	2	1.0	<1	.2	-1.0	.02
R04, 13M, 027D	2	1.1	<1	.2	-1.0	.02
- ,20M, -	2	.9	<1	.2	-1.0	.03
- ,25M, -	2	.9	<1	.2	-1.0	.03
SNITTVERDI	2	1.0	<1	.2	-1.0	.02
R05, 13M, 027D	4	2.1	10	1.7	.5	.08
- ,20M, -	4	1.8	15	1.8	.8	.10
- ,25M, -	4	1.8	12	2.1	.7	.12
SNITTVERDI	4	1.9	12	1.9	.7	.10
R06, 13M, 027D	4	2.2	7	1.7	.3	.08
- ,20M, -	4	1.7	10	1.6	.6	.09
- ,25M, -	4	2.0	12	-1.0	.6	-1.00
SNITTVERDI	4	2.0	10	1.6	.5	.08

Forts.

Tabell 3.1 forts.

PROEVE	GLT G/M2	ORGC G/M2	KLDROF MG/M2	ATP MG/M2	%KLDROF AV ORGC	%ATP AVORGC
R07,13M,028D	10	3.9	60	10.8	1.5	.28
- ,20M, -	11	3.4	65	13.3	1.9	.39
- ,25M, -	9	3.5	64	13.0	1.8	.37
SNITTVERDI	10	3.6	63	12.4	1.8	.35
R08,13M,028D	23	8.9	194	41.6	2.2	.47
- ,20M, -	22	8.5	175	25.0	2.1	.29
- ,25M, -	20	7.9	151	32.9	1.9	.42
SNITTVERDI	22	8.4	173	33.2	2.0	.39
R09,13M,029D	7	3.6	32	3.8	.9	.10
- ,20M, -	6	2.5	22	2.4	.9	.10
- ,25M, -	6	3.0	25	5.8	.8	.19
SNITTVERDI	6	3.0	26	4.0	.9	.13
R10,13M,029D	7	2.9	24	2.9	.8	.10
- ,20M, -	6	2.8	31	2.8	1.1	.10
- ,25M, -	6	2.8	24	3.0	.9	.11
SNITTVERDI	6	2.8	26	2.9	.9	.10
R11,13M,030D	2	1.1	<2	.2	-1.0	.02
- ,20M, -	2	.9	<2	.2	-1.0	.02
- ,25M, -	2	.9	<2	.2	-1.0	.02
SNITTVERDI	2	1.0	<2	.2	-1.0	.02
R12,13M,030D	1	.9	<2	.2	-1.0	.02
- ,20M, -	1	.8	<2	.2	-1.0	.02
- ,25M, -	2	.9	<2	.2	-1.0	.02
SNITTVERDI	1	.9	<2	.2	-1.0	.02
R13,20M,030D	28	9.1	115	7.8	1.3	.09
SNITTVERDI	28	9.1	115	7.8	1.3	.09

Tabell 3.2. Biomassebestemmelser i rennene.
55. - 58. døgn etter start (uke 33/72).

PROEVE	GLT G/M2	ORGC G/M2	KLOROF MG/M2	ATP MG/M2	%KLOROF AV ORGC	%ATP AV ORGC
R01, 13M, 055D	25	11.0	102	1.5	.9	.01
- , 19M, -	23	8.6	129	-1.0	1.5	-1.00
- , 24M, -	23	7.0	149	6.9	2.1	.10
SNITTVERDI	24	8.9	127	4.2	1.5	.06
R02, 13M, 055D	27	16.0	116	1.8	.7	.01
- , 19M, -	26	9.2	151	3.2	1.6	.03
- , 24M, -	25	5.1	161	3.1	3.2	.06
SNITTVERDI	26	10.1	143	2.7	1.8	.04
R03, 13M, 055D	12	7.0	31	2.2	.4	.03
- , 19M, -	11	5.4	35	1.2	.6	.02
- , 24M, -	10	4.1	36	1.5	.9	.04
SNITTVERDI	11	5.5	34	1.6	.7	.03
R04, 13M, 056D	13	6.0	44	2.2	.7	.04
- , 19M, -	12	5.1	34	1.9	.7	.04
- , 24M, -	13	5.2	48	1.4	.9	.03
SNITTVERDI	13	5.4	42	1.8	.8	.03
R05, 13M, 056D	28	13.0	204	12.6	1.6	.10
- , 19M, -	26	10.0	253	22.1	2.5	.22
- , 24M, -	25	8.6	259	20.5	3.0	.24
SNITTVERDI	26	10.5	239	18.4	2.4	.19
R06, 13M, 056D	28	13.0	227	14.7	1.7	.11
- , 19M, -	31	15.0	239	28.0	1.9	.19
- , 24M, -	23	9.0	218	11.5	2.4	.13
SNITTVERDI	27	12.3	245	18.1	2.0	.14

Forts.

Tabell 3.2 forts.

PRØVE	GLT G/M2	ORGC G/M2	KLORJF MG/M2	ATP MG/M2	%KLORJF AV ORGC	%ATP AVORGC
R07, 13M, 056D	56	31.0	430	70.0	1.4	.23
- , 19M, -	51	27.0	520	67.0	1.9	.25
- , 24M, -	46	27.0	445	50.0	1.6	.19
SNITTVERDI	51	28.3	465	62.3	1.7	.22
R08, 13M, 057D	77	43.0	471	80.0	1.1	.19
- , 19M, -	72	35.0	330	77.0	.9	.22
- , 24M, -	77	43.0	504	69.0	1.2	.16
SNITTVERDI	75	40.3	435	75.3	1.1	.19
R09, 13M, 057D	35	19.0	381	29.0	2.0	.15
- , 19M, -	27	16.0	373	20.0	2.3	.13
- , 24M, -	34	20.0	435	26.0	2.2	.13
SNITTVERDI	32	18.3	396	25.0	2.2	.14
R10, 13M, 057D	31	19.0	279	25.0	1.5	.13
- , 19M, -	36	16.0	436	28.0	2.7	.18
- , 24M, -	29	12.0	429	19.0	3.6	.16
SNITTVERDI	32	15.7	381	24.0	2.6	.15
R11, 13M, 058D	13	5.9	19	1.1	.3	.02
- , 19M, -	9	4.3	34	1.7	.8	.04
- , 24M, -	10	4.4	47	1.0	1.1	.02
SNITTVERDI	11	4.9	33	1.3	.7	.03
R12, 13M, 058D	13	5.1	27	1.0	.5	.02
- , 19M, -	12	5.0	26	1.0	.5	.02
- , 24M, -	-1	4.7	27	1.1	.6	.02
SNITTVERDI	13	4.9	27	1.0	.5	.02
R13, 19M, 057D	59	23.0	169	19.0	.7	.03
SNITTVERDI	59	23.0	169	19.0	.7	.03

Tabell 3.3. Biomassebestemmelser i rennene.
83. - 86. dagn etter start (uke 37/72).

PROEVE	GLT G/M2	ORGC G/M2	KLOROF MG/M2	ATP MG/M2	%KLOROF AV ORGC	%ATP AVORGC
R01, 12M, 083D	46	20.0	456	19.2	2.3	.10
- , 18M, -	31	23.0	262	12.8	1.1	.06
- , 22M, -	25	13.0	209	14.1	1.6	.11
SNITTVERDI	34	18.7	309	15.4	1.7	.09
R02, 12M, 083D	48	22.0	-1	13.4	-1.0	.06
- , 18M, -	31	15.0	369	19.7	2.5	.13
- , 23M, -	24	11.0	159	12.0	1.4	.11
SNITTVERDI	34	16.0	264	15.0	2.0	.10
R03, 12M, 083D	21	9.4	115	2.4	1.2	.03
- , 18M, -	17	7.6	85	2.4	1.1	.03
- , 23M, -	19	8.6	92	3.4	1.1	.04
SNITTVERDI	19	8.5	97	2.7	1.1	.03
R04, 12M, 084D	19	9.5	81	3.4	.9	.04
- , 18M, -	18	8.2	83	3.3	1.0	.04
- , 23M, -	22	9.2	98	2.9	1.1	.03
SNITTVERDI	20	9.0	87	3.2	1.0	.04
R05, 12M, 084D	17	6.8	106	20.8	1.6	.31
- , 18M, -	15	6.1	97	18.3	1.6	.30
- , 23M, -	22	6.4	111	13.7	1.7	.21
SNITTVERDI	18	6.4	105	17.6	1.6	.27
R06, 12M, -	22	9.0	151	28.5	1.7	.32
- , 18M, -	16	6.5	85	25.4	1.3	.39
- , 22M, -	14	5.7	69	15.6	1.2	.27
SNITTVERDI	17	7.1	102	23.2	1.4	.33

Forts.

Tabell 3.3 forts.

PROEVE	GLT G/M2	ORGC G/M2	KLOROF MG/M2	ATP MG/M2	%KLOROF AV ORGC	%ATP AVORGC
R07, 12M, 085D	54	23.0	307	27.3	1.3	.12
- , 18M, -	55	23.0	220	38.8	1.0	.17
- , 23M, -	61	28.0	-1	45.9	-1.0	.16
SNITTVERDI	57	24.7	264	37.3	1.1	.15
R08, 12M, 085D	105	46.0	507	105.0	1.1	.23
- , 18M, -	83	34.0	373	99.0	1.1	.29
- , 23M, -	77	38.0	390	91.8	1.0	.24
SNITTVERDI	88	39.3	423	98.6	1.1	.25
R09, 12M, 085D	24	12.0	440	36.9	3.7	.31
- , 18M, -	21	10.0	394	34.3	3.9	.34
- , 23M, -	21	10.0	389	23.2	3.9	.23
SNITTVERDI	22	10.7	408	31.5	3.8	.29
R10, 12M, 085D	18	7.4	227	27.6	3.1	.37
- , 18M, -	13	4.8	121	19.6	2.5	.41
- , 23M, -	11	4.6	126	18.6	2.7	.40
SNITTVERDI	14	5.6	158	21.9	2.8	.40
R11, 12M, 086D	19	8.4	43	2.0	.5	.02
- , 18M, -	14	5.9	38	1.2	.6	.02
- , 23M, -	13	5.2	46	1.2	.9	.02
SNITTVERDI	15	6.5	42	1.5	.7	.02
R12, 12M, 86D	15	6.6	31	1.8	.5	.03
- , 18M, -	15	7.1	62	1.8	.9	.03
- , 23M, -	15	6.8	63	1.4	.9	.02
SNITTVERDI	15	6.8	52	1.7	.8	.02
R13, 12M, 086D	132	68.0	393	18.9	.6	.03
SNITTVERDI	132	68.0	393	18.9	.6	.03

Tabell 3.4. Biomassebestemmelser i rennene.
111. - 114. d gn etter start (uke 41/72).

PROEVE	GLT G/M2	ORGC G/M2	KLOROF MG/M2	ATP MG/M2	%KLOROF AV ORGC	%ATP AVORGC
R01, 11M, 111D	34	20.0	269	14.6	1.3	.07
- , 17M, -	22	12.0	283	13.1	2.4	.11
- , 22M, -	16	9.0	284	12.1	3.2	.13
SNITTVERDI	24	13.7	279	13.3	2.3	.11
R02, 11M, 111D	28	15.0	194	15.4	1.3	.10
- , 17M, -	25	12.0	157	16.5	1.3	.14
- , 22M, -	21	10.0	135	11.1	1.4	.11
SNITTVERDI	25	12.3	162	14.3	1.3	.12
R03, 09M, 111D	50	27.0	333	5.6	1.2	.02
- , 17M, -	31	16.0	314	5.4	2.0	.03
- , 22M, -	34	16.0	330	6.1	2.1	.04
SNITTVERDI	38	19.7	326	5.7	1.8	.03
R04, 11M, 111D	31	17.0	305	7.8	1.8	.05
- , 17M, -	27	13.0	258	7.7	2.0	.06
- , 22M, -	26	11.0	247	5.5	2.2	.05
SNITTVERDI	28	13.7	270	7.0	2.0	.05
R05, 11M, 112D	32	18.0	118	43.0	.7	.24
- , 16M, -	26	14.0	109	32.0	.8	.23
- , 22M, -	24	13.0	97	31.0	.7	.24
SNITTVERDI	27	15.0	103	35.3	.7	.24
R06, 11M, 112D	39	22.0	215	49.0	1.0	.22
- , 16M, -	27	13.0	156	39.0	1.2	.30
- , 22M, -	22	11.0	122	27.0	1.1	.25
SNITTVERDI	29	15.3	164	38.3	1.1	.26

Forts.

Tabell 3.4 forts.

PROEVE	GLT G/M2	ORGC G/M2	KLOROF MG/M2	ATP MG/M2	%KLOROF AV ORGC	%ATP AVORGC
R07, 10M, 112D	112	57.0	239	145.0	.4	.25
- ,17M, -	157	73.0	451	117.0	.6	.16
- ,21M, -	124	56.0	366	83.0	.7	.15
SNITTVERDI	131	62.0	352	115.0	.6	.19
R08, 11M, 112D	112	56.0	347	143.0	.6	.26
- ,16M, -	140	71.0	429	159.0	.6	.22
- ,22M, -	133	73.0	494	-1.0	.7	-1.00
SNITTVERDI	128	66.7	423	151.0	.6	.24
R09, 10M, 114D	25	14.0	392	45.0	2.8	.32
- ,17M, -	27	14.0	402	37.0	2.9	.26
- ,22M, -	26	11.0	429	39.0	3.9	.35
SNITTVERDI	26	13.0	408	40.3	3.2	.31
R10, 11M, 114D	45	21.0	559	65.0	2.7	.31
- ,17M, -	31	16.0	369	41.0	2.3	.26
- ,22M, -	29	15.0	357	43.0	2.4	.29
SNITTVERDI	35	17.3	428	49.7	2.4	.28
R11, 11M, 113D	24	12.0	72	2.6	.6	.02
- ,16M, -	19	9.0	66	1.6	.7	.02
- ,22M, -	16	8.3	61	1.5	.7	.02
SNITTVERDI	20	9.8	66	1.9	.7	.02
R12, 11M, 113D	21	9.5	70	2.0	.7	.02
- ,16M, -	16	6.6	62	1.3	.9	.02
- ,22M, -	17	7.7	65	1.7	.8	.02
SNITTVERDI	18	7.9	66	1.7	.8	.02
R13, 11M, 113D	210	67.0	1253	74.0	1.9	.11
- ,16M, -	123	66.0	532	41.0	.8	.06
- ,22M, -	119	42.0	462	46.0	1.1	.11
SNITTVERDI	151	58.3	749	53.7	1.3	.09

Tabell 3.5. Prosessmålinger i rennene.

PRØVE	GLT G/M2	ORGC G/M2	KLOROF MG/M2	ATP MG/M2	RESP MG/M2/H	PROD MG/M2/H
R11, REF ,065D	13	-1.0	20	.8	29	74
- , - ,070D	12	-1.0	32	1.3	10	78
- , - ,100D	18	-1.0	97	1.9	59	176
- , - ,105D	13	-1.0	45	3.1	12	90
- , - ,118D	-1	-1.0	-1	-1.0	10	70
- , - ,126D	-1	-1.0	-1	-1.0	11	56
SNITTVERDI	14	-1.0	49	1.8	22	91
R10, 0.5%M, 069D	38	-1.0	341	22.0	53	275
- , - ,077D	27	-1.0	368	14.0	53	275
R09, - ,099D	27	-1.0	451	44.0	76	175
- , - ,105D	25	-1.0	374	31.0	29	167
R10, - ,125D	-1	-1.0	-1	-1.0	36	175
- , - ,127D	-1	-1.0	-1	-1.0	39	165
- , - ,127D	-1	-1.0	-1	-1.0	34	207
SNITTVERDI	29	-1.0	384	27.8	46	206
R06, 0.5%B, 069D	37	-1.0	297	19.0	62	332
- , - ,098D	16	-1.0	40	6.1	14	106
- , - ,121D	-1	-1.0	-1	-1.0	19	160
- , - ,125D	-1	-1.0	-1	-1.0	17	139
SNITTVERDI	27	-1.0	169	12.6	28	184
R04, 0.5%K, 069D	13	-1.0	41	2.2	8	43
R03, - ,071D	14	-1.0	63	-1.0	23	104
- , - ,072D	13	-1.0	45	1.6	20	97
- , - ,097D	20	-1.0	116	-1.0	17	127
- , - ,121D	-1	-1.0	-1	-1.0	17	105
R04, - ,125D	-1	-1.0	-1	-1.0	27	85
SNITTVERDI	15	-1.0	66	1.9	19	94

Forts.

Tabell 3.5 forts.

PROEVE	GLT G/M2	URGC G/M2	KLOROF MG/M2	ATP MG/M2	RESP MG/M2/H	PROD MG/M2/H
R08,5.0%M,065D	54	-1.0	294	39.0	113	244
- , - ,077D	65	-1.0	351	49.0	135	237
- , - ,099D	57	-1.0	158	72.0	140	232
- , - ,107D	119	-1.0	460	180.0	240	240
- , - ,118D	-1	-1.0	-1	-1.0	199	199
SNITTVERDI	74	-1.0	316	85.0	165	240
R07,5.0%B,063D	-1	-1.0	412	28.0	54	142
- , - ,065D	46	-1.0	410	33.0	63	171
- , - ,095D	71	-1.0	268	51.0	62	114
SNITTVERDI	59	-1.0	363	37.3	60	142
R01,5.0%K,063D	-1	-1.0	242	5.3	27	122
R02, - ,065D	30	-1.0	220	3.6	27	122
- , - ,071D	-1	-1.0	-1	-1.0	15	119
- , - ,072D	34	-1.0	236	4.0	20	128
- , - ,097D	11	-1.0	35	-1.0	22	135
- , - ,107D	11	-1.0	65	8.4	30	151
- , - ,121D	-1	-1.0	-1	-1.0	41	204
SNITTVERDI	22	-1.0	160	5.3	26	140
R13,ELV ,100D	100	-1.0	317	27.0	120	278
SNITTVERDI	100	-1.0	317	27.0	120	278

Tabell 3.6. Prosessmålinger i rennene.

PROEVE	RESP MG/M2H	PROD MG/M2H	P/R	R/GLT MG/G/H	R/ATP MG/MG/H	P/KLORJF MG/MG/H
R11, REF ,065D	29	74	2.6	2.2	33.7	3.7
- , - ,070D	10	78	7.8	.8	7.7	2.4
- , - ,100D	59	176	3.0	3.3	31.1	1.8
- , - ,105D	12	90	7.5	.9	3.9	2.0
- , - ,118D	10	70	7.0	-1.0	-1.0	-1.0
- , - ,126D	11	56	5.1	-1.0	-1.0	-1.0
SNITTVERDI	22	91	5.5	1.8	20.3	2.5
R10, 0.5%ZM, 069D	53	275	5.2	1.4	2.4	.8
- , - ,077D	53	275	5.2	2.0	3.8	.7
R09, - ,099D	76	175	2.3	2.8	1.7	.4
- , - ,105D	29	167	5.8	1.2	.9	.4
R10, - ,125D	36	175	4.9	-1.0	-1.0	-1.0
- , - ,127D	39	165	4.2	-1.0	-1.0	-1.0
- , - ,127D	34	207	6.1	-1.0	-1.0	-1.0
SNITTVERDI	46	206	4.8	1.8	2.2	.6
R06, 0.5%B, 069D	62	332	5.4	1.7	3.3	1.1
- , - ,098D	14	106	7.6	.9	2.3	2.7
- , - ,121D	19	160	8.4	-1.0	-1.0	-1.0
- , - ,125D	17	139	8.2	-1.0	-1.0	-1.0
SNITTVERDI	28	184	7.4	1.3	2.8	1.9
R04, 0.5%K, 069D	8	48	6.0	.6	3.6	1.2
R03, - ,071D	23	104	4.5	1.6	-1.0	1.7
- , - ,072D	20	97	4.9	1.5	12.5	2.2
- , - ,097D	17	127	7.5	.8	-1.0	1.1
- , - ,121D	17	105	6.2	-1.0	-1.0	-1.0
R04, - ,125D	27	85	3.1	-1.0	-1.0	-1.0
SNITTVERDI	19	94	5.4	1.2	8.1	1.5

Forts.

Tabell 3.6 forts.

PROEVE	RESP MG/M2H	PROD MG/M2H	P/R	R/GLT MG/G/H	R/ATP MG/MG/H	P/KLOROF MG/MG/H
R08,5.0%M,065D	113	244	2.2	2.1	2.9	.8
- , - ,077D	135	287	2.1	2.1	2.8	.8
- , - ,099D	140	232	1.7	2.5	1.9	1.5
- , - ,107D	240	240	1.0	2.0	1.3	.5
- , - ,118D	199	199	1.0	-1.0	-1.0	-1.0
SNITTVERDI	165	240	1.6	2.2	2.2	.9
R07,5.0%B,063D	54	142	2.6	-1.0	1.9	.3
- , - ,065D	63	171	2.7	1.4	1.9	.4
- , - ,095D	62	114	1.8	.9	1.2	.4
SNITTVERDI	60	142	2.4	1.1	1.7	.4
R01,5.0%K,063D	27	122	4.5	-1.0	5.1	.5
R02, - ,065D	27	122	4.5	.9	7.5	.6
- , - ,071D	15	119	7.9	-1.0	-1.0	-1.0
- , - ,072D	20	128	6.4	.6	5.0	.5
- , - ,097D	22	135	6.1	2.0	-1.0	3.9
- , - ,107D	30	151	5.0	2.7	3.6	2.3
- , - ,121D	41	204	5.0	-1.0	-1.0	-1.0
SNITTVERDI	26	140	5.6	1.6	5.3	1.6
R13,ELV ,100D	120	278	2.3	1.2	4.4	.9
SNITTVERDI	120	278	2.3	1.2	4.4	.9

Fig.3.1 Glödetap i försöksresipientene

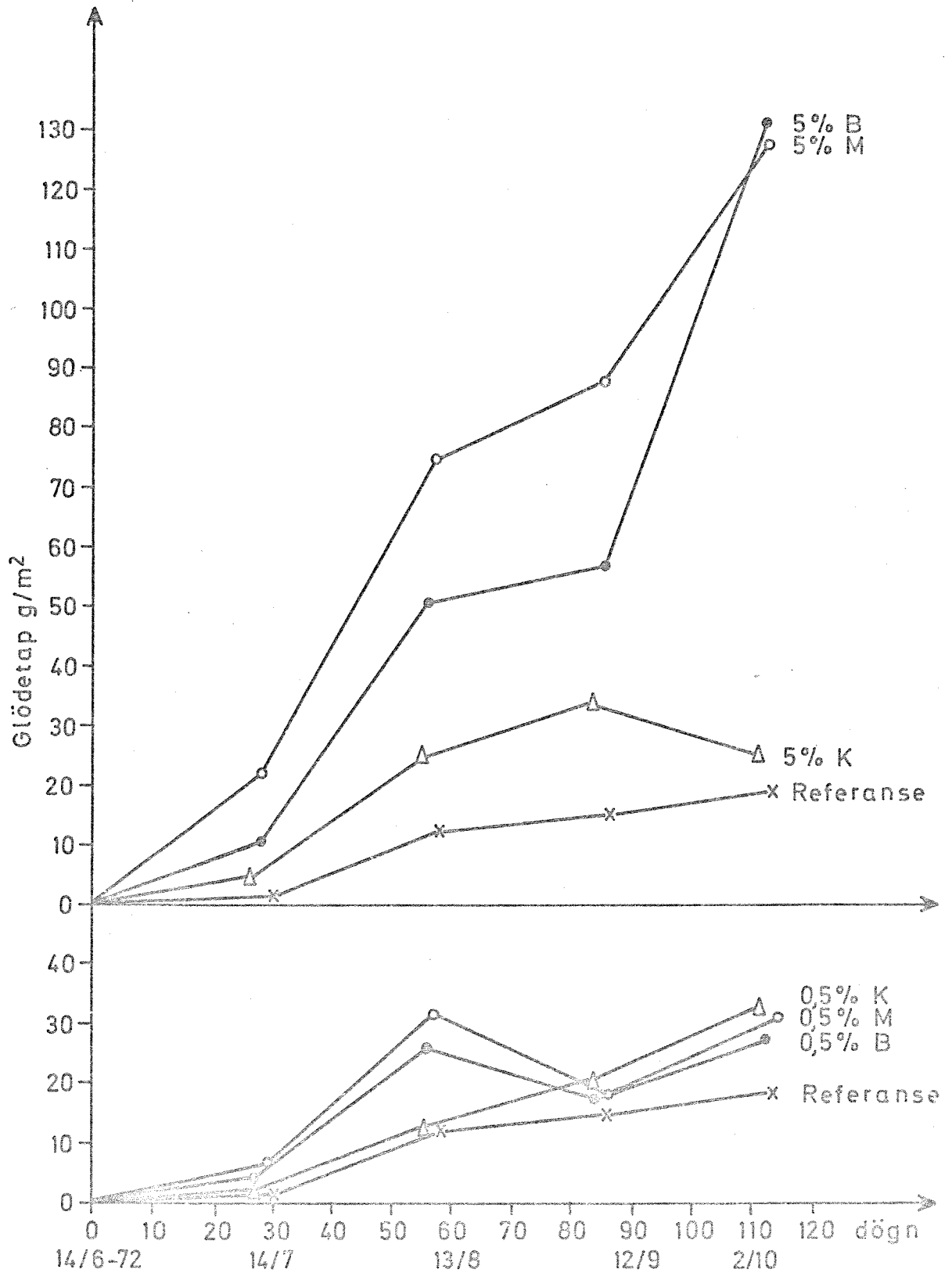


Fig. 3.2 Organisk carbon i försöksresipientene

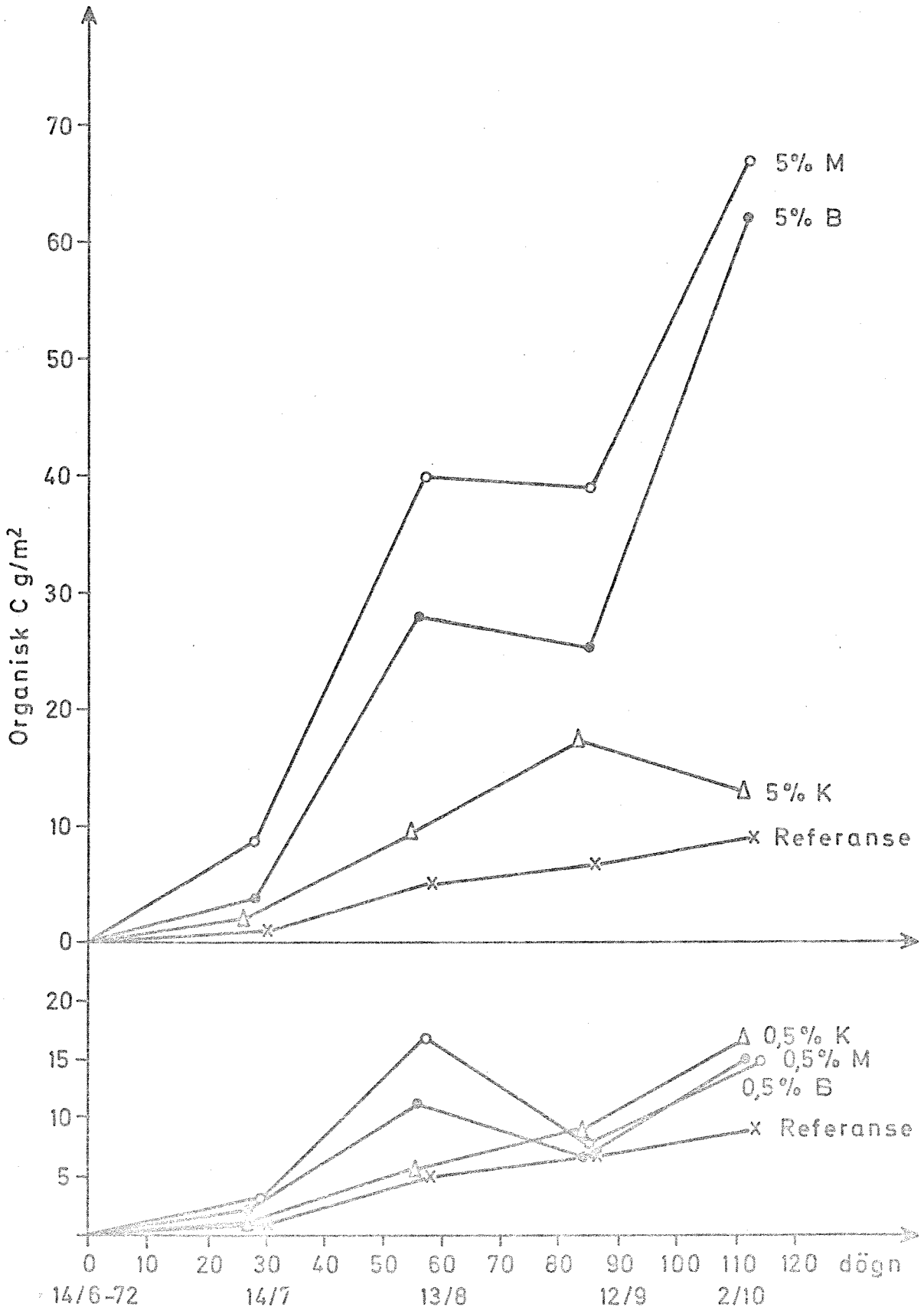


Fig. 3.3 Klorofyll i försöksresipientene

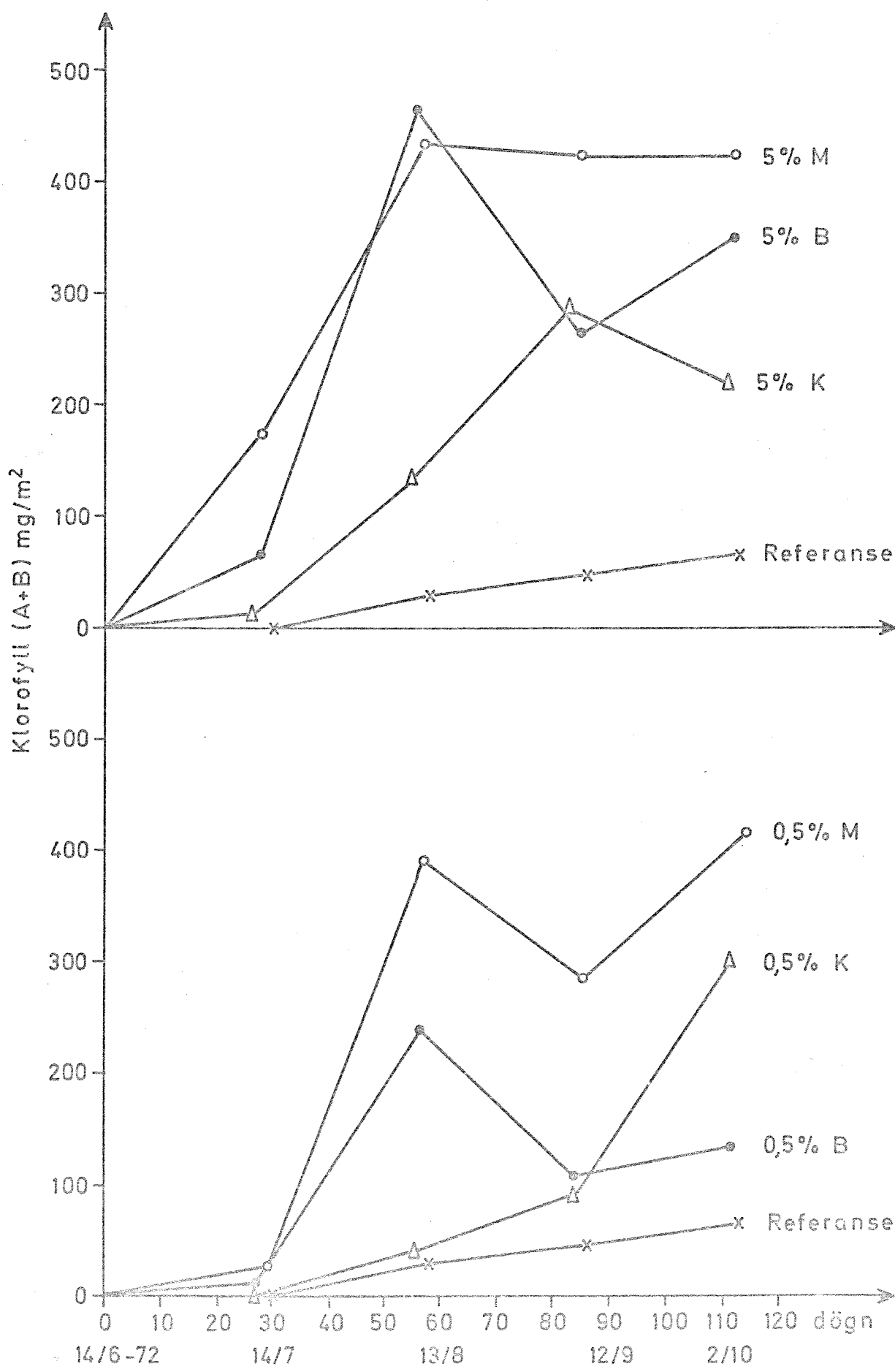


Fig. 3.4 ATP i försöksresipientene

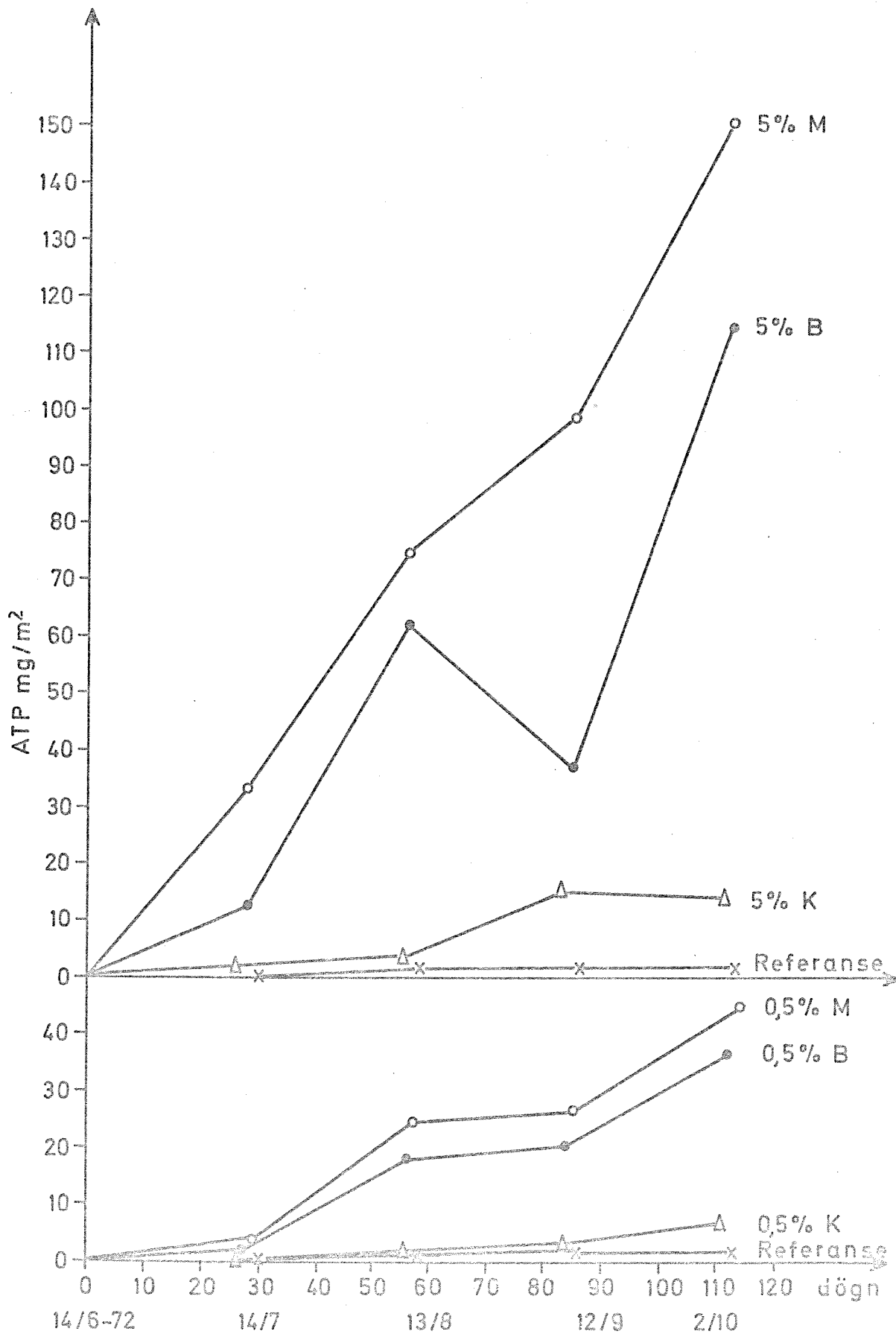
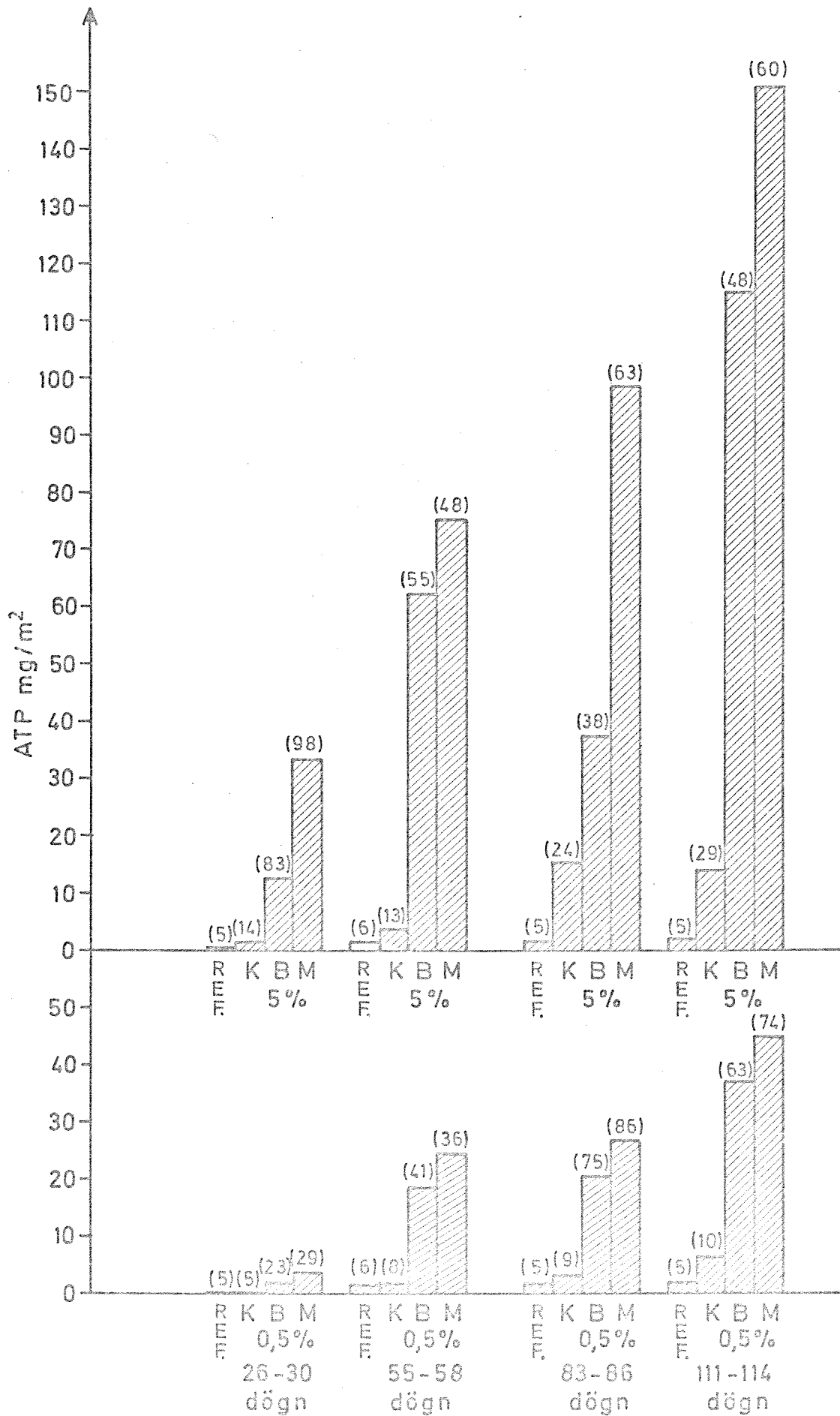


Fig. 3.5 ATP i försöksresipientene

I parentes över kolonnene er angitt % "ATP-biomasse" av organisk carbon



4. MIKROBIOLOGISKE UNDERSØKELSER AV BEGROINGEN I RENNENE

Innledning

Målsettingen med denne del av renneforsøkene har vært:

1. Beskrive eventuelle forskjeller i de rennesamfunn som utvikles under påvirkning av ulike kvaliteter avløpsvann.
2. Virkninger av ulike belastninger med samme avløpsvanntype.
3. Utprøving av resultatenes reproduserbarhet ved identiske belastninger.

Materiale og metoder

Innsamlingsmetodikken er basert på at det ikke foregår noen vesentlig endring av miljøet i rennens lengderetning. En prøve fra et tilfeldig valgt avsnitt skulle kunne betraktes som representativt for hele rennen. Tidligere forsøk har vist at forholdene er noe spesielle øverst i rennen og i nærheten av utløpet. De kvalitative prøvene er derfor innsamlet for hånd i renneavsnittet 10-15 m etter visuell vurdering av hovedkomponentene i rennesamfunnet. Innsamlingen av prøvene er foretatt med ca. 2 ukers mellomrom, første gang 28. juni og siste gang 4. oktober. I forbindelse med prøvetakingen er det gitt en makroskopisk beskrivelse av rennesamfunnene støttet av fargefotografier. Bildene ble i hele forsøksperioden tatt på samme sted i rennene, 14 m. De innsamlede prøvene ble fiksert i 2% formalin og senere mikroskopert. De hyppigst forekommende arter (eventuelt slekter) ble bestemt, og det ble foretatt en subjektiv vurdering av mengdeforholdet mellom de forskjellige artene (slektene). Ved mengdeangivelsen er følgende skala benyttet:

Kvantitetsgruppe	Betegnelse
+	Forekommer
1	Sjelden
2	Sparsom
3	Vanlig
4	Hyppig
5	Dominant

Resultater

Tabell 4.1 viser en sammenstilling av karakteristiske arter for rennene. Tabellene 4.2 - 4.9 viser detaljresultater for de enkelte observasjonene.

Renne 1 og 2 (5% kjemisk rensset kloakkvann)

Det var ingen vesentlig forskjell mellom de to rennene. Bortsett fra de øverste 5 metrene var forholdene relativt ensartet i rennens lengderetning. Veksten begynte å bli synlig i første halvdel av juli. Ved første prøvetaking, 11. juli, var det mye grønne flagellater. Pionérsamfunnet bestod ellers av et fnokket, lyst brunt belegg hvor chrysophyceen *Dinobryon sertularia* var den dominerende art. Denne algen var tilstede i bunnsedimentene i forholdsvis store mengder i hele perioden. Utover i forsøksperioden ble veksten av trådformede grønnalger mer fremtredende, og disse preget etter hvert synsinntrykket. Dominerende arter var *Microspora* sp. og *Mougeotia* sp. Gjennom hele forsøksperioden forekom det en del slimkolonier med desmidiaceer, særlig øverst i rennen. *Synura* sp. var til stede i det meste av perioden. Det var lite heterotrof vekst og relativt lite diatomeer i rennene. Antallet diatomeer økte noe mot slutten av forsøket.

Renne 3 og 4 (0,5% kjemisk rensset kloakkvann)

Det var ingen synlig forskjell mellom de to rennene. Bortsett fra de øverste 5 metrene var det stort sett ensartede forhold langs etter rennene. Veksten ble synlig i første halvdel av juli og var i begynnelsen av perioden dominert av *Dinobryon sertularia* som også var rikelig til stede i resten av forsøksperioden. Sammen med denne algen var det noe *Synura* sp., *Ceratoneis arcus* og en del *Tabellaria flocculosa*. Mengden av *Tabellaria flocculosa* økte utover perioden, og algen var dominerende til midten av august. Etter hvert ble det en økende vekst av trådformede alger, først *Mougeotia* spp., senere også *Microspora* sp. og mot slutten av forsøksperioden, *Binuclearia tatrana*. I hele vekstperioden var det en del slimkolonier med desmidiaceer, mest utpreget øverst i rennene. I den øverste delen var det dessuten mye *Nitzschia* sp. Ved slutten av forsøket, 4. oktober, var *Microspora* sp., *Binuclearia tatrana* og *Tabellaria flocculosa* de dominerende arter. Det var lite heterotrof vekst i hele perioden.

Renne 5 og 6 (0,5% biologisk rensset kloakkvann)

Forholdene var de samme i begge rennene. Bortsett fra den øverste delen var veksten stort sett homogen nedetter rennene. Ved siste prøvetaking var det imidlertid noe varierende forhold i lengderetningen. Veksten begynte å bli synlig i første halvdel av juli og var først dominert av *Tabellaria flocculosa*, ellers var det en del andre diatomeer (*Nitzschia* sp. og *Ceratoneis arcus*), en del grønne flagellater og *Dinobryon sertularia*. Utover forsøksperioden var det en tiltagende vekst av trådformede alger, vesentlig *Mougeotia* spp. og xanthophyceen *Tribonema* sp. Mot slutten av perioden var det også litt *Microspora* sp. Ved siste prøvetaking, 3. oktober, var den trådformede veksten fra 0-9 meter dominert av *Mougeotia* spp., fra 9 meter dominerte *Tribonema* sp. med mer brungrønn farge. Fra 18 meter ble fargen igjen sterkt gressgrønn, og her var *Stigeoclonium* cf. *tenue* den dominerende art sammen med *Mougeotia* sp. Slimkolonier med desmidiaceer var til stede i hele vekstperioden. Ved slutten av forsøket var det en del heterotrof vekst i rennene, særlig de øverste 3-4 metrene.

Renne 7 (5% biologisk rensset kloakkvann)

Stort sett var det ensartede forhold langsetter rennen på de enkelte observasjonsdager. Det var ingen vekst av betydning før i første halvdel av juni. I begynnelsen av perioden var veksten dominert av *Nitzschia* sp. (cf. *N. palea*) som var til stede i store mengder i hele vekstperioden. Av diatomeer ellers var det en del *Ceratoneis arcus* og i slutten av perioden *Pinnularia* cf. *interrupta*. Den 26. juli ble det observert en del *Chlorogonium* sp. Denne algen ble ikke funnet i noen av de andre rennene. Veksten ble etter hvert preget av blågrønnalgene *Oscillatoria* sp. og *Pseudanabaena* cf. *catenata* som dannet fløyelslignende matter over bunnsedimentet. Blågrønnalgene var ikke på noe tidspunkt dominerende og var delvis forsvunnet ved avslutningen av forsøket. Enkelte tuster med trådformet vekst av *Tribonema* sp. var til stede hele tiden. Mengden økte utover i perioden og algen var sammen med desmidiaceen *Staurastrum* sp. dominerende ved avslutningen av forsøket. Mot slutten av forsøksperioden var det en økende heterotrof vekst bestående av *Sphaerotilus natans*, andre trådformede bakterier og sopphyfer. Ciliaten *Carchesium* sp. var til stede i mindre mengder. Den heterotrofe veksten var mest utpreget øverst i rennen.

Renne 8 (5% mekanisk rensset kloakkvann)

Forholdene var stort sett ensartede i rennens lengderetning. Den øverste delen var imidlertid noe avvikende. Veksten kom i gang i første halvdel av juli, og var i hele forsøksperioden dominert av *Nitzschia* sp. (cf. *N. palea*). I begynnelsen av perioden var det mye amøber i sedimentet, og 26. juli var et *Palmella*-stadium av en grønnalge fremtredende. Utover i perioden ble sedimentene delvis overtrukket med matter av blågrønnalgene *Oscillatoria* sp. og *Pseudanabaena* cf. *catenata*. Synsintrykket ble etter hvert preget av kuleformede kolonier av ciliatene *Carchesium* sp. og *Vorticella* sp. Mot slutten av perioden ble det en del trådformet vekst av *Tribonema* sp. Begroingen var sterkere preget av heterotrof vekst enn de øvrige rennene. Den heterotrofe veksten var mest utpreget øverst i rennen og bestod vesentlig av *Sphaerotilus natans*, *Fusarium aquaeductum* og *Carchesium* sp. Desmidiaceen *Staurastrum* sp. var til stede i forholdsvis store mengder i hele perioden og var delvis dominerende sammen med *Nitzschia* sp.

Renne 9 og 10 (0,5% mekanisk rensset kloakkvann)

De to rennene var like. Forholdene i de øverste 10 metrene var litt varierende, men ellers var det stort sett homogene forhold nedover i rennene. Først i perioden var *Nitzschia* sp. den dominerende art sammen med andre diatomeer. Utover i forsøksperioden økte mengden av *Tabellaria flocculosa*, og denne ble etter hvert den dominerende alge i bunnsedimentene. Senere i perioden økte mengden av trådformede alger. Grønnalgen *Stigeoclonium* cf. *tenue* var den dominerende, men det var også en del *Mougeotia* sp. og *Tribonema* sp. Slimkolonier med desmidiaceer var tilstede i hele perioden. Det var lite heterotrof vekst - mest i de øverste 3-4 metrene og økende tendens utover i forsøksperioden. Den heterotrofe veksten bestod vesentlig av forskjellige trådformede bakterier, en del protozoer og litt *Carchesium* sp.

Renne 11 og 12 (innsjøvann)

Det var ingen forskjell i veksten i de to rennene. Bortsett fra de øverste 5 metrene var forholdene ensartede i lengderetningen. En viss vekst ble observert fra midten av juli, men det var ingen vekst av betydning før i slutten av måneden. I begynnelsen av vekstperioden dominerte diatomeen *Tabellaria flocculosa*. Den dannet et løstsittende, fnokket, brunt belegg på bunnen av rennene sammen med *Dinobryon sertularia* og *Eunotia lunaris*. Det var dessuten en del grønne flagellater. Senere i perioden inneholdt bunnsedimentene også noe *Synura* sp. og *Hyalobryon ramosum*. Utover i perioden var det økende vekst av trådformede alger. Trådene bestod vesentlig av grønnalgene *Mougeotia* spp., *Microspora* sp. og *Binuclearia tatrana* ispedd *Tabellaria flocculosa*. Innimellom trådene var det en del store kolonier med *Uroglena* sp. I hele perioden fantes det slimkolonier med desmidiaceer. Det var ingen heterotrof vekst av betydning.

Renne 13 (Elvevann)

I det meste av forsøksperioden var det ensartede forhold langsletter rennen, unntatt de øverste 5-6 metrene. Det var tydelig vekst allerede 28. juni. *Spirogyra* spp. dannet da tette tuer øverst i rennen, men var borte ved neste prøvetaking. Bunnen var dekket av et grått, uorganisk sediment med et svakt brunfarget overtrekk av diatomeer. Dominerende art var *Nitzschia* sp. (cf. *N. palea*) som var til stede i bunnsedimentene i hele perioden. Fra midten av juli var det dominans av en coccal blågrønnalge (cf. *Aphanothece* sp.) som dannet slimete klumper på bunnen. Sammen med denne var det en del *Merismopedia* sp. Slimkoloniene med blågrønnalger ble borte i overgangen august-september. Fra 8. september var det igjen en del tuer med *Spirogyra* spp. nå iblandet *Oscillatoria limosa*. Mot slutten av forsøksperioden var det tette tuer med *Spirogyra* spp. langs veggen i hele rennens lengde. Fra 16 m var bunnen imidlertid nærmest uten vekst i midten av rennen. Det bare feltet ble bredere nedover mot utløpet og fra 25-30 meter var det ingen synlig vekst. Ved avslutningen av forsøket var det en del tuster med trådformet vekst av diatomeen *Fragilaria* sp. Mot slutten av perioden var det i hele rennens lengde noe heterotrof vekst i form av trådformede bakterier. Ellers var det en forholdsvis stor forekomst av diatomeen *Synedra* sp.

Diskusjon

Resultatene viser at kloakkvannsbelastningen har avgjørende betydning for sammensetningen av rennesamfunnene. Det ble i motsetning til i 1971 ikke på noe tidspunkt utviklet anaerobe forhold i sedimentene for noen av rennene. Forholdene i de parallelt belastede rennene var gjennom hele forsøksperioden så godt som identiske.

Den heterotrofe begroingen var særlig fremtredende i rennen med tilsetning av 5% mekanisk rensset kloakkvann (R 8) og noe mindre i rennen med 5% biologisk rensset kloakkvann (R 7) og rennen med vann fra Nitelva (R 13). I R 8 var forekomsten av den fastsittende ciliaten *Carchesium* sp. særlig karakteristisk. I de øvrige rennene var den

heterotrofe begroingen ubetydelig og forekom stort sett bare i rennens aller øverste del.

Algesamfunnene var markert forskjellig ved de ulike kloakkvannsbelastningene. I rennene med rent innsjøvann (R 11, R 12) var veksten dominert av *Tabellaria flocculosa*, forskjellige chrysophyceer og trådformede grønnalger. Rennene med tilsetning av 0,5% kjemisk rensset kloakkvann (R 3, R 4) avvok ikke særlig fra referanserennene. Chrysophyce-artene *Uroglena* sp. og *Hyalobryon ramosum* manglet, og veksten var ellers noe kraftigere enn i rennene med rent innsjøvann. Også rennene med tilsetning av 5% kjemisk rensset kloakkvann (R 1, R 2) avvok relativt lite fra rennene uten tilsetning. Det var imidlertid svært lite diatomeer sammenlignet med de øvrige rennene. (Giftvirkning ?). Den trådformede grønnalgen *Binuclearia tatrana* fantes bare i R 3 + R 4 og R 11 + R 12.

Blågrønnalger av betydning forekom bare i rennene med tilsetning av 5% biologisk (R 7) og 5% mekanisk (R 8) rensset kloakkvann samt i rennen med vann fra Nitelva (R 13). En art av slekten *Nitzschia* var dominerende i disse rennene (antakelig *N. palea*). Enkelte av de registrerte blågrønnalgene og den registrerte arten av *Nitzschia* begünstiges av et miljø preget av høyt innhold av både organisk stoff og næringsalter. Under disse forhold utkonkurreres grønnalgene. I R 7 og R 8 var det lite eller ingen chrysophyceer. Xanthophyceen *Tribonema* forekom i større mengder i rennene med tilsetning av begge konsentrasjoner med biologisk og mekanisk rensset kloakkvann (R 5 + R 6, R 7, R 8 og R 9 + R 10). I rennene med 0,5% biologisk og 0,5% mekanisk rensset kloakkvann fantes grønnalgen *Stigeoclonium* cf. *tenue* som er kjent for å kunne være knyttet til kloakkvannsbelastede lokaliteter.

Konklusjon

Belastning med 5% mekanisk og 5% biologisk rensset kloakkvann vil gi grobunn for heterotrof vekst (bakterier, sopp, fastsittende og frittlevende ciliater). Rennene med denne belastning viser størst avvik fra referanserennene både når det gjelder det umiddelbare visuelle

inntrykk og rennesamfunnets artssammensetning. Når avløpsvannet er rikt på organisk stoff, stimuleres veksten av blågrønnalgeslekten *Oscillatoria* og en art av diatomé-slekten *Nitzschia*. Rennene med tilsetning av kjemisk rensset kloakkvann ligger nærmest opp til referanserennene med hensyn til begroingens artssammensetning. Enkelte arter blir borte med økende belastning, mens veksten generelt økes.

Tabell 4.1 Sammenstilling av karakteristiske arter av alger i rennene.

Arter karakteristiske for begroingen i rennene	Ref.	0,5% K	5% K	0,5% B	5% B	0,5% M	5% M	Elve- vann
BACILLARIOPHYCEAE								
Nitzschia Hassal sp.				+	+	+	+	+
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	+	+		+		+		+
CHRYSOPHYCEAE								
Dinobryon sertularia Ehr.	+	+	+					
Hyalobryon ramosum Ltb.	+							
Synura Ehr. sp.	+	+	+					
Uroglena Ehr. sp.	+							
CHLOROPHYCEAE								
Binuclearia tatrana Wittr.	+	+						
Microspora Thur. sp.	+	+	+	+				
Mougeotia Ag. spp.	+	+	+	+		+		
Spirogyra Link spp.								+
Stigeoclonium cf. tenue Kütz				+		+		
XANTOPHYCEAE								
Tribonema Derbes et Solier spp.				+	+	+	+	
CYANOPHYCEAE								
cf. Aphanothece Nägeli sp.								+
Merismopedia cf. punctata Meyen								+
Oscillatoria Vauch spp.					+		+	+
Pseudanabaena cf. catenata Laut					+		+	+

Tabell 4.2 R 1 og R 2, 5% kjemisk rensset kloakkvann.

10-15 m

Organisme	11/7	25/7	8/8	22/8	7/9	21/9	3/10
CHLOROPHYCEAE							
<i>Chlamydomonas</i> Ehr. sp.	2	1	1				
<i>Closterium</i> Nitzsch sp.				+	1	1	1
<i>Cosmarium</i> (Corda) Ralfs spp.	+		1	1	1		+
<i>Hyalotheca dissiliens</i> (I.E. Smith) Breb.				1	+	+	
<i>Microspora</i> Thur. sp.				3	3	3	3
<i>Mougeotia</i> Ag. spp.	1		2	3	3	3	3
<i>Palmella</i> -stadium		1	+				
<i>Penium</i> Breb. sp.		2	2	2	2	2	1
<i>Scenedesmus</i> Meyen sp.					+	1	1
<i>Spondylosium planum</i> (Wolle) W.&G.S.West		1	1	2	2	1	
<i>Staurastrum</i> Meyen spp.					1	+	+
<i>Staurodesmus</i> Teiling		1			+	1	1
<i>Ulothrix</i> Kütz. sp.		1			+	1	1
CHRYSOPHYCEAE							
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	+			1	1		
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	3	4	4	3	2	1	1
<i>Synura</i> Ehr. sp.	1	2	2	1	+		
XANTHOPHYCEAE							
<i>Tribonema</i> Derbés et Solier sp.				1			
BACILLARIOPHYCEAE							
<i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grunow				+	+	1	1
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) de Toni			1			+	+
<i>Nitzschia</i> cf. <i>palea</i> (Kütz.) W. Smith	+	+			+	1	1
<i>Pinnularia</i> cf. <i>interrupta</i> W. Smith						1	1
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.	+	+			1	+	1
DINOPHYCEAE							
<i>Gymnodinium</i> Stein sp.				1	1		+

Tabell 4.3 R 3 og R 4, 0,5% kjemisk rensset kloakkvann.

10-15 m

Organisme	11/7	25/7	8/8	22/8	7/9	21/9	4/10
CHLOROPHYCEAE							
<i>Binuclearia tatrana</i> Wittr.		+				2	3
<i>Chlamydomonas</i> Ehr. sp.	1	+					
<i>Closterium</i> Nitzsch sp.			1	1	1	1	+
<i>Cosmarium</i> (Corda) Ralfs spp.		+	1	1			+
<i>Euastrum</i> Ehr. spp.		+	+	+	1	1	+
<i>Microspora</i> Thur sp.			1	2	3	3	3
<i>Mougeotia</i> Ag. spp.		2	2	3	3	3	2
<i>Palmella</i> -stadium		1					
<i>Penium</i> Breb. sp.		1	1	1	1		
<i>Staurastrum</i> Meyen spp.		1	1	2	2	1	+
<i>Staurodesmus</i> Teiling sp.		+	+	1	1		
<i>Ulothrix</i> Kütz. sp.		1		+		1	
CHRYSOPHYCEAE							
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	1	1	1	1			
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	2	3	3	2	2	1	1
<i>Synura</i> Ehr. sp.	1	2	2	1	1		
BACILLARIOPHYCEAE							
<i>Ceratoneis arcus</i> Kütz.	1						+
<i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grunow				+	1	1	1
<i>Eunotia</i> Ehr. spp.		+	+	+	1	1	1
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) de Toni			+	+	+	1	1
<i>Navicula</i> Bory sp.		1			1	1	
<i>Nitzschia</i> cf. <i>palea</i> (Kütz.) W. Smith	1	1	1	1	2	1	1
<i>Pinnularia</i> cf. <i>interrupta</i> W. Smith							1
<i>Pinnularia</i> sp. Ehr.						+	1
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth.) Kütz.	1	4	4	3	3	3	3
DINOPHYCEAE							
<i>Peridinium inconspicuum</i> Lemm.	1	+	+	+			

Tabell 4.4 R 5 og R 6, 0,5% biologisk rensset kloakkvann.

10-15 m

Organisme	11/7	25/7	8/8	22/8	7/9	21/9	4/10
CHLOROPHYCEAE							
<i>Chlamydomonas</i> Ehr. sp.	2	1					
<i>Cosmarium</i> (Corda) Ralfs. spp.				1			
<i>Microspora</i> Thur sp.							1
<i>Mougeotia</i> Ag spp.		3	3	3	3	3	2
<i>Palmella</i> -stadium		1	1				
<i>Penium</i> Breb. sp.		1	2	2	1		
<i>Staurastrum</i> Meyen spp.		2	2	2	2	1	1
<i>Staurodesmus</i> Teiling sp.					1		
<i>Ulothrix</i> Kütz. sp.	1						
CHRYSOPHYCEAE							
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	1						
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.		1	+				
XANTHOPHYCEAE							
<i>Tribonema</i> Derbés et Solier sp.		2	3	3	2	4	3
BACILLARIOPHYCEAE							
<i>Ceratoneis arcus</i> Kütz.	2		1	1		+	+
<i>Cyclotella</i> Kütz. sp.	1						+
<i>Cymbella</i> Ag. sp.						1	+
<i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grunow				+	1	1	1
<i>Eunotia</i> Ehr. sp.				+	1	1	1
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) de Toni							1
<i>Navicula</i> Bory sp.						1	
<i>Nitzschia</i> cf. <i>palea</i> (Kütz) W. Smith	2	3	3	2	3	2	2
<i>Pinnularia</i> cf. <i>interrupta</i> W. Smith		3		2	2	2	1
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.	3	2	2	2	2	2	2

Tabell 4.5 R 7, 5% biologisk rensset kloakkvann.
10-15 m

Organisme	11/7	26/7	8/8	22/8	7/9	21/9	4/10
CYANOPHYCEAE							
Oscillatoria Vauch. sp.			2	3	2	+	
Pseudanabaena cf. catenata Laut.		1	1	3	2	+	+
CHLOROPHYCEAE							
Chlamydomonas Ehr. sp.	2	1					
Chlorogonium Ehr. sp.		2					
Cosmarium (Corda) Ralfs spp.		2	2	2	1	+	+
Palmella-stadium			1		2		+
Mougeotia Ag. sp.		1			+		+
Scenedesmus Meyen sp.	1	1	1	2	+	+	1
Staurastrum Meyen spp.	+	3	3	3	3	4	3
XANTHOPHYCEAE							
Tribonema Derbés et Solier sp.			2	2	2	2	3
BACILLARIOPHYCEAE							
Ceratoneis arcus Kütz.	2	1	+	+	2	+	+
Eunotia lunaris (Ehr.) Grunow					1	1	1
Eunotia Ehr. sp.					1	+	1
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith	4	4	3	3	3	3	2
Pinnularia cf. interrupta W. Smith			1	1	2	2	2
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	+			+	1	1	1
CILIATA							
Carchesium Ehr. sp.					1		+

Tabell 4.6 R 8, 5% mekanisk rensset kloakkvann.

10-15 m

Organisme	11/7	26/7	8/8	23/8	8/9	21/9	4/10
CYANOPHYCEAE							
<i>Oscillatoria</i> Vauch. sp.			2	2	2	1	1
<i>Pseudanabaena</i> cf. <i>catenata</i> Laut.		1	2	3	2	1	1
CHLOROPHYCEAE							
<i>Chlamydomonas</i> Ehr. sp.	2	1					
<i>Closterium</i> Nitzsch sp.		1	1	+			
<i>Cosmarium</i> (Corda) Ralfs spp.		2	2	2	2	1	1
<i>Palmella</i> -stadium		3	1	+			1
<i>Penium</i> Breb. sp.			1	1	+		
<i>Scenedesmus</i> Meyen sp.		1	+	1	+		
<i>Staurostrum</i> Meyen spp.		2	3	3	3	3	3
XANTHOPHYCEAE							
<i>Tribonema</i> Derbes et Solier sp.		+	1	1	2	2	2
BACILLARIOPHYCEAE							
<i>Ceratoneis arcus</i> Kütz.	1	1	1	1	+		
<i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grunow					+	1	+
<i>Nitzschia</i> cf. <i>palea</i> (Kütz) W. Smith	4	4	4	3	3	4	3
<i>Pinnularia</i> cf. <i>interrupta</i> W. Smith			1	1	1	1	1
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.				+	1	1	
CILIATA							
<i>Carchesium</i> Ehr. sp.			1	1	2	2	2
<i>Vorticella</i> L. sp.				+	+	1	+

Tabell 4.7 R 9 og R 10, 0,5% mekanisk rensset kloakkvann.

10-15 m

Organisme	11/7	26/7	9/8	23/8	8/9	21/9	4/10
CHLOROPHYCEAE							
<i>Chlamydomonas</i> Ehr. sp.	1	1					
<i>Closterium</i> Nitzsch sp.		+		1	+		+
<i>Microspora</i> Thur sp.						1	+
<i>Mougeotia</i> Ag. sp.	1	+	+	2	2		
<i>Palmella</i> -stadium		2					
<i>Penium</i> Breb. sp.		2	2	3	1	+	+
<i>Scenedesmus</i> Meyen sp.				+	+		
<i>Staurastrum</i> Meyen spp.	+	2	2	2	2	1	2
<i>Stigeoclonium</i> cf. <i>tenue</i> Kütz.			3	3	3	4	3
<i>Ulothrix</i> Kütz. sp.	1					+	
CHRYSOPHYCEAE							
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	+	1					
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.		1	+	+			
XANTHOPHYCEAE							
<i>Tribonema</i> Derbés et Solier sp.		1	2	2	1	1	1
BACILLARIOPHYCEAE							
<i>Ceratoneis arcus</i> Kütz.	2	1	1	1	2	2	1
<i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grunow				1	+	2	1
<i>Navicula</i> Bory sp.			1	+			
<i>Nitzschia</i> cf. <i>palea</i> (Kütz) W. Smith	3	3	3	2	2	2	2
<i>Pinnularia</i> cf. <i>interrupta</i> W. Smith		3	2	2	2	2	2
<i>Surirella</i> Turpin sp.							1
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz	1	2	2	2	2	3	2
DINOPHYCEAE							
<i>Peridinium inconspicuum</i> Lemm.					1	+	+

Tabell 4.8 R 11 og R 12, innsjøvann.
10-15 m

Organisme	14/7	26/7	9/8	23/8	8/9	22/9	3/10
CHLOROPHYCEAE							
<i>Binuclearia tatrana</i> Wittr.						2	3
<i>Chlamydomonas</i> Ehr. sp.	1	2					
<i>Closterium</i> Nitzsch sp.		+	+	+	1	1	1
<i>Cosmarium</i> (Corda) Ralfs spp.		+	+	1	+	+	
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchn.) W. & G.S. West	+	1		+			
<i>Euastrum</i> Ehr. spp.		1	1	1	1	1	+
<i>Micrasterias truncata</i> (Corda) Breb.			+	1	+		+
<i>Microspora</i> Thur. sp.				2	2	1	2
<i>Mougeotia</i> Ag. spp.				3	2	3	3
<i>Penium</i> Breb. sp.		+	2	3	2	2	2
<i>Staurastrum</i> Meyen sp.		1	2	2	1	1	2
<i>Staurodesmus</i> Teiling sp.		1	1	2	1	+	1
<i>Ulothrix</i> Kütz. sp.			+	1			
CHRYSOPHYCEAE							
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	+	+	+	+		+	1
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	+	2	3	3	2	2	2
<i>Hyalobryon ramosum</i> Ltb.					1	1	1
<i>Synura</i> Ehr. sp.			1	1	1	2	1
<i>Uroglena</i> Ehr. sp.					1	2	1
BACILLARIOPHYCEAE							
<i>Cyclotella</i> Kütz. sp.	+	1		+			
<i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grunow				1	1	2	2
<i>Eunotia</i> Ehr. spp.		1		1	1	+	1
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) de Toni	+	+	+	+		1	1
<i>Navicula</i> Bory sp.		1	1	1			
<i>Nitzschia</i> cf. <i>palea</i> (Kütz.) W. Smith		1	1	1	1	1	
<i>Pinnularia</i> cf. <i>interrupta</i> W. Smith			1		1	1	1
<i>Stenopterobia intermedia</i> (Lewis) Ficke							1
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth.) Kütz.	2	4	4	3	2	3	2
DINOPHYCEAE							
<i>Gymnodinium</i> Stein sp.				+	+	1	
<i>Peridinium inconspicuum</i> Lemm.		+	1	1	1	+	

Tabell 4.9 R 13, elvevann.

10-15 m

Organisme	28/6	11/7	26/7	8/8	23/8	8/9	22/9	4/10
CYANOPHYCEAE								
cf. Aphanothece Nägeli sp.		2	1					
Merismopedia cf. punctata Meyen		1	2	2	2	2		1
Lyngbya Ag. sp.					1	1		
Oscillatoria limosa Ag.						+	1	2
Oscillatoria Vauch. sp.								2
Pseudanabaena cf. catenata Laut.		1	+					
CHLOROPHYCEAE								
Chlamydomonas Ehr. sp.	1	+						
Closterium Nitzsch sp.	1	+	1	+	+	1	1	
Cosmarium (Corda) Ralfs spp.			1	1	+	+	1	+
Mougeotia Ag. sp.							1	1
Oedogonium Link sp.					1		+	
Scenedesmus Meyen sp.		+	+		+	+	1	
Spirogyra Link spp.	3					2	2	3
Staurastrum Meyen spp.	1		+			1	1	1
Stigeoclonium cf. tenue Kütz.								1
Ulothrix Kütz. sp.	1							
BACILLARIOPHYCEAE								
Achnantes Bory sp.			+			1	1	
Ceratoneis arcus Kütz.	2	1	+	+	+	+	+	1
Cocconeis Ehr. sp.			+			+	+	
Cymbella Ag. sp.		+	1	+	+	1	1	+
Fragilaria crotonensis Kitton	1	1	+	+	+	+	+	+
Fragilaria Lyngb. sp.								1
Navicula Bory sp.		1	2	1	1	1	3	1
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith	2	1	2	2	2	3	3	2
Surirella Turpin sp.		+	1			1		
Synedra ulna (Nitzsch) Ehr.				1	1	1	2	2
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	2	1	+			+	+	
CILIATA								
Carchesium Ehr. sp.						+	1	1

5. ZOOBENTHOS I RENNENE PÅ KJELLER

Metodikk og prøvetaking

Til innsamling av kvantitative prøver ble det brukt et messingrør som avgrenset et areal på 46,5 cm². Bunnmaterialet ble suget opp fra røret med en sugepumpe og overført til plastflasker. Prøvene ble tatt omtrent midt i rennene, ca. 15-17 m fra innløpet.

Ved gjennomgåelsen av prøvene ble dyrene sortert i følgende hovedgrupper:

orden Copepoda (Hoppekreps)	
familie Bosminidae	} orden Cladocera (Vannlopper)
familie Chydoridae	
familie Macrothricidae	
orden Ostracoda (Muslingkreps)	
familie Chironomidae (Fjørmygglarver)	
orden Oligochaeta (Makk)	
rekke Nematoda (Rundorm)	

Ellers ble det observert enkelte dyr av følgende grupper:

Diptera, imago (Tovinger)	Ephemeroptera (Døgnfluer)
Simulidae (Knott)	Araneina (Edderkopper)
Hemiptera (Teger)	Hydracarina (Vannmidder)

Alle individtettheter refereres til arealet 46,5 cm².

Usikkerhet i antall dyr pr. arealenhet i den enkelte prøve:

når antall dyr i hver gruppe > 100:	ca. \pm 10%
" " " " " " < 100:	< \pm 10%

Usikkerhet i antall dyr pr. arealenhet i den enkelte renne (på grunnlag av tre prøver) er for samtlige grupper: \pm 10-25%.

TABELL 5.1 Viser belastning og resipientvann i de enkelte rennene, når det ble tatt prøver og hvor mange prøver det ble tatt i hver renne.

Renne nr.	Belastning	Resipientvann	27	29	31	33	35	38	39	41	Ukenr.
			27/6	17/7	26/7	9/8	23/8	13/9	20/9	4/10	
1	5% kjemisk	Innsjøvann	3	3	3	3	3	1	1	3	
2	"	"	3	3	3	3	3	1	1	3	
3	0,5%	"	3	3	3	3	3	1	1	3	
4	0,5%	"	3	3	3	3	3	1	1	3	
5	0,5% biologisk	"	3	3	3	3	3	1	1	3	
6	0,5%	"	3	3	3	3	3	1	1	3	
7	5%	"	3	3	3	3	2	1	1	3	
8	5% mekanisk	"	3	3	3	3	3	1	1	3	
9	0,5%	"	3	3	3	3	3	1	0	3	
10	0,5%	"	3	3	3	3	3	0	3	3	
11	ingen	"	3	3	3	3	3	0	3	3	
12	"	"	3	3	3	3	3	1	3	3	
13	"	Ellevann	3	3	3	3	3	0	3	3	

Der vi har to parallelle renner, blir middelveiden for disse brukt.

Tegnforklaring til tabeller og figurer når noe annet ikke er oppgitt:

___ . ___	mekanisk rensset avløpsvann
_____	biologisk " "
__ .. __	kjemisk " "
___ ___	elvevann
-----	innsjøvann
?	prøve mangler
+	dyr av denne gruppe er observert, men antall dyr pr. arealenhet er mindre enn 5.

Resultat og diskusjon

De enkelte grupperes forekomst og mengde i de forskjellige rennene:

CHIRONOMIDAE (Tabell 5.2)

Tettheten av chironomider i rennen med elvevann er opptil flere hundre ganger større enn i rennene med innsjøvann. Rennene med 5% mekanisk og 5% biologisk rensset avløpsvann har signifikant større tetthet av chironomider (5-15 ganger) enn rennene med innsjøvann. Tettheten i rennene med 0,5% mekanisk, 0,5% biologisk, 0,5% kjemisk rensset avløpsvann er av samme størrelse som i rennene med innsjøvann.

NEMATODA (Tabell 5.3)

Rennene med 5% biologisk og 5% kjemisk rensset avløpsvann har tetthet av nematoder som er omtrent dobbelt så stor som i rennene med innsjøvann. Tettheten av nematoder i rennene med 0,5% mekanisk, 5% mekanisk, 0,5% biologisk og 0,5% kjemisk rensset avløpsvann er av samme størrelse som i rennene med innsjøvann.

TABELL 5.2 Individtetthet av Chironomidae i rennene ved de forskjellige prøvetakingene (antall pr. 46,5 cm²).

0,5% Mekanisk		+	+	+	+		+	+	
5 % "		+	30	60	20	+	30	+	
0,5% Biologisk			+	+	+	5	+	+	
5 % "			+	25	15	+	+	+	
0,5% Kjemisk			+	+	+			+	
5 "				+	+	+	+	+	
Renne med elvevann	5	135	235	60	105	?	530	460	
Kontrollrenner			+	+	+		+	+	
Ukenr.		27	29	31	33	35	38	39	41

TABELL 5.3 Individtetthet av Nematoda i rennene ved de forskjellige prøvetakingene (antall 46,5 cm²).

0,5% Mekanisk			+	+	+	10	10	+	
5 % "			+	+	15	+	20	5	
0,5% Biologisk			+	+	+	30	5	+	
5 % "			+	5	+	+	65	10	
0,5% Kjemisk			+	+	20	+	10	+	
5 % "			+	5	15	20	30	+	
Renne med elvevann			10		+	?	+	+	
Kontrollrenner			+	+	+	5	+	10	10
Ukenr.		27	29	31	33	35	38	39	41

TABELL 5.4 Individtetthet av Bosminidae i rennene ved de forskjellige prøvetakingene (antall pr. 46,5 cm²).

0,5% Mekanisk	10	+	+						
5 % "	+								
0,5% Biologisk	10	5	+	+					
5 % "	10								
0,5% Kjemisk	10	+	+	+					
5 % "	5	+	+	+					
Renne med elvevann			10	15	30				
Kontrollrenner	+	+	+	+					
Ukenr.		27	29	31	33	35	38	39	41

OLIGOCHAETA (Figurene 5.1 og 5.2)

Den maksimale tetthet av oligochaeter i rennene med 5% mekanisk og 5% biologisk rensset avløpsvann er omtrent 15 ganger større enn i rennene med innsjøvann. Av figur 5.1 fremgår at kurvene for tetthet av oligochaeter i disse rennene ikke var kulminert da forsøket ble avsluttet.

Den maksimale tetthet av oligochaeter i rennene med 0,5% biologisk rensset avløpsvann er ca. 10 ganger større enn i rennene med innsjøvann. Av figur 5.2 fremgår det at kurven for tetthet av oligochaeter i disse rennene var kulminert da forsøket ble avsluttet.

Rennene med 0,5% mekanisk, 0,5% kjemisk og 5% kjemisk rensset avløpsvann og rennen med ellevann følger godt rennene med innsjøvann, men alle har maksimal tetthet av oligochaeter som er signifikant større (fra 1,5 til 2 ganger) enn i rennene med innsjøvann. Kurvene for tetthet av oligochaeter i rennene med 0,5% mekanisk, 0,5% kjemisk og 5% kjemisk rensset avløpsvann var kulminert da forsøket ble avsluttet. Kurven for tetthet i rennen med ellevann var ikke kulminert. Denne rennen har et noe forskjellig forløp fra samtlige andre renner idet den har et lite maksimum i tetthet tidligere (26/7) enn de andre.

BOSMINIDAE (Tabell 5.4)

I alle rennene, unntatt rennen med ellevann, var Bosminidae den gruppe som etablerte seg først. Bosminidae forekommer med liten tetthet, og det er bare rennen med ellevann som har signifikant større tetthet enn rennene med innsjøvann.

CHYDORIDAE (Figur 5.3)

Kurvene for tetthet av Chydoridae i alle rennene med 5% rensset avløpsvann følger godt kurven for tetthet i rennene med innsjøvann. Den maksimale tetthet i rennene med 5% mekanisk og 5% biologisk rensset avløpsvann er signifikant større (60-75%) enn i rennene med innsjøvann. I rennene med 5% kjemisk rensset avløpsvann er den maksimale tetthet av samme størrelse som i rennene med innsjøvann.

Fig. 5.1. Oligochaeta i rennene med 5% mekanisk, 5% biologisk og 5% kjemisk rensset avløpsvann, kontrollrennene og rennen med ellevann.

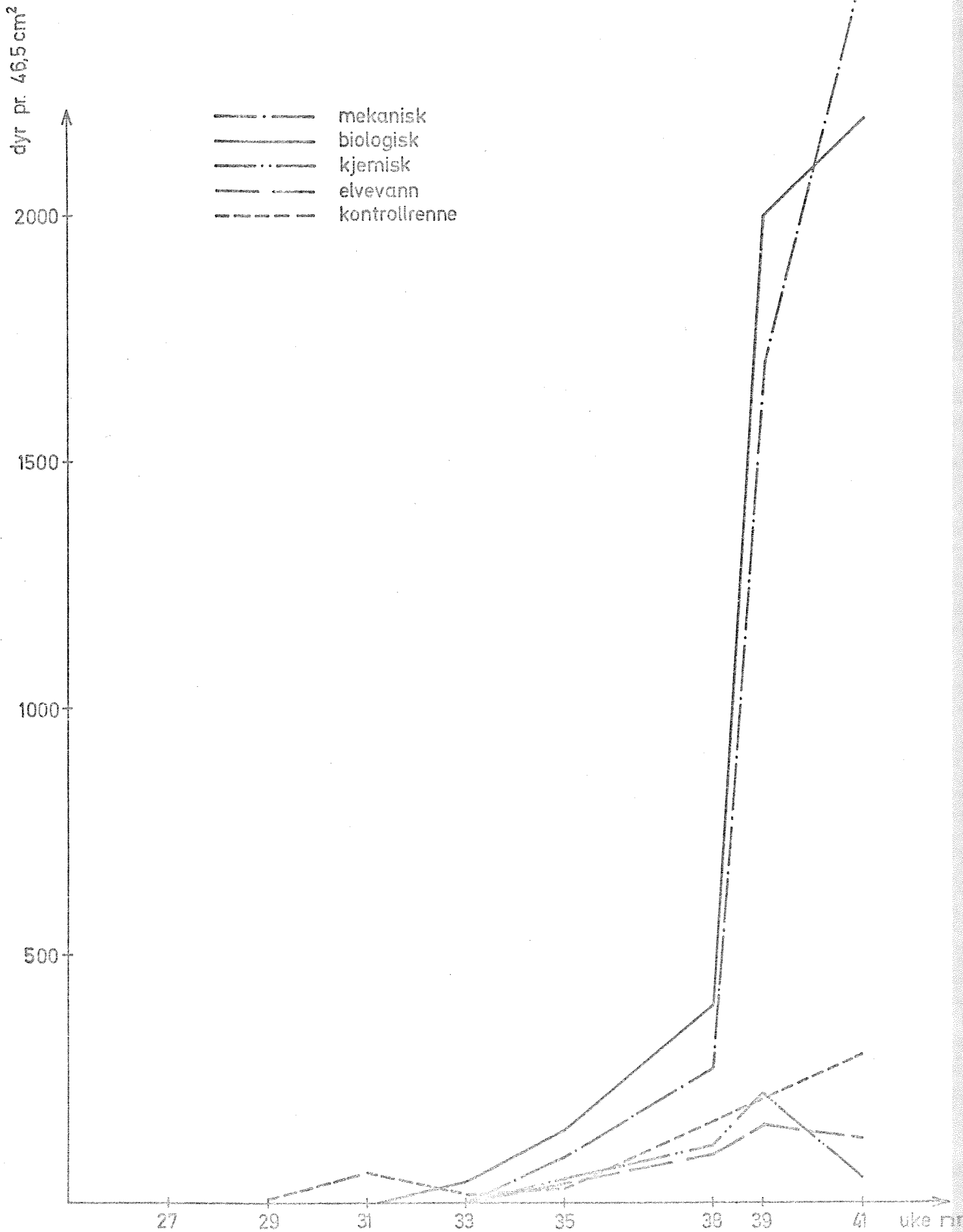
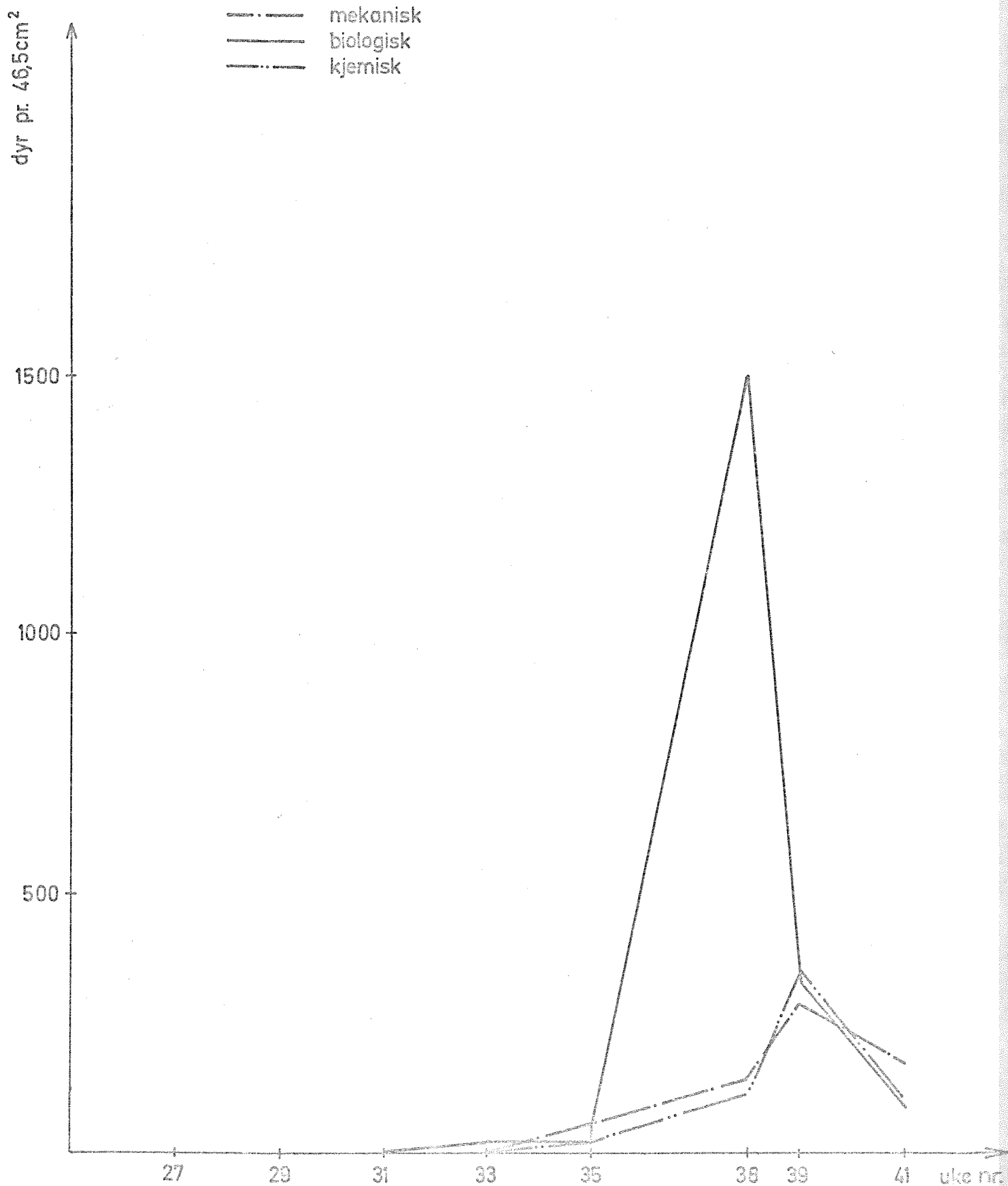


Fig. 5.2. Oligochaeta i rennene med 0,5% mekanisk, 05% biologisk og 05% kjemisk rensset avløpsvann.



Kurvene for tetthet av Chydoridae i rennene med 0,5% rensset avløpsvann har et mer uregelmessig forløp i forhold til rennene med innsjøvann. Den maksimale tetthet i rennene med 0,5% biologisk rensset avløpsvann er signifikant større (ca. 80%) enn i rennene med innsjøvann. I rennene med 0,5% mekanisk og 0,5% biologisk rensset avløpsvann er den maksimale tetthet av samme størrelse som i rennene med innsjøvann.

Den maksimale tetthet av Chydoridae i rennen med elvevann er mindre (ca. 75%) enn i rennene med innsjøvann, men observasjoner mangler på et tidspunkt da de andre rennene har nådd nesten maksimal tetthet.

COPEPODA (Figur 5.4)

Rennene med 5% mekanisk og 5% biologisk avløpsvann har maksimal tetthet av Copepoda som er ca. 25 ganger større enn i rennene med innsjøvann. Dessuten var kurvene for tetthet i disse rennene ikke kulminert da forsøket ble avsluttet.

Rennene med 0,5% biologisk rensset avløpsvann har maksimal tetthet av Copepoda som er ca. 15 ganger større enn i rennene med innsjøvann.

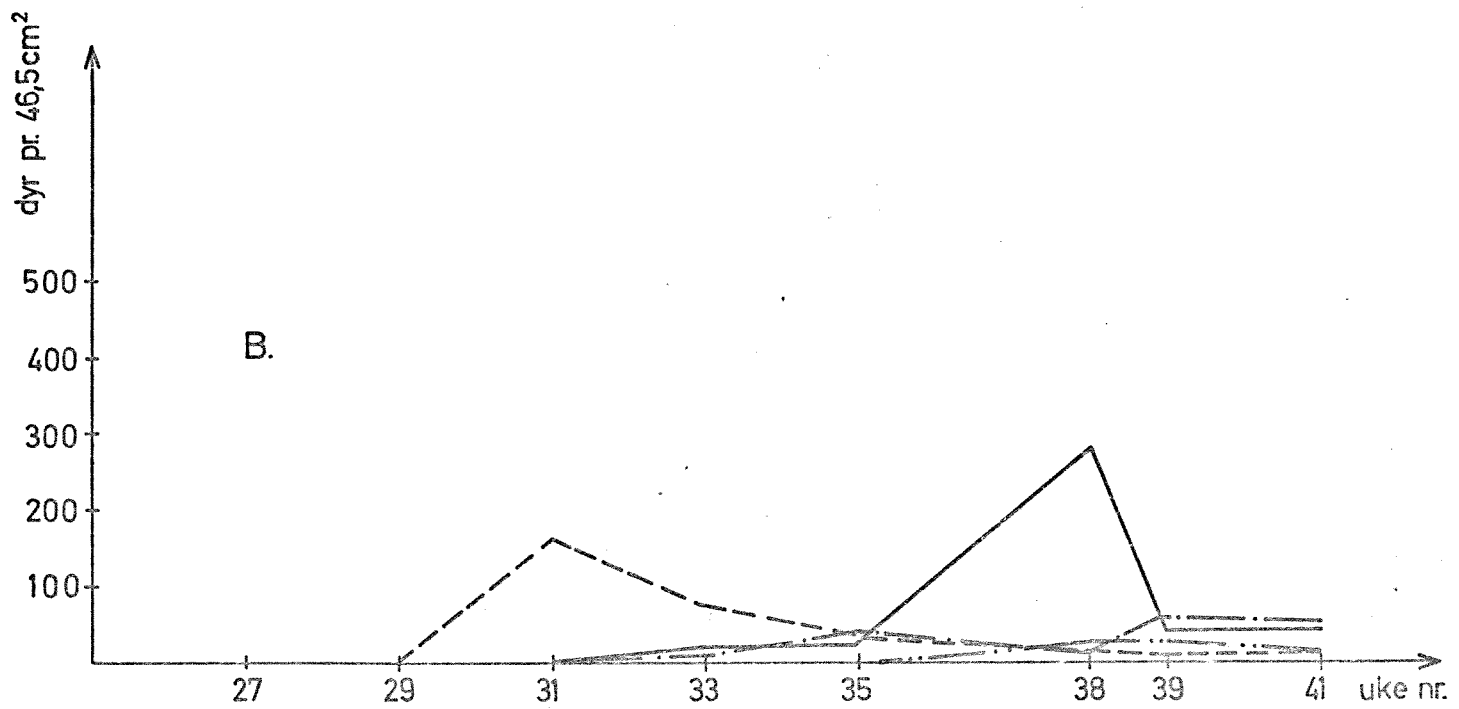
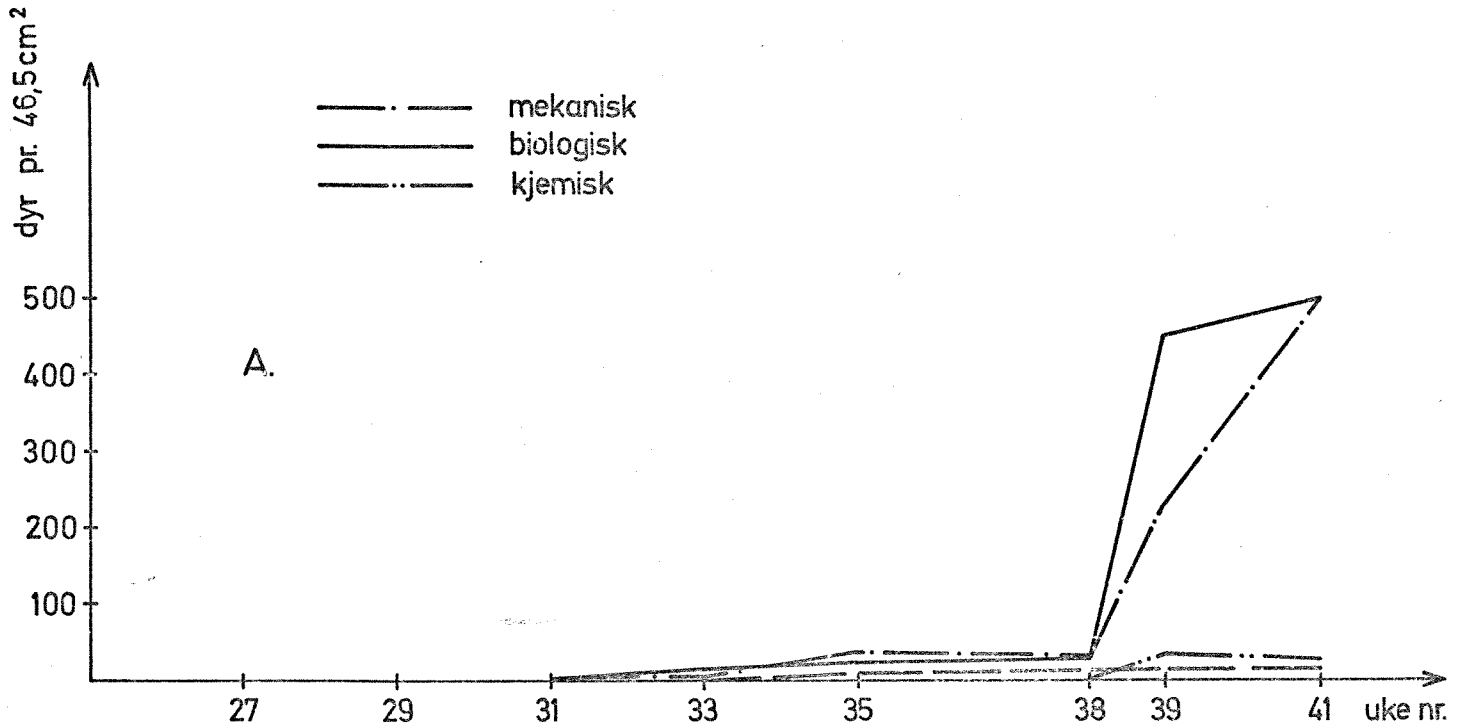
Tettheten av Copepoda i rennene med 0,5% mekanisk, 0,5% kjemisk og 5% kjemisk rensset avløpsvann er signifikant større (opptil 3 ganger) enn i rennene med innsjøvann.

Den maksimale tetthet av Copepoda i rennen med elvevann er ca. 8 ganger større enn i rennene med innsjøvann. Kurven for tetthet i rennen med elvevann har et forløp som er forskjellig fra samtlige andre renner idet den har et maksimum tidlig i forsøksperioden (26/7).

Fig. 5.4. Copepoda i de forskjellige rennene.

A. 5% mekanisk, 5% biologisk og 5% kjemisk rensset avløpsvann og kontrollrennene.

B. 0,5% mekanisk, 0,5% biologisk og 0,5% kjemisk rensset avløpsvann og rennen med elvevann.



Rennen med elvevann

Rennen med elvevann fra Nitelva har for samtlige grupper (unntatt Nematoda) en annen utvikling både i tid og tetthet i forhold til samtlige andre renner. Den maksimale tetthet av Bosminidae, Copepoda, Chironomidae og Oligochaeta er større enn i rennene med innsjøvann. Maksimal tetthet av Nematoda er av samme størrelse som i rennene med innsjøvann, mens den maksimale tetthet av Chydoridae er mindre enn i rennene med innsjøvann.

Den kvalitative sammensetning i rennen med elvevann er noe forskjellig fra de andre rennene. I denne rennen er to grupper til stede som ikke er observert i noen av de andre rennene:

Macrothricidae med tetthet på 80 og 25 dyr pr. arealenhet (uke 39 og 41).

Ostracoda med enkelte individer i siste del av forsøket.

Figur 5.5 viser utviklingen av krepsdyrfaunaen. Denne utviklingen er enestående for rennen med elvevann. Enestående for denne rennen er også at Chironomidae dominerer over Oligochaeta når det gjelder tetthet gjennom hele forsøksperioden.

Parallelle renner

De parallelle rennene med 0,5% mekanisk og 0,5% biologisk rensset avløpsvann og rennene med innsjøvann har god parallellitet i utvikling av de forskjellige dyregruppene. På grunn av få prøver i disse rennene på den tid da tettheten var maksimal, får vi for enkelte grupper til dels store avvik fra middelveiden for de parallelle rennene.

De parallelle rennene med 0,5% kjemisk rensset avløpsvann har svært god parallellitet i utviklingen av de forskjellige dyregruppene, mens rennene med 5% kjemisk rensset avløpsvann har større avvik i parallellitet for samtlige gruppers vedkommende.

Fig.55. Utviklingen av krepsdyrfaunaen i rennen med ellevann.

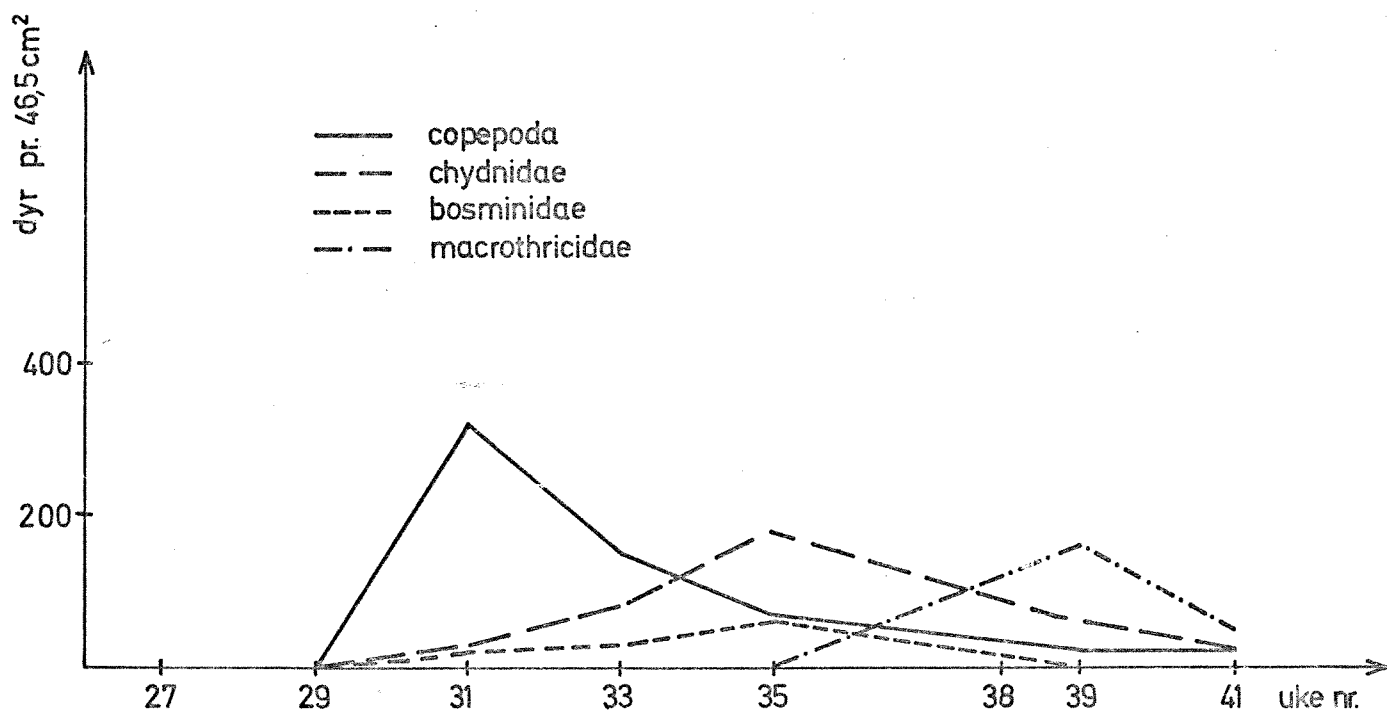
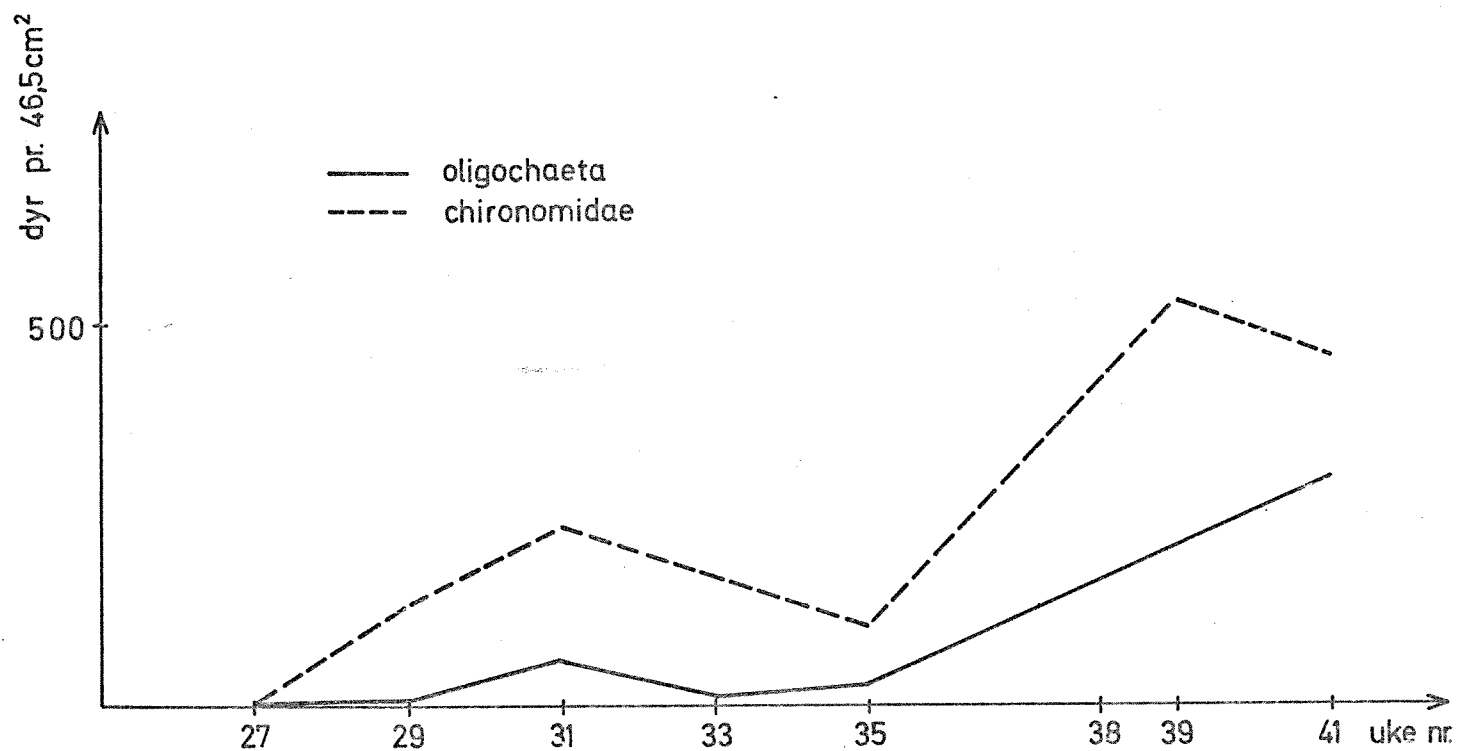


Fig. 5.6. Oligochaeta og chironomidae i rennen med ellevann.



Sammendrag

I tabell 5.5 er angitt den relative tetthet av 6 dyregrupper i renner med forskjellig belastning av rensed avløpsvann og rennen med elvevann i forhold til rennene med innsjøvann.

Rennene med rensed avløpsvann kan deles i to grupperinger med hensyn til den relative tetthet av dyregrupper:

1. Rennene med 0,5% mekanisk, 0,5% kjemisk og 5% kjemisk rensed avløpsvann viste moderate økninger i tettheten av dyr sammenliknet med referanserennene.
2. Rennene med 5% mekanisk, 0,5% biologisk og 5% biologisk rensed avløpsvann viste sterke økninger i tettheten av dyr sammenliknet med referanserennene.

KONKLUSJON

Rennen med elvevann

De kvalitative og kvantitative forskjeller som er påvist mellom rennen med elvevann og de andre rennene, kan skyldes følgende:

1. Den kvalitative sammensetningen av faunaen som kommer inn i denne rennen, er forskjellig fra den som kommer inn i de andre rennene.
2. Substratet i rennen med elvevann er forskjellig fra det i de andre, idet substratet i denne rennen vesentlig består av leire.
3. Fysisk-kjemiske forskjeller i de to typer resipientvann.

TABELL 5.5 Angir den relative tetthet av dyr (i forhold til rennene med innsjøvann) i renner med forskjellig belastning av renset avløpsvann og i rennen med elvevann.

Belastning	Chironomidae	Nematoda	Oligochaeta	Chydoridae	Copepoda	Bosminidae
0,5% mekanisk	0	0	1	0	1	0
5 % "	1	1	2	1	2	0
0,5% biolog.	0	0	2	1	2	0
5 % "	1	1	2	1	2	0
0,5% kjemisk	0	0	1	0	1	0
5 % "	0	1	1	0	1	0
Elvevann	2	0	1	- 1	1	1
Innsjøvann	0	0	0	0	0	0

SKALA:

2 - mye større
 1 - større
 0 - samme
 - 1 - mindre

individtetthet enn

rennene med innsjøvann.

Renset avløpsvann

Ved vurderingen av de tre rensemeters virkning på zoobenthos i rennene kan vi legge til grunn hvorvidt individtettheten av de forskjellige dyregrupper i rennene med rensset avløpsvann avviker signifikant fra rennene med innsjøvann.

1. De tre typer rensset avløpsvann med belastning på både 0,5% og 5% gir øket tetthet av zoobenthos.
2. Biologisk rensing med belastning på 0,5% og 5% gir sterke kvantitative forandringer.
3. Mekanisk rensing med belastning på 5% gir sterke kvantitative forandringer, mens 0,5% gir moderate forandringer.
4. Kjemisk rensing gir moderate forandringer ved belastninger på både 0,5% og 5%, og er følgelig den av de undersøkte rensmetoder som bringer individtettheten nærmest tettheten i referansenrennene
5. Det er ikke påvist at rensset avløpsvann fører til minket tetthet av noen hovedgruppe. Dette utelukker ikke at noen undergruppe eller arter kan ha avtatt i tetthet.

ANGÅENDE PROGRAMMET FOR RENNEFORSØKENE 1973

Metodikk

Prøveserier med 14 dagers mellomrom og 3 prøver i hver renne er tilstrekkelig for å kunne påvise signifikante forskjeller i dyregrupper og individtetthet mellom de forskjellige rennene.

Renneforsøk/Den naturlige resipient

Man kan ikke uten videre si hva som vil skje med zoobenthos i en resipient ut fra resultater med renneforsøk. Et forhold som bør undersøkes ved renneforsøkene i 1973, er om det finnes dyregrupper i resipienten som ikke etablerer seg i rennene.

Populasjonsdynamikk

Renneforsøkene innbyr til studium i populasjonsdynamikk, f.eks. av littorale krepsdyrarter. Dette vil bl.a. kreve at man går lenger i den systematiske inndeling (til slekt eller art) enn vi har gjort ved renneforsøkene i 1972. Det vil også kreve at man tillemper metodikken spesielt til dette formål, f.eks. må man vite hva som kommer inn og hva som går ut av de forskjellige rennene.

Fysisk-kjemiske parametre

Det har vært umulig å finne fysisk-kjemiske parametre å korrelere forekomst og tetthet av zoobenthos i rennene med. Hovedfaktoren som bestemmer hvilke dyregrupper som vil vokse i renene, er oksygenkonsentrasjonen i kontaktflaten vann/slam og i slammet.

Til renneforsøkene i 1973 bør det utarbeides metodikk for måling av oksygenkonsentrasjonen i kontaktflaten vann/slam og i slammet.

Eksperimentelt

Man bør utarbeide et opplegg for å undersøke de forskjellige dyregrupperes krav til oksygenkonsentrasjonen.

6. ALGEKULTURFORSØK

Innledning

I løpet av sommeren 1972 ble algekulturer brukt for karakterisering av utgående vann fra NIVA-ANØ'S forsøksrenseanlegg på Kjeller.

Metoden ble prøvd i 1971 for å sammenligne gjødslingseffekten av kjemisk, biologisk og mekanisk rensed kloakkvann blandet inn i forskjellige resipientvann. Disse forsøkene viste at det kjemisk rensede vannet gav en meget liten økning av algeveksten i en resipient med lavt fosfatinnhold (2 µg P/l). I en resipient med 27 µg P/l ble algeveksten omtrent fordoblet ved tilsetning av 5% kjemisk rensed kloakkvann. Forholdet i algevekst i denne resipienten ved tilsetning av kjemisk, biologisk og mekanisk rensed kloakkvann ble 1/3,7/3,8 ved innblanding av 5% kloakkvann. I den fosfatfattige resipienten var forskjellen i celleutbytte ved tilsetning av kjemisk rensed kloakk betraktelig større.

Virksomhet

I 1972 ble det lagt opp et program som hadde til hensikt å følge eventuelle forandringer i renseeffekt på de tre forsøksrenseanleggene.

I tiden juli til oktober ble det samlet inn ukeprøver fra det utgående avløpsvannet.

Annenhver ukeprøve ble brukt til algekulturforsøk. Vann fra en oligotrof innsjø, Ryggevatn, ble brukt som resipientvann. 50 ml kloakkvann ble tilsatt pr. liter resipientvann.

Metodikken ved algekulturforsøkene er beskrevet tidligere (NIVA 0-55/68, B-11/69 1971 og B 11/69 1972), men vil likevel bli tatt med her.

Vannet som skal testes, blir først filtrert gjennom et glassfiberfilter (Whatman GF/C). Vannet blir deretter podet med ca. 10^6 celler av testalgen *Selenastrum capricornutum*. Kulturen inkuberes på rystebord

i kontinuerlig belysning, og tilveksten måles ved daglige tellinger av celleantallet. Det mekaniske celleantallet eller celleutbyttet blir bestemt.

For å bestemme hvilket eller hvilke næringsstoffer som er begrensende for algeveksten ved vekstforsøkene, blir det utført parallelle forsøk med tilsetning av forskjellige næringsstoffer. Slike tilsetningsforsøk ble i denne undersøkelse gjort med prøvene fra uke 33.

Kjemiske analyser

Ukeprøvene fra renseanleggene og resipienten ble analysert med hensyn på blant annet PO_4^{3-} , tot. P, NO_3^- og NH_4^+ . Disse parameterverdiene ble beregnet for de blandinger som ble brukt til vekstforsøk.

Resultater

Resultatene av de kjemiske analysene og vekstforsøkene er satt opp i tabellene 6.1 - 6.4. Middelerverdiene i perioden er beregnet for hver parameter. Da data mangler for enkelte parametre i noen av tidsrommene, er middelerverdiene for disse parametrene til dels beregnet ut fra "ulikt" antall analyser. Verdier som ikke er brukt for beregning av middelerverdier, er markert med parenteser.

Resipient, Ryggevatn

Vekstforsøkene viste i hele perioden et lavt celleutbytte for resipientvannet. Dette kan forklares ved det lave innholdet av fosfater i dette vannet. Tilsetningsforsøket som ble utført uke 33, viste at P og N (fosfor og nitrogen) da var begrensende for algeveksten. Konsentrasjonen av oppløste nitrogenforbindelser var denne gang lavere enn normalt, og det er derfor grunn til å anta at P normalt er begrensende faktor i resipientvannet.

I blandprøven fra uke 41 er det målt en fosfatkonsentrasjon på 10 $\mu\text{g}/\text{l}$. Denne verdien er imidlertid noe tvilsom fordi dette ikke har gitt seg utslag i vekstforsøket. Middelerverdien for fosfatkonsentrasjonen i

perioden er 4 μg P/l når den høye verdien fra uke 41 er tatt med. Det normale fosfatinnhold i vannet ser imidlertid ut til å være omtrent 2 $\mu\text{g}/\text{l}$. Vannets kjemiske sammensetning kan sies å være typisk for oligotrofe, norske innsjøer.

Resipientvann + 5% mekanisk rensset kloakkvann

Ved tilsetning av 5% mekanisk rensset kloakkvann øker fosfatkonsentrasjonen i resipientvannet ca. 200 ganger, mens de oppløste uorganiske nitrogenforbindelsene bare øker ca. 3 ganger. Vekstforsøkene gir et sterkt utslag på denne kloakkbeklastning. Fra $16 \cdot 10^6$ celler/l som er middelveidien for celleutbyttet i resipientvannet, øker middelveidien ved innblanding av mekanisk rensset kloakkvann til $1280 \cdot 10^6$ celler/l.

Forholdet P/N, beregnet på middelveidene av de oppløste uorganiske stoffene, er 1/5,5. Som optimalt for algevekst regnes et P/N-forhold på omtrent 1/15. I resipient-kloakkblandinger kan en altså vente at nitrogenforbindelsene skal være begrensende for algeveksten. Tilsetningsforsøket uke 33 viste imidlertid at både P og N var begrensende.

Variasjonene i vekstforsøkene celleutbytte var stor i undersøkelsesperioden. Verdiene for ukene 29 og 37 avviker tydelig fra de øvrige verdier. Disse to uker var celleutbyttet bare $98 \cdot 10^6$ henholdsvis $32 \cdot 10^6$ celler/l. Noen forklaring på dette kan man ikke finne i de kjemiske analyseresultatene.

Den svake algeveksten i ukeprøvene 29 og 37 kan altså ikke skyldes mangel på næringsstoffer. Mest sannsynlig er veksten blitt hemmet av et giftstoff.

Det ser ut til å være en tendens til økning av celleutbyttet i undersøkelsesperioden. Denne økning kan ikke direkte korreleres med de kjemiske analyseresultatene.

Resipientvann + 5% biologisk rensed kloakkvann

I blandingen med 5% biologisk rensed kloakkvann i resipientvannet er middelverdiene for fosfat noe høyere og for uorganiske nitrogenforbindelser lavere enn i blandinger med mekanisk rensed kloakkvann. Vekstforsøksresultatene viser i alle tilfeller et lavere celleutbytte for biologisk enn for mekanisk rensed kloakkvann. Middelverdien for perioden er $860 \cdot 10^6$ celler /l.

P/N-forholdet, beregnet av middelverdiene for fosfat og uorganiske nitrogenforbindelser i tabell 6.3, er 1/3,7. Tilsetningsforsøket i uke 33 viste at nitrogen var begrensende for algeveksten. En skulle altså vente at celleutbyttet skulle la seg korrelere med vannets innhold av tilgjengelige nitrogenforbindelser for algene. Dette er imidlertid ikke mulig ut fra de data som finnes i tabell 6.3. En forklaring kan være at algene benyttet seg av organiske nitrogenforbindelser som ikke er tatt med i beregningen av nitrogeninnholdet. Det kan også være at celleutbyttet er mer avhengig av en kombinasjon av flere vekststimulerende og veksthemmende stoffer i mediet og derfor ikke alltid lar seg forklare av konsentrasjonene av de enkelte stoffene.

I det biologisk rensede kloakkvannet avviker celleutbyttet for ukene 29 og 37 på samme måte som det gjorde i det mekanisk rensede. Det er tydelig at vekstinhiberingen i disse ukeprøvene kommer av at et giftstoff er blitt tilført med kloakkvannet.

I uke 28 er også celleutbyttet blitt unormalt lavt i det biologisk rensede kloakkvannet. For denne uken finnes ikke noen kjemisk data, og man kan derfor ikke med sikkerhet si hva som forårsaket dette resultatet. For øvrig er vekstforsøksresultatene noe jevnere for det biologisk rensede enn for det mekanisk rensede kloakkvannet.

Resipientvann + 5% kjemisk rensed kloakkvann

Den kjemiske sammensetningen i blandingen av 5% kjemisk rensed kloakkvann og resipientvann avviker i forhold til de andre undersøkte kloakk-resipientblandingen først og fremst når det gjelder fosfat- og totalfosforinnhold. Middelverdien for fosfatinnholdet i undersøkelsesperioden er 11 µg P/l og altså bare ca. 5% av fosfatinnholdet i resipient + 5% biologisk rensed kloakkvann.

Det uorganiske nitrogeninnholdet er høyere i det kjemisk rensede vannet enn i de andre typene av rensed kloakkvann. Dette fører til at P/N-forholdet beregnet av middelverdiene i tabell 6.4, er 1/110. Tilsetningsforsøket i uke 33 viste, som man kunne vente, at fosfor var vekstbegrensende næringsstoff.

Vekstforsøkene viser god korrelasjon med fosfatverdiene for ukene 29, 37, 39 og 41 da $2,4-2,8 \cdot 10^6$ celler ble produsert pr. µg fosfatfosfor. For ukene 31, 33 og 35 finner man ikke denne klare sammenheng mellom fosfatinnhold og celleutbytte, men for ukene 31 og 33 kan dette kanskje forklares ved de usedvanlig lave fosfatkonsentrasjonene i vannet (ca. 2-3 µg P/l).

Den giftvirkning som medførte et meget lavt celleutbytte i mekanisk og biologisk rensed vann, ukene 29 og 37, ble ikke påvist i det kjemisk rensede. Det stoff som var årsaken til veksthemmingen ser altså ut til å ha blitt fjernet ved den kjemiske fellingen. Det er kjent at f.eks. tungmetaller for en del blir fjernet i kjemiske renseanlegg, og det kan være dette som er skjedd i disse tilfeller.

Diskusjon

Vekstforsøkene har vist at rensemetodene betyr mye for det utgående kloakkvannets egenskaper. Først og fremst skiller det kjemisk rensede kloakkvannet seg ut fra det biologisk og mekanisk rensede. I figur 6.2 er middelverdiene for celleutbyttet ved vekstforsøkene i undersøkelsesperioden fremstilt grafisk. I middelverdiberegningene er ikke resultatene for ukene 29 og 37 tatt med på grunn av den mistenkte giftvirkningen.

For 5% mekanisk rensed kloakkvann er middelverdien for produsert mengde alger $1280 \cdot 10^6$ celler/l, dette tilsvarer 25 mg tørrvekt organisk stoff/l. Av 1 liter ikke fortynnet kloakkvann vil det altså i denne resipienten kunne bli produsert $20 \times 25 = 500$ mg tørrvekt organisk stoff. I utgående kloakk fra den mekaniske sedimenteringen har mengden suspendert stoff vært omtrent 80 mg/l. Dette er den primære organiske belastningen på resipienten, den sekundære organiske belastningen, som er forårsaket av algeproduksjonen, vil altså kunne bli ca. 6 ganger større enn den primære. Summen av primær og sekundær belastning blir da for det mekanisk rensede vannet 580 mg organisk stoff/l.

Biologisk rensed vann gir lavere celleutbytte ved vekstforsøkene enn mekanisk rensed. Forholdet mellom middelverdiene for biologisk og mekanisk rensed kloakkvann er 1/1,5. Dette forhold har variert noe i undersøkelsesperioden, men verdiene har alltid vært lavere for biologisk rensed vann. Celleutbyttet, $860 \cdot 10^6$ celler/l, i 5% biologisk rensed kloakkvann tilsvarer 17 mg organisk stoff. Av en liter kloakkvann kan altså 340 mg organisk stoff dannes ved algeproduksjon i resipienten. Den primære belastningen fra den biologiske rensenheten har variert mellom 8,5 og 100 mg tørrvekt/l i perioden. Hvis middelverdien beregnes etter disse tallene, vil det bli 64 mg/l. I dette tilfelle er den sekundære belastningen i resipienten ca. 6 ganger større enn den primære. Total belastning av en liter biologisk rensed kloakkvann er 400 mg organisk stoff/l.

Den lave middelverdien for celleutbyttet i det kjemisk rensede vannet, $34 \cdot 10^6$ celler/l tilsvarer bare 0,7 mg organisk stoff. Dette betyr at 14 mg kan produseres av 1 liter kloakkvann. Sammenlignet med mengden suspendert stoff i det kjemisk rensede avløpsvannet, som var omtrent 30 mg/l, er altså den sekundære belastningen i resipienten ikke så stor. Den totale belastningen blir ca. 44 mg organisk stoff/l.

Med utgangspunkt i disse resultatene ser det ut til at tilførsel av så mye som 5% kjemisk rensed kloakkvann ikke vil føre til noen særlig økning i trofigrad i en resipient av denne type. Det er imidlertid grunn til å undersøke nærmere hva som er årsaken til det lave celle-

utbyttet i det kjemisk rensede kloakkvannet. Hvis analyseresultatene for fosfatfosfor virkelig representerer fosfor i en form som kan brukes av alger, burde nemlig celleutbyttet ved vekstforsøkene bli høyere, forutsatt at ikke mangel på andre essensielle næringsstoffer begrenset veksten, eller at veksten ble hemmet av toksiske stoffer.

Forsøkene med algekulturer for vurdering av renseeffekt, som det her er redegjort for, viser at biologiske metoder er verdifulle for kontroll av kloakkrenseanleggenes funksjoner. De forskjellige rensetiltaks effekt på eutrofiering i resipienter kan belyses med denne type av forsøk. Erfaringene fra disse eksperimentene viser også at utslipp av små mengder giftstoffer, som ellers vanskelig lar seg påvise, gir utslag i form av unormalt lave verdier i celleutbytte. Ved å automatisere algetesten og minke prøvevolumene er det med daglige vekstforsøk mulig å følge et kloakkrenseanleggs funksjon.

Tabell 6.1 Resipient, Rygge vann.

Uke	PO ₄ ³⁻ µg P/l	Tot. P µg P/l	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ + NH ₄ ⁺ µg N/l	Celleutbytte 10 ⁶ celler/l
28				29
29	2	7	85	(12)
31	2	78	(<100)	7
33			190	17
35				19
37	3,5	30	450	(13)
39	2	70	640	15
41	10	10	310	11
Middel- verdi	4	40	330	16

Tabell 6.2 Rygge vann + 5% mekanisk rensed kloskvann.

Uke	PO ₄ ³⁻ µg P/l	Tot. P µg P/l	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ + NH ₄ ⁺ µg N/l	Celleutbytte 10 ⁶ celler/l
28	-	-	-	870
29	-	180	650	(98)
31	190	390	750	760
33	-	(>240)	980	1440
35	112	(>175)	(>480)	1160
37	250	370	1330	(32)
39	170	320	1355	1690
41	240	350	1050	1830
Middel- verdi	190	320	1040	1280

Tabell 6.3 Rygge vann + 5% biologisk rensed kloakkvann.

Uke	PO ₄ ³⁻ µg P/l	Tot. P µg P/l	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ + NH ₄ ⁺ µg N/l	Celleutbytte 10 ⁶ celler/l
28	-	-	-	300
29	-	172	-	(64)
31	232	-	750	750
33	210	(>255)	690	1110
35	102	(>155)	-	970
37	234	263	1040	(19)
39	172	306	973	820
41	205	280	-	1180
Middel- verdi	230	260	860	860

Tabell 6.4 Rygge vann + 5% kjemisk rensed kloakkvann.

Uke	PO ₄ ³⁻ µg P/l	Tot. P µg P/l	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ + NH ₄ ⁺ µg N/l	Celleutbytte 10 ⁶ celler/l
28	-	-	-	44
29	11	23	-	(30)
31	2	109	940	9
33	≈3	-	830	13
35	≈8	-	-	8
37	7	58	1210	(18)
39	32	101	1290	88
41	15	80	1800	39
Middel- verdi	11	74	1210	34

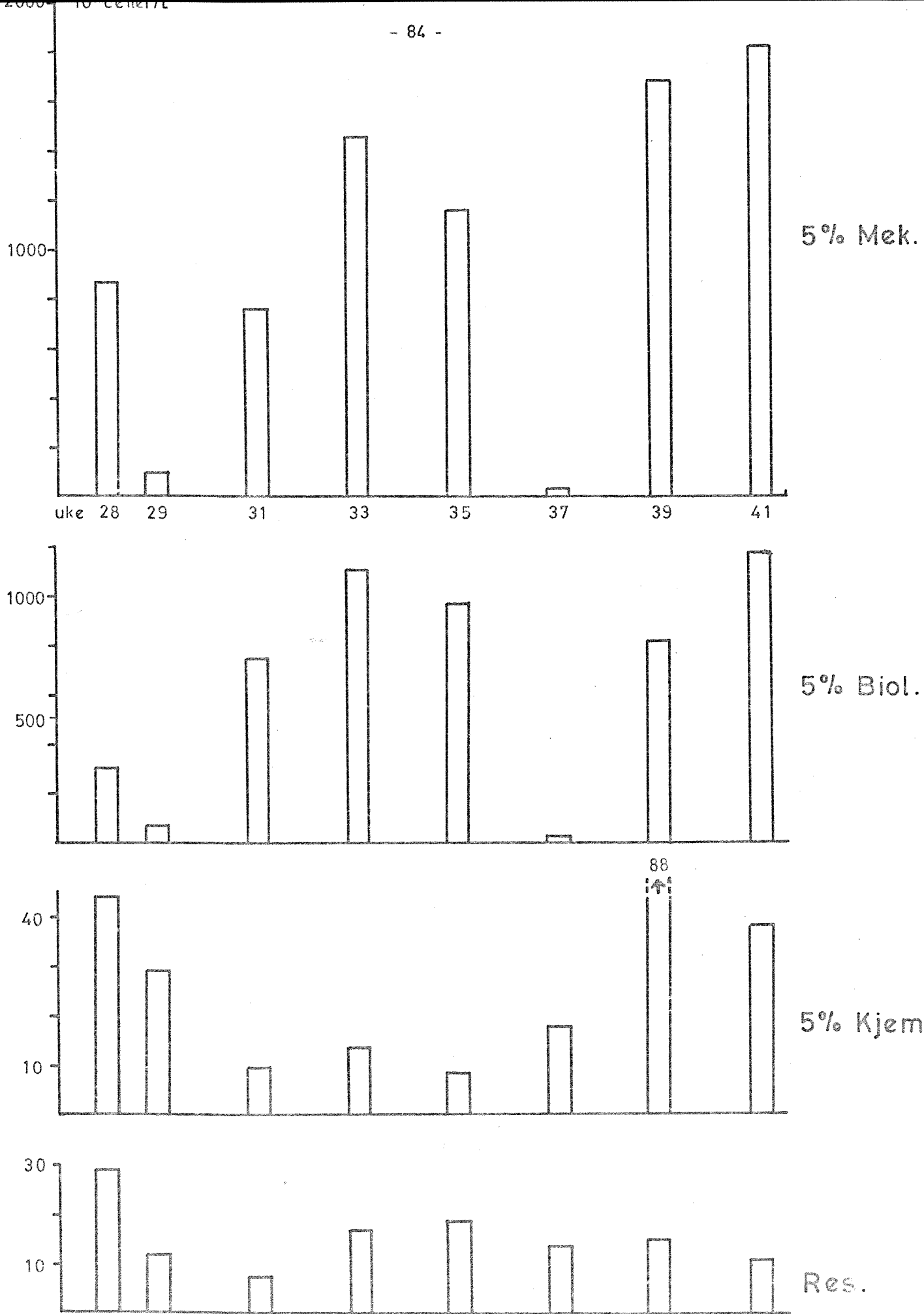


Fig. 6.1 Resultat av vekstforsök i rensat kloakkvann

törrvikt celleutbytte
mg/l 10^6 celler/l

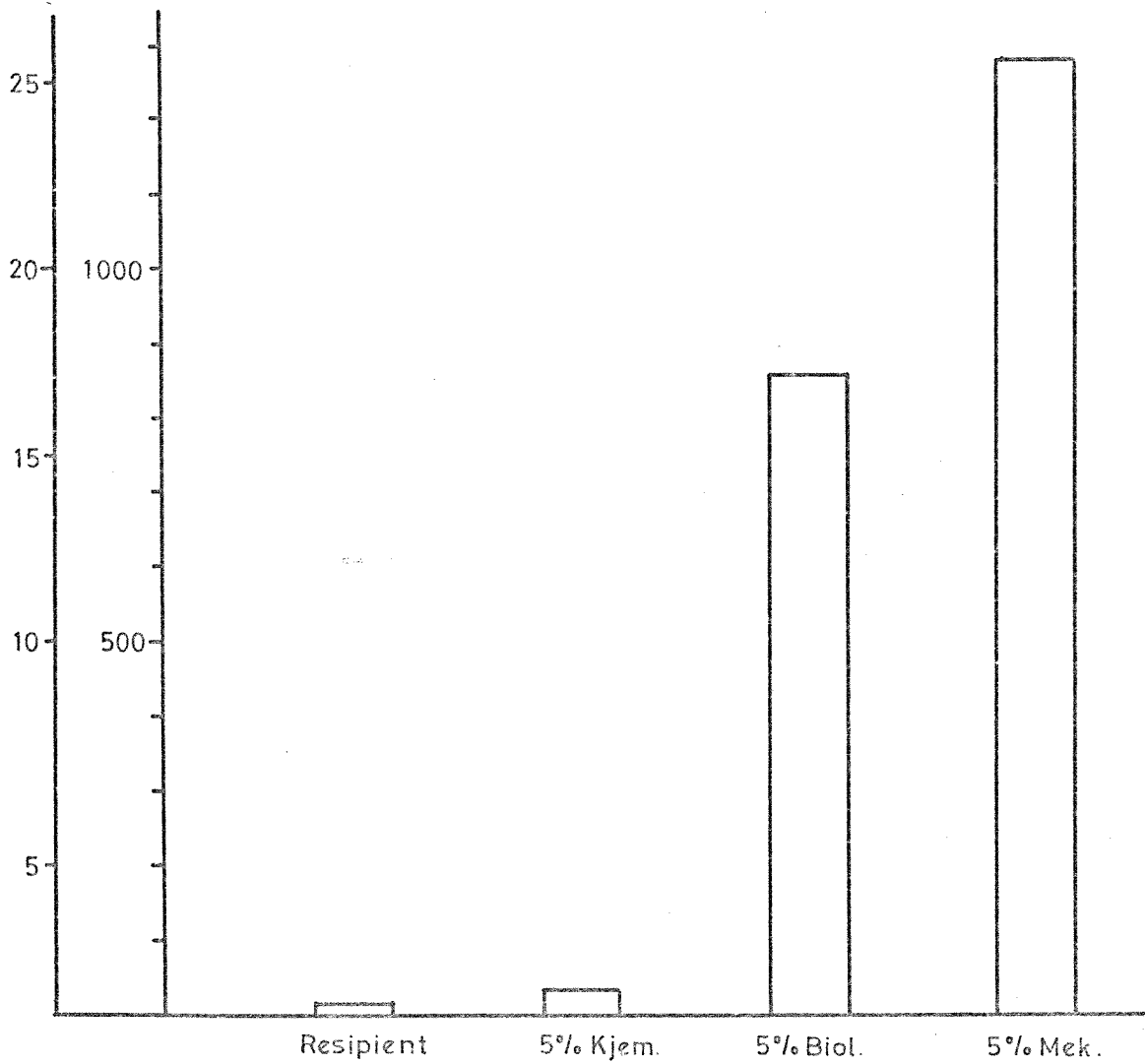


Fig. 62 Middelerdier av vekstforsöksresultater fra uke 28, 31, 33, 35, 39, og 41.

7. FORSØK PÅ Å FINNE SAMMENHENGER MELLOM BIOLOGISKE OG KJEMISKE PARAMETRE I RENNENE

En av forutsetningene for å finne sammenhenger mellom biologi og kjemi er at man finner metoder til å uttrykke biologiske observasjoner i tall. Dette behov har i de siste årene blitt meget markert, spesielt på grunn av forsøk på oppbygging av matematiske økosystemmodeller.

I tabell 4.1 finnes en sammenstilling over karakteristiske arter av alger for de ulike rennene. Sammenligner man hver av de ulike rennene med referanserennen, ser man at alle tilsetningene av kloakkvann fører til at noen arter mangler på listen, mens andre kommer i tillegg. Man kan så definere subtraktiv artsforskyvning som antall arter som mangler (sammenlignet med referansen) og additiv artsforskyvning som antall arter som kommer i tillegg. Summen av tallverdiene defineres som total artsforskyvning. For å redusere effekten av listens detaljnivå på tallverdiene, kan man så foreta en lineær transformasjon til en 0-10-skala, hvor 0 er referansen, og 10 representerer den rennen som har den høyeste totale artsforskyvning. Det tallet som fremkommer, kan man kalle artsforskyvningsindeks.

På grunnlag av tabell 4.1 får man da:

	Ref.	0,5% K	5% K	0,5% B	5% B	0,5% M	5% M
Subtraktiv artsforskyvning	0	1	4	5	8	7	8
Additiv artsforskyvning	0	0	0	3	4	3	6
Total artsforskyvning	0	1	4	8	12	10	14
Artsforskyvningsindeks	0	1	3	6	9	7	10

Tabell 2.7 viser beregnede gjennomsnittstall for kjemiske parametre. Skal man finne noen sammenheng mellom disse parametre og de biologiske, synes det nødvendig å transformere tallene til en annen form. Ut fra biologiske responser i rennene kan man anta at en gitt kloakkvannstilsats vil resultere i større forandringer ved et lavt forurensningsnivå enn ved et høyt nivå. For å fremheve betydningen av de små konsentrasjonsøkningene, er det nærliggende å foreta en logaritmisk transformasjon av de kjemiske data. De tallene som da fremkommer, kan man så transformere lineært til en 0-10-skala. Den laveste verdien for en gitt parameter settes lik 0 (som regel referansen) og den høyeste lik 10. Man får da en indeks for hver kjemisk parameter, er uttrykt på samme måte som den omtalte artsforskyvningsindeks.

Tilsvarende, ikke-logaritmiske 0-10-transformasjoner er regnet ut for de kvantitative biologiske parametrene respirasjon og primærproduksjon (gjennomsnittsverdiene i tabell 3.5) og for biomasseparametrene ATP, organisk karbon og klorofyll. For de tre sistnevnte parametrene er benyttet verdiene fra den siste serien før løsrivningen i rennene startet (ca. 55 døgn etter start). Denne serien representerer en slags etableringshastighet for organismene, og skulle presumptivt være den mest egnede serie til kvantitativt å reflektere det kjemiske miljø.

De fremkomne indekser er så benyttet til utregning av totale korrelasjonskoeffisienter (lineær korrelasjon). Hver av de nevnte biologiske parametre er korrelert med samtlige kjemiske parametre. Resultatet er vist i tabell 7.1.

Tabell 7.1 Totale korrelasjonskoeffisienter og signifikansnivåer mellom kjemiske og biologiske indexter.

Kjemisk parameter	Biologisk parameter	Arts-forskyvn.-index	Respira-sjon	Primær-produk-sjon	BIOMASSEPARAMETRE		
					ATP	Org. C	Klorofyll
Sp. ledn.evne, κ		.54 (>.10)	.55 (>.10)	.31 (>.10)	.63 (.10)	.66 (.10)	.47 (>.10)
Susp. tørrstoff		.73 (.05)	.87 (.01)	.54 (>.10)	.88 (.01)	.91 (.01)	.64 (.10)
BOF		.55 (>.10)	.79 (.02)	.57 (>.10)	.65 (.10)	.72 (.05)	.44 (>.10)
KOF		.67 (.10)	.89 (.01)	.59 (>.10)	.81 (.02)	.86 (.01)	.57 (>.10)
Org. C II		.66 (.10)	.85 (.01)	.57 (>.10)	.80 (.02)	.85 (.01)	.56 (>.10)
Uorg. C		.73 (.05)	.85 (.01)	.57 (>.10)	.84 (.01)	.88 (.01)	.65 (.10)
Tot. P		.87 (.01)	.84 (.01)	.57 (>.10)	.97 (.001)	.97 (.001)	.84 (.01)
PO ₄ -P		.95 (.001)	.81 (.02)	.64 (.10)	.97 (.001)	.96 (.001)	.93 (.001)
Tot. N		.57 (>.10)	.63 (.10)	.42 (>.10)	.64 (.10)	.70 (.10)	.49 (>.10)
NH ₄ -N		.43 (>.10)	.57 (.10)	.40 (>.10)	.50 (>.10)	.57 (>.10)	.33 (>.10)
NO ₂ /NO ₃ -N		.46 (>.10)	.06 (>.10)	-.18 (>.10)	.50 (>.10)	.40 (>.10)	.40 (>.10)

Tallene i parentes angir signifikansnivået.

Diskusjon

Resultatene viser til dels meget gode korrelasjoner mellom biologiske og kjemiske data. Spesielt kan man merke seg de høye koeffisientene for PO_4 -P og tot.-P versus de biologiske parametrene. Dette antyder at fosfat er den mest utslagsgivende kjemiske parameter i systemet; et resultat som virker meget rimelig.

En av grunnene til at koeffisientene er gjennomgående høye for de fleste parametrene, har sannsynligvis sin årsak i indre korrelasjoner mellom de kjemiske parametrene, slik at de kjemiske parametrene ikke er uavhengige variable. Når man eksempelvis tilsetter samme kvalitet kloakkvann til resipientene i to ulike konsentrasjoner, vil konsentrasjonsøkningene for samtlige additive parametre ha det samme innbyrdes forhold i de to resipientene. En del parametre vil også delvis overlappe hverandre, slik som tot. P/ PO_4 -P og BOF/KOF etc.

Den spesifikke ledningsevne er omtrent like stor for samtlige kloakkvannskvaliteter. Økningen i ledningsevne i resipientene kan således sies å reflektere volumtilsatsen av kloakkvann. Korrelasjonskoeffisientene for den spesifikke ledningsevnen versus de biologiske parametrene vil således representere effekten av volumtilsatsen, uten at de kvalitative forskjeller kommer inn i bildet. Når så enkeltparametre har betydelig høyere korrelasjonskoeffisienter enn den spesifikke ledningsevnen, viser dette at parametrene enten gjenspeiler kvalitative egenskaper for de ulike kloakkvannstyper som er betydningsfulle for biologiske virkninger eller at de er korrelert med en utslagsgivende parameter.

Det benyttede datamaterialet er for lite til å regne ut de partielle korrelasjonskoeffisientene (for å korrigere for indre korrelasjoner mellom parametrene). Det må derfor bli en målsetning i videre biologiske forsøk å legge forsøkene an slik at dette blir mulig. Man vil da med større sikkerhet finne frem til hvilke kjemiske parametre som er viktige for de biologiske utslag. Man vil da kunne bruke regresjonsligninger til å postulere biologiske utslag ved gitte forandringer av kjemiske parametre.

KONKLUSJON

Resultatet viser at man med enkle datatransformasjoner kan komme frem til interessante sammenhenger mellom kjemiske og biologiske data. Man må kunne forvente at en større innsats på matematisk behandling av biologiske data vil gi økede informasjoner ved resipientvurderinger.

8. SAMMENDRAG

I foranstående kapitler er det beskrevet utslag i en rekke biologiske parametre som følge av belastninger med avløpsvann i resipientvann. En del parametre er uttrykt i tall, andre mer kvalitativt. For å kunne foreta en totalvurdering av materialet, ville det være hensiktsmessig å få uttrykt de ulike parametrene i samme form. For hver biologiske parameter er det derfor foretatt en inndeling i 4 grupper basert på avviket fra referansen: "ref" = liten eller ingen forandring i forhold til referansen; "+" = merkbar forandring; "++" = markert forandring; "+++" = sterk forandring. Resultatene er vist i tabell 8.1. En slik inndeling vil nødvendigvis bli noe subjektiv, slik at gruppeinndelingen for hver enkelt parameter kan være diskutabel. Det er imidlertid grunn til å tro at totalbildet man får, vil gi et godt grunnlag for vurdering av rensemetodene.

Man ser av tabell 8.1 at kjemisk rensset avløpsvann i en konsentrasjon av 0,5% ligger meget nær referansen for samtlige parametre. 5% kjemisk avløpsvann gir merkbare forskyvninger i forhold til referansen for de fleste parametrene, men ligger gunstig an i forhold til mekanisk og biologisk avløpsvann i en konsentrasjon på 0,5%.

Biologisk behandling av avløpsvann fører til en merkbar forbedring relativt til mekanisk behandling for en del parametre. Totalinntrykket er dog at forbedringene er beskjedne relativt til en mekanisk behandling.

Kjemisk rensing peker seg ut som den av de undersøkte rensemetoder som overlegent er best egnet til å redusere biologiske forandringer i forsøksresipientene som følge av belastning med avløpsvann.

I resipienter med fosfatbegrensning vil nok hovedårsaken til det gode resultatet være fjerningen av fosforforbindelser. Forsøk fra tidligere år med en fosfatrik resipientvanntype tyder imidlertid på at kjemisk rensing også fjerner andre, og hittil ukjente, vekststimulerende komponenter.

Tabell 8.1. Sammendrag av resultater.

Vanntype Parameter	REF.	0.5% M	0.5% B	0.5% K	5% M	5% B	5% K
Vekstpotensial, alger	ref.				+++	++	+
Etableringshastighet i rennene (A-C):							
A. Org. C	ref.	+	+	ref.	+++	++	+
B. ATP	ref.	++	++	ref.	+++	+++	+
C. Klorofyll	ref.	+++	++	+	+++	+++	++
Brutto primær- produksjon (P)	ref.	++	+	ref.	++	+	+
Respirasjon (R)	ref.	+	ref.	ref.	+++	++	ref.
P/R	ref.	ref.	+	ref.	+++	++	ref.
Artsforskyvning alger	ref.	++	++	ref.	+++	+++	+
Kvantitative utslag for zoobenthos	ref.	+	+++	+	+++	+++	+

Symbolforklaring:

ref.: liten eller ingen forandring i forhold til referansen.

+: merkbar forandring.

++: markert forandring.

+++ : sterk forandring.

Forsøkene i 1971 antydte uheldige virkninger for zoobenthos og viste meget lave ATP-verdier i rennenemed kjemisk rensed avløpsvann. Disse effekter ble ikke observert i 1972-forsøkene. Algekulturforsøkene i kap. 6 tyder tvert imot på en giftreducerende effekt av kjemisk behandling. Dette kan ha sin årsak i at renseanleggenes drift var bedre i 1972 enn i 1971, slik at slamflukten var mindre. Dette har medført at innholdet av kjemisk slam i benthos er redusert. Det er trolig at en effektiv slamseparasjon er avgjørende for de biologiske forhold i resipienten. Dette er også tydelig ved biologisk behandling. Det har vært observert at et enkelt tilfelle av slamflukt har hatt uheldige biologiske virkninger i uker og sannsynligvis måneder etter uhellet. Med de anleggstyper man har i dag, er tilfeller av slamflukt neppe til å unngå, selv med en meget regelmessig overvåking. Ut fra et resipientsynspunkt er det derfor viktig at det utvikles tekniske løsninger for å hindre slamflukt.