



RAPPORT 7|89

O-87090



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

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

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

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

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

Prosjektnr.: 0-87090
Undernummer:
Løpenummer: 2279
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Vurdering av forurensningssituasjonen ved Nykirke, Borre kommune	Dato: 9.sept. 1989
	Prosjektnummer: 0-87090
Forfatter (e): Holtan, Hans Liltved, Helge Källqvist, Torsten Stene-Johansen, Svein	Faggruppe: VA
	Geografisk område: Vestfold
	Antall sider (inkl. bilag): 54

Oppdragsgiver: Borre kommune	Oppdragsg. ref. (evt. NTF-nr.):
---------------------------------	---------------------------------

Ekstrakt:

I vurderingen av forurensningssituasjonen ved Nykirke inngår tilstandsvurderinger av kloakkrenseanlegg og ledningsnett, resipientvurderinger av Frebergbekken og Frebergvika samt stofftransporten i ledningsnett og avrenning fra jordbruksområder. Det fremsettes forslag til tekniske tiltak som omfatter utbedringer av renseanlegg og ledningsnett samt innledene forsøksanlegg med biologiske produksjonssystemer i Frebergbekkens øvre løp.

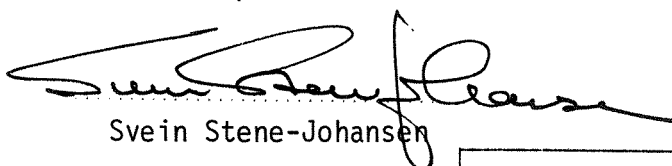
4 emneord, norske:

1. kloakkrenseanlegg
2. ledningsnett
3. resipientvurderinger
4. biologiske prod.anlegg

4 emneord, engelske:

1. treatment plant
2. sewerage
3. recipient waters
4. nat. biol. treatm. plants

Prosjektleder:


Svein Stene-Johansen

For administrasjonen:


Bjørn Olav Rosseland

ISBN 82-577-1580-8

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

R A P P O R T

0 - 8 7 0 9 0

VURDERING AV FORURENSNINGSSITUASJONEN
VED NYKIRKE, BORRE KOMMUNE

FORORD

Norsk institutt for vannforskning, NIVA, behandler i denne rapporten forurensningsproblematikken vedrørende Nykirkeområdet i Borre kommune. Vurderingene er basert på en rekke delundersøkelser og befaringer som har funnet sted i perioden mai 1987 - juli 1988.

Ved NIVA har cand. real Hans Holtan hatt ansvaret for resipientvurderingene, siv.ing. Helge Liltved var ansvarlig for driftsundersøkelsen av renseanlegget og målinger av stofftransport i ledningsnett og fil. kand. Torsten Kallqvist har vurdert forslagene om biologiske produksjonsanlegg. Det øvrige arbeidet er utført av siv.ing. Svein Stene-Johansen.

Vi takker for behagelig samarbeid med teknisk sjef Sverre Bjune, avd. ingeniør S.Å.Svendsen, driftsoperatør S.Kramer samt Kjøtt- og næringsmiddelkontrollen i Sem kommune som har utført analysene.

Oslo, 9. september 1989

Svein Stene-Johansen
Prosjektleder

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	II
INNHOLD	III
SAMMENDRAG MED KONKLUSJON	S 1
1. INNLEDNING	1
2. TILSTANDSUNDERSØKELSE AV NYKIRKE KLOAKKRENSSEANLEGG	3
2.1 Innledning	3
2.2 Anleggsbeskrivelse	3
2.3 Registreringer, målinger og prøveuttak	4
2.4 Resultater	5
2.5 Konklusjon	12
3. TILSTANDSVURDERING AV AVLØPSNETTET	14
3.1 Innledning.....	14
3.2 Observasjoner under befaring september 1989..	14
3.3 Kartlegging av stofftransporter.....	16
3.3.1 Innledning.....	16
3.3.2 Gjennomføringen av prøvetakingen.....	16
3.3.3 Resultater.....	17
3.3.4 Diskusjon	22
3.3.5 Konklusjon	23
4. RESIPIENTVURDERINGER	24
4.1 Frebergbekkens nedbørfelt	24
4.1.1 Forurensningsbelastning	24
4.2 Nedbør og avrenningsforhold i observasjons- perioden	26
4.2.1 Nedbør	26
4.2.2 Observasjonsmateriale	26

4.3	Diskusjon	30
4.3.1	Renseanlegget	30
4.3.2	Frebergbekken	30
4.3.3	Frebergvika	32
5.	BIOLOGISKE PRODUKSJONSSYSTEMER FOR FJERNING AV PLANTENÆRINGSSTOFFER I VANN	33
5.1	Innledning	33
5.2	Bakgrunn	33
5.3	Biologiske produksjonssystemer	34
5.4	Mål	35
5.5	Status	36
5.6	Egen erfaring	36
5.7	Prosjektbeskrivelse	37
5.8	Fremdriftsplan	37
5.9	Prosjektorganisering	38
5.10	Gjennomføring	38
6.	TEKNISKE LØSNINGER	40
6.1	Første alternativ	40
6.1.1	Renseanlegg	40
6.1.2	Ledningsnett	41
6.1.3	Frebergbekken	41
6.2	Andre alternativ	42
6.3	Tredje alternativ.....	42
6.4	Fjerde alternativ.....	42
6.5	Andre delløsninger.....	43
	REFERANSER	44

SAMMENDRAG MED KONKLUSJONER

I brev av 14. november 1985 har Fylkesmannen i Vestfold gitt midlertidig utslippstillatelse for Nykirke kloakkrenseanlegg. Fylkesmannen forutsetter omfattende vurderinger av renseanlegg og resipienter. I brev av 6.april 1987 fra Borre kommune ble NIVA bedt om å foreta undersøkelsen. Forut for dette hadde konsulentfirmaet Østlandskonsult A/S vært engasjert til å foreta en rehabiliteringsstudie av avløpsnettets (Børstad og Railo, 1983).

Et oversiktskart, fig. S 1, er basert på Østlandskonsults rehabiliteringsstudie.

Kloakkrenseanlegget

Nykirke kloakkrenseanlegg er et biologisk-kjemisk renseanlegg, et såkalt biosorpsjonsanlegg med simultanfelling dimensjonert for ca. 1000 personekvivalenter (pe).

Driftsundersøkelsen av renseanlegget viste lave tilføringsgrader. Store mengder fremmedvann forårsaker for høy hydraulisk belastning med utspyling av aktivt slam. Kloakkrenseanlegget vil derfor fungere bare etter en tid med tørrvær. Selv mindre regnskyll vil sette renseprosessen ut av funksjon.

Ledningsnett

Ledningsnettets består dels av separatledninger hvor spillvann og overvann skal være separert, dels av kombinertledninger som fører både spillvann og overvann. Det finnes en rekke overløp på kombinertledninger. Hensikten med overløpene er å avlaste avløpsledningene slik at kapasiteten ikke overskrides i ledninger og renseanlegg.

Ledningsnettets fungerer ikke etter sin hensikt. De store mengder fremmedvann som ødelegger renseprosessen skyldes nettopp det dårlige ledningsnett som fungerer som drensledninger for overvann, dårlig utformede overløp uten hydraulisk kontroll, påkoplinger av drensledninger fra dyrket mark til ledningsnettets eller ledningsgrøfter samt direkte påkoplinger av taknedløp.

Frebergbekken

Frebergbekkens øvre område hvor både avløpsvannet som har passert rensesanlegget samt overvannsledninger med overløpsvann føres ut, bærer sterkt preg av forurensninger ved at papir, filler, ekskrementer, etc. som stammer fra kloakktilførslene via overløp henger igjen på kvister og vegetasjon i bekken. Området er til tider sterk tilgriset og virker meget uhygienisk. Det er imidlertid en tett vegetasjon samt åker rundt området, noe som skjerner lokaliteten fra alminnelig ferdsel.

Det har vært foretatt flere befaringer langs bekken. I tillegg har det vært foretatt automatisk prøvetaking fra bekkens øvre og nedre område. En vannføringsstasjon ved bekkens nedre del ble bygget av Borre kommune og var i drift i undersøkelsesperioden.

Ca. 150 - 200 m nedstrøms utslippene går bekken i stryk gjennom et skogsterrang til utløpet i Frebergvika. Bekkebunnen her består vesentlig av fjell og stein mens i bekkens øvre område er det leirjord som utgjør bekkedunn og dreneringsområder. Bekkevannet er derfor farget gråaktig i nedbørsperioder på grunn av leira (erosjon).

Langs bekkens nedre del ved utløpet til fjorden har det vært klaget over skjemmende lukt fra bekken. NIVAs representanter har til tross for gjentatte befaringer aldri merket dette. Et unntak var den 30.06.88 da det ble registrert en svak kloakklukt i skogen ca. 100 m oppstrøms av vika. Med det varme tørrværet forut for befaringen hadde vi ventet oss verre forhold.

Det foregår en vesentlig selvrensing i bekken. Dels vil vegetasjonen i bekkens øvre område benytte seg av næringssaltene i vannet, dels foregår det en omfattende lufting av bekkevannet der bekken går i stryk nedover.

Frebergvika

Selve Frebergvika er en del av Breiangen og har en vannkvalitet i overensstemmelse med fjordsystemet forøvrig. Ved bekkens utløp er det meget langgrunt med dårlige utskiftningsmuligheter. Organisk materiale fra fjorden skyldes på land ved nordavind og forårsaker råtten lukt langs stranda innerst i vika. Hele strandområdet her er

lite egnet for bading, et forhold som ikke bare kan tilskrives utslippene i Frebergbekken.

Konklusjon

Forslag til tekniske løsninger er gjengitt i kpt. 6. I brevet fra Borre kommune av 6.april 1987 fremgår det at kommunen selv beregner kostnadene for de ulike alternativer. Vi vil derfor i denne rapporten ikke ta endelig stilling til valg av alternativ.

Første alternativ blir en begrenset rehabilitering av ledningsnett, for utskiftning av pumper, endring av vann- og slamveier i renseanlegget og installering av en roterende sil som forsynes fra en ekstra pumpe om vanntilrenningen overstiger renseanleggets kapasitet.

Renseanlegget skal drives kjemisk/biologisk som idag med en maksimal vannføring på 22 m³/h. Ved å benytte eksisterende aktiveringsbasseng som kontaktbasseng vil oppholdstiden bli tilstrekkelig. Vi har da tro på at renseanlegget kan virke etter sin hensikt.

Andre alternativ forutsetter en begrenset rehabilitering av lednings

nett og ombygging av renseanlegget til et kjemisk fellingsanlegg forutsatt at det bygges et biologisk produksjonsanlegg som foreslått for 1.Alternativ.

Tredje alternativ foreslår et nytt kjemisk-biologisk renseanlegg for Nykirke beliggende omtrent der det eksisterende renseanlegget er. Frebergbekken vil være resipient som for første og andre alternativ.

Fjerde alternativ betyr en overføring til Falkenstein hvor det må bygges nytt renseanlegg. Overføringen vil skje ved pumper, og pumpeledningen (ca. 5 km) vil over store strekninger måtte legges i fjellgrøft i kuppert terreng.

Utlledning av avløpsvann på dypet (ca.30m) i Frebergvika synes unødvendig ut fra resipienthensyn. En slik løsning vil kun være et supplement til alternativene 1-3. P.g.a. forurensningssituasjonen i Ytre Oslofjord, vil en slik løsning bety lite.

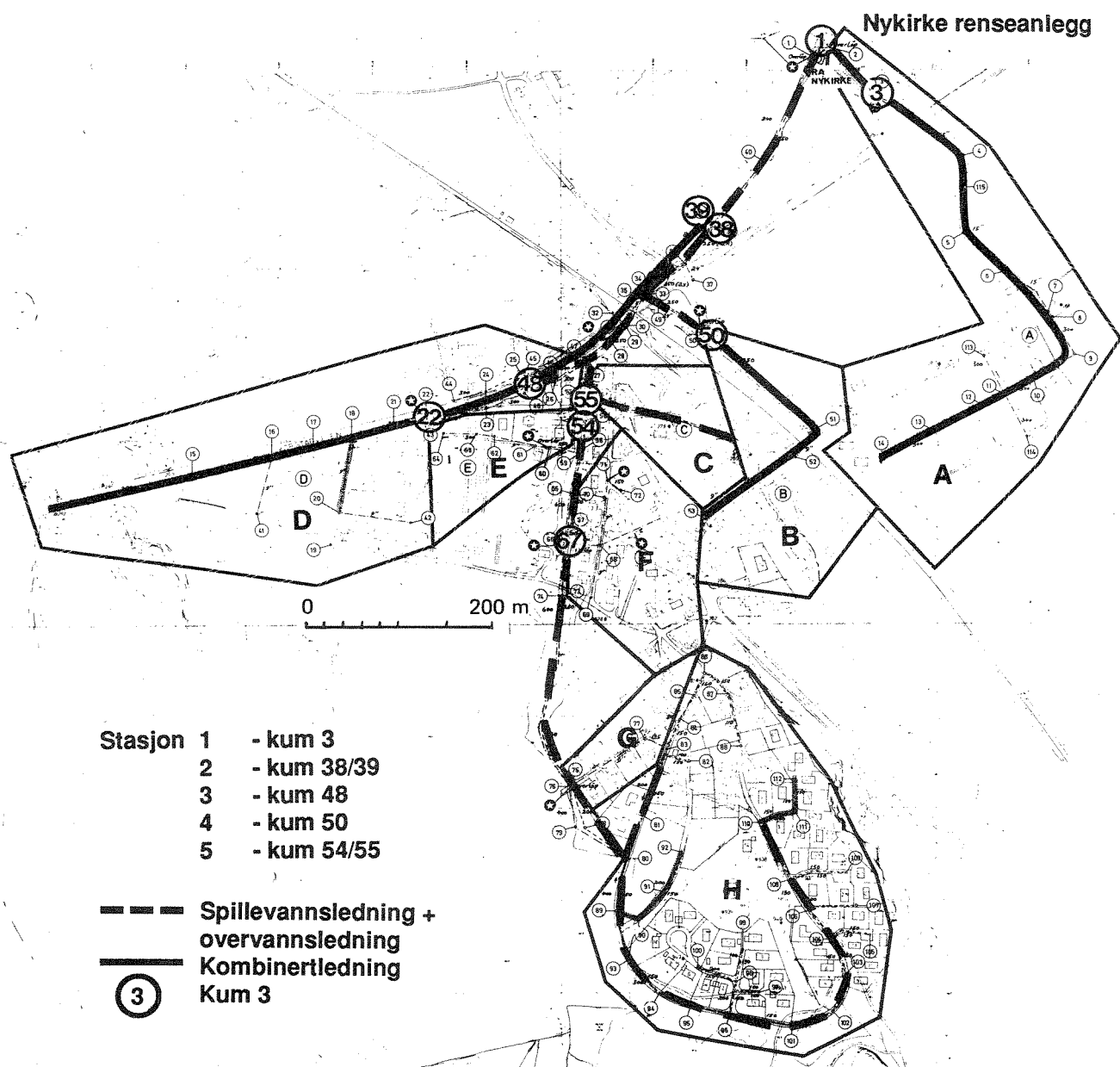


Fig. S1 Avløpsfelter - Nykirke, Borre kommune
 (Fra: Børstad og Railo 1983)

1. INNLEDNING

I brev av 6. april 1987 fra Borre kommune ble NIVA forespurt om å foreta en resipientvurdering av Frebergbekken og Frebergvika som er resipienter for avløpsvann fra Nykirke samt vurder forholdene vedrørende Nykirke kloakkrenseanlegg og ledningsnett. Oppdraget var formulert som følger:

- Kartlegge/vurdere dagens forurensningstilstand i bekken og i vika ved at det foretas bakteriologiske, biologiske og kjemiske undersøkelser.
- Vurdere strømforholdene for å klarlegge om "lukking av den nedre del av bekken og føring av denne så langt ut i sjøen at hoveddelen av forurensningen blir ført ut i vika" - er mulig.
- Vurdere om det er mulig å føre avløpsledningen fra renseanlegget ut i sjøen (dyputslipp) slik at avløpsvannet blir innlagret.
- Beregne tilføringsgraden til renseanlegget v.h.a. nye- og foreliggende analyseresultater, vannmengdemålinger, overløpstider etc. (Grunnlaget er temmelig dårlig da vi kun har analyseresultater for kloakkvannet inn/ut av renseanlegget og forøvrig en dårlig overløpskontroll før renseanlegget).

I et svarbrev av 20. mai la NIVA fram et programforslag som var delt i to, en resipientvurdering som cand.real H. Holtan har vært ansvarlig for og en teknisk vurdering som sivilingeniørene H. Liltved og S. Stene-Johansen har forestått.

For resipientundersøkelsen vedkommende ble det foreslått innsamling av daglige prøver i tre perioder med ulike hydrologiske forhold:

- en uke under lavvannsføring
- en uke under flomsituasjon
- en uke under midler vannføring

Det ble foreslått at prøvene skulle samles inn fra to stasjoner - en stasjon øverst i bekken og en nederst. Prøvene skulle analyseres på total fosfor, total nitrogen, suspendert materiale, BOD7 og COD/TOC. Det ble forutsatt at prøvene skulle analyseres ved et lokalt laboratorium.

Det ble videre foreslått å foreta befaringer til området fortrinnsvis under tørrvær og lavvannsføringer.

For å kunne få en viss formening om forurensningstransporten til bukta, ble det foreslått at kommunen skulle bygge en stasjon for måling av vannføring (måledam) nederst i bekken.

Det ble i tillegg foretatt en rekke befaringer av resipientene utover sommeren og høsten 1987. I denne perioden fikk vi ingen sammenhengende tørrværsperiode med varmt vær. En befaring ble derfor arrangert 30.juni 1988 etter flere uker uten nedbør av betydning og med høye temperaturer.

Resipientvurderingene ble rapportert i notat datert november 1987, senere korrigert i juli 1988.

De tekniske vurderingene ble delt inn i flere delprosjekter. Vi ønsket først å foreta en driftsundersøkelse med diagnostisering som kunne konkludere med hvilke tekniske utbedringer som kunne komme på tale ved renseanlegget. Denne ble avsluttet og rapportert i notat av 16.juni 1987.

I tillegg ønsket vi undersøkelser av ledningsnett, dels for å se effekten av utført sanering, dels for å kontrollere spesielle punkter på ledningsnett med hensyn til fremmedvann da det var antatt at store fremmedvannsmengder var kloakkrenseanleggets største problem.

I september 1987 ble det foretatt en befaring av ledningsnett og observasjonene rapportert i et notat kalt "Tilstandsvurdering av ledningsnett". I desember 1987 ble det foretatt en kartlegging av stofftransporten i ledningsnett. Resultatene ble rapportert i et notat av 16.januar 1988 og kalt "Kartlegging av stofftransport i ledningsnett ved Nykirke".

Kartleggingen foregikk i en typisk tørrværsperiode før barfrosten satte inn. De klimatiske forholdene utover høsten var den direkte årsak til at denne delundersøkelsen ikke ble gjennomført tidligere.

Da deler av prosjektet allerede er rapportert som en rekke notater inneholder denne hovedrapporten disse notatene i revidert utgave, et innledningskapittel samt et sammendrag med konklusjoner.

2. Tilstandsvurdering av nykirke kloakkrensianlegg

2.1 Innledning

Driftsundersøkelsen ble utført i uke 22, 1987. Anlegget ble gjennomgått prosessmessig 25. og 26. mai av ingeniør Knut Arne Pettersen (NIVA) og siv.ing. Helge Liltved (NIVA).

Driftsoperatør Sven Kramer, Borre kommune, var delvis tilstede ved anleggsbesøket. Han har også vært behjelpelig med registrering av driftsdata og innsending av prøver i undersøkelsesperioden.

2.2 Anleggsbeskrivelse

Ledningsnett i Nykirkeområdet består av både separatsystem og fellessystem (fig. S 1.).

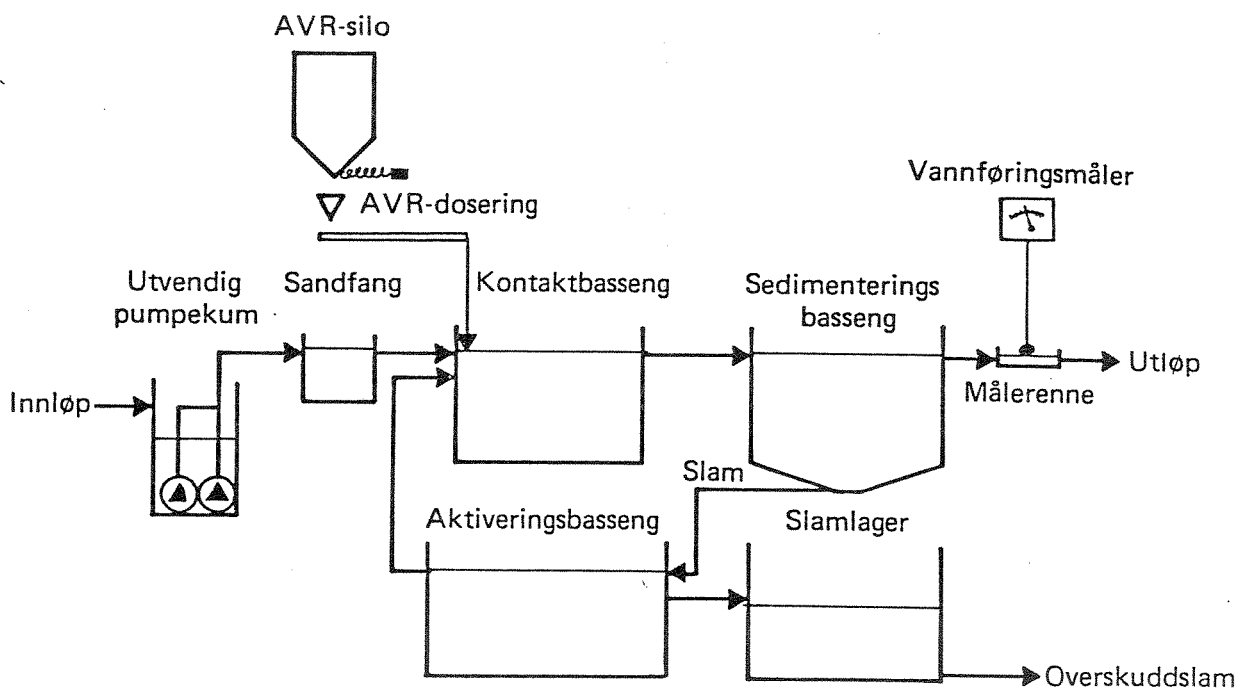
Nykirke rensianlegg er et biologisk-kjemisk rensianlegg. Anlegget er et såkalt biosorpsjonsanlegg med simultanfelling (se fig.2.1). Anlegget er ifølge leverandør dimensjonert for å behandle kommunalt avløpsvann med en hydraulisk belastning på 22 m³/h og en organisk belastning på 70 kg BOD₇ pr. dag. Dette skal tilsvare 1000 personekvivalenter (p.e). Ca. 700 p.e. er pr. idag tilknyttet anlegget.

Rensianlegget har følgende dimensjoner:

Sandfang	:	6 m ³ våtvolum	
Kontaktbasseng	:	23 m ³	"
Aktiveringsbasseng	:	53 m ³	"
Sedimenteringsbasseng	:	103 m ³	" , 25,5 m ² areal
Slamlager	:	45 m ³	"

Gjennomsnittlig vanndybde er ca. 4 meter.

Anlegget forsynes med avløpsvann fra utvendig pumpekum med overløp. Her er det montert 2 stk. pumper for alternerende drift. Kun en pumpe er i drift av gangen. Pumpene styres av nivåvipper.



Figur 2.1 Nykirke rensanlegg - flyteskjema.

2.3 Registreringer, målinger og prøveuttak.

Anlegget ble gjennomgått i henhold til NIVA's standardprogram for driftsundersøkelser. I tillegg ble det bl.a. utført en jar-test for å bestemme nødvendig kjemikaliedose. Anleggets dimensjoneringsgrunnlag ble gjennomgått. Det ble også tatt ut døgnblandprøver fra inn- og utløp for å karakterisere avløpsvannet som blir tilført rensanlegget, og for å bestemme anleggets renseseffekt. Døgnblandprøvene ble analysert ved Kjøtt- og næringsmiddelkontrollen, Sem kommune, med hensyn på følgende parametere:

Suspendert stoff, SS
 Organisk stoff , BOF7 og KOF
 Total fosfor , Tot-P
 Total nitrogen , Tot-N

Videre ble vannføringsmåleren på utløpet kontrollert og pumpeens kapasitet målt.

2.4 Resultater.

Anleggsgjennomgåelsen 25. og 26. mai gav resultater som vist i tabell 2.1 og beskrevet i det følgende. Dimensjonen på hver enkelt enhetsprosess er også kontrollert i forhold til "Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg" utgitt av Statens forurensningstilsyn.

Dimensjonerende tilrenning, Qdim.

Dersom Qdim. beregnes teoretisk etter SFTs retningslinjer for 1000 p.e. med en spillvannsmengde på 200 l/p.d og en infiltrasjonsvannmengde på 200 l/p.d vil denne bli 25 m³/h.

Den dimensjonerende tilrenning som er benyttet (22 m³/h) vil lett bli overskredet. 22 m³/h er den vannmengde anlegget maksimalt blir tilført da hver pumpe ved kontroll gav ca. 22 m³/h. Overskridelse av denne mengde vil gå i overløp. Den 26. mai mellom kl. 1000 og 1100 (tørrvær) var driftstiden på pumpe I 4 min. 27 sek. og pausetiden 4 min, 45 sek. Driftstid pumpe II var 4 min. 10 sek. Pumpestøtene gjorde at vannføringen målt på utløpet varierte mellom 20 og 7 m³/h. Slike støt er meget uheldige.

Tabell 2.1. Driftsparametre målt ved Nykirke rensanlegg 26/5-87 (tørrvær).

Måleparametre	Innløp	Kontakt- basseng	Aktivi- serings- basseng	Sedimen- terings- basseng	Utløp
Temperatur 0° C	8	8	9	40	
Siktedyp cm					
Slamvolum ml/l		30	80		
Suspendert stoff mg/l		880	1720		
Flykt. sus.stoff mg/l		405	785		
pH	7,4	6,8	7,1		
Oksygeninnhold mg/l	8,0	9,5	10,1		
Kjemisk oks. forbruk mg O/l	78				47
Biologisk oks.forbruk mg O/l	45				27
Total fosfor mg P/l	2,25				0,90

Sandfang.

Sandfanget mangler lufting. Sammen med åpen forbindelse til kontaktbassenget fører dette til at det blir noe transport av slam fra kontaktbassenget til sandfanget og sedimentering her.

Oppholdstid er 16 min. ved 22 m³/h, noe som tilfredsstillers SFT's retningslinjer (≥ 10 min.).

Kontaktbasseng.

Som analysene av innløpsvannet viser (tabell 2.2) er dette svært uttynnet, selv i tørrvårsperioder. Da mikroorganismens veksthastighet er avhengig av substratkonsentrasjonen gjør dette at det er vanskelig å bygge opp en god slamkultur i anlegget. I perioder med stor tilrenning vil slammet vaskes ut. Dette er situasjonen hver vår ved snøsmelting og i perioder med langvarig nedbør. Etter en utvasking av slam kan det ta over en måned for å bygge opp ny slamkultur (pers. medd. Sven Kramer).

Tabell 2.2. Blandprøver fra innløp og utløp

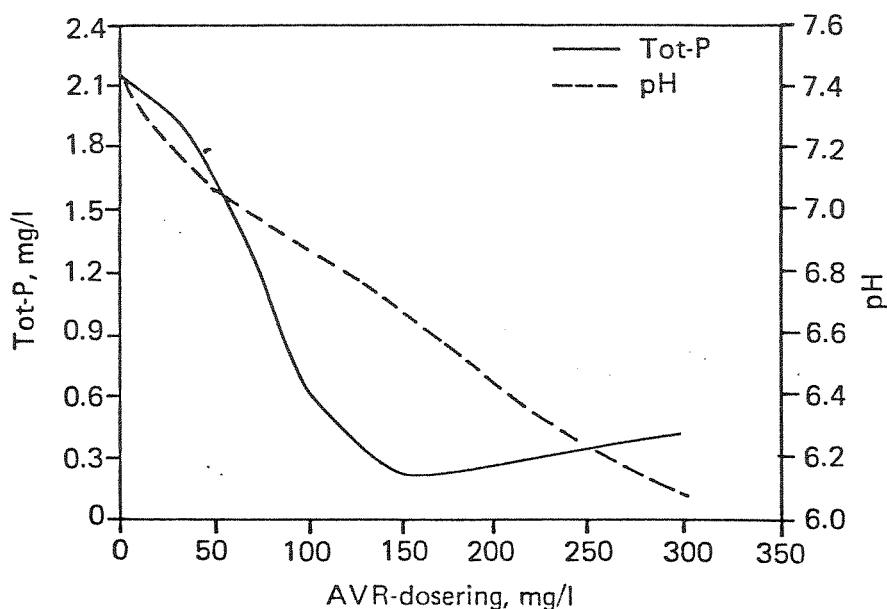
Parametre/Dato	26/5	27/5	29/5	1/6	2/6	3/6	4/6	5/6	Gj. snitt	Rense-effekt
Blokjemisk oksygenforbruk,										
BOF7, mg O/l										
innløp	45	30	38	16	60	40	25	36	36	
utløp	27	11	9	6	4	6	9	12	11	71%
Kjemisk oksygenforbruk,										
KOF, mg O/l										
innløp	78	72	86	75	80	100	110	99	88	
utløp	47	45	31	40	70	50	62	59	51	43%
Suspendert stoff,										
mg SS/l										
innløp	25	23	48	17	190	40	37	22	50	
utløp	20	16	7	7	16	13	8	20	13	74%
Total fosfor,										
mg P/l										
innløp	2,2	1,88	1,52	1,61	6,20	2,76	2,86	2,87	2,74	
utløp	0,90	0,62	0,26	0,38	0,68	0,68	0,69	0,69	0,61	78%
Total nitrogen,										
mg N/l										
innløp	12,0	13,8	13,6	12,4	20,4	15,2	17,0	14,4	14,8	
utløp	11,6	12,4	11,6	13,2	15,2	13,6	14,4	15,6	13,4	9%

Som vist i tabell 2.1 var slamvolumet svært lavt i kontaktbassenget. Lavt slamvolum og lav organisk belastning sammen med god kapasitet på blåsemaskinene førte til stort oksygenoverskudd (9,5 mg O₂/l).

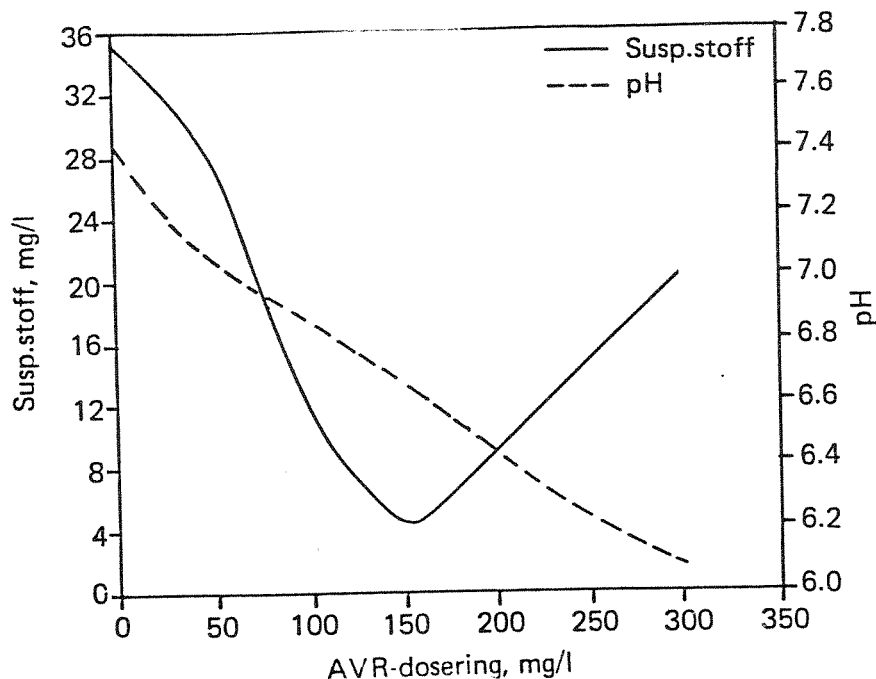
Kontaktbassengets volum er 23 m³. Dette gir en gjennomsnittlig oppholdstid på 1 time 3 min. ved kontinuerlig tilførsel av 22 m³/h. Denne oppholdstiden synes for lav ved den eksisterende organiske belastningen da man får utvasking av slam. SFT's retningslinjer angir 1 time, 30 min. som minimum oppholdstids i kontaktbassenget. Dersom dette kravet skal tilfredsstille må Q_{dim} reduseres til 15,3 m³/h.

Kjemikaliedosering.

AVR doseres fra silo via oppløser direkte i kontaktbassenget. Doseringen styres av vannmengde. Det doseres noe høyere mellom kl. 0600 - 1600 enn fra kl. 1600 til 0600. Driftsjournalen viser at det doseres gjennomsnittlig mellom 40 og 110 g AVR/m³. Jar-testen som ble utført 26. mai kl. 0900 viste at kjemikaliedoseringen er for lav (fig. 2.2 og 2.3). Analysene viser at man må opp i en kjemikaliedosering på ca. 150 mg AVR/l på dagtid ved tørrvær dersom fellingen skal være effektiv.



Figur 2.2 Total fosfor og pH som funksjon av tilsatt mengde AVR.



Figur 2.3 Suspensert stoff og pH som funksjon av tilsatt mengde AVR.

Sedimenteringsbassenget.

Sedimenteringsbassenget ble stort sett funnet i orden. Liten slamproduksjon gjør at skrapen med fordel kan gå diskontinuerlig i stedet for kontinuerlig. Slampumpen fra sedimenteringsbassenget til aktiveringsbassenget går også kontinuerlig noe som resulterer i et svært tynt slam pumpes til aktiveringsbassenget.

For sedimenteringsbasseng tillates følgende overflatebelastninger etter simultanfelling: Ved $Q_{dim.} \geq 1,1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{h}$
 $Q_{maksdim.} \geq 1,7 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{h}$

Nominell verdi av eksisterende areal : $25,5 \text{ m}^2 = AB + 0,5 \text{ AB}$
 $AB = 23,1 \text{ m}^2$

$Q_{dim.} = 23,1 \text{ m}^2 \times 1,1 \text{ m/h} = 25,4 \text{ m}^3/\text{h}$

$Q_{maksdim.} = 23,1 \text{ m}^2 \times 1,7 \text{ m/h} = 39,3 \text{ m}^3/\text{h}$

Teoretisk kan sedimenteringsbassenget belastes kontinuerlig med inntil $25,4 \text{ m}^3/\text{h}$ (7 l/sek.) og kortvarig med inntil $39,3 \text{ m}^3/\text{h}$ (10,9 l/sek.)

Slamkonsentrasjonen i kontaktbassenget kan økes til $3,0 \text{ kg SS}/\text{m}^3$ ved $25,4 \text{ m}^3/\text{h}$ før slamoverflatebelastningen blir begrensende.

Aktiveringsbasseng.

Også her ble det målt lav slamkonsentrasjon og stort oksygenoverskudd (tabell 2.1).

Den 26. mai 1987 var slambelastningen 0,16 kg BOF₇/kg SS x d basert på den totale slammengden i kontakt- og aktiveringsbasseng. Den organiske belastningen kan økes betraktelig dersom slammengden i anlegget økes.

Slambelastningen (organisk belastning) regnes på grunnlag av den totale slammengde i kontaktbasseng og aktiveringsbasseng:

Tillatt slambelastning	≥ 0,15 kg BOF ₇ /kg SS x d
Tillatte slamkonstrasjoner	:
Kontaktbasseng	: 3,0 kg SS/m ³
Aktiveringsbasseng	: 7,0 kg SS/m ³

$$\text{Organisk belastning, kg BOF}_7/\text{d} = 0,15 \times (23 \times 3 + 53 \times 7)$$

$$\text{kg BOF}_7/\text{d} = 66$$

$$\text{Personekvivalenter} : 66/0,07 = \underline{943}$$

Anlegget bør ikke belastes organisk med mer enn 943 p.e.

Slamlager.

Sommerstid med god drift tømmes det en slammengde fra slamlager på opp til 10 m³/uke. I perioder med høy hydraulisk belastning tømmes ikke slam i det hele tatt (pers. medd. Sven Kramer). En normal slamproduksjon fra 700 p.e. skulle tilsi en mengde på 49 kg/døgn. Dersom man regner en tørrstoffkonsentrasjon på 1% etter dekantering, skulle dette tilsi en slamproduksjon på 4,9 m³/døgn. Maksimal oppholdstid i slamlageret vil da være 9,2 døgn.

Tilføringsgrad.

Ca. 50 % av boligene i området har septiktanker innkoblet før fellesledninger. Disse kan holde tilbake ca. 30 % organisk stoff (BOF₇) og ca. 10 % tot-P og tot-N.

Lite av den forurensning som produseres i området når frem til anlegget. Med en tilknytning på 700 p.e. (noe usikkert tall) vil teoretisk forurensningsproduksjon være langt høyere enn det som måles

i innkommende vann på renseanlegget. Tabell 2.3 viser teoretiske forurensningsmengder (renseeffekt i septiktanker er medregnet) mot målte mengder i en tørrværssituasjon. Gjennomsnittlig vannføring var 258 m³/d.

Tabell 2.3. Tilføringsgrad for Nykirke kloakkrenseanlegg

	Teoretiske mengder	Målte mengder	Tilføringsgrad
BOF ₇ , kg O/døgn	41.65	9.30	22.3%
Tot-N, kg N/døgn	8.00	3.82	47.8%
Tot-P, kg P/døgn	1.66	0.71	42.8%

For å beregne tilføringsgrad bør målinger foretas over en periode på 3 uker med tørrvær (Vråle, 1986). Tallene her stammer fra en kortere periode (tilsammen 11 døgn) og bør derfor brukes med forsiktighet. Det var også noe nedbør enkelte dager i perioden uten at dette synes å innvirke vesentlig på vannføringsmålingene eller konsentrasjonene. Den store forskjellen i tilføringsgrad mellom BOF₇ og tot-P og tot-N kan tyde på at næringsalter tilføres anlegget gjennom fremmedvann.

Med de lave tilføringsgradene og eksisterende renses effekter ble bare 15.8% av teoretisk mengde BOF₇ tatt ut i renseanlegget i perioden og 33.4% av teoretisk total fosfor.

Tabell 2.4 viser gjennomsnittlig målte konsentrasjoner i innkommende avløpsvann ved Nykirke renseanlegg sammenliknet med normale konsentrasjoner i kommunalt avløpsvann.

Tabell 2.4. Konsentrasjoner i avløpsvannet ved Nykirke r.a. sammenliknet med normalt kommunalt avløpsvann.

Parametre	Innkommende avløpsvann ved Nykirke r.a.	Normalt kommunalt avløpsvann
BOF7 , mg O/l	36	130 - 175
KOF , mg O/l	88	300 - 400
Tot-N , mg O/l	14.8	25 - 40
Tot-P , mg O/l	2,74	6 - 8
Suspendert stoff, mg O/l	50	150 - 200

2.5 Konklusjon

Basert på driftsundersøkelser 25. og 26. mai 1987 og prøvetaking i en periode på 11 døgn trekkes følgende konklusjon:

- Nykirke renseanlegg og ledningsnett sett under ett, fungerer for tiden ikke etter hensikten. En svært liten del av den forurensningsmengde som produseres i Nykirke-området tas ut i renseanlegget (15.8% m.h.p. BOF₇ og 33.4% m.h.p. tot-P). Dette skyldes først og fremst ledningsnettets tilstand. Bare 22.3% av teoretisk BOF₇ og 42.8% av tot-P når renseanlegget. Selv i tørrvær er det en betydelig tilførsel av fremmedvann til renseanlegget. Teoretisk tilrenning basert på 200 l/pd er 140 m³/d mens det ble målt en gjennomsnittlig tilrenning på 258 m³/d i perioden.
- I den målte tørrvårsperiode fungerte renseanlegget relativt bra. Det ble da målt renseeffekter på 71% for BOF₇, 43% for KOF, 74% for suspendert stoff, 78% for tot-P og 9% for tot-N.
- Renseanlegget er hydraulisk overbelastet dersom kravet om 1,5 time nominell oppholdstid i kontaktbassenget skal overholdes. Overbelastning oppleves i praksis som utvasking av slam ved langvarig tilførsel av 22 m³/h. Grunnen kan være at mikroorganismene ikke maktet å reprodusere ved den lave oppholdstiden (1 time, 3 min. i kontaktbassenget) og ved det lave innholdet av organisk materiale i avløpsvannet (vekst er avhengig av substratkonsentrasjon).

- Et høyere substratinhold i avløpsvannet vil trolig redusere mulighetene for utvasking. En medvirkende årsak kan være at slammet sedimenterer dårlig, og derved blir vasket ut ved høy hydraulisk belastning.
- Utvasking av slam skaper langvarige driftsproblemer med dårlige renseeffekter.
- Organisk bør anlegget ikke belastes høyere enn med 66 kg BOF7/d, tilsvarende 950 p.e.

For å bedre effekten ved rensenanlegget foreslås følgende tiltak:

- i) Rehabilitering av ledningsnett. Saneringsplan utarbeidet av Østlandskonsult A/S gir forslag til utbedringer. Det kan være hensiktsmessig med ny vurdering for anbefaling av tiltak i prioritert rekkefølge.
- ii) Innen rehabiliteringen er utført bør ikke rensenanlegget belastes kontinuerlig over lengre tid med 22 m³/h da slam vaskes ut. For å bedre situasjonen bør et nytt avlastningsarrangement installeres slik at vannmengden kan reguleres samtidig som at overløpsvannet vil bli noe rensset.
- iii) En jar-test indikerer at kjemikaliedoseringen ved anlegget bør økes. 150 mg AVR/l var nødvendig på dagtid for godt fellingsresultat. Flere jar-tester på andre tider av døgnet er nødvendig for fastsetting av dosering. Installering av et flokkuleringskammer i kontaktbassenget kan være aktuelt for å bedre fnokkoppbyggingen.
- iv) Etter rehabilitering vil sannsynligvis tilrenninger kunne reduseres betraktelig slik at det er mulig å tilføre anlegget en jevnere og riktigere mengde avløpsvann. Avløpsvannet vil da også være bedre egnet for biologisk behandling og høyere renseeffekt kan forventes.

3. TILSTANDSVURDERING AV AVLØPSNETTET BASERT PÅ BEFARINGER OG KARTLEGGING AV STOFFTRANSPORTER

3.1 Innledning

Hele Nykirkeområdet, fig. S.1, har leirjord som er lite vanngjennomtrengelig. Ledningsgrøfter fungerer derfor som dressystemer slik at at man får stor innlekking i ledningssystemet.

I perioder med regn vil vannmengdene kunne bli relativt store på grunn av avrenning fra taknedløp og gatesluk. Flere av overføringsledningene er dessuten lagt i tidligere bekkedar.

For å kunne foreta en tilstandsvurdering av ledningsnettets ble det foretatt flere befaringer. En av befaringene ble foretatt flere timer etter en nedbørperiode. Det ble imidlertid ikke observert vann på terrengoverflaten. Den høye vannføringen skyldes derfor kun innlekking i ledningssystemet fra vann magasinert i grøfter og eventuelle dreksledninger fra dyrket mark. Observasjonene fra denne befaringen er gjengitt i kpt. 3.2.

For å kartlegge ledningsnettets funksjon ved tørrvær og for å påvise fra hvilke områder hoveddelen av forurensningen kommer, ble det foretatt en prøvetakingsserie i ledningsnettets. Dette for å kunne anbefale kost-effektive tiltak. Kartleggingen av stofftransporter er behandlet i kpt. 3.3

3.2 Observasjoner av ledningsnettets under befaring i september 87

Under befaringen ble følgende konstatert:

1. Overløp, kum 3, på kombinertledningen fra sone A var i drift og vannmengdene fra sone A førte til at pumpe arbeidet kontinuerlig. Denne konklusjon kom man fram til etter inspeksjon av overløp, kum 1, hvor det var tilbakestuvning fra pumpeump slik at denne hovedledning gikk direkte i overløp og direkte til bekk. Vannmengdene som pumpene maksimalt kunne ta unna var ca. 6 l/s.

Vannmengdene som gikk i overløp i kum 3 ble anslått til 2 x vannmengdene til pumpeump, dvs. ca. 12 l/s. Momentanavrenningen fra sone A var dermed på totalt ca. 18 - 20 l/s.

Sone A har 121 p.e. og samlet ledningslengde utgjør ca. 800 m. Kkombinertledningen ligger delvis i et tidligere bekkedar, delvis under dyrket mark. Sone A har 27 septiktanker a 2-4 m³ og taknedløp koplet direkte på ledningssystemet.

Det ble ikke observert fekalier, papir, etc, i kum 3 under befaringen. Visuelt kunne vannet karakteriseres som drensvann.

Med et spesifikt vannforbruk på 200 l/s.p.e.d vil man ha en teoretisk spillvannsmengde på ca. 0,3 l/s.

2. Overløp, kum 1, var i drift med tilbakestuvning fra pumpesump og avløpet fra ca. 650 p.e. gikk direkte til bekk. Bebyggelsen har 62 septiktanker a 2-4 m³. Overløpet, kum 1, har en meget dårlig utforming uten mulighet for hydraulisk kontroll.

3. Overløp, kum 22, var satt ut av funksjon av naboer for å unngå kjelleroversvømmelser. Kombinertledningen som kloakkerer sone D delte seg i kum 22 i en kombinertledning og en overvannsledning. Overløpets konstruksjon ga ingen mulighet for hydraulisk kontroll. Takavløp og gatesluk var koplet direkte på kombinertledningen. Med en befolkning på 125 p.e. gir dette er gjennomsnittlig spillvannsmengde på 0,2 l/s. Vannføringen ble anslått til 20 l/s dvs. ca. 100 ganger mer enn spesifikt vannforbruk tilsier.

4. Overløp, kum 67, sone F ble inspisert og en relativ høy vannføring observert. Overløpet ga ingen mulighet for hydraulisk kontroll og det må ekstremt høye vannføringer til før overløpet vil virke.

Sone F har kun 78 p.e., er utstyrt med septiktanker, har taknedløp og gatesluk direkte påkoplet kombinertsystemet som kloakkerer sone H (250 p.e.). Spillvannet i kum 67 bar ingen synlig tegn på forurensning og var visuelt å betrakte som drensvann.

5. Overløp, kum 50, er et såkalt leppeoverløp som ikke var i funksjon. Ledningen kloakkerte sone C med ca. 40 p.e. Overløpet hadde en meget dårlig utforming og ga ingen mulighet for hydraulisk kontroll.

3.3 Kartlegging av stofftransporter

3.3.1 Innledning

Prøvetakingsperioden startet om formiddagen 9. desember og ble avsluttet på ettermiddagen 11. desember 1987. Undersøkelsen ble utført av ingeniør Knut Arne Pettersen (NIVA) og sivilingeniør Helge Liltved (NIVA). Driftsoperatør Sven Kramer (Borre Kommune) var behjelpelig med innsending av prøver. Prøvene ble analysert ved Kjøtt- og næringsmiddelkontrollen i Sem kommune.

3.3.2 Gjennomføring av prøvetakingen

For å kontrollere ledningsnettets funksjon i tørrvær ble prøvene tatt etter en lengre periode med barfrost. Det ble opprettet 5 stasjoner ute på ledningsnettets. Det ble tatt sikte på å registrere den totale massetransporten av forurensninger på hver stasjon. Derfor ble det nødvendig å ta prøver både fra spillvannsledningen og overvannsledningen på de stasjoner der det var separatsystem.

Følgende stasjoner ble opprettet:

* Stasjon 1.

ble lagt til kum 3, fig.S 1. Inn på denne kummen var det koplet en kombinertledning og en overvannsledning som kun drenerer en vei. Kummen var utstyrt med overløp. All forurensning fra felt A (fig. S 1.) passerer denne kummen.

* Stasjon 2.

ble lagt til kum 38 og 39 i den hensikt å kartlegge den totale massetransporten fra avløpsfeltet bortsett fra felt A. Kum 38 inneholdt spillvannsledning og kum 39 overvannsledning.

* Stasjon 3.

ble lagt til kombinertledningen (kum 48) fra felt D.

* Stasjon 4.

ble lagt til kum 50 på kombinertledningen fra felt B. Kummen hadde overløp.

* Stasjon 5.

ble lagt til kum 54 (spillvannsledning) og kum 55 (overvannsledning). Forurensningen her kom fra feltene F, G, H og C.

Automatiske prøvetakere ble montert på alle prøvetakingspunkt. Prøver ble tatt ut med 15 minutters intervall. Døgnblandprøver ble analysert med hensyn på følgende parametere:

Suspendert stoff, SS	
Organisk stoff	, KOF
Total fosfor	, Tot-P
Total nitrogen	, Tot-N
Klorid	, Cl

I tillegg ble ledningsevne og temperatur målt. Vannføringen i hvert prøvetakingspunkt ble beregnet ved å måle vannhastighet (flygelmåling) og arealet av våtprofilen i ledningen, eller ved å benytte volumetrisk måling og stoppeklokke der dette var mulig.

3.3.2 Resultater

Tabell 3.1 viser stasjoner, prøvetakingspunkter, vannføringer og gjennomsnittlige verdier for de analyserte og målte parametere. Kumnummer refererer til nummer som er påtegnet fig. S 1 eller oversiktskart utarbeidet av Østlandskonsult A/S.

Figur 3.1, 3.2 og 3.3 viser massetransport på hver stasjon basert på vannføringene målt på dagtid. Disse massetransportene er omtrentlige, da vannføringsmålingene er noe usikre. Dette skyldes i første rekke problemer med å lese av korrekt hastighet på flygelet, da avløpsvann med høyt innhold av suspendert stoff skaper problemer for denne type målinger.

Sort felt på figurene indikerer massetransport gjennom separat spillvannsledning, mens skravert felt viser massetransport gjennom overvannsledning. Åpent felt viser massetransport gjennom kombinertledning.

Tabell 3.1. Vannføring, målte og analyserte verdier i hvert prøvetakingspunkt og stasjon, jmf. fig. 2.1.1.

STASJON	PRØVETAKINGSPUNKT	VANNFØRING l/min	SS mg/l	KOF mg/l	Tot-P mg/l	Tot-N mg/l	Cl mg/l	Ledning us/cm ²	Temp. OC
1	KUM 3 Overvann	2,0	15	23	0,11	3,4	25	423	7,0
	KUM 3 Kombi	4,5	22	85	2,30	15,3	96	830	
2	KUM 39 Overvann	48,0	4	40	0,22	8,0	21	375	
	KUM 38 Spillvann	320,0	64	139	3,30	17,5	44	627	
3	KUM 48 Kombi	77,0	41	134	4,20	20,0	29	604	
4	KUM 50 Kombi	64,0	9	41	0,67	5,4	47	520	6,0
5	KUM 55 Overvann	38,0	11	63	0,51	11,3	20	410	5,6
	KUM 54 Spillvann	34,0	149	365	6,55	28,0	49	788	

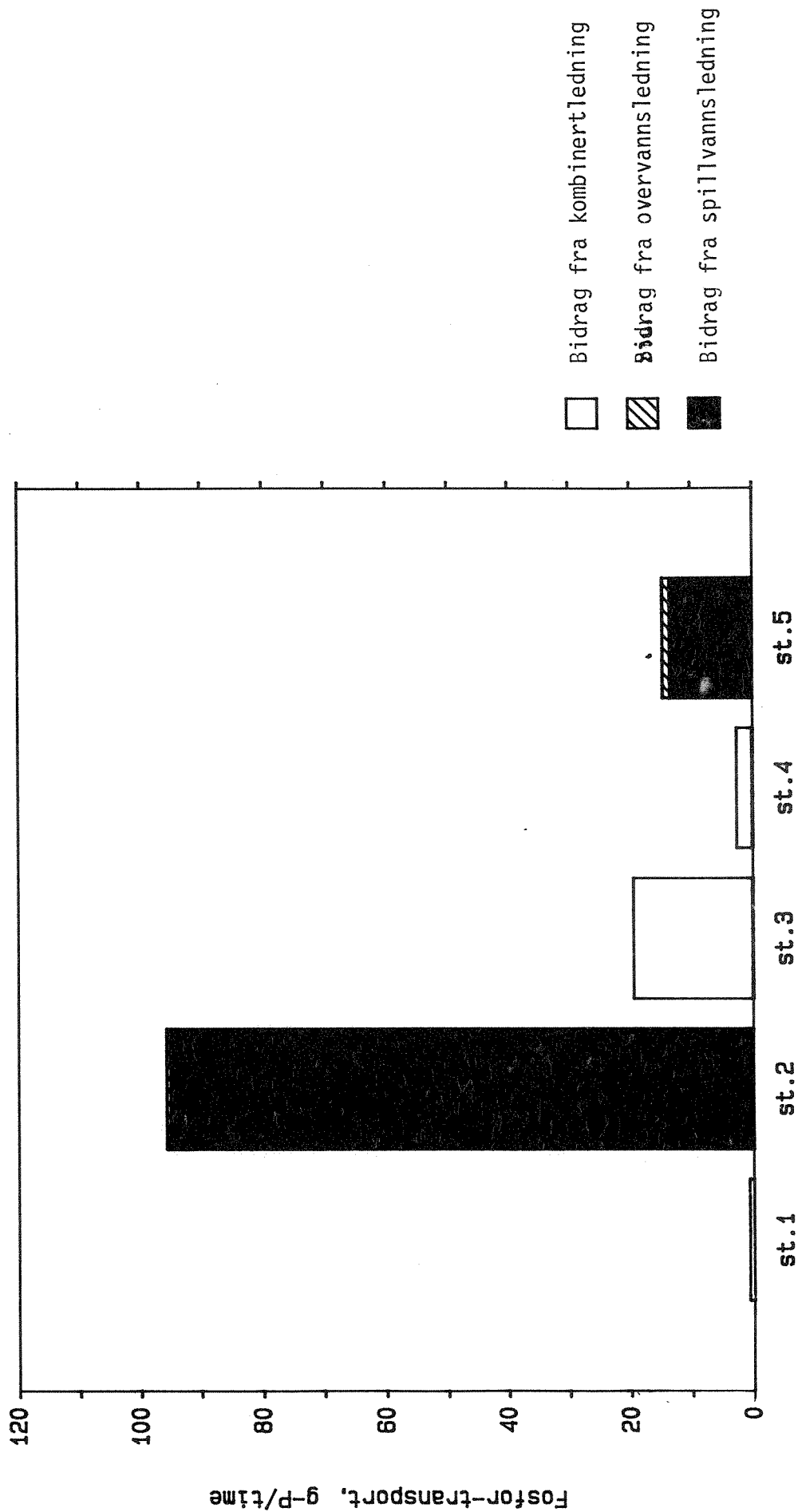


Fig. 3.1 Fosfor-transport ved hver stasjon

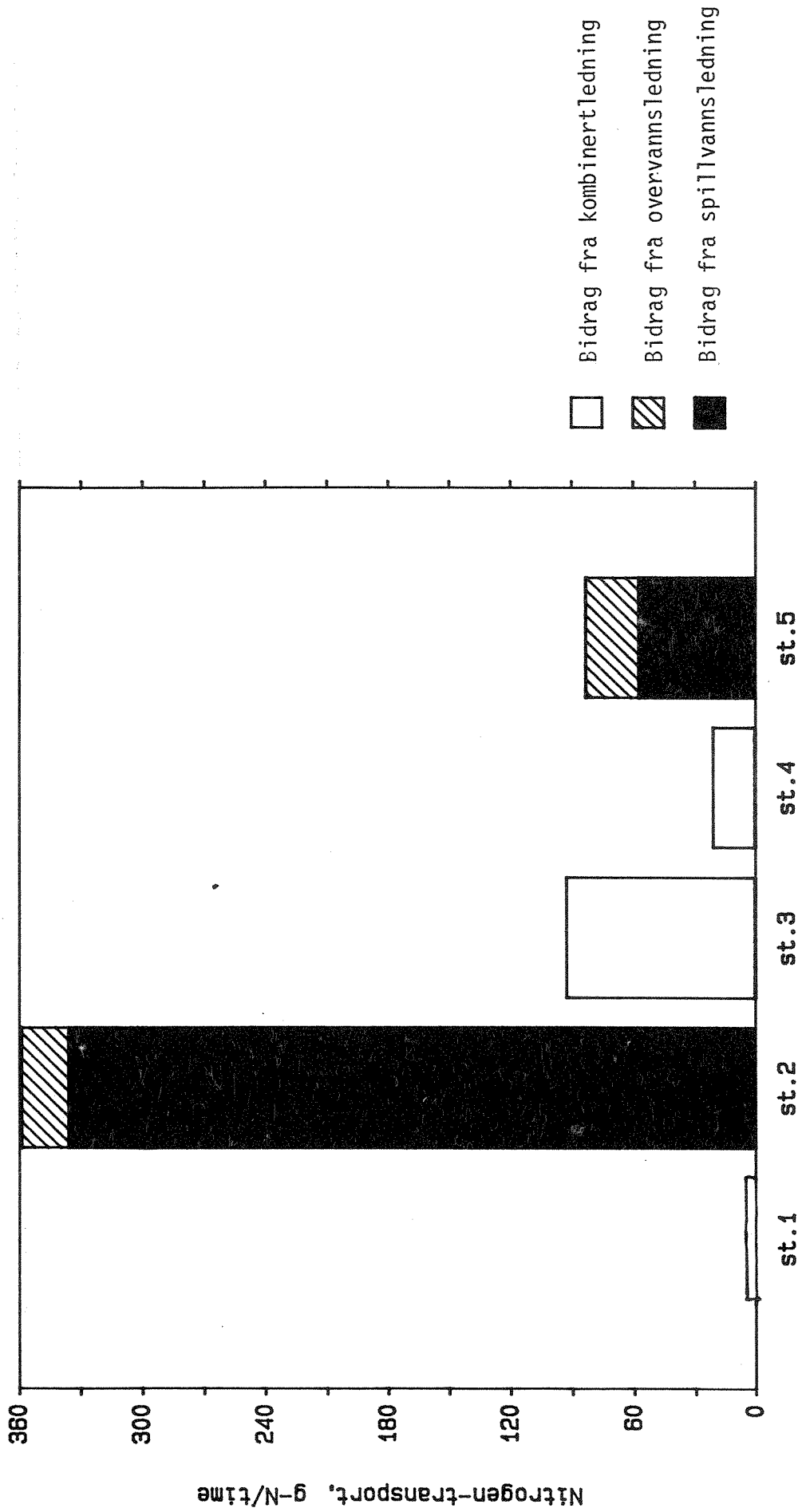


Fig. 3.2 Nitrogen-transport ved hver stasjon

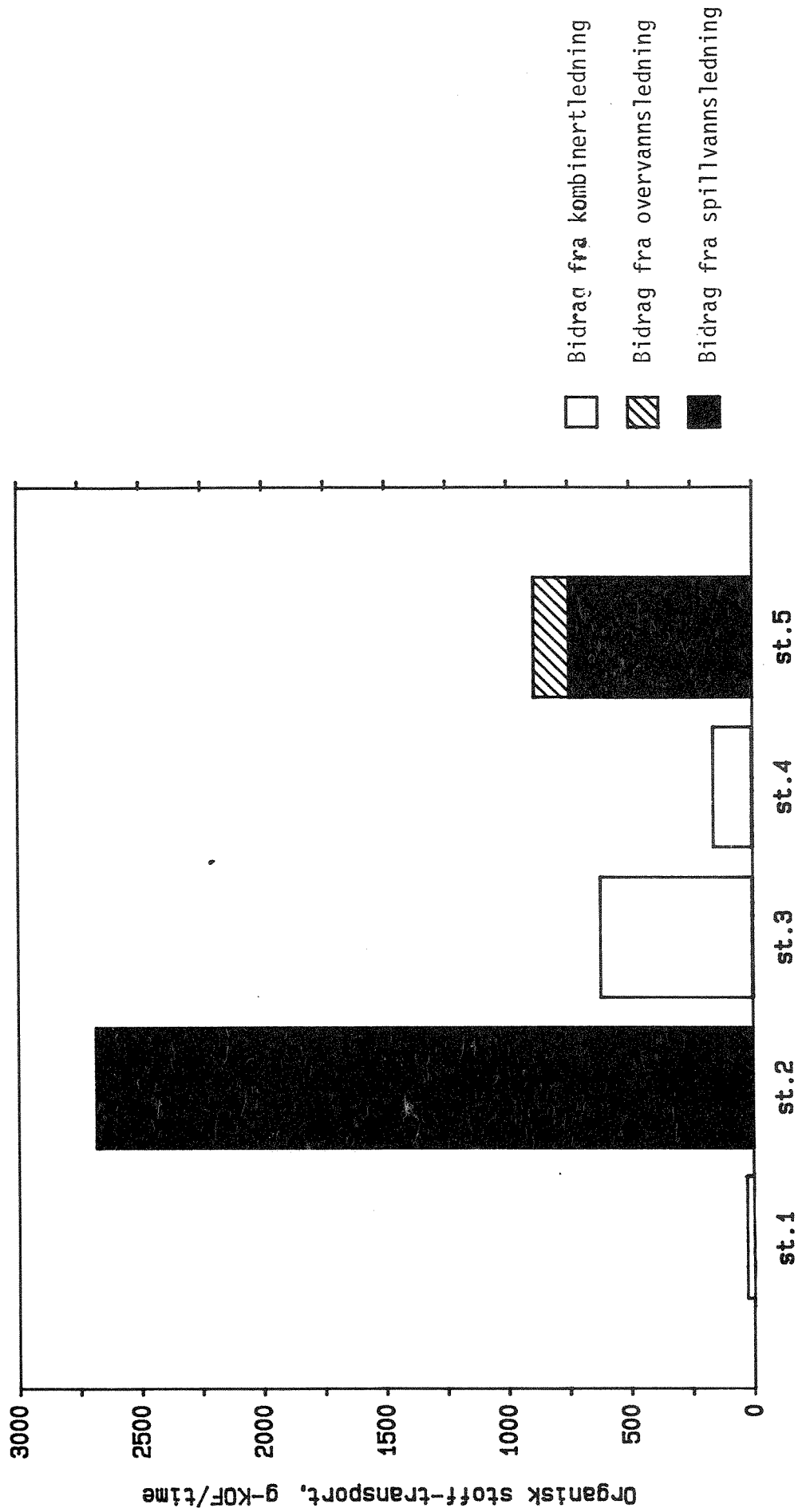


Fig. 3.3 Organisk-stoff transport ved hver stasjon

Det er verdt å merke seg at tegnforklaringen på oversiktskartet til Østlandskonsult A/S er feil. Det som er markert som spillvannsledning på kartet er overvannsledning, og overvannsledning er i virkligheten spillvannsledning.

Inn i kum 3 føres det en kombinertledning og en overvannsledning fra vei. Ifølge kartet er det et kombinertsystem oppstrøms denne kummen.

3.3.4 Diskusjon

Gjennom stasjon 1 (kum 3) er det lagt en kombinertledning og en overvannsledning som drenerer en vei. Stoffkonsentrasjonene er som ventet markert høyere i kombinertledningen enn i overvannsledningen (tabell 3.1). Overvannet er noe forurensset. Vannet i kombinertledningen er kraftig fortynnet, noe som viser tilførsler av "rent vann" selv i tørrværsituasjoner. Vannføringen i kombinertledningen er liten. Forurensningsbidraget fra felt A er ubetydelig i forhold til bidraget fra de andre feltene (figur 3.1, 3.2 og 3.3).

Også ved stasjon 2 (kum 38 og 39) fungerer separatsystemet brukbart i tørrvær, selv om spillvannet også her er uttynnet. Svært lite av forurensningen som passerer stasjonen stammer fra overvannet (tabell 3.1, 3.2 og 3.3). Spillvannsmengdene fra overforliggende område er store i forhold til antall personekvivalenter, noe som indikerer fremmedvannstilførsel selv i tørrvær. Kombinertsystem oppstrøms målepunktet må ta mye av skylden for dette.

Innlekking av fremmedvann direkte på spillvannsledningen er også en mulighet.

På stasjon 3 (kum 48) ble det som ventet registrert fortynnet avløpsvann, da det her er kombinert system. Felt D bidrar med en vesentlig del av forurensningen fra området selv om antall p.e. i dette feltet er forholdsvis lite.

Resultatene fra stasjon 4 (kum 50) viser svært fortynnet avløpsvann i kombinertledningen og stor vannføring i forhold til antall p.e. i felt B. Her skjer det innlekking av fremmedvann også i tørrvær.

Overvannet på stasjon 5 (kum 54 og 55) er kloakkpåvirket noe som tyder på kommunikasjon mellom ledningene. Det er også forholdsvis store mengder overvann her til å være en tørrværsituasjon. Stasjonen dekker et stort boligområde (felt F, G og H), og forurensningsmengder fra dette området burde derfor utgjøre en større del av den totale

forurensning enn hva som fremgår av målingene.

Et betydelig antall husstander har fortsatt slamavskillere/septiktanker som ennå ikke er kortsluttet. Generelt ser det ut til at disse har en stor betydning for avløpsvannet sammensetning i ledningsnett. Papir og store partikler holdes effektivt tilbake, da dette sjeldent blir observert i spillvannet. Effekten av slamavskillere/septiktanker kan også delvis forklare de generelt lave konsentrasjonene av forureningskomponenter i spillvannet.

3.3.5 Konklusjon

I en tørrværssituasjon fungerer ledningsnett i Nykirke avløpsfelt brukbart, da de helt vesentlige deler av forurensningene og tilføres renseanlegget via spillvannsledningene og kombinertledning nederst i feltet (stasjon 1 og 3). Svært lite transporteres ut av feltet i overvannsledninger.

Imidlertid skjer det en tilføring av fremmedvann til spillvannsledningene via kombinertledninger og ved innlekking selv i tørrvær. Dette gir seg utslag i uttynning av spillvannet og større vannmengder enn man skulle forvente i forhold til antall p.e. Slamavskillere/ septiktanker som ikke er kortsluttet holder tilbake partikulært materiale. Dette kan være en av årsakene til lave konsentrasjoner av forureningskomponenter i spillvannet. Men selv med en maksimal renseeffekt i slamavskillerne (30% for KOF, 10% for tot.P og tot.N), er stofftransporten til renseanlegget langt mindre enn man skulle forvente i forhold til antall p.e. tilknyttet ledningsnett.

4. Resipientvurderinger av Freberbekken og Frebergvika

4.1 Frebergbekkens nedbørfelt

Frebergbekken som har sine kilder i området av Nykirke tettsted, krysser under riksvei 310 og munner ut i Frebergvika. Bekken har en lengde

på noe over 2 km og et nedbørsfelt på ca. 1,5 km² hvorav ca. 0,7 km² (ca. 47 %) er dyrket mark og ca. 0,2 km² (ca. 13 %) tettbegygd areal. I området bor det ca. 700 personer. Alt kloakkvann skal etter planen tilføres kloakkrenseanlegg.

4.1.1 Forurensningsbelastning

Under de følgende teoretiske beregningene har vi regnet med et totalt nedbørfelt på ca. 1,5 km² og en midlere arealavrenning på 18 l/s/ km² (NVE 1987).

Følgende avrenningskoeffisienter fra landarealene er brukt (Vennerød 1984):

Utmarksområder:

Avrenningskoeffisienter for fosfor	: 6,5 kg/km ² /år
Avrenningskoeffisienter for nitrogen	: 220 kg/km ² /år

Tettstedsarealer:

Avrenningskoeffisienter - fosfor	: 100 kg/km ² /år
Avrenningskoeffisienter - nitrogen	: 700 kg/km ² /år
Avrenningskoeffisienter - BOF7	: 5000 kg/km ² /år

Jordbruksarealer:

Avrenningskoeffisienter - fosfor	: 75 kg/km ² /år
Avrenningskoeffisienter - nitrogen	: 5000 kg/km ² /år

Personekvivalenter (Vennerød 1984):

Fosfor	= 2,5 g P/pr. døgn
Nitrogen	= 12 g N/pr. døgn
BOF7	= 70 g /pr. døgn

Den totale årlige produksjonen av næringsalter og organisk stoff fra bebyggelsen blir i følge dette (regner med 30 % reduksjon av BOF₇ og 10% reduksjon av tot-N og tot-P i septiktanker for halvparten av tilførselene):

Fosfor = 607 kg/år
 Nitrogen = 2 913 kg/år
 BOF7 = 15 202 kg/år

I følge kpt.2 tilføres kloakkrenseanlegget:

259 kg fosfor/ år
 1 394 " nitrogen / år
 3 395 " BOF7 / år

dvs. en tilføringsgrad på hh.v. 42.7 %, 47.8 % og 22.3 %. Forurensningene som blir borte under veis til kloakkrenseanlegget skyldes lekkasjer, overløp, etc. Hvis vi antar at ca. 70 % av disse forurensningene når vassdraget, blir belastningen som skyldes lekkasje og overløp følgende:

Fosfor = 244 kg / år
 Nitrogen = 1 063 " / år
 BOF7 = 8 265 " / år

Renseanleggets renseeffekt er oppgitt til 71 % BOF₇, 78 % total fosfor og 9 % total nitrogen. Dette betyr at tilførselene fra renseanlegget til bekken blir:

57 kg fosfor / år
 1 269 " nitrogen / år
 985 " BOF7 / år

De teoretiske mengder av P, N, og BOF₇ til Frebergbekken er beregnet i tabell 4.1.

Tabell 4.1. Teoretisk årlige tilførsler til Frebergbekken

Tilførsler i kg/år:	Fosfor	Nitrogen	BOF7
Fra utmarksområde	ca. 4 kg	ca. 132	-
" tettstedsareal overfl. avr.	" 20 "	" 140	ca. 1000
" jordbruksarealer	" 53 "	" 3500	-
" kloakkrenseanlegget	" 57 "	" 1269	" 985
" lekkasjer/overløp	" 244 "	" 1063	" 8265
Tilsammen kg/år	ca. 378 kg	ca. 6104	ca.10250

Når vi regner med en arealavrenning på 20 l/s/ km², blir middelkonsentrasjonen i bekken 0,40 mg P/l, 6,5 mg N/l og 10,8 mg BOF7/l.

4.2 Nedbør og avrenningsforhold i observasjonsperioden

4.2.1 Nedbør

Nedbørforholdene ved Rove meteorologiske st., Holmestrand, er vist i fig 4.2 og tabell 4.2.

Mens nedbørmengden i august 1987 var omtrent som normalt, var nedbørmengdene videre ut over høsten betydelig høyere enn normalt. Spesielt var oktober måned meget nedbørsrik. På de tre dagene 15, 16 og 17 oktober 1987, kom det tilsammen 98,4 mm nedbør, hvorav 42,7 mm kom den 16.

På bakgrunn av de høye nedbørtall, må vi forvente at det høsten 1987 var betydelig større utspyling av forurensninger fra landområdene enn normalt.

4.2.2 Observasjonsmateriale

I tidsperioden august - november 1987 ble det foretatt 4 korttidsundersøkelser i Frebergbekken. Prøver for kjemiske analyser ble samlet inn med automatiske prøvetakere.

Prøvene ble analysert som døgnblandprøver ved Kjøtt- og næringsmiddelkontrollen i Sem kommune. De fire prøvestedene som ble benyttet var like nedstrøms avløpsledningenes utløp i bekken og i skogen ca. 100 m oppstrøms av bekkens utløp i Frebergvika:

- st. 1 = innløp kloakkrenseanlegg
- st. 2 = utløp kloakkrenseanlegg
- st. 3 = øverst i bekken etter samløp kloakkavløp/overvann
- st. 4 = nederst i bekken ca. 100 m oppstrøms Frebergvika

Analyseresultatene er gitt i tabellene 4.3 og 4.4.

Tabell 4.3. Frebergbekken - analyseresultater for fosfor og nitrogen

Serie	Dato 1987	Fosfor, mg P/l				Nitrogen mg N/l			
		Innløp st. 1	Utløp st. 2	Kløpp st. 3	Bekk st. 4	Innløp st. 1	Utløp st. 2	Kløpp st. 3	Bekk st. 4
1.	12.08.	2,9	0,36	0,51	0,33	17,4	15,6	13,2	7,2
	14.08.	2,4	0,43	0,73	0,32	15,2	15,0	14,1	6,6
2.	18.08.	3,5	0,33	1,10	0,32	17,4	17,8	14,6	8,9
	19.08.	3,2	1,30	0,60	0,28	17,6	18,0	14,6	8,8
3.	31.08.			0,23	0,20			6,9	5,1
	01.09.			0,64	0,19			17,5	5,5
	02.09.			0,39	0,19			9,8	5,6
4.	14.10.	6,86	1,53	0,62	0,26	16,8	9,0	5,6	4,3
	15.10.	6,92	1,64	0,29	0,26	15,6	8,4	4,6	3,7
	16.10.	8,82	3,66	0,58	0,50	15,0	8,8	4,0	3,3

Innløp (st. 1): Innløp kloakkrenseanlegg

Utløp (st. 2): Utløp kloakkrenseanlegg

Kløpp (st. 3): Like etter samløp overløp/utløp renseanlegg

Bekk (st. 4): Nederst i Frebergsbekken

Tabell 4.4. Frebergbekken - analyseresultater for B0F7, K0F Mn og suspendert stoff

Serie	Dato 1987	B0F7, mg O/l				K0F, mg O/l				Suspendert stoff, mg/l			
		Innløp st. 1	Utløp st. 2	Kløpp st. 3	Bekk st. 4	Innløp st. 1	Utløp st. 2	Kløpp st. 3	Bekk st. 4	Innløp st. 1	Utløp st. 2	Kløpp st. 3	Bekk st. 4
1.	12.08.	42	27	31	3	120	45	65	40	33	5	23	< 1
	14.08.	37	27	33	7	75	50	70	35	16	4	32	1
2.	18.08.	54	18	29	5	86	35	70	38	38	< 1	56	< 1
	19.08.	38	27	21	9	144	60	44	19	39	44	22	< 1
3.	31.08.			10	< 1			35	38			< 1	6
	01.09.			24	1			104	26			16	< 1
	02.09.			14	< 1			43	34			9	< 1
4.	14.10.	38	16	5	2	260	70	35	40	424	86	12	10
	15.10.	36	4	8	< 1	270	75	65	55	431	100	37	74
	16.10.	30	1	4	3	265	115	47	47	417	164	121	65

Innløp (st. 1): Innløp kloakkrenseanlegg

Utløp (st. 2): Utløp kloakkrenseanlegg

Kløpp (st. 3): Like etter samløp overløp/utløp renseanlegg

Bekk (st. 4): Nederst i Frebergbekken

4.3 Diskusjon

4.3.1 Renseanlegget

Renseanleggets effekt som framtrer ved differansen mellom analyseresultatene fra st. 1 og st. 2 (innløp - utløp renseanlegg) er på bakgrunn av tidligere undersøkelsesresultater diskutert i kpt. 2 ovenfor. Renseanleggets effekt basert på analyseresultatene i tidsrommet august - oktober er vist i tabell 4.5.

Tabell 4.5. Renseanleggets renseeffekt i % basert på analyse-resultatene i perioden august - oktober 1987.

Dato	Fosfor	Nitrogen	BOF7	KOF	SS
12.08.	88	10	36	63	85
14.08.	85	1	27	33	75
18.08.	91	- 2	67	59	97
19.08.	59	- 2	29	58	- 13
14.10.	78	46	58	73	80
15.10.	76	46	89	72	77
16.10.	59	41	97	57	61

Som det går frem av tabellen varierer anleggets renseeffekt i betydelig grad. Som ventet er det også store variasjoner fra komponent til komponent. Mens renseeffekten for fosfor varierer fra 59 til 91 %, er vannets nitrogenkonsentrasjon ut av anlegget av og til høyere enn i de tilførte vannmasser. Dette gjelder også suspendert stoff (19.08.1987). Den midlere renseeffekt (aritmetrisk middel) er 58 % for BOF7, 59 % for KOF, 66 % for suspendert stoff, 77 % for fosfor og 20 % for nitrogen.

4.3.2 Frebergbekken

Konsentrasjoner av næringssalter, organisk og suspendert stoff er naturlig nok meget høye i Frebergbekken, men en viss selvrensning gjør seg gjeldende nedover i bekken. Tabell 4.6 viser reduksjon i % på de ulike observasjonsdagene.

Tabell 4.6. Reduksjon av næringssalter organisk og suspendert stoff (i %) i Frebergbekken på de ulike observasjonsdagene.

Dato	Fosfor	Nitrogen	BOF7	COD	SS
12.08.	35	45	90	38	> 96
14.08.	56	53	79	50	97
18.08.	71	40	83	46	> 98
19.08.	53	40	57	57	> 95
31.08.	13	26	> 90	- 9	-500
01.09.	70	69	96	75	> 94
02.09.	51	43	93	21	> 89
14.10.	58	23	60	- 14	17
15.10.	10	20	> 88	15	-100
16.10.	14	18	25	0	46

Selvrensningseffekten eller tilbakeholdelsen av stoffer i bekker av denne type (uten magasiner) vil alltid variere med vannføringen. Under lavvannsføringen vil partikulære stoffer i vesentlig grad sedimentere. Når vannføringen øker vil disse stoffene igjen hvirvles opp og transporteres nedover vassdraget enten som suspendert materiale eller som transport langs bunnen. Om sommeren vil næringssaltene i noen grad bindes i biologisk materiale (begroing) - dette materiale vil i flomsituasjoner rives løs og transporteres nedover.

Den varierende selvrensningsevne som går frem av tabell 4.6 har sammenheng med slike effekter. I lavvannsperioder reduseres f.eks. vannets innhold av suspendert stoff med henimot 100 % mellom de to stasjoner. I flomsituasjoner derimot er suspendert stoff-innholdet høyere nederst i bekken enn øverst.

Fosforet som holdes tilbake på strekningen er sansynligvis i vesentlig grad partikulært fosfor som i liten grad er biotilgjengelig. Nitrogen, BOF7 og til dels KOF-reduksjonen skyldes til dels biologisk omsetning og til dels sedimentasjon.

4.3.3 Frebergvika

Frebergvika er en åpen nordvendt bukt ut mot Holmestrandfjorden - Breiangen. Bukten er meget grunn innerst og først 5-600 meter fra land er det dybde på omkring 20 meter.

På grunn av ofte pålandsvind (nordavind) blir løsreven vegetasjon (tang og tare), skjell og ulike typer flyttestoffer skyllet opp i fjæra og henlagt som en skår i nivå av høyvannstand. I perioder med pålandsvind er vannkvaliteten i bukta grå av resuspendert materiale fra de grunne bunnområder. I stille perioder eller i perioder med fralandsvind er vannet tilsynelatende klart som fjordvannet utenfor.

På fjellknauser og stein lengere utover langs strendene er det midtsommers betydelig begroing, men vi har inntrykk av at begroingssituasjonen her ikke er vesentlig anderledes enn i andre tilsvarende bukter.

På bakgrunn av de midlere analyseverdier og midlere arealavrenning, blir den årlige stofftransport til Frebergvika via bekken følgende:

Total fosfor	: ca. 270 kg/år	tilsvarende ca. 296 p.e.
Total nitrogen:	ca. 5580 kg/år	tilsvarende ca. 1270 p.e.
BOF7	: ca. 4460 kg O/år	tilsvarende ca. 174 p.e.
Suspendert stoff	: ca. 21 760 kg/år	

Da beregningene er gjort på bakgrunn av det foreliggende materiale som sannsynligvis er noe mangelfullt er verdiene ikke representative for den virkelige årsbelastning. Vi må anta at tilførselene er betydelig mindre vinterstid og under lavvannsføring om sommeren.

Det tilførte organiske materiale fra kloakkrensaneanlegget øverst i bekken brytes i betydelig grad ned på veien nedover. Vi vil derfor anta at luktulempene som av og til gjør seg gjeldende nede ved stranden i liten grad skyldes forholdene i bekken. Derimot vil det råtnende organiske materiale som ligger i buktens strandsone meget vel kunne skape slike forhold.

5. BIOLOGISKE PRODUKSJONSSYSTEMER FOR FJERNING AV PLANTENÆRINGSSTOFFER

5.1 Innledning

Frebergbekken mottar rensed avløpsvann fra Nykirke kloakkrenseanlegg, overvann som avlastes fra ledningsnettets under perioder med nedbør samt avrenning fra dyrket mark direkte og gjennom drenasjesystem.

En vesentlig bedring av renseseffekten på kloakkrenseanlegget kan bare til en viss grad bedre forholdene i bekken. Forutsatt at ikke hele Nykirkeområdet får et nytt avløpssystem, vil man også i fremtiden få tilført bekken betydelige vannmengder via overløpet ved rensesanlegget.

Tiltak for å redusere avrenningen av gjødselstoffer fra jordbruksområdene vil være viktig, men de vil også ha sin begrensning.

Frebergbekken vil derfor bli tilført forurenset vann samme hvilke tiltak man setter i verk. Det er derfor viktig at denne type forurenset vann som ikke kan renses i rensesanlegg, oppnår en størst mulig rensing i bekkesystemet. Dette er bakgrunnen for at NIVA foreslår et biologisk produksjonsanlegg i bekkens øvre løp for å øke bekkens selvrensende evne.

I dette kapitlet forklares ideen og de teoretiske forutsetningene for slike anlegg. Det skal imidlertid en viss forskningsmessig innsats til før et slikt anlegg kan bygges. NIVA forsøker derfor å finne finansiering til denne delen av prosjektet som nedenfor er kalt fase 1.

Fase 1 forutsetter imidlertid en medvirkning fra Borre kommune og Fylkesmannen i Vestfold. Dette er spesifisert nærmere i kpt. 6.9.

Fase 2 som er byggingen eller den tekniske tilretteleggingen i Frebergbekkens øvre del, vil først kunne bli foreslått etter at fase 1 er avsluttet.

5.2 Bakgrunn

Eutrofiering, som skyldes overgjødning av vannforekomster med plantenæringsstoffer fra kommunalt kloakkvann, industriavløpsvann og avrenning fra dyrket mark er fortsatt et alvorlig problem. Ved de siste tiårs utbygging av rensesanlegg for kloakkvann, spesielt i innlandet, har imidlertid problemet fått en ny karakter. Samtidig som

kloakkutslippen etterhvert blir gjenstand for rensing har moderne jordbruksdrift med bl.a. bruken av kunstgjødsel fortsatt å øke. Dette har ført til at den diffuse lekkasjen av næringssalter til vassdragene har fått en større betydning.

De rens tiltak som er iverksatt på kloakkvannsutslipp i Norge bygger på forutsetningen at fosfor er det primært begrensende næringssaltet i ferskvannsforekomster. De fleste anlegg er derfor av typen kjemiske fellingsanlegg som gir en effektiv reduksjon av fosfor, men som har liten effekt på nitrogenforbindelser. Dette forhold, sammen med økt lekkasje av nitrogen fra dyrket mark og atmosfærisk bidrag har ført til at transporten av nitrogenforbindelser med vassdragene ut i havet har økt. Mye tyder på at en overkonsentrasjon av nitrogenforbindelser i ferskvannssystemer har liten effekt så lenge fosforkonsentrasjonen er lav. Den strategi som er valgt for å begrense eutrofieringen i ferskvannsresipientene kan derfor synes tilfredsstillende i et lokalt perspektiv. Den senere tids utvikling langs kysten, med stadig hyppigere algeoppblomstringer viser imidlertid at det også er nødvendig å se eutrofieringsproblemet i et større perspektiv.

I havet er forholdet mellom N og P-forbindelser (nitrogen og fosfor) tilgjengelig for algeproduksjon lavere enn hva som er vanlig i ferskvann. Det betyr at nitrogen har større betydning som begrensende faktor for algevekst. Det overskudd av nitrogen som transporteres med vassdragene ut til havet kan derfor gi grunnlag for algeoppblomstringer i kystområdene, fjernt fra forurensningskildene. Situasjonen krever en ny strategi for håndteringen av eutrofiering, hvor det legges vekt på:

- * Regionale isteden for lokale vurderinger
- * Tiltak mot diffuse forurensningskilder
- * Reduksjon av nitrogenutslipp fra kloakkvann

Gjennomføring av en ny strategi mot eutrofiering forutsetter nye ukonvensjonelle tiltak og metoder. I denne forbindelse kan økt bruk av ulike biologiske produksjonssystemer være en løsning.

5.3 Biologiske produksjonssystemer

Med biologiske produksjonssystemer menes her naturlige eller etablerte biologiske systemer som optimaliseres med hensyn på opptak av plantenæringsstoffer.

Næringssaltfjerningen i de biologiske produksjonssystemene skjer vesentlig ved innbygging i plante- og dyremateriale som kan nyttiggjøre til ulike formål avhengig av de biologiske komponenter som benyttes f. eks.

- * fôr og mat
- * industrikjemikalier
- * jordforbedringsmidler
- * naturgassproduksjon

Produksjonsanleggenes næringssaltfjerning skjer vesentlig ved opptak i planter i samband med fotosyntese. Plantene kan enten være planktonalger, bentiske (fastsittende) alger eller høyere planter. Produksjonsanlegg for alger og vannplanter vil ha form av grunne dammer eller kanaler. Ved bruk av akvaponisk dyrkingsteknikk kan også landplanter benyttes, eventuelt i drivhusanlegg.

Mikrobielle prosesser inngår i omsetningen av næringssalter i produksjonsanleggene og kan bidra til en effektiv fjerning av nitrogen ved denitrifisering.

Flere biologiske trinn kan innføres for å overføre den produserte biomassen i en form som er lettere å høste, eller mer verdifull enn plantematerialet. Planktonalger kan f. eks. utnyttes til produksjon av krepsdyr eller hjuldyr som er høyverdig fôr til oppdrett av fiskyngel.

De mange alternative prinsipper som kan benyttes i biologiske produksjonsanlegg for fjerning av næringssalter gjør at anlegg kan tenkes tilpasset mange ulike situasjoner hva gjelder forurensningstype, arealtilgang, rensekrav, klimatiske forhold, muligheter for utnyttelse av produksjon m.v.

5.4 Mål

Forskningsprosjektets mål er å utvikle biologiske produksjonssystemer for fjerning av plantenæringsstoffer i vann. Systemene skal kunne brukes til å redusere lekkasje av næringssalter fra diffuse kilder, avlastningsvann via overløp og for etterpolering av avløpsvann fra kloakkrensaneanlegg.

5.5 Status

Utvikling av de prinsipper som er beskrevet ovenfor for å redusere lekkasjen av næringssalter til vannforekomster i Norge må bygge på erfaringer fra lignende fremgangsmåter i andre land og kjennskap til naturgrunnlag og biologiske forhold i Norge.

Forsøk med biologiske produksjonsanlegg for rensing av avløpsvann har vært gjort i mange land og har noen steder ført til utbygging av storskala-anlegg. Algedammer brukes bl. a. i California og Israel for behandling av kloakkvann og avløpsvann fra husdyrfarmer.

Forsøk med utnyttelse av algeproduksjon i avløpsvann via produksjon av krepsdyr er utført bl. a. i California og Quebec. Krepsdyrene (*Daphnia*) sørger for den ellers kostbare separasjonen av alger fra vannfasen, samtidig som de er verdifulle som fôr til fiskoppdrett.

Forsøk med et avansert flertrinns biologisk produksjonsanlegg med marine organismer (alger, muslinger, mark og tang), i USA har vist at det er mulig å oppnå meget høy renseeffektivitet samtidig som det produseres produkter som kan omsettes.

Produksjonssystemer med høyere planter for rensing av avløpsvann har mest vært brukt i tropiske og subtropiske områder, hvor særlig flyteplanten *Eichhornia crassipes* (vannhyasint) har vist seg å være meget effektiv for fjerning av næringssalter og andre forurensningskomponenter. En oversikt beskriver 13 slike anlegg i bruk i USA. I Nord-Europa fins eksempler på anlegg hvor rensepotensialet gjennom naturlige våtmarker utnyttes.

Ved bruk av drivhus kan anlegg med høyere planter også tilpasses kaldere klima. Pilotanlegg av denne typen prøves f. eks. i New England, USA. Anleggene er bygget med sikte på solenergidrift og produksjon av prydplanter og fisk som gir inntekter til driften.

5.6 Egen erfaring

God kjennskap om biologiske forhold i naturlige og forurensede akvatiske systemer er den viktigste forutsetningen for å kunne utvikle produksjonssystemer som bygger på utnyttelse av naturlige selvrensningsprosesser. NIVA har kompetanse på dette felt i tillegg til VAR-teknikk og akvakultur, som det vil være behov for ved gjennomføringen av prosjektet.

Praktiske forsøk med anlegg for produksjon av alger og krepsdyr (Daphnia) i vann fra en forurenset bekk og fra kloakkrensaneanlegg har gitt grunnlag for beregning av produksjonspotensiale og renseseffekt i denne type anlegg. Resultatene viser at det er mulig å oppnå en høy produksjon av alger under rådende klimatiske forhold i Norge og at den produserte biomassen effektivt kan omsettes i krepsdyr som er verdifulle som fôr i fiskoppdrett.

5.7 Prosjektbeskrivelse

Første trinn i arbeidet med å utvikle biologiske produksjonssystemer for fjerning av plantenæringsstoffer i vann vil være å skaffe god oversikt over feltet ved litteraturstudier og besøk ved de mest sentrale miljøene i utlandet hvor lignende arbeid blir gjort.

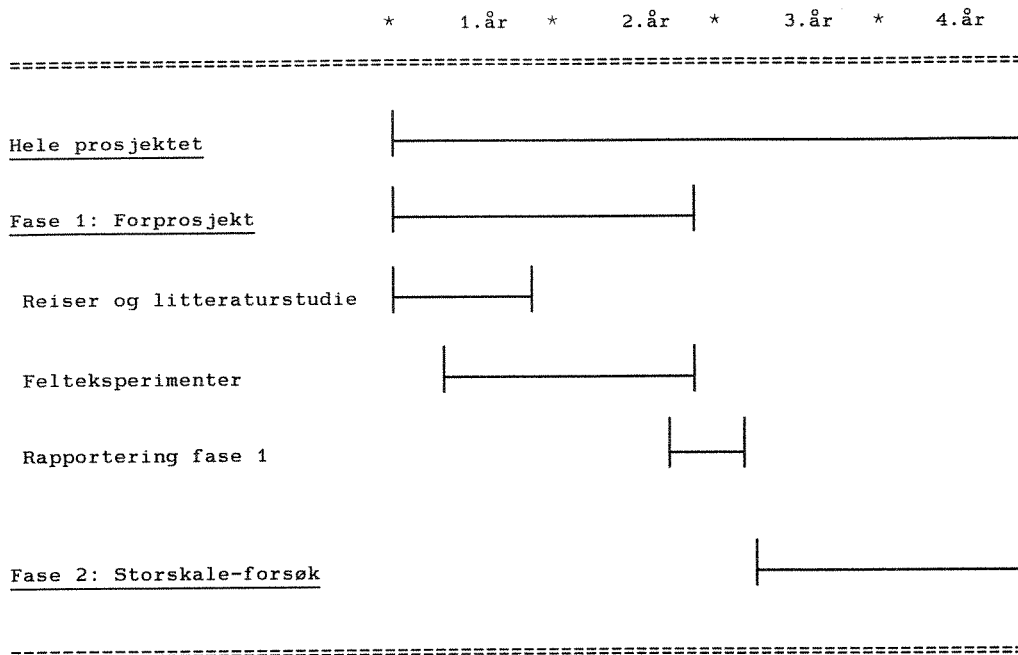
Eksperimenter med noen av de mest aktuelle systemene i liten skala vil bli startet for å prøve ut egnede biologiske komponenter for norske forhold og forholdene i Frebergbekken spesielt.

På grunnlag av utredning og forundersøkelser lages en plan for den videre virksomheten, hvor målet er å bygge anlegg i full skala i Frebergbekkens øvre del.

5.8 Fremdriftsplan

Prosjektets første fase har karakteren av et forprosjekt, og videreføringen av prosjektet vil være avhengig av de vurderinger som blir gjort etter den innledende utredningen og feltforsøkene.

Fase 2 av prosjektet, hvor fullskale-anlegg blir bygget vil kunne begynne 1 - 2 år etter at forprosjektet har startet.



5.9 Prosjektorganisering

Forprosjektet vil bli gjennomført av NIVA. Arbeidet vil skje i samarbeid med Norges Landbruksuniversitet, Fylkesmannen i Vestfold og Borre kommune.

NIVA vil være ansvarlig for koordineringen av fase 2 av prosjektet. Detaljer i organiseringen må fastlegges på et senere tidspunkt.

5.10. Gjennomføring

Vi er ikke kjent med at det er bygget biologiske produksjonsanlegg i Norge tidligere. Det foreslåtte anlegget kan derfor bli et pilotanlegg som det er behov for i Norge, spesielt om man ønsker å redusere denne type forurensninger man her står overfor. Vi ser det derfor som naturlig at Fylkesmannen trekkes inn da denne type anlegg kan være av stor interesse i mange jordbruksområder.

Fase 1.

Omkostningene for den forskningsmessige delen av fase 1 vil bli dekket av NIVA forutsatt at finanseringen ellers går i orden.

Det forutsettes at Borre kommune, eventuelt i samarbeid med

Fylkesmannen, innhenter tillatelse fra grunneierene til det påtenkte anlegg inkludert en kjerrevei fra renseanlegget til Frebergbekken og videre langs bekken ca. 150 m hvor det må anlegges en enkel dam.

Foruten veien må kommunen påta seg noe oppryddingsarbeid i bekkens øvre områder fra dagens utslipp og ca. 150 nedstrøms til den foreslåtte dammen hvor vannstanden må kunne reguleres. Likeledes må deler av bekkens sidekanter stabiliseres.

Fase 1 vil ta anslagsvis 1 1/2 år.

Fase 2.

Resultatene av fase 1 vil være avgjørende for hvorvidt fase 2 bør settes i gang. I så fall må kommunen selv finansiere byggingen av anlegget mens NIVA vil forestå den forskningsmessige driften av anlegget inntil dette er innkjørt.

6. TEKNISKE LØSNINGER

Følgende alternative tekniske løsninger på forurensningsproblemene fra Nykirkeområdet har vært vurdert:

6.1 Første alternativ

6.1.1 Renseanlegg

På bakgrunn av mengdemålinger og målinger av konsentrasjonene i innkommende vann til Nykirke kloakkrenseanlegg, har det vist seg at driftsproblemene oppstår som følge av hydraulisk overbelastning, ikke av organisk overbelastning. Dette vil igjen si at krav til oppholdstid i kontaktbasseng og sedimenteringsbasseng blir begrensende for vannmengden som kan tilføres anlegget. For øyeblikket er oppholdstiden i kontaktbassenget for kort. Ved å endre vann- og slamveier slik at eksisterende aktiviseringsbasseng som er større enn 53 m³, benyttes som kontaktbasseng, løser man problemet ved at krav til oppholdstid og slambelastning blir tilfredsstillende. Dagens kontaktbasseng vil fungere som aktiveringsbasseng. Sedimenteringsbassenget blir nå begrensende og kan belastes med maks. 22 m³/h.

Ved å gjøre de endringer som er beskrevet ovenfor kan anlegget drives biologisk/kjemisk med en maks. belastning på 22 m³/h.

Det foreslås at det monteres to nye pumper i pumpekummen, hver med en kapasitet på 11 m³/h. Pumpene styres av nivåvipper. 1. pumpe slår inn på lavt nivå, mens 2. pumpe slår inn på høyt nivå i kummen. Dette for å få en jevnere belastning på anlegget og for å unngå store pumpestøt.

Overskytende vannmengde som blir tilført pumpekummen (vil variere i forhold til nedbør og tiltak på ledningsnett) pumpes opp i en roterende trommelsil med lysåpninger på ca. 1mm. Trommelsilen må stå innendørs. Oppsamling og borttransport av silgods må ordnes. Spyleanordning med kaldt, eventuelt varmt vann må også monteres.

Trommelsilen vil hindre at det oppstår estetiske problemer i bekken på grunn av flytestoffer i avløpsvannet.

Det må foretas en kritisk gjennomgang av det eksisterende kloakkrenseanlegget for eventuelt å bytte ut foreldede komponenter og skaffe nye som trengs til den daglige drift. Vedlikeholdsrutiner og driftsrutiner gjennomgås. Anleggsdriften optimaliseres m.h.t. renseeffekt. Dette gjøres ved å kjøre riktige slamkonsentrasjoner i aktiverings- og

kontaktbasseng, luftmengder, kjemikalier, etc.

6.1.2 Ledningsanlegg

Hovedledningene i Nykirke avløpsfelt bør bli liggende uforandret. Enkelte utbedringer av overløp, overvannstilløp og erstatning av kombinertledninger med separatsystem bør utføres med utgangspunkt i tidligere utarbeidet saneringsplan. Spillvannsledningene nederst i avløpsfeltet ledes til felles overløp. Overløpet dimensjoneres for å lede en bestemt vannmengde (Q dim.) til renseanlegget, mens resterende går i overløp og direkte til resipient. I tørrværssituasjoner vil renseanlegget kunne motta alt spillvannet. Overløp vil skje i regnværperioder og under snøsmelting. Overløpet vil holde tilbake partikulært materiale fra overløpsvannet.

Forurensningstilførselen til resipient i overvannsledningene er små i en tørrværssituasjon. Overvannet bør derfor ledes direkte til resipient slik tilfellet er i dag.

Samtlige takpåkøplinger på spillvannsledninger omkoples og føres ut i terrenget eller til egnet overvannsledning.

For at kloakkvannet skal bli mer konsentrert bør septiktanker utkoples der hvor fallforhold og vannmengder tilsier at dette kan gjøres uten for store driftsproblemer.

Gatesluk føres direkte til nærmeste overvannsledning.

Ved befaringen i september 87 var overløpet i kum 22 satt ut av funksjon av naboer slik at vannmengdene i en kombinertledning ført inn i kummen fordelte seg videre på en overvanns- og en spillvannsledning. Årsaken ble oppgitt til å være kjelleroversvømmelser. For å rette opp dette bør det legges ny spillvannsledning oppstrøms av kum 22 og som påkoples spillvannsledning som begynner i kum 22.

6.1.3 Frebergbekken

Det foreslås videre at bekkens øvre område fra utslippene og ca. 150 m nedstrøms renskes opp og gjøres om til et såkalt biologisk produksjonsanlegg hvor avløpsvannet fra renseanlegget "poleres" og hvor avlastningsvannet fra trommelsil og dreinsvann fra dyrket mark får en biologisk rensing. Det må anlegges en enkel dam i bekkens øvre del hvor vannoppstuvningen kan reguleres. I bekken settes ut planter som

har spesiell evne til å trekke ut næringsalter av vannet. Prinsippet for anlegget er beskrevet i kpt. 5. NIVA har stor tro på denne type løsning og det er søkt forskningsmidler som er tenkt benyttet i Frebergbekken om Borre kommune er interessert i et samarbeid. Det forutsetter også at grunneierne rundt området er interessert. Det påtenkte anlegg vil ikke gå ut over dyrket mark bortsett fra en kjerrevei fra renseanlegget over åkeren og frem til området.

6.2. Andre alternativ

Nykirke kloakkrenseanlegg bygges om til et mekanisk/kjemisk renseanlegg. Det monteres flokkuleringskammere i eksisterende luftebasseng. Eksisterende sedimenteringsbasseng benyttes for sedimentering av kjemisk slam.

Ved bruk av anbefalt overflatebelastning kan anlegget da belastes med maks. 30 m³/h. Vannet bør pumpes inn på anlegget ved en form for utjevning, eventuelt med 2. stk. pumper for å unngå harde støtbelastninger. Overskytende vannmengde pumpes til trommelsil som for første alternativ.

Tiltak på ledningsnett vil bli som foreslått i første alternativ. Det samme gjelder bruk av bekken som biologisk produksjonsanlegg.

6.3 Tredje alternativ

Bygging av et nytt kjemisk-biologisk kloakkrenseanlegg med en kapasitet på ca.30 m³/h med utslipp til Frebergbekken. Samme grad av rehabilitering av ledningsnett som for første alternativ vil være nødvendig.

6.4 Fjerde alternativ

Nykirke kloakkrenseanlegg nedlegges og alt avløpsvann overføres til et nytt renseanlegg på Falkenstein ca. 5 km fra Nykirke kloakkrenseanlegg. En overføringsledning forutsetter mye utspregning i fjell og flere pumpestasjoner.

For å redusere pumpe- og renseomkostningene må ledningsnettet ved Nykirke gjennomgå en omfattende rehabilitering.

6.5 Andre delløsninger

NIVA er blitt bedt om å vurdere utledning av avløpsvann i Frebergvika med fortynning/innlagring på dypt vann.

Avløpsvannet kan enten føres i avskjærende ledning langs bekken ned til Frebergvika hvor det ved strandkanten anlegges en utløpskum hvor selve utløpsledningen starter, eller man lar bekken føre avløpsvannet frem til utløpskummen hvor det bygges et overløp. Utløpsledningen må da dimesjoneres for bekkens tørrværsvannføring eller mer.

En avskjærende ledning langs bekken vil få en lengde på ca. 800-900 m frem til utløpskummen. Utløpsledningen vil bli ca. 1000 m lang og ende på 30 m dyp.

REFERANSER

1. Børstad B.S. og Railo, Ø, 1983. Saneringsplan - Avløp, Nykirke, Østlandskonsult A/S, 15. sept.83
2. Statens forurensningstilsyn, 1983. Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg. Revidert utgave januar 1983.
3. Stene-Johansen, S. 1987. Brev til Borre kommune, 20. mai 1987.
4. Vråle, L. 1985. Spesifikk forurensningsproduksjon fra husholdninger. NIVA-rapport 1/85.
5. Vråle, L. 1986. Bestemmelse av tilføringsgrad. NIVA-rapport 13/86.
6. Norges vassdrags- og energiverk 1987. Avrenningskart over Norge.
7. Vennerød, K, 1984. Håndbok i innsamling av data over forurensningstilførsler til vassdrag fjorder, NIVA-rapport 0-82014/F 82436.