

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0 - 79001

PRIMÆRFELLING MED ULIKE
FELLINGSKJEMIKALIER VED
SANDVIKA RENSEANLEGG

Jernklorid

Jernklorid + kalk

Aluminiumsulfat

Kalk + sjøvann

Oslo, 8. februar 1980

Saksbehandler: Siv.ing. Lasse Vråle

Instituttetsjef: Kjell Baalsrud

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-79001
Undernummer:
Løpenummer: 1186
Begrenset distribusjon:

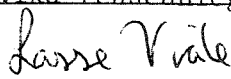
Rapportens tittel: Primærfelling med ulike fellingskjemikalier VA 9/79.	Dato: 8.2.1980
	Prosjektnummer: 0-79001
Forfatter(e): Siv.ing. Lasse Vråle	Faggruppe:
	Geografisk område: Bærum, Akershus
	Antall sider (inkl. bilag): 108

Oppdragsgiver: Vestfjorden Avløpsselskap (VEAS)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: Rapporten angir nødvendige doseringsmengder og renses effekter for fellingskjemikalie-kombinasjonene jernklorid, jernklorid + kalk, aluminiumsulfat og kalk + sjøvann, for å oppnå felles rensesresultat på 0,20-0,30 mg P/l i utløpsvannet. Angir også resulterende slamproduksjon målt ved fullskala undersøkelser.

4 emneord, norske:
1. Kjemisk felling
2. Fosfor reduksjon
3. Rensing av avløpsvann
4. Ulike fellingskjemikalier
Sandvika renseanlegg

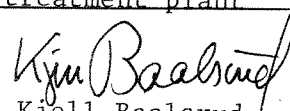
4 emneord, engelske:
1. Chemical precipitation
2. Phosphorus reduction
3. Municipal wastewater treatment
4. Use of different flocculants
Sandvika treatment plant


Lasse Vråle

Prosjektleders sign.:


Arild Schanke Eikum

Seksjonsleders sign.:


Kjell Baalsrud

Instituttetsjefs sign.:

ISBN 82-577-0244-7

F O R O R D

Denne undersøkelsen er utført på oppdrag av Vestfjorden Avløpsselskap (VEAS) som ett ledd i planleggingen og utbyggingen av Sentralrenseanlegg Vest (SRV) for rensing av avløpsvann fra Asker, Bærum og Oslo kommuner. Arbeidet har vært utført i nært samarbeid med VEAS og i tilknytning til et annet NIVA oppdrag, 0-78102: "Slamavvanning med filterpresser, del 2. Sammenliknende undersøkelser av to kammerfilterpresser og en membranfilterpresse."

Samspeillet mellom renseprosessen i vannfasen, resulterende slamprodukt mengde og - sammensetning, og slamegenskaper og avvanningskapasiteter er kompliserte forhold. Denne rapporten beskriver renseprosessen i vannfasen og resulterende slamproduksjon målt i fullskala ved bruk av forskjellige aktuelle fellingsmidler og doseringsmengder. Som bistand for VEAS i arbeidet med å komme fram til de beste kombinasjoner for valg av fellingskemikalium, doseringsutstyr og slambehandlingsutstyr gir rapporten viktig bakgrunnsinformasjon. Resultatene viser at flere kombinasjoner er konkurransedyktige både renseteknisk, slambehandlings-teknisk og økonomisk. Opplegget ved VEAS bør utformes fleksibelt slik at de forskjellige forhold og egenskaper i både vannfase og slamfase og det rensetekniske miljø kan tas hensyn til etter hvert som fullskala erfaringene ved SRV kommer for dagen.

Undersøkelsene ble gjennomført på Sandvika kloakkrenseanlegg i Bærum i tidsrommet januar til juni 1979. Vi ønsker å rette en takk til Bærum kommune som stilte anlegget til disposisjon, og en spesiell takk til driftsoperatørene Arne Jensen og Ivar Karlsen.

Oslo, 5.2.1980

Lasse Vråle
Lasse Vråle

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	2
1. SAMMENDRAG	7
2. INNLEDNING	13
2.1 Bakgrunn	13
2.2 Utvikling i undersøkelsen	13
2.3 Målsetning	15
3. SANDVIKA RENSEANLEGG	16
3.1 Generelt	16
3.2 Rensedistriktet	16
3.3 Dimensjonering og teknisk utforming av anlegget	18
4. FORSØKSOPPLEGG	20
4.1 Valg av opplegg. Bruk av Sandvika renseanlegg	20
4.2 Bruk av ulike fellingskjemikalier	22
4.2.1 Dosering av kalk + jernklorid	22
4.2.2 Felling med jernklorid	25
4.2.3 "- " aluminiumsulfat	25
4.2.4 "- " kalk + sjøvann	26
4.3 Fremgangsmåter ved undersøkelsene	27
4.3.1 Undersøkelser av renseseffekt	27
4.3.2 "- " slamproduksjon	30
4.4 Oversikt over forsøksperiodene	31
5. RENSERESULTATER I VANNFASEN	34
5.1 Vannføring og hydrauliske belastningsforhold	34
5.2 Konsentrasjoner i innløpsvannet	36
5.3 Renseeffekter	38
5.3.1 Generelt	38
5.3.2 Fosfor	38
5.3.3 Kjemisk oksygenforbruk KOF	45
5.3.4 Suspendert stoff	48

5.4	Fellingskjemikalienes innvirkning på utløpsvannet	48
5.4.1	pH-verdier	48
5.4.2	Alkalitetsverdier	53
5.4.3	Kalsium-konsentrasjoner	56
5.4.4	Magnesium- "-	56
5.4.5	Jern- "-	59
6.	SLAMPRODUKSJON OG SLAMEGENSKAPER	61
6.1	Generelt	61
6.2	Slamproduksjon	63
6.2.1	Volum av produsert slam	63
6.2.2	Tørrstoff-konsentrasjoner i fortykket slam	66
6.2.3	Produsert tørrstoffmengde	69
6.3	Vurdering av slamproduksjon	72
6.4	Kjemisk innhold i forskjellige slamtyper	76
7.	DRIFTSTEKNISKE OG VEDLIKEHOLDSMESSIGE FORHOLD VED BRUK AV FORSKJELLIGE FELLINGSKJEMIKALIER	79
7.1	Kjemikaliedosering og styring	79
7.1.1	Jernklorid	79
7.1.2	Aluminiumsulfat i løsning	80
7.1.3	Kalk dosering	81
7.1.4	Sjøvannsdosering	82
7.2	Innvirkning på renseprosess	83
7.2.1	Flatebelastning	83
7.2.2	Visuelle miljøtekniske forhold	84
7.2.3	Korrosjon og korrosjons-beskyttelse	85
7.2.4	Slammets påvirkning på prosessen	86
8.	KONKLUSJONER	89
9.	LITTERATUR	90
VEDLEGG 1	Obervasjoner av renseeffekt ---	92
"-"	2 Analyseresultater Sandvika januar-juni 1979	99
"-"	3 Oversikt over slamtransporter Sandvika februar-juni 1979	101
"-"	4 Beregning av slamvolum produksjon ---	103
"-"	5 Analyser av organisk stoff i forskjellige slamtyper	107

TABELLFORTEGNELSE

Tabell nr.:		Side:
1	Analyser av sjøvannsprøver Sandvika renseanlegg	27
2	Oversikt over forsøksperioder ved Sandvika ---	32
3	Gjennomsnittlige konsentrasjoner i innløpsvannet ved Sandvika renseanlegg	37
4	Fosforanalyser i blandprøvene	40
5	Gjennomsnittlige doseringsforhold og rense-resultater for forskjellige kjemikalieforhold	7 og 42
6	Renseeffekter m.h.t. organisk stoff, KOF, Sandvika renseanlegg	46
7	Renseeffekter m.h.t. suspendert stoff og sjøvannets klarhet ---	49
8	Oversikt over pH-verdier i renseanlegget	51
9	Alkalitetsanalyser ved Sandvika renseanlegg	54
10	Total alkalitet i utløpsvann fra Sandvika r.a.	55
11	Kalsium konsentrasjon i inn- og utløpsvann, Sandvika renseanlegg	57
12	Magnesium i innløpsvann dosert via sjøvann, og utløpsvann	58
13	Analyser av jern-konsentrasjoner i inn- og utløpsvann	60
14	Slamvolum-produksjon basert på bortkjørt slam fra Sandvika renseanlegg	64
15	Slamvolum-produksjon basert på oppfyllings-hastighet i fortykker	65
16	Relativ slamvolum-produksjon	9 og 65
17	Noen typiske tørrstoff-konsentrasjoner i slam fortykket ved Sandvika renseanlegg	66
18	Spesifikk slam tørrstoff produksjon for ulike fellingskjemikalier	70
19	Relativ slamproduksjon basert på tørrstoff ved Sandvika renseanlegg	71
20	Relativ slamproduksjon med hensyn til tørrstoff	74
21	Prosentvis innhold av organisk stoff, kalsium, magnesium, tot-P, jern og aluminium i slam	77
22	Oversikt over forhold knyttet til blandprøvene	94
23a og b	Oversikt over slamtransporter fra Sandvika r.a.	101-102
24	Prosentvis organisk stoff i slam felt med kalk + jernklorid, jernklorid, aluminiumsulfat, og kalk + sjøvann	107

FIGURFORTEGNELSE

Figur nr.:		Side:
1	Sandvika rensedistrikt med utvidelse	17
2	Prosesskjema for Sandvika kloakkrenseanlegg	18
3	Flyteskjema " -"- -"-	21
4	Doseringsopplegg for kalk + sjøvann ved Sandvika rensesanlegg	23
5	Jernklorid dosering	24
6	Sandvika rensesanlegg. Flatebelastning	29
7	Døgnvannsføring ved Sandvika rensesanlegg feb.-juni 1979	35
8	Total- og orto-P i inn- og utløpsvann ved Sandvika rensesanlegg	41
9	Fosfor-konsentrasjon utløpsvann felt med jernklorid med og uten kalk	44
10	Renseeffekt m.h.t. fjerning av organisk stoff for perioder med jernkloridfelling	47
11	pH-verdier i utløpsvann målt i lab., in situ av automatisk måler og av driftsoperatør	52
12a	Tørrstoff konsentrasjoner i fortykket slam med kalk + jernklorid	67
12b	Tørrstoff konsentrasjoner i fortykket slam transportert fra Sandvika	68
13	Slamproduksjon som funksjon av kjemikalie-dosering	72

1. SAMMENDRAG

Resultatene viser at det er mulig å oppnå renseseffekter på over 90 prosent med henblikk på total fosfor i kommunalt avløpssvann med følgende alternative fellingskjemikalier:

1. Jernklorid
2. Aluminiumsulfat
3. Kalk og sjøvann.

Det forutsettes at kjemikaliedoseringene er tilstrekkelig store. For alternativet med kalk + jernklorid var det vanskelig å oppnå rensesgrader høyere enn 90 prosent og utslippskonsentrasjoner under $0,50 \text{ g P/m}^3$ med akseptable doseringer.

Følgende doseringsmengder var nødvendige for å oppnå gode og sammenliknbare renseresultater:

Jernklorid (Ferriklor 12)	350 g/m ³ som Fe: 42 g Fe/m ³
Aluminiumsulfat (løsning fra Lysaker kemiske Fabrik):	370 g/m ³ som Al: 16 g Al/m ³
Kalk og sjøvannsfelling, Mjøndalen hydratkalk:	250 g Ca(OH) ₂ /m ³
sjøvann:	3% av total vannmengde ut.

Rensesgrader med henblikk på fosfor er vist i nedenstående tabell 5.

Tabell 5. Gjennomsnittlige doseringsforhold og renseresultater for forskjellige kjemikalieforhold.

Periode	Fellings- middel	Gjennomsnittlig kjemikaliedosering						Renseresultat				Gjennomsnittlig	
		Kalk g Ca(OH) ₂ /m ³	Sjø- vann %	Jernklorid g Ferriklor		Al-sulfat		Total fosfor ut		Ortofosfat ut		hydraulisk belastning	
				m ³	g Fe/m ³	g løsn/m ³	g Al/m ³	g P/m ³	% red.	g P/m ³	% endr.	m ³ /d	m ³ /h.m ²
1	kalk + jern- klorid	135	-	192	22,8	-	-	0,675	90,8	0,040	98,9	1423	0,37
2	"-"	195	-	182	21,5	-	-	0,846	84,6	0,138	95,9	1360	0,35
3	"-"	137	-	263	31,2	-	-	0,405	92,7	0,038	98,8	1724	0,45
4	jern- klorid	-	-	341	40,4	-	-	0,336	92,8	0,011	98,8	1779	0,46
5	kalk + sjøvann	252	ca.3	-	-	-	-	0,353	96,6	0,08	97,5	3754	0,98
7	jern- klorid	-	-	354	42,0	-	-	0,325	97,0	0,05	99,9	3187	0,83
8	Al- sulfat	-	-	-	-	372	15,6	0,228	94,3	0,05	99,7	3070	0,80

Sentralrenseanlegg Vest (SRV) utbygges med primærfelling. Resultatene viser at primærfelling ved Sandvika renseanlegg gir gode rensegrader når doseringsmengdene er tilstrekkelig store. De utslippskonsentrasjonene som er vist i tabellen, er representative for alternativene kalk + jernklorid, jernklorid og aluminiumsulfat. For kalk + sjøvannsalternativet er bare to blandprøver lagt til grunn for gjennomsnittsverdien, henholdsvis 0,10 g P/m³ og 0,61 g P/m³ hvor den siste verdien var tatt med svikt i sjøvannsdoseringen. De tidligere rapporterte resultatene (2) viser gjennomsnitt på 0,14 til 0,21 g P/m³.

Resultatene viser at avløpsvannet ved Sandvika ikke er spesielt lett å rense. Ved SRV ventes vannet å bli "tynnere", dvs. ha lavere alkalitet. Det er derfor grunn til å tro at doseringen ved SRV vil bli lavere, men at det relative doseringsforholdet mellom nødvendige kjemikaliedoseringer slik Sandvika undersøkelsen viser, blir konstant. En usikkerhet er om bergveggene langs tunnelen øker karbonat alkaliteten (sedimentære bergarter).

Med hensyn til organisk stoff viser undersøkelsen svært høye rensegrader for alle alternativer ved kjemisk felling. Gjennomsnittsverdiene for reduksjon av organisk stoff varierer mellom 83 og 93 prosent for alle 4 alternativer. Det er ikke tatt analyse av løst organisk stoff, men tidligere erfaringer tyder på at de meget gode rensegradene skyldes at organisk stoff bundet til små kolloidale partikler felles ut og fjernes.

Når det gjelder de pH-verdier som oppnås i renseprosessen, er bare in situ målinger lagt til grunn. Følgende gjennomsnittlige pH-verdier ble målt i utløpsvannet:

	pH
1. Felling med kalk + sjøvann	11,4
2. "- " kalk + jernklorid	9,4
3. "- " aluminiumsulfat (Lysaker oppløsning)	6,4
4. "- " jernklorid (Ferriklor 12)	6,2.

Slamproduksjonen ved de ulike alternativer ble målt i fullskala ved Sandvika renseanlegg og under kontrollerte forhold. Resultatene er overraskende og stemmer ikke helt med tidligere teoretiske antakelser.

Følgende spesifikke slamproduksjon fremkom ved undersøkelsen:

	g SS/m ³
1. kalk + jernklorid	193
2. jernklorid	194
3. aluminiumsulfat	195
4. kalk + sjøvann	253.

Disse produksjonstallene må sammenholdes med de gjennomsnittlige doseringsmengdene i hver periode.

Med hensyn til slamvolum etter fortykking viser resultatene at kalk-sjøvannsprossessen gir minst slam mens aluminiumsulfat gir mest. Den relative slamvolumproduksjon fremkommer nedenfor.

Tabell 16. Relativ slamvolumproduksjon.

Periode nr.	Fellingsmiddel	Slamvolum produksjon i fortykker
9	kalk + sjøvann	100
1	kalk + jernklorid (lav dose)	126
4	jernklorid	153
3	kalk + jernklorid	202
8	aluminiumsulfat	306

Forskjellene skyldes hovedsakelig at slamtypene fortykker til forskjellig tørrstoff-konsentrasjon. Følgende gjennomsnittlige tørrstoff-konsentrasjon ble funnet:

	% tørrstoff
1. Felling med kalk + sjøvann	5,6
2. -"- " kalk + jernklorid	3,2
3. -"- " jernklorid	2,8
4. -"- " aluminiumsulfat	2,4.

Tørrstoff-konsentrasjonene i slammet er svært avhengig av hvor dypt i fortykkeren slamprøven hentes, og hvor stort slamnivå som befinner seg over. De oppgitte verdier er gjennomsnittsverdier for normal drift av fortykker.

Foreløpige undersøkelser av materialbalanser viser uoverensstemmelser. Det er særlig den fjernede mengde suspendert stoff i innløps- og utløpsvann som gir ubalanse. Flere forhold tyder på at det foregår prosesser som ikke er fullstendig klarlagt. Dette bør undersøkes nærmere.

Den unormalt høye slamproduksjon for aluminiumsulfat var iøynefallende ved renseanlegget ved at fortykkeren hurtig ble fylt opp. En kan imidlertid ikke se bort fra at spesielle forhold i innløpsvannet har bidratt til dette.

Slamproduksjonen er lavere enn tidligere forutsatt for alternativene kalk + jernklorid og kalk + sjøvann. Dette skyldes sannsynligvis at langt mindre kalsiumkarbonat felles ut enn tidligere teoretiske beregninger viser. Følgende mulige årsaker kan være til stede:

1. Det benyttes løselighetsprodukter for CaCO_3 i destillert vann.
2. Det tas ikke hensyn til ioneaktiviteten i vannet (NB! Inntak av sjøvann gir høy ione-aktivitet.)
3. Det tas ikke hensyn til om innløpsvannet i utgangspunktet er i karbonat likevekt.
4. Den oppgitte alkalitet i avløpsvann er ikke identisk med karbonat-alkalitet og må derfor korrigeres.
5. Det er ikke nødvendigvis riktig at det oppnås kjemisk likevekt i renseanlegget slik at alt som felles ut, kan tas ut i form av slam.
6. Amerikanske undersøkelser viser at magnesium hemmer karbonat utfelling (7) (8).

Noen av disse momentene kan være årsaken til at mindre kalsiumkarbonat enn tidligere beregnet blir felt ut for kalkalternativene.

Analysene fra slammets kjemiske sammensetning viser at slammet fra de forskjellige prosessene får helt ulik og karakteristisk innhold med hensyn til kalsium, magnesium, jern, aluminium og organisk stoff, som vist

i tabell 21. Det er viktig å se dette i forhold til avvanningsresultatene i NIVA's rapport (3) om kammerfilterpressene.

Et spesielt forhold som synes å fremkomme, er at slam produsert i foregående fellingsperiode synes å komme med i fortykker etter hel tømning. Det vil si et visst etterslep på grunn av akkumulert slam i renseanleggets øvrige bassenger. Dette har blant annet ført til at det "aluminiumslammet" som ble presset i siste del av undersøkelsen, inneholdt 19,2 prosent Fe på tørrstoffbasis og må følgelig karakteriseres som et jernslam med moderat dosering.

Når det gjelder driftstekniske og vedlikeholdsmessige erfaringer med de ulike fellingskjemikaliene, har det ikke vært store problemer. En del inntrimmings-vanskeligheter med jernklorid dosering skapte en del unødvendig arbeid for å ha doseringene under kontroll.

Dosering av både jernklorid og aluminiumsulfat i løsning fra fabrikk synes enkelt med riktig utstyr. Riktig kalibrert tyristor og pumper er nødvendig. Separat registrering av kjemikaliedoserings-strøm bør installeres. Proporsjonal dosering etter vannføring er å anbefale, men automatisk overvåkning av pH, turbiditet og ledningsevne bør installeres ved SRV.

Erfaringene ved Sandvika renseanlegg viser at både jernklorid og aluminiumsulfat i løsning fra fabrikk kan doseres med samme doseringsutstyr, både med hensyn til styringsopplegg og dimensjoner.

Kalkdoseringsutstyret ved Sandvika fungerte prikkfritt under undersøkelsen. Tidligere erfaringer har vist at forbedringer kan foretas, og omhu ved valg av materialer må utvises. Opplegget ved SRV krever spesiell gjennomarbeiding, se kapittel 7.

Dosering av magnesium i form av sjøvann har vist seg mer komplisert enn flere konsulenter har antatt. Erfaringene fra Sandvika, Korsfjorden og Langesund renseanlegg bør gjennomarbeides.

Felling med jernklorid og aluminiumsulfat gir en høyere korrosjonshastighet jo lavere fellings-pH-verdien blir. Korrosjonsangrepene med disse fellings-kjemikaliene kan bli betydelige. Felling med kalk + jernklorid og kalk + sjøvann derimot har det motsatte problem, nemlig at korrosjonsbeskyttelsen i form av utfelt belegg kan bli for stor. Hvilke forhold som kontrollerer dette, er ikke helt klarlagt og bør undersøkes nærmere. Et Sentralrense-anlegg Vest med både basisk og surt doseringsalternativ vil ved vekseldrift oppnå minimale korrosjons- og vedlikeholdsmessige kostnader med hensyn til disse spørsmål. Hvis felling med basiske alternativer gir for god korrosjonsbeskyttelse i form av for tykke lag med utfelling, vil felling med sure alternativer gradvis fjerne disse lagene.

Luktmessig syntes det full enighet om at felling med aluminiumsulfat gav mest ubehagelig luktforhold i renseanlegget, mens kalk + sjøvannsfelling synes å gi minst.

Ved felling med jernklorid og aluminiumsulfat dannet det seg mye skum i utløpet, og dette hadde en tendens til å ese opp i gangbroen.

2. INNLEDNING

2.1 Bakgrunn

Relativt tidlig ble det bestemt at Sentralrenseanlegg Vest (SRV) som skal rense avløpsvann fra store deler av Oslo, Bærum og Asker kommuner, bygges som et primærfellingsanlegg. Det vil si at anlegget bygges med flokkuleringsbasseng, men uten forsedimenteringsbasseng. I praksis betyr dette et mindre renseanlegg med kortere oppholdstid og innløpsvann med noe høyere innhold av suspendert stoff. Resonnementet som lå bak, var at råkloakken til SRV allikevel vil ha lavt innhold av suspendert stoff, og tilløpstunnelen som gir vannet ca. 7-10 timer lengre oppholdstid, øker alderen langt utover hva som oppnås i et normalt sekundærfellingsanlegg med forsedimenteringsbasseng.

Ved ren kjemisk felling fås et slamprodukt som er karakterisert av råkloakkens innhold, type og mengde fellingskjemikalium, prosessutforming og type slambehandling. Det er ikke mulig å se hvert ledd i renseprosessen isolert, men i en sluttet ring.

VEAS har lagt stor vekt på å komme fram til akseptable sluttprodukter i form av et anvendbart slam og en optimal prosessløsning, også med tanke på økonomi. Ett av de ledd i prosesskjeden som det tidlig ble tatt stilling til, var å bruke kammerfilterpresser for avvanning av slammet. Derved var det mulig å starte arbeidet med å finne fram til gode kombinasjoner mellom fellingskjemikalium, rensegrad og slamprodukt som lett avvanner i kammerfilterpresse.

2.2 Utvikling i undersøkelsen

Som et ledd i dette arbeidet ble det bestemt å utføre kjemiske fellingsundersøkelser på et renseanlegg i Oslo-området hvor forholdene var oversiktlige, og med en renseprosess type så nær Sentralrenseanlegg Vest som mulig, og dessuten med kontroll over slamproduksjonssiden. Parallelt med disse undersøkelsene skulle det utføres slamavvanning i tre forskjellige kammerfilterpresser på det produserte slammet, omtalt i egen rapport av Haugan (1).

Etter undersøkelser og drøftelser mellom VEAS og NIVA kom man fram til å legge undersøkelsene til Sandvika renseanlegg i Bærum kommune. Dette renseanlegget har omtrent samme prosess som SRV vil få. Avløpsvannet har en relativt stor andel med industriavløpsvann, men vannet er sannsynligvis mer konsentrert enn hva som ventes ved SRV. Sandvika renseanlegg har magnesium fra sjøvann og kalk som fellingskjemikalier og har fullskala driftsresultater fra de siste 5 år. Resultatene fra dette er rapportert av Vråle (2).

Ved årsskiftet 1978/79 hadde man den arbeidshypotesen at kalk + jernklorid ville gi et slam som var lett å avvanne, samtidig som prosessen foregikk i basisk miljø og derved gav bedre miljøforhold i renseanlegget og mindre korrosjon. Det ble derfor vedtatt å anvende Sandvika renseanlegg, men å bruke kalk + jernklorid som fellingsmiddel. Slammet skulle i denne innledende fasen kjøres til Kjeller for avvanning i en av kammerfilterpressene som et innledende arbeid i undersøkelsen. Ved pressingen på Kjeller ble også andre slamtyper undersøkt, hentet fra andre renseanlegg i Oslo-området. Dette rapporteres i egen rapport av Haugan (3).

Etter som undersøkelsene skred fram, ble det klart at det måtte legges mer vekt på renseprosessen i vannfasen. Forsøkene på Sandvika renseanlegg i januar og februar 79 viste at man ikke helt oppnådde de forventede renseresultatene. De var vesentlig dårligere enn hva man fikk med kalk + sjøvannsprosessen.

På bakgrunn av dette ble undersøkelsene mer omfattende enn opprinnelig planlagt. Det ble uttrykt ønske om å supplere undersøkelsene med andre kjemikalie-kombinasjoner. Denne rapporten omfatter derfor resultater ikke bare fra kalk + jernklorid perioden, men også undersøkelser med ren jernfelling, aluminiumfelling og kalk + sjøvannsfelling.

Fullskala undersøkelser i ett og samme renseanlegg av samme type som SRV med forskjellige kombinasjoner av fellingskjemikalier ble ansett som verdifullt for planleggingen av SRV.

Kammerfilterpressingen med tre ulike presser i mai og juni 1979 ble først utført med jernklorid-felt slam. Dette ble senere supplert med pressing av aluminiumslam (kort periode) og kalk + sjøvannsfelt slam for en av pressene.

2.3 Målsetning

VEAS ønsker følgende spørsmål besvart gjennom denne undersøkelsen:

1. Hvilke av kjemikalie-kombinasjonene
 - a) kalk + jernklorid
 - b) jernklorid
 - c) aluminiumsulfat
 - d) kalk + sjøvann,bør VEAS satse på? Dette vil blant annet avhenge av følgende under-spørsmål:
 - I Hva er lavest mulige utløpskonsentrasjon av fosfor og organisk stoff for hver av kjemikalie-kombinasjonene?
 - II Hvilke doseringsmengder er nødvendige for å oppnå en felles akseptabel rensegrad?
2. Hvilken slamproduksjon kan forventes med de ulike kjemikalie-kombinasjoner under doseringsforhold som gir sammenliknbar rensegrad?
3. Hvilke sammenhenger foreligger mellom kjemikalie-kombinasjon og doseringsmengde på den ene side og slamegenskaper og avvanningsresultater i kammerfilterpresser?
4. Eventuelle driftserfaringer med doseringsutstyr, visuelle forhold knyttet til renseprosess samt lukt og vedlikeholdsmessige forhold ved de ulike kombinasjonene.

De undersøkelsene som presenteres her, gir svar på de fleste av disse spørsmål.

3. SANDVIKA RENSEANLEGG

3.1 Generelt

Sandvika renseanlegg ble planlagt og prosjektert av kloakkplankontoret i samarbeid med konsulenter og ble bygd på totalentreprise av Johnson Construction Co./Veidekke A/S etter et temmelig fastlagt program. Anlegget stod driftsklart våren 1974 og kostet 3,2 mill. kr og er dimensjonert for 8000 personeheter og har en dimensjonerende hydraulisk kapasitet på $160 \text{ m}^3/\text{h}$ (Q_{dim}).

Anlegget er lokalisert på vestsiden av Sandvikselvas utløp i Bærumsbassenget og bare ca. 150 m fra Bærum kommunes rådhus.

Bærum vann- og kloakkvesen har ansvaret for anleggets drift, og driftsoperatørene Arne Jensen og Ivar Karlsen passer den daglige drift.

Da anlegget ble bygget, var det en forutsetning at det antakelig skulle nedlegges etter 8-10 års drift når Sentralrenseanlegg Vest stod driftsklart.

3.2 Rensedistriktet

Renseanleggets rensedistrikt er vist på fig. 1 og omfatter Sandvika sentrum med omkringliggende villabebyggelse på Slependen. Avløpsvannet som produseres i området, har en relativt høy ervervsandel, og industriutslipp registreres jevnlig på anlegget.

Oppsamlingsnettet var ikke utbygget da renseanlegget var ferdig, men er gradvis anlagt senere, noe som har ført til en økende tilføringsgrad for spillvannet. Ved anleggets startung var tilføringsgraden ca. 10 prosent, men var sannsynligvis over 70 prosent ved undersøkelsen.

Separasjonsgraden uttrykker hvor fortynnet spillvannet er. Ved tørrvær er den noe lav, noe som resulterer i lave forurensnings-konsentrasjoner. Separasjonsgraden i nedbørperioder er dårlig. Det resulterer i stor hydraulisk belastning på renseanlegget. Det skyldes at en rekke regnvannsinntak og eldre fellesledninger er koblet inn på det såkalte separatsystemet.

Siden disse forhold er nokså typiske for norske oppsamlingsnett, kan innkommende avløpsvann betegnes som normalt, kanskje med noe lav konsentrasjon og noe mer industripåvirket enn vanlig.

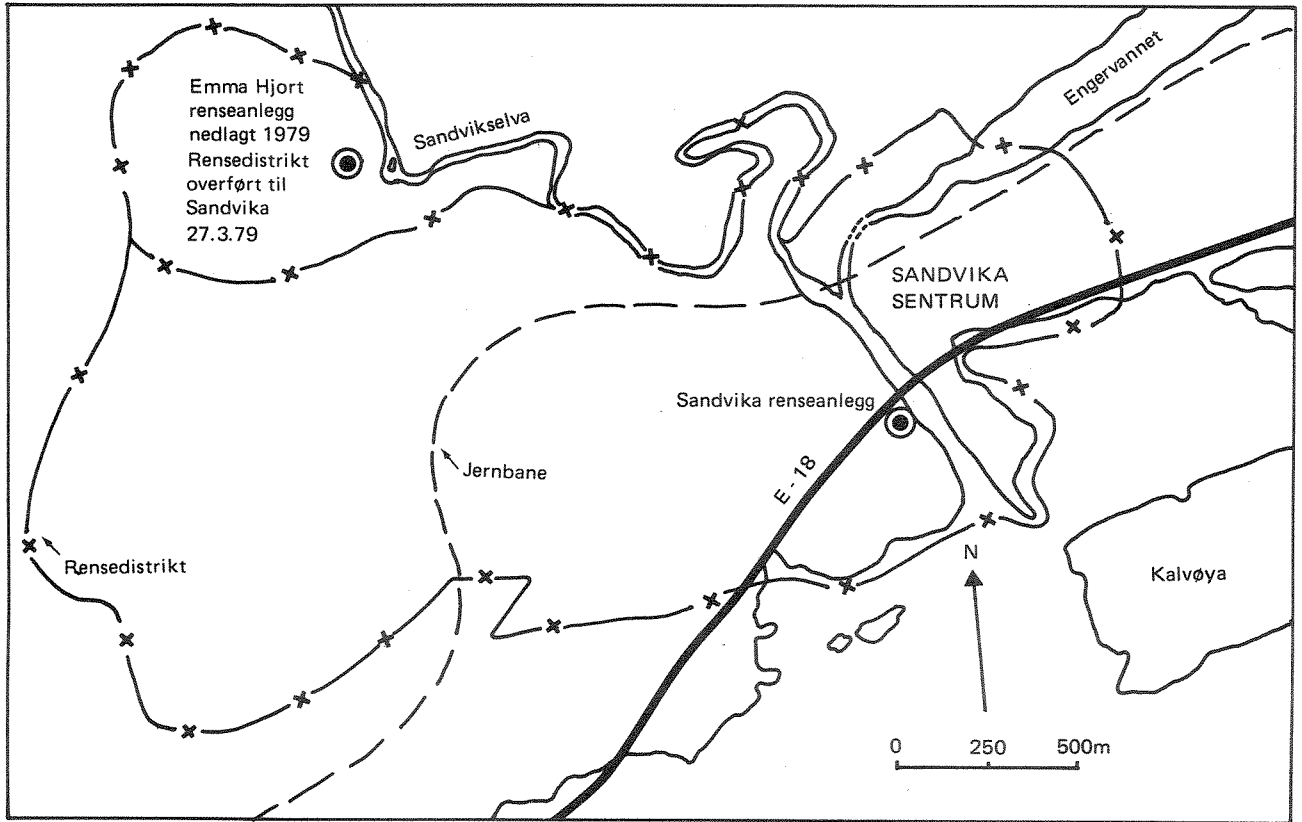


Fig. 1. Sandvika rensedistrikt, med utvidelse.

Rensedistriktet ble vesentlig utvidet 27.3.79 ved at Emma Hjorth renselanlegg ble nedlagt og avløpsvannet overført til Sandvika renselanlegg. Dette avløpsvannet stammer hovedsakelig fra Emma Hjorths Hjem som er en sykehusinstitusjon. Dette førte til at avløpsvannets konsentrasjoner økte vesentlig, samtidig som dårlig oppsamlingsnett øker bidrag med grunnvann og regnvann. Anleggets hydrauliske belastning økte kraftig og er etter utvidelsen nær 100 prosent belastet. Ved nedbør overskrides kapasiteten, og overløp er tatt i bruk ved anlegget for første gang.

3.3 Dimensjonering og teknisk utforming av anlegget

Sandvika renselanlegg er bygget som et primærfellingsanlegg og anvender kalk og magnesium fra sjøvann som fellingskjemikalium.

De tekniske data er som følger:

Kapasitet	8000 PE
Dimensjonerende vannmengde:	2800 m ³ /d
Q _{dim} :	160 m ³ /d
Tilknyttet da undersøkelsen ble gjennomført: Ca.4000 PE før 27.3.79,	
	ca.7000 etter.

Prosesskjema for anlegget er vist på fig. 2.

Råkloakken strømmer inn foran snekkepumpen som løfter vannet kontinuerlig ca. 3-4 m før det passerer en maskinrenset rist. Deretter strømmer vannet gjennom et luftet sandfang hvor også sjøvannet doseres, og "kalkslurryen" tilsettes i en innblandingskanal.

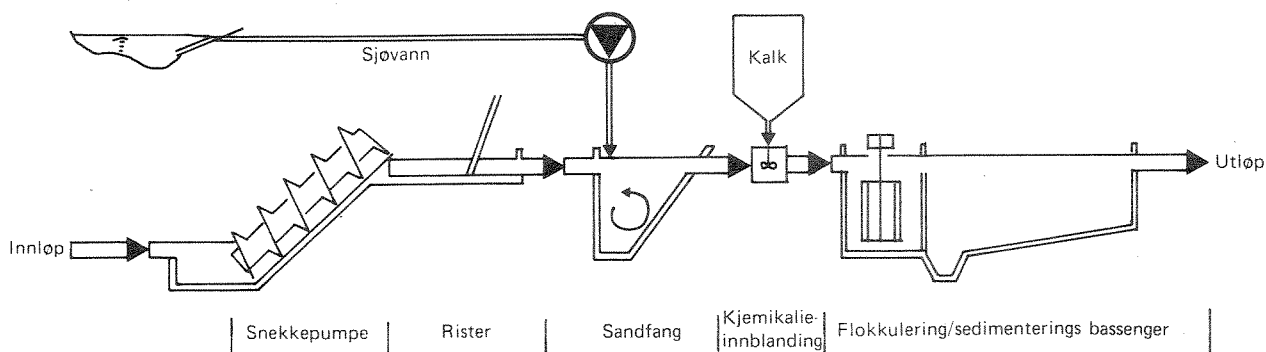


Fig. 2. Prosesskjema for Sandvika kloakkrensanlegg. (2).

Fnökkene dannes allerede på vei inn i flokkuleringskammeret som er todelt og utstyrt med en vertikal padle-omrører i hvert kammer. Fra flokkuleringskamrene strømmes vannet og fnökkene inn i ettersedimenterings-bassenget via sirkulære nedadrettede åpninger. Slamfnökkene avskilles i bassengene som er ca. 3,5 m dype og har vertikal strømming mot enden av bassenget. Det klare vannet renner ut via langsgående utløpsrenner og passerer en vannmålestasjon av typen Thompson overløp før vannet sendes ut i Bærumsbassenget via en PEH ledning på ca. 11 m dyp og ca. 80 m fra land.

Slammet i ettersedimenterings-bassenget skrapes til slamlommene ved hjelp av kjedeskrapeverk, mens slamfnökkene som sedimenterer i flokkuleringskamrene, skrapes til sentrum og rykkes ut ved selvføll når ventilene åpnes.

Slammet pumpes via monopumper inn i en gravitasjonsfortykker som også anvendes som slamlager. Slamvannet fra fortykkeren returnerer til snekkepumpe-sumpen. Fortykket slam tappes til septiktankbiler to ganger i uken og kjøres til Løxa renseanlegg for avvanning. Det er avsatt plass for eget avvanningsutstyr ved anlegget.

Anlegget anvender hydratkalk fra Mjøndalen kalkfabrikk. Hydratkalken oppbevares i en 40 m³ silo og oppløses i et automatisk veiesystem til en konstant slurry-konsentrasjon på 10 prosent. Kalkslurryen doseres satsvis til avløpsvannet etter luftet sandfang og styres proporsjonalt etter signal fra vannføringsmåler.

Normal doseringsmengde ligger i området 230-270 g Ca(OH)₂/m³.

Når anlegget går med kalk + sjøvannsfelling, pumpes sjøvannet fra bunnen av Sandvikselva på to meters dyp utenfor renseanlegget (30 m) ved hjelp av en sentrifugalpumpe. Sjøvannet på dette nivået kommuniserer med Bærumsbassenget, og saliniteten har variert mellom 23 og 32 ‰ mens anlegget har vært i drift. For øvrig henvises til tidligere undersøkelse av kalk + sjøvannsfellings-prosessen (2).

4. FORSØKSOPPLEGG

4.1 Valg av opplegg. Bruk av Sandvika renseanlegg

Bruk av et fullskala renseanlegg med samme renseprosess som SRV sikrer et bedre sammenlikningsgrunnlag når de forskjellige fellingskjemikalier og kombinasjoner anvendes. Bare ett fellingskjemikalie eller en kombinasjon kan undersøkes av gangen, og definerte perioder er anvendt. Herved kan sesongmessige påvirkninger av avløpsvannet forekomme. Eliminering av slike påvirkninger ville kreve parallelle kjøring i separate bassenger. Dette vil bare bli mulig når SRV settes i drift.

Ved Sandvika har man god kontroll med kalkdoserings-utstyret. Dessuten fantes ikke overløp umiddelbart foran eller internt i renseanlegget. Imidlertid ble det opplyst mens forsøkene pågikk, at Emma Hjorth renseanlegg skulle nedlegges og råkloakken overføres til Sandvika. Dette medførte en vesentlig økt hydraulisk belastning på Sandvika midt i undersøkelsen. Kort tid etter ble man tvunget til å anlegge et internt overløp fordi utløpsledningen fra anlegget ikke klarte å ta unna de store vannmengdene når det regnet. Dette overløpet ligger i sandfanget og foran målestasjonen for vannføring. De oppgitte vannmengder i denne rapporten refererer til vann som har passert hele renseanlegget. Vann i overløp har man ikke lenger kontroll med.

Alle prosessparametrene, som innblandingsforhold, omrøringshastigheter (G-verdier), strømningsforhold i sedimenteringsbasseng, er holdt konstant for alle periodene med bruk av ulike fellingskjemikalier. En kan ikke se bort fra at enkelte av fellingskjemikaliene kan anvendes mer optimalt ved spesial inntrimming, men store avvik er ikke ventet. Fig. 3 viser en prinsippskisse for vanngangen i Sandvika renseanlegg med tekniske data inntegnet. Figuren viser også prøvetakingspunkter. Som man ser, tas innløps-blandprøven før eventuelle returvannstrømmer.

Slamproduksjonen er normalt under god kontroll ved Sandvika renseanlegg. Alt slam pumpes til fortykker og kjøres derfra med slambiler til Løxa for videre avvanning. Slamvannet fra fortykkeren renner tilbake til renseanleggets innløp.

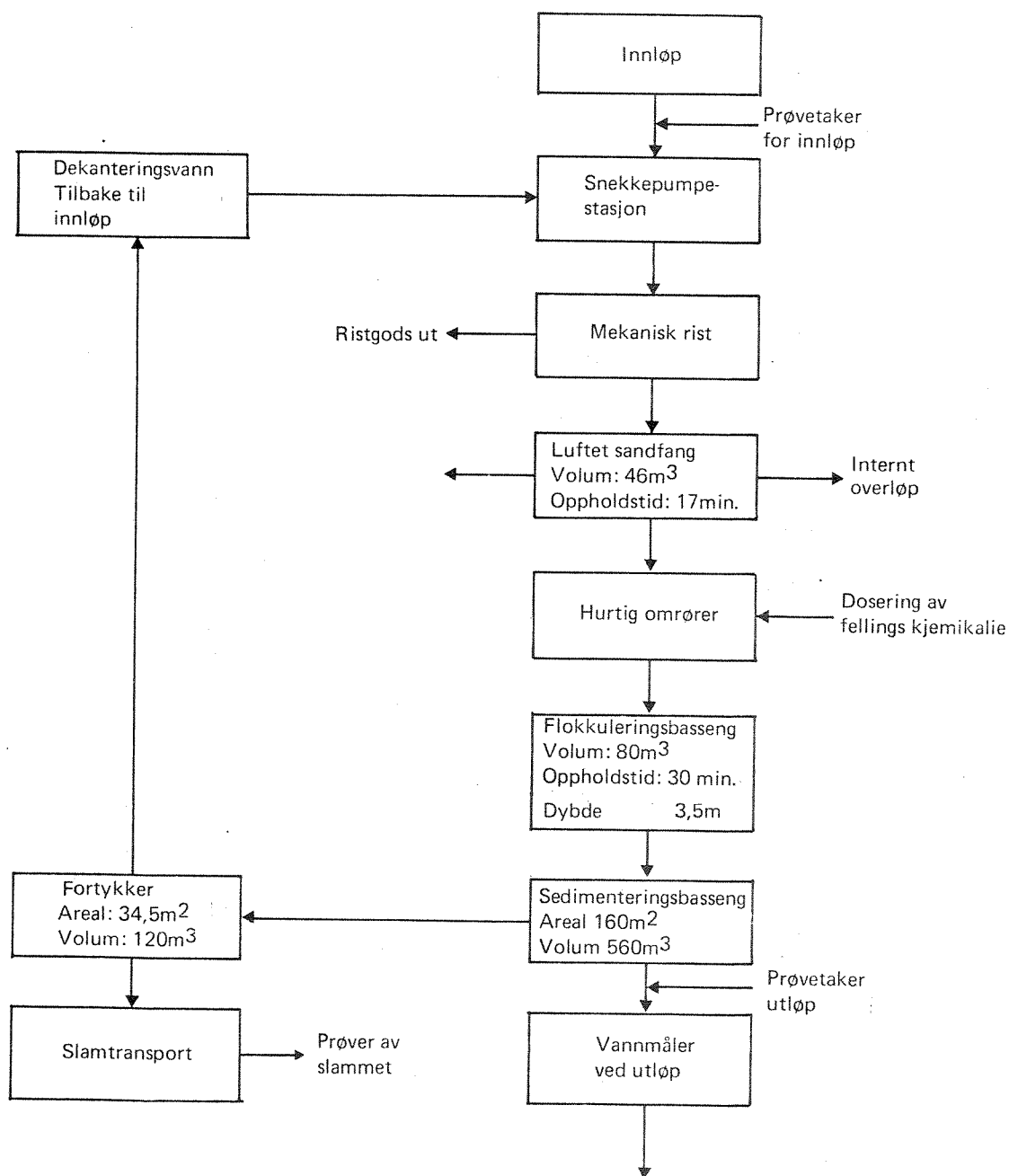


Fig. 3. Flyteskjema for Sandvika renseanlegg.

4.2 Bruk av ulike fellingskjemikalier

4.2.1 Dosering av kalk + jernklorid

Denne fellingskombinasjon var ønsket fordi renseprosessen foregikk i et basisk miljø, pH 8,5 til pH 9,5. Det var særlige forhold som mindre korrosjon, mer alkalisk slam med tanke på jordbruk og fordeler med pressing i kammerfilterpresser som førte til at VEAS fattet interesse for denne kombinasjonen. Renseanleggets eksisterende kalkdoseringsutstyr ble anvendt for dosering av kalk. Kalken leveres i tankbil fra Mjøndalen og oppbevares på en 40 m³ silo. Kalken leveres som hydratkalk og har ca. 8-10 prosent uoppløst materiale. Mesteparten foreligger som Ca(OH)₂, men noe magnesiumforbindelser, ca. 1,5 prosent, kan forekomme, og karbonat kan forekomme. Fig. 4 viser doseringsopplegget. Kalk og vann veies og blandes i en fellestank til en bestemt konsentrasjon. Mens denne undersøkelsen pågikk, ble 40 kg kalk og ca. 200 kg vann anvendt. Det ble foretatt en del målinger av slurrykonsentrasjonen ved renseanlegget. Systemet viste god og stabil drift. Data for kalkslurry (middelverdier for 22 målinger):

Tørrstoff	21,22%	$\bar{s} = 0,94$	\bar{s} = standard avvik.
Romvekt	1,13		
Volumetrisk konsentrasjon	187,80 g Ca(OH) ₂ /l.		

Etter hver ny blanding slippes slurryen ned i forrådstanken. Fra forrådstanken pumpes kalken i en rundsløyfe og tilbake til forrådstanken. Denne rundpumpingen som foregår i en fleksibel armert gjennomiktig plastslange, har til funksjon både å sikre homogen blanding i forrådstank, selvrensing i mateledning og konstant trykk i ledningen. Dette er nødvendig for doseringsventilen som åpnes og lukkes på signal fra vannmåleren. Ventilen skal gi like mye slurry hver gang den åpnes for en bestemt tid.

Jernklorid oppløsning ble levert på en liggende sylindrisk tank på 10 m³. Maksimalt ble 7,6 m³ fylt opp i tanken. Tanken var laget i glassfiberarmert plast, og hele utstyret var utleid av Ferriklor AB som også leverte jernkloridløsningen. Data for jernkloriden er vist nedenfor:

Sandvika kloakkrensning
Sjøvannsdosering

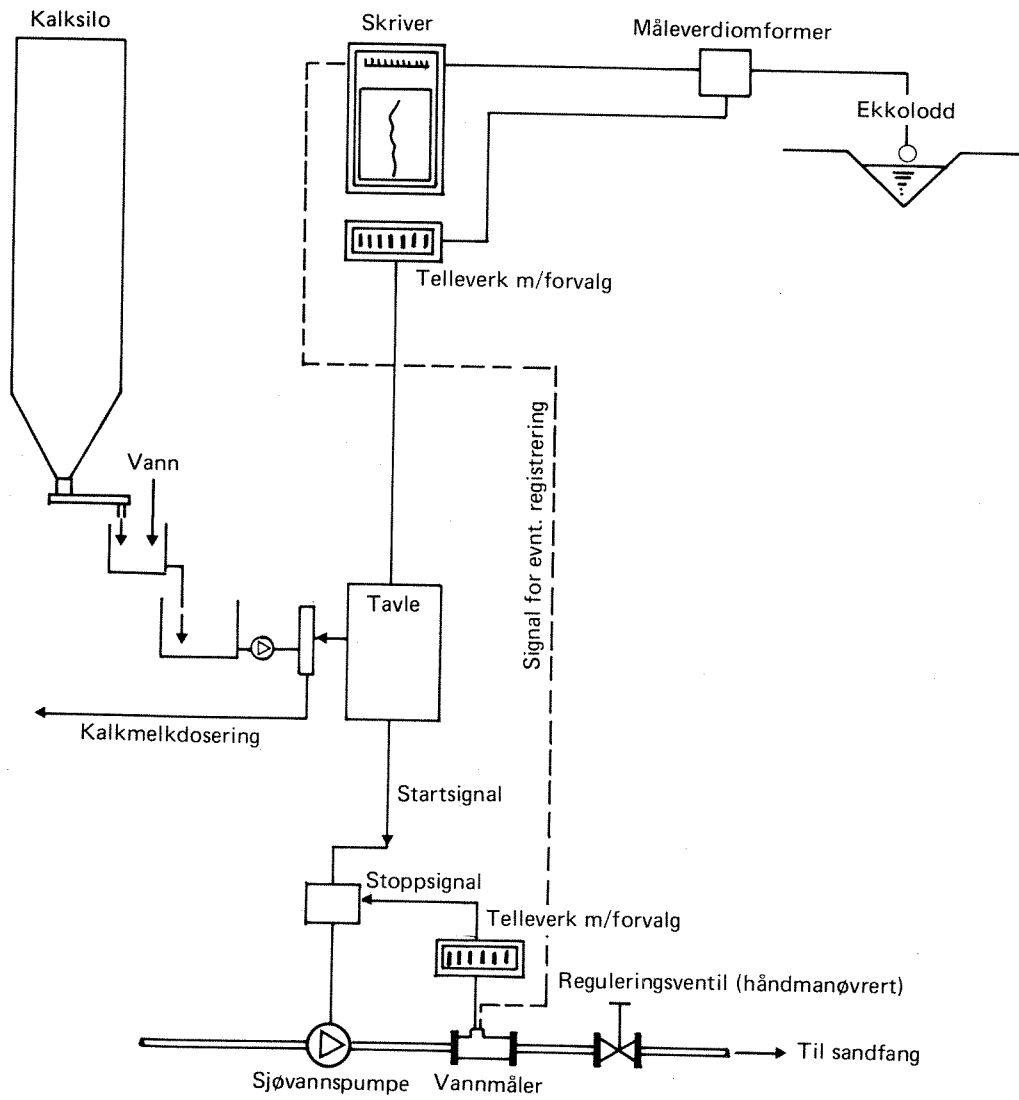


Fig. 4. Doseringssystem for kalk + sjøvann ved Sandvika rensning.

Type: Ferriklor 12.

Hovedsakelig treverdig jern (Fe^{3+}).

Mørk gulbrun væske som krystalliserer langsomt ved temperaturer under -5°C .

Spesifikk vekt: 1,47-1,48.

pH <1.

Uløst substans 5 mg/kg.

Jerninnhold: treverdig 175 ± 3 g Fe/l, toverdig 2 ± 1 g Fe/l.

I denne undersøkelsen benyttes en omregningsfaktor på 0,1187 gram Fe pr. gram Ferriklor-løsning, og dette jernet foreligger som treverdig jern.

Jernkloridløsningen pumpes inn i avløpsvannet med en tyristorstyrt membranpumpe. Tyristoren mottar 0-20 milliampere (mA) signal fra vannmåleren slik at spenningen på pumpen reguleres proporsjonalt med vannføringen. På denne måten ble jernkloridløsningen forutsatt dosert proporsjonalt med vannføringen i anlegget. Fig. 5 viser en skisse av opplegget. Jernkloridløsningen ble tilsatt etter sandfang på samme sted som kalken etter anbefaling av leverandøren.

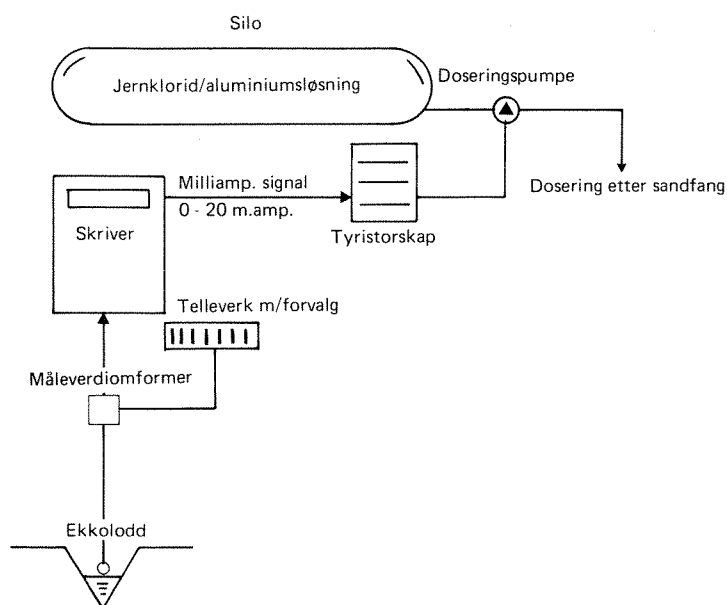


Fig. 5. Jernklorid dosering.

Det viste seg å være en rekke forhold som påvirket doseringen av jernklorid. Varierende nivå i lagertank, luft i pumpeystem, ukalibrert tyristor-skap etc. gav stadig dosering som ikke var konstant med tanke på gram Fe/m^3 . På grunn av disse variasjonene var det nødvendig å måle jern-doseringen manuelt. Et problem ved Sandvika er at vannføringen inn i anlegget varierer kraftig på grunn av pumpe-stasjoner ute på oppsamlings-nettet. Disse kraftige variasjonene gjør at automatikken kan ha vanske-ligheter med å følge med. Dessuten blir kontroll av doseringsutstyr vanskeligere. Dette ble løst ved at måling av dosert jernklorid i måle-sylinder eller på vekt ble startet samtidig med at telleverket for vann-føring ble avlest. Derved kunne vi lese av antall ml eller g jernklorid dosert i et bestemt tidspunkt og pr. en bestemt mengde passert m^3 vann.

Slike målinger ble tatt så ofte som mulig og alltid tre sammenhengende. Det ble tatt ca. 150 kontrollmålinger av jernklorid-doseringen, mens disse periodene pågikk. Parallelt ble det daglig notert nivå i jern-klorid tanken. Disse nivåmålinger er ikke gode nok for å få oversikt over daglig medgått jernklorid fordi tanken ikke er symmetrisk i verti-kalplanet. Det vil være ønskelig å ha et separat utstyr som til enhver tid måler medgått jernkloridløsning.

På tross av vanskeligheter har vi tilstrekkelig med målinger av jernklo-rid dosering til med sikkerhet å angi disse.

4.2.2 Felling med jernklorid

I disse periodene benyttes samme utstyr som i foregående, men kalk-doseringen er satt ut av funksjon. Jernklorid doseringen er en del høy-ere enn ved felling med jern + kalk, men prinsippet er for øvrig det samme.

4.2.3 Felling med aluminiumsulfat

I periode 8 ble det dosert aluminiumsulfat kjøpt som løsning fra Lysaker kemiske Fabriker. Ved å bruke aluminiumsulfat i løsning kan samme dose-ringsutstyr anvendes.

Opplysninger om aluminiumsløsninger fra Lysaker er vist nedenfor:

Type: Aluminiumsulfat i løsning

Konsentrasjon 8% Al_2O_3 som tilsvarer ca. 4,2% Al^{3+}

Spesifikk vekt: 1,32

pH: 2,5.

I forbindelse med doseringen av aluminiumsulfat var det en del problemer med doseringsutstyret i første del av perioden. Dette førte til at aluminiumløsningen ikke ble tilsatt proporsjonalt med vannføringen i første del av perioden. For øvrig er prinsippene de samme som ved dosering av jernklorid i løsning.

4.2.4 Felling med kalk + sjøvann

Kalkdoseringsutstyret er det samme som beskrevet i fig. 4. Sjøvannsdoseringsutstyret er spesielt. Sjøvannet suges inn fra 2 meters dyp via en ledning med 80 mm diameter. Det anvendes nå en eksenterskruepumpe som pumper vannet i en rundsløyfe. Fra denne doseres vannet til forkant av det luftede sandfanget ved hjelp av en magnetventil som åpnes og lukkes på signal fra vannmåleren. På denne måten blir vannet tilsatt proporsjonalt med vannføring selv om tilsetningen skjer satsvis. Målinger har vist at denne form for tilsetning gir en jevn konsentrasjon ut av sandfanget.

Variasjoner av magnesiumkonsentrasjonen i innløpsvannet og saltinnholdet i sjøvannet kan føre til at magnesiumkonsentrasjonen inn i prosessen vil variere. Det er viktig at både sjøvannskonsentrasjonen og magnesiumkonsentrasjonen etter innblanding holdes så konstant som mulig. Varierende saltinnhold fører til varierende egenvekt i vannmassene, og tetthetsstrømmer kan oppstå. Varierende magnesiumkonsentrasjon fører til varierende rensegrad og slamproduksjon.

Ved denne prosessen representerer sjøvannet den nødvendige magnesiumkilde. Sjøvann er gratis, men konsentrasjonen av magnesium kan variere. Ved Sandvika renseanlegg har saliniteten variert mellom 23 og 32 promille. Vanninntaket ligger unormalt grunt og nær ferskvannskilde (elvemunning).

Magnesiumkonsentrasjonen vil innenfor rimelige grenser variere proporsjonalt med saliniteten. I tabell 1 er vist resultater av sjøvannsanalyse ved Sandvika renseanlegg.

Tabell 1. Analyse av sjøvannsprøver tatt 8.5.76 kl. 11.00 på Sandvika renseanlegg.

Salinitet S ‰:	24,4
Temperatur (ved forsøket 25.5) C°:	23,9
pH:	7,8
Tot.-P:	0,022 mg P/l
Kalsium Ca:	87 mg Ca/l
Magnesium Mg:	710 mg Mg/l
Totalt tørrstoff:	22600 mg/l
Alkalitet:	2,08 mekv/l

Magnesiuminnholdet er her lavere enn i konsentrert sjøvann. Hvis vi antar proporsjonale forhold, ville sjøvannskonsentrasjonen i ufortynnet sjøvann ha vært $710 \cdot \frac{35}{24,4} = 1018$ mg Mg/l, som er noe lavere enn de normale 1350 mg Mg/l vi finner i konsentrert sjøvann.

4.3 Fremgangsmåter ved undersøkelsene

4.3.1 Undersøkelser av renseeffekt

Undersøkelsene ble oppdelt i separate perioder hvor et bestemt fellingskjemikalium eller en kombinasjon av flere fellingskjemikalier ble anvendt. Disse periodene ble primært planlagt for måling av slamproduksjon, men sekundært for måling av renseeffekt.

Etter noen dager med inntrimming av doseringsforhold og instrumenter for å oppnå stabile forhold og rensegrader som var sammenliknbare, ble fortykkeren tømt igjen og perioden startet. Antall m³ vann som strømmer gjennom renseanlegget registreres, og det tas blandprøver av inn- og utløpsvann etter et forhåndsbestemt mønster. Det benyttes automatiske prøvetakere av typen Ulma 120. Ca. 50 ml vann tas ut for hver 5 m³ vann som strømmer gjennom anlegget. Blandprøven starter kl. 8.00 og avsluttes samme tidspunkt dagen etter. Døgnblandprøvene er med andre ord tatt proporsjonalt med vannføring.

I løpet av hele undersøkelsen ble det tatt 25 blandprøver. Prøvene ble analysert ved laboratoriet i Bærum kommune. Det ble analysert på følgende parametre:

1. pH
2. Ledningsevne
3. Alkalitet, total og p-alk.
4. Total fosfor
5. Ortofosfat
6. Kjemisk oksygenforbruk
7. Kalsium
8. Magnesium
9. Jern
10. Suspendert stoff.

Analysene er utført etter norsk standard.

Av disse analysene spiller total fosfor og ortofosfat stor rolle. Kalsium og magnesium parametre er viktige fordi de er med på å forklare renseprosessen og slamproduksjonen. p-alkalitet tas i tillegg til total alkalitet for å få en antydning av hvor mye karbonat som felles ut. Ledningsevne ble inkludert i analyse opplegget etter at det ble kjent at oppsamlingsnettene ved Sandvika fortsatt tar inn ukontrollert sjøvann ved høyvann. Sjøvannsinntak avsløres øyeblikkelig ved måling av ledningsevne.

Parallelt med prøvetaking og analyse av blandprøvene ble alle viktige driftstekniske data ved renseanlegget registrert. Anleggets driftsoperatører foretar rutinemessige registreringer av følgende parametre:

1. Vannmengde m^3/d kl. 9.00 ut av anlegget.
2. Sjøvannsmengde m^3/s inn i anlegget.
3. Antall utveiede kalkslurryblandinger pr. døgn
4. Antall kalkdoseringer pr. døgn. (Fast mengde slurry hver $3 m^3$.)
5. Beregnet kalkforbruk pr. m^3 avløpsvann.
6. Registrering av kWh forbruk pr. døgn.
7. Ute-temperatur.
8. Temperatur i utløpsvann.

10. pH målt i innløp kl. 9.00 (in situ).
11. pH målt i flokkuleringsbasseng (in situ).
12. pH målt i ettersedimenteringsbasseng.
13. pH målt i fortykker.
14. Siktedyp målt i ettersedimenteringsbasseng kl. 8.00.

Flere av disse registreringene er viktige for å vurdere renseeffekt og kjemikaliedosering. Døgnvannføringen er viktig for bestemmelse av døgnetts gjennomsnittlige flatebelastning og generelt om nedbør- og belastningsforhold. Fig. 6 viser hvordan flatebelastningen har vært på dager med prøvetaking.

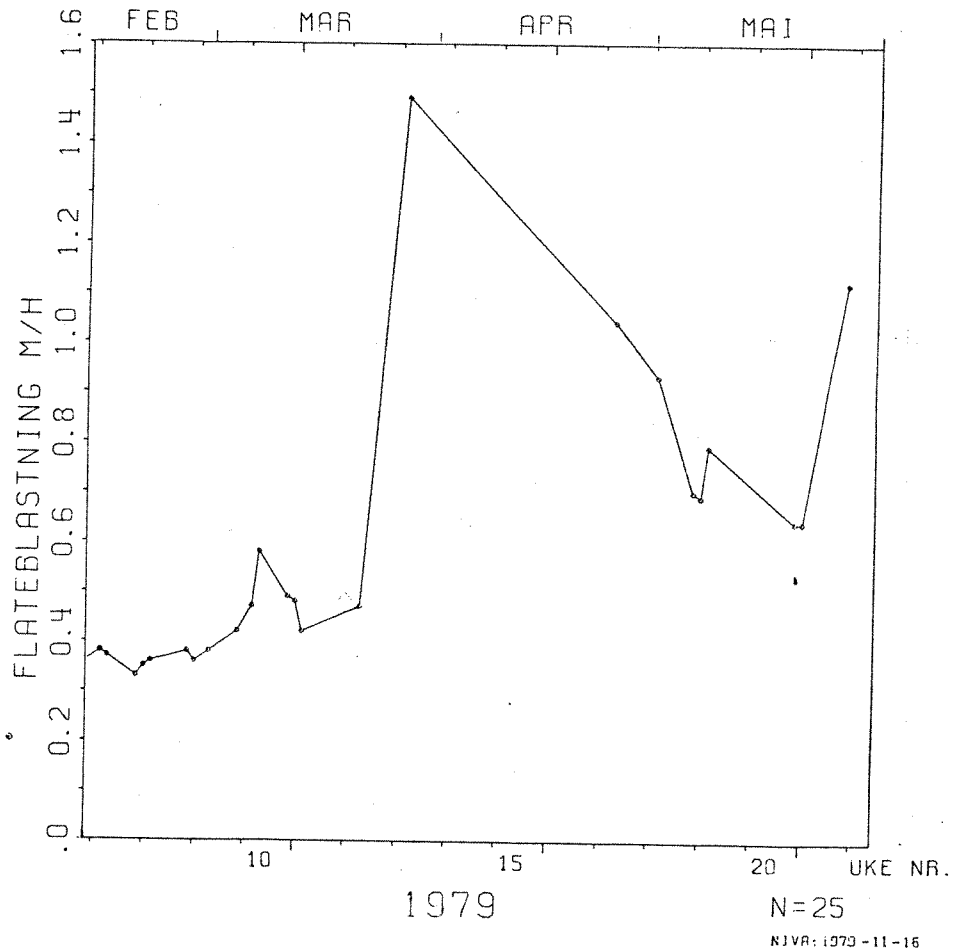


Fig. 6. Hydraulisk flatebelastning i sedimenteringsbasseng.

Når jernklorid eller aluminiumsulfat ble dosert, ble det tatt hyppige kontrollmålinger av doseringen. Både mengde fellingskjemikalium, tid og vannføring i samme tidspunkt ble registrert slik at spesifikk dosering beregnes. Tre målinger ble tatt etter hverandre og gjennomsnittet anvendt. Lagerbeholdningen av jernklorid og aluminiumsulfat ble daglig registrert. Vi vet med andre ord både hvor mange kg fellingskjemikalium som medgikk i hver periode, hva pumpene var forutsatt å gi av dosering, og hva kontrollmålingene fortalte.

I tillegg til disse registreringene ble det installert kontinuerlig måling av utløpsvannet for følgende parametre:

1. Kontinuerlig registrering av turbiditet
2. "- "- " ledningsevne
3. "- "- " pH
4. "- "- " temperatur.

Disse registreringer er av verdifull betydning både som støtte for den renseseffekt som måles ut fra døgnblandprøven og som overvåkning av unormale forhold i periodene. For eksempel vil spesielle industri-utslipp, svikt i dosering, fellingskjemikalier og andre spesielle påvirkninger avsløres. Disse resultatene omtales i vedlegg 1, men det har også gitt vurderingene av blandprøve resultatene større tyngde fordi unormale analyser kan kontrolleres mot eventuelle unormale driftsforhold i prøvetakingsdøgnet.

4.3.2 Undersøkelser av slamproduksjon

Slamproduksjonen ved Sandvika ble undersøkt ved at slamfortykkeren ble bunntømt mens fellingsprosessen var i gang. Deretter ble slammet tappet over i fortykkeren på vanlig måte mens vannføring, kjemikaliedosering og renseseffekt ble registrert. Når slamfortykkeren var helt fylt med slam, 120 m³, ble det bestilt ny heltømming av fortykkeren. Alt slam ble kjørt med tankbil til Løxa renseanlegg for separat slamavvanning. Slamvolumet måles både i fortykker og ved transport i bil. Ved Løxa tas blandprøver av hvert slamlass under tømming. Slamprøven ble tatt på følgende måte:

1. Ca. 1 liter slam fra tappestrålen tas hvert 15. sek og helles i egen tank, så lenge tapping pågår.
2. Etter prøvetaking tas en blandprøve fra tanken under kraftig omrøring.
3. Slamprøven analyseres for tørrstoff-konsentrasjon og kjemisk innhold.

Slammet ble ved Løxa analysert av Bærum kommune for følgende analyser:

1. Total tørrstoff ved innveing
2. Gløderest.

Slammet som inngikk i presseforsøkene, ble analysert ved NIVA's laboratorium enten på Kjeller eller i Gaustadalleen. Følgende analyser ble tatt av råslammet:

1. Egenvekt
2. Total tørrstoff ved innveing
3. Gløderest
4. pH
5. Alkalitet
6. Kalsium (noen)
7. Magnesium (noen)
8. Total fosfor
9. Ortofosfat
10. Jern (noen)
11. Aluminium (noen).

NIVA's standardopplegg for analysering ble fulgt.

Fremgangsmåten sikrer at hele slamproduksjonen målt i kg tørrstoff tappet ut av fortykkeren for hele analyseperioden ble målt. Dette gir et godt grunnlag sammen med kjennskap til behandlet vannmengde i samme periode, for å beregne den virkelige spesifikke slamproduksjon.

I tillegg til disse målingene ble det foretatt kontrollmålinger av slamdyp i fortykker ved hjelp av slammivåmåler.

4.4 Oversikt over forsøksperiodene

Sandvika renseanlegg drives normalt med kalk + sjøvannsfelling. Felling med jernklorid + kalk startet i slutten av januar 1979. Tabell 2 viser en oversikt over de forskjellige forsøksperiodene, 9 i alt. Total varighet har vært 129 dager hvor $360\ 248\ m^3$ avløpsvann ble behandlet.

Tabell 2. Oversikt over forsøksperioder ved Sandvika renseanlegg. Januar - juni 1979.

Periode	Dato/kl.	Fellingsmiddel	Kommentar til doseringsforhold gjennomsnitt	Periodens varighet dager	Behandlet avløpsvann m ³	Døgnbland-prøver antall	Undersøkelse av slamproduksjon i kammerfilter- presse	Slamavvanning
1	29.1. 1500 til 19.2. 1500	kalk + jernklorid	noe variabel kalk: 131 g/m ³ jern: 182 g/m ³	21	29 853	3	Ja	Kjeller
2	19.2. 1500 til 27.2. 1200	kalk + jernklorid	forandret kalk: 191 g/m ³ jern: 180 m/m ³	8	10 242	4	Ja	Ingen
3	27.2. 1200 til 9.3. 1500	kalk + jernklorid	normal kalk: 130 g/m ³ jern: 240 g/m ³	10	16 896	5	Ja	Kjeller
4	9.3. 1500 til 16.3. 1500	jernklorid	normal jern: 320 g/m ³	7	15 996	3	Ja	Kjeller
5	16.3. 1500 til 20.4. 1000	kalk + sjøvann	normal kalk: 241 g/m ³ sjøvann: ca.3%	35	132 197	2	Ja	Ingen
6	20.4. 1000 til 26.4. 1400	jernklorid	inntrimming jern: 372 g/m ³	6	26 022	ingen	Ja	Ingen
7	26.4. 1400 til 15.5. 1500	jernklorid	normal jern: 356 g/m ³	19	59 988	5	Ja	Sandvika tre presser
8	15.5. 1500 til 29.5. 1800	aluminium- sulfat	noe variabel Al-løsning: 301 g/m ³	13	39 175	3	Ja	Sandvika to presser
9	29.5. 1800 til 8.6. 0800	kalk + sjøvann	normal kalk: 206 g/m ³ sjøvann ca. 3% x)	10	29 879	ingen	Ja	Sandvika en presse
				Sum:	129	360 248	25	

x) Mengde sjøvann i forhold til utgående vannmengde fra renseanlegget.

Som det fremgår av tabell 2, er de forskjellige fellingsprosesser behandlet med ulikt omfang. Dette skyldes stadig forandring i opplegget etter som nye erfaringer ble vunnet. Som tidligere nevnt var kalk + jernklorid først ansett som et hovedalternativ. Derfor tre separate perioder med varierende doseringsforhold i forsøk på å bedre renseeffekten. Jernkloridperioden nr. 4 ble lagt inn på tampen av undersøkelsens første del siden dette alternativet i forhold til foregående felling med kalk + jernklorid synes å gi vesentlig bedre resultater. Den mellomliggende periode, nr. 5, med kalk + sjøvann er egentlig ikke en del av undersøkelsen, men to blandprøver ble tatt fordi svært gode og stabile resultater ble oppnådd. Femårs driftserfaring fra Sandvika med denne kombinasjon ble ansett å være dekkende. Siden det stadig foretas utbygginger og nye tilkoblinger på oppsamlingsnettet med tilsvarende økning i hydraulisk belastning, var det nyttig med noen referanse-undersøkelser.

Periode nr. 6 representerer start av kammerfilterpressing hvor jernklorid ble anvendt siden dette lager et relativt vanskelig avvannbart slam.

Periode nr. 8 ble etter interne drøftinger vedtatt utført, siden man på denne måten både ville få et uttrykk for hvilke rensegrader som oppnås, hvilke doseringsmengder som er nødvendige, og for å kontrollere om den lave slamproduksjonen som teorien antyder, holder stikk.

Siste periode, nr. 9, er hovedsakelig inkludert for å produsere slam for avvanning i Edwards & Jones' kammerfilterpresse som ble stående noe lengre ved renseanlegget. Disse avvanningsundersøkelser blir rapportert særskilt av Vråle (4).

5. RENSERESULTATER I VANNFASEN

5.1 Vannføring og hydrauliske belastningsforhold

Fra januar til juni 1979 har vannføringen fram til renseanlegget variert i takt med årstiden og nedbørforholdene. Døgnvannføringen som daglig avleses av driftsoperatørene er grafisk fremstilt i fig. 7.

Samme figur viser alle 9 forsøksperioder inntegnet.

Emma Hjorth renseanlegg ble nedlagt 27.3.79, og avløpsvannet ble overført til Sandvika renseanlegg. Dette falt sammen med ugunstige værforhold med regn på snø. Den hydrauliske belastningen var derfor langt over 100 prosent for de siste periodene. Særlig i perioden med kalk + sjøvannsfelling, nr. 5, var belastningen høy. Da ble det for første gang installert et improvisert overløp ved Sandvika renseanlegg. Dette overløpet fungerer slik at en luke ut fra sandfanget struper vannstrømmen. Vannnivået i sandfanget stiger slik at et overløp som leder takvann ut til elva, nås og overskytende vann avlastes. Det er innstilt slik at 200 m³/h er maksimal vannføring inn i renseanlegget.

Hvis større vannføring enn 200 m³/h får anledning til å strømme gjennom renseanlegget, greier ikke utløpsledningen å ta unna. Vannet stiger i utløps-målestasjonen og stuver opp i måleprofilen. Vannføringsmålingene ødelegges, og vannet stuves opp i renseanleggets kanaler og bassenger.

Problemet kan løses ved å legge et overløp på utløpsledningen fra første kum utenfor renseanlegget. Det etablerte overløpet i sandfanget skaper problemer både for doseringsutrustningen for sjøvann og materialbalansen i renseanlegget. Sjøvannsdoseringen styres etter vannføring ut av renseanlegget mens blandingen skjer i sandfanget hvor vannføringen er større når overløpet er i funksjon. Dette forholdet må rettes på. Når slamfortykkeren går full av slam, sendes slam i retur. Hvis vannføringen er stor og overløpet virker, vil deler av slammets tapes til Sandvikselva og forstyrre materialbalanse og slamproduksjons-målinger. Det er derfor av største betydning å ha oversikt over når overløpet er i funksjon. Det finnes ingen automatisk registrering for dette i dag. I undersøkelsesperioden ble det foretatt visuelle observasjoner.

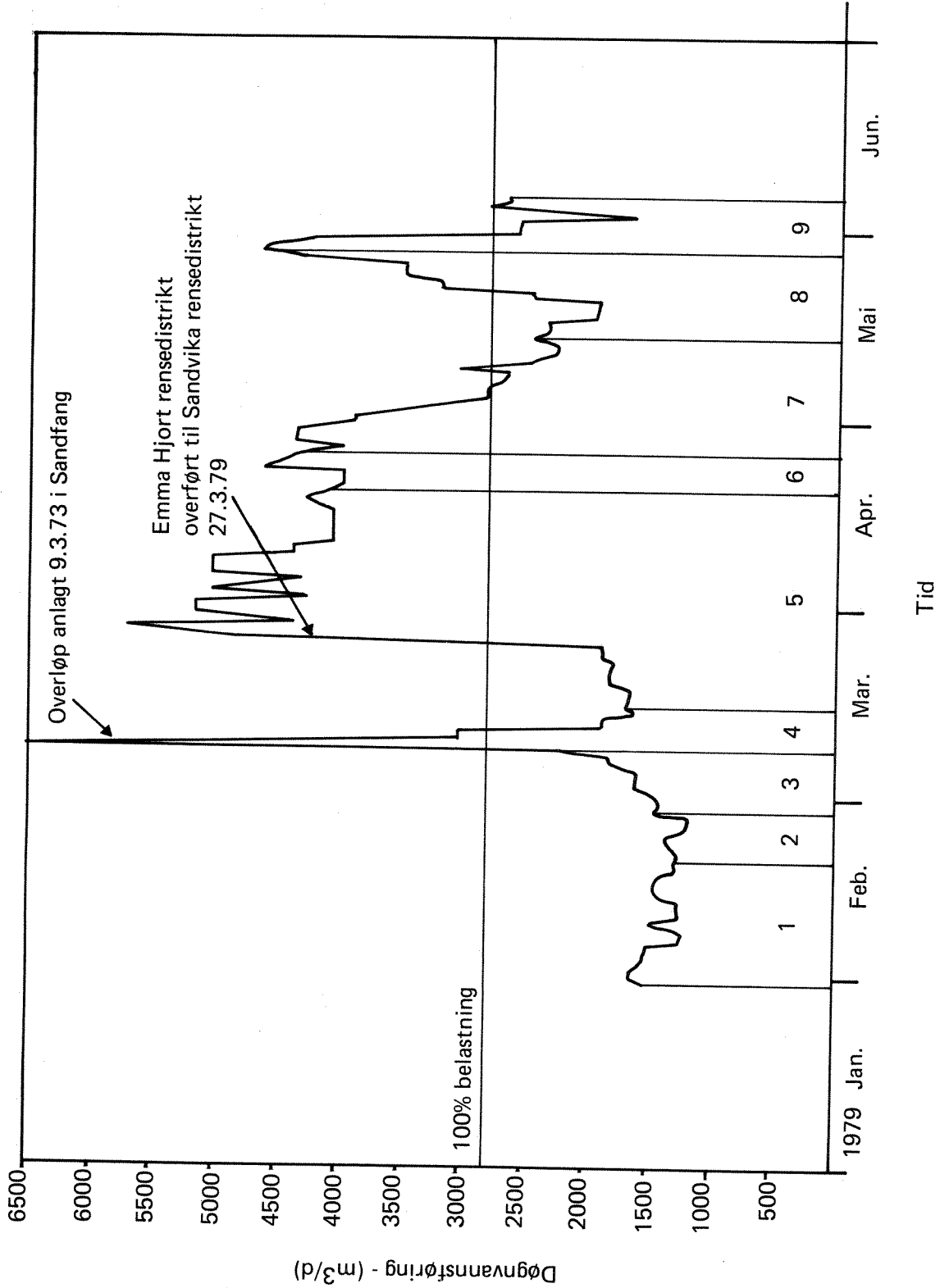


Fig. 7. Døgnvannsføring ved Sandvika rensenanlegg februar - juni 1979.

5.2 Konsentrasjoner i innløpsvannet

Døgnblandprøven for innløpsvannet til Sandvika renseanlegg tas før retur- vann fra interne slambehandlingsenheter blandes inn og gjenspeiler den virkelige råkloakken slik den strømmes ut av oppsamlingsnettets ende. Det er av stor betydning for VEAS å sammenlikne de oppnådde renseresultatene ved Sandvika med hva som kan forventes ved SRV. Avløpsvannets konsentrasjoner og kjemiske sammensetning vil spille en vesentlig rolle i denne sammenheng siden kjemikaliedosering angis spesifikt i forhold til m³. Normalt vil nødvendige kjemikaliedoseringer for å oppnå et bestemt renseresultat være mindre for "tynt" avløpsvann enn for mer konsentrert vann.

Avløpsvannets konsentrasjoner og sammensetning vil endres stadig, både som følge av fysiske forandringer på oppsamlingsnettets (nye tilkoblinger etc.) og mer eller mindre fortykning fra fremmedvann (grunnvann og regnvann). Vi har i tabell 3 angitt gjennomsnittlige konsentrasjoner både for hver periode og totalt gjennomsnitt for alle 8 periodene. Disse analysene viser at innløpsvannet på Sandvika renseanlegg har blitt mer konsentrert i forhold til tidligere undersøkelser. Særlig har overføringen av det konsentrerte spillvannet fra Emma Hjorth slått kraftig ut på konsentrasjoner av total fosfor. Dette skjedde tidlig i femte periode.

Innløpsvannet til SRV ventes å bli tynnere enn det som fremkommer som gjennomsnitt for denne undersøkelsen. Følgelig bør det forventes noe lavere nødvendige doseringsmengder for samme renseresultat.

Særlig iøynefallende er det ukontrollerte sjøvannet som fortsatt trenger inn på nettet ved høyvann i fjorden. Vesentlig høyere ledningsevne og magnesiumkonsentrasjon og noe høyere kalsium innhold i innløpsvannet er tydelige tegn på dette. Ledningsevnen ble målt kontinuerlig i egen måler med skriver. Resultatene herfra viser tydelig tidevannsmønsteret. Disse forhold har innvirket på renseresultatene og omtales senere.

Tabell 3. Gjennomsnittlige konsentrasjoner i innløpsvannet ved Sandvika renseanlegg.

Periode	Tidspunkt	Antall døgnsprøver	pH	Ledn.e. $\mu\text{S/cm}$	Alkalitet total mekv/l	Total fosfor g P/m^3	Ortofosfat g P/m^3	KOF ufiltr. g O/m^3	Kalsium ufiltr. g Ca/m^3	Magnesium ufiltr. g Mg/m^3	Nitrogen total g N/m^3	Jern g Fe/m^3	Susp. stoff g/m^3
	1979												
1	februar	3	7,7	396	2,25	7,56	3,67	476	17,7	-	34,1	1,79	223
2	februar	4	7,5	-	2,31	5,69	3,39	303	-	-	-	3,25	203
3	feb/mars	5	7,4	7357	2,17	5,69	2,88	382	87,5	167,4	19,6	3,16	227
4	mars	3	7,6	1505	2,31	4,92	1,55	340	47,3	24,3	17,3	1,25	202
5	mars/apr	2	7,7	724	2,43	12,00	3,05	859	54,6	9,5	-	-	500
7	april/mai	5	7,5	480	2,81	12,11	4,79	636	53,5	8,6	-	1,89	343
8	mai	3	7,5	478	2,21	5,09	2,57	300	39,6	11,5	-	2,15	187
Totalt/gjennomsnitt		25	7,53		2,36	7,58	3,13	471	-	-	-	2,25	269

5.3 Renseeffekter

5.3.1 Generelt

Renseresultatene uttrykkes gjennom de 25 døgnblandprøvene som ble tatt i løpet av undersøkelsen. Alle analyseresultatene er vist i Vedlegg 2. I tillegg er det utført kontinuerlig måling av turbiditet, ledningsevne, pH og temperatur i utløpsvannet. Disse målingene er skrevet ut på en felles skriver og gir supplerende informasjon om rensesultatet.

Alle 4 kombinasjonene av fellingskjemikalier behandles under ett i dette kapitlet. Resultater fra tidligere undersøkelser (2) av kalk + sjøvann trekkes inn når dette er nødvendig.

Doseringsmengden av fellingskjemikaliene er den viktigste parameter som påvirker renseresultatet. Andre variabler kan være vannføring uttrykt gjennom flatebelastning og oppholdstider i enhetsprosessene, avløpsvannets sammensetning på grunn av regnvær og snøsmelting; spesielle industriutslipp og slam retur fra full slamfortykker.

Doseringssted for kjemikalier, hurtig-innblanding, omrøringshastigheter i flokkuleringskammer og slamtappings-program ble holdt konstant igjennom alle periodene og ble ikke forsøkt optimalisert. De har vært de samme som for normal kalk + sjøvannsfelling ved Sandvika renseanlegg. Jeg ser ikke bort fra at en bevisst optimalisering av enkelte av disse parametrene kan forrykke resultatene.

5.3.2 Fosfor

Renseprosessen ved SRV tar i første rekke sikte på å senke fosforinnholdet i avløpsvannet. Total fosfor konsentrasjon i utløpsvannet blir derfor en viktig måte å uttrykke renseresultatet på. Innholdet av total fosfor i råkloakken består både av partikulære fosfor-forbindelser og løste fosforforbindelser hvor ortofosfat er den viktigste. Ved kjemisk felling er oppgaven todelt: Først og fremst å overføre mest mulig løst fosfor til fast form, og dernest produsere partikler og fnokker som lett lar seg sedimentere slik at de kan fjernes som slam. Det antas at flere forskjellige mekanismer i denne prosessen er involvert og ikke bare rene kjemiske

utfellinger. Forskjellige adsorpsjonsforhold og flokkuleringsmekanismer vil virke inn. Fosforkonsentrasjonen i vannet er vist i tabell 4 for alle undersøkelsesperiodene og er kronologisk fremstilt i fig. 8.

Inn- og utløpskonsentrasjonene av ortofosfat forteller hvor effektivt den kjemiske utfellingsprosessen har gått for de forskjellige fellingskjemikalierne. Konsentrasjonene av total fosfor er uttrykk for renseseffekten i anlegget. Det er f.eks. mulig å ha lav ortofosfat i utløpsvannet, men hvis de produserte partiklene er lette og sedimenterer dårlig, vil fnokkene allikevel følge med utløpsvannet og gi dårlig renseseffekt.

Å angi renseseffekt alene uten å knytte den til doseringsmengden av fellingskjemikaliet vil være ufullstendige opplysninger. Ved kjemisk felling er doseringsforholdet av størst betydning. Sandvika rensenanlegg drives normalt med kalk og magnesium fra sjøvann som fellingskjemikalier, og det er oppnådd meget gode renseresultater. Dessuten har SRV et rensekraft på 0,50 mg P/l. Målsetningen var derfor å trimme inn rensenanleggets kjemikaliedosering slik at man kom ned mot det som oppnås med kalk + sjøvann, som i alle fall er under utslippskravets konsentrasjon.

Lettest oversikt over resultatene fås ved å ta gjennomsnittsforsholdene i hver periode. Renseresultatene med henblikk på fosfor er fremstilt i tabell 5. Gjennomsnittlig kjemikaliedosering gjelder de dagene blandprøvene ble tatt. Tabellen viser også hvilken hydraulisk belastning anlegget ble utsatt for da døgnprøvene ble tatt.

Felling med kalk + jernklorid gav generelt dårligere renseresultat enn de øvrige kombinasjoner. I periode nr. 1 var jernklorid doseringen $22,8 \text{ g Fe/m}^3$ og kalk doseringen $135 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ og gav $0,675 \text{ g P/m}^3$. På tross av at dette representerer 90,8 prosent reduksjon, ble dette ansett som for dårlig i forhold til utslippskravet på $0,50 \text{ g P/m}^3$ ved SRV. I periode nr. 2 ble kalk doseringen økt i trinn med et gjennomsnitt på $195 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ mens jernklorid doseringen ble holdt noenlunde konstant. Dette gav ennå dårligere renseresultater. En kort periode med forsøk på senket kalkdosering gav også dårligere resultat. Vi hadde god kontroll med renseresultatet til enhver tid ut fra de kontinuerlige målingene av turbiditet i utløpsvannet, og alle forandringer i doseringsmengdene ble avlest direkte.

Tabell 4. Fosforanalyser i blandprøvene.

Periode	Bland- prøve nr.	Døgn- vann- føring m ³ /d	Total fosfor mg P/l		Orto- fosfat mg P/l		Prosentvis endring fra inn- og utløpsvann	
			inn	ut	inn	ut	Tot-P	Orto-P
1	1	1384	9,28	0,630	3,93	0,048	93,2	98,7
	2	1445	6,40	0,638	3,32	0,017	90,0	99,4
	3	1439	6,99	0,756	3,77	0,055	89,2	98,5
2	4	1264	5,79	0,953	3,15	0,112	83,5	96,4
	5	1331	4,55	0,877	3,40	0,182	80,7	94,6
	6	1385	5,45	0,814	3,47	0,119	84,9	96,5
	7	1460	7,02	0,740	3,53	0,140	89,4	96,0
3	8	1429	8,15	0,580	4,82	0,115	92,8	97,6
	9	1461	5,07	0,499	2,89	0,025	90,1	99,1
	10	1688	4,38	0,373	2,15	0,042	91,4	98,0
	11	1822	4,97	0,284	2,34	0,005	94,3	99,7
	12	2218	5,89	0,290	2,18	0,004	95,1	99,8
4	13	1869	4,86	0,238	0,23	0,004	95,1	98,2
	14	1861	4,42	0,545	1,95	0,020	87,6	98,8
	15	1608	5,48	0,227	2,47	0,227	95,8	99,6
5	16	1799	10,1	0,608	3,45	0,156	94,0	95,5
	17	5708	13,9	0,099	2,64	0,013	99,3	99,5
7	18	3978	14,8	0,256	3,99	0,007	98,3	99,8
	19	3568	8,16	0,296	4,99	0,006	96,4	99,9
	20	2693	13,1	0,304	4,26	0,004	97,7	99,9
	21	2666	9,69	0,633	5,65	0,006	93,5	99,8
	22	3028	14,8	0,138	5,04	0,001	99,1	99,98
8	23	2453	7,36	0,271	3,84	0,006	96,3	99,8
	24	2476	5,55	0,169	2,81	0,003	96,9	99,9
	25	4282	2,36	0,244	1,07	0,005	89,7	99,5

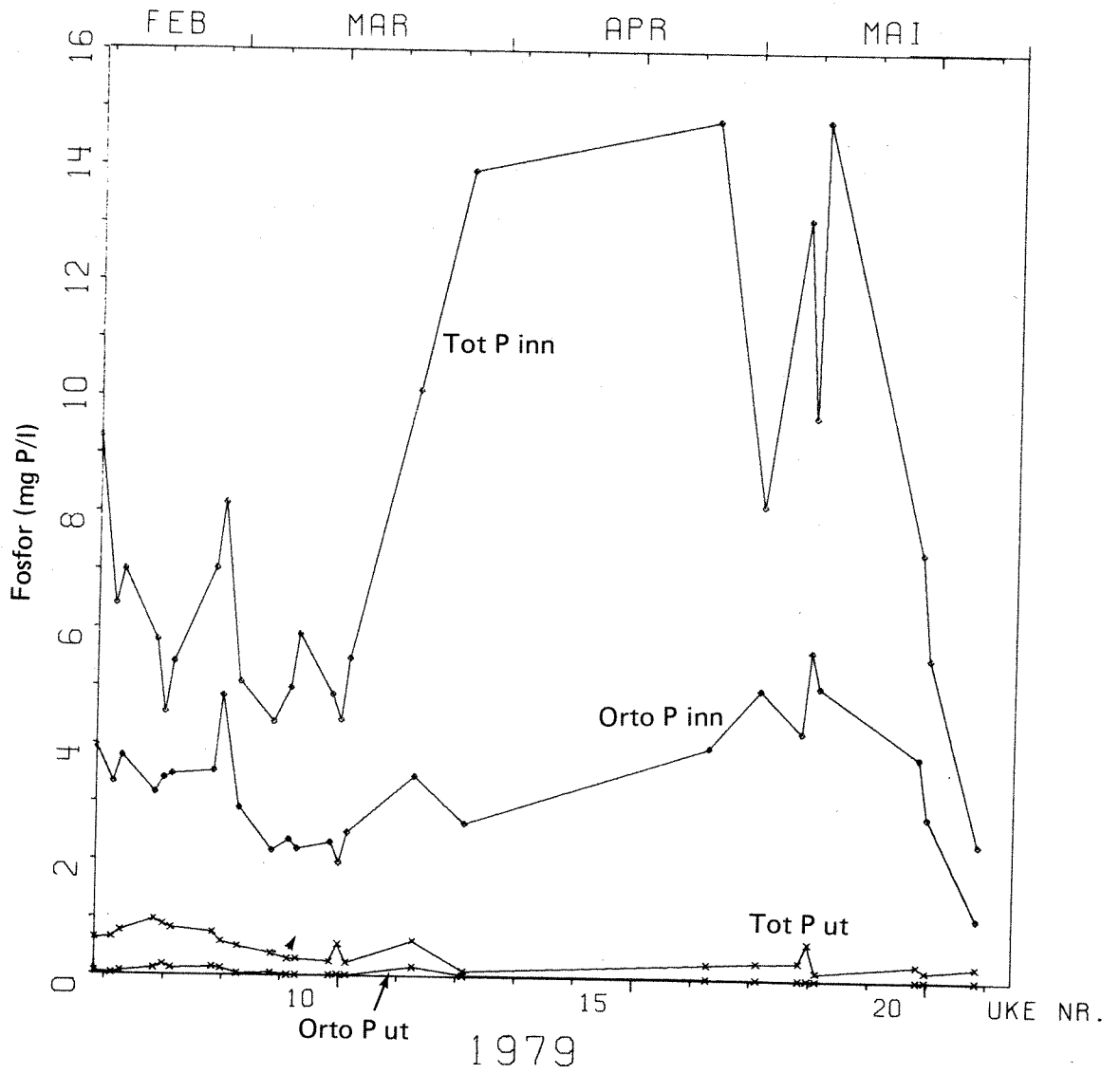


Fig. 8. Total- og orto-P i inn- og utløpsvann ved Sandvika rensanlegg.

Tabell 5. Gjennomsnittlige doseringsforhold og renseresultater for forskjellige kjemikalieforhold.

Periode	Fellings- middel	Gjennomsnittlig kjemikaliedosering					Renseresultat			Gjennomsnittlig hydraulisk belastning Flatebelastn. m ³ /h.m ²			
		Kalk g Ca(OH) ₂ /m ³	Sjø- vann %	Jernklorid g Ferriklor m ³	Al-sulfat g løsn/m ³ g Al/m ³	Total fosfor ut g P/m ³ % red.	Ortofosfat ut g P/m ³ % endr.	m ³ /d					
1	kalk + jern- klorid	135	-	192	22,8	-	0,675	90,8	0,040	98,9	1423	0,37	
2	"-"	195	-	182	21,5	-	0,846	84,6	0,138	95,9	1360	0,35	
3	"-"	137	-	263	31,2	-	0,405	92,7	0,038	98,8	1724	0,45	
4	jern- klorid	-	-	341	40,4	-	0,336	92,8	0,011	98,8	1779	0,46	
5	kalk + sjøvann	252	ca.3	-	-	-	0,353	96,6	0,08	97,5	3754	0,98	
7	jern- klorid	-	-	354	42,0	-	0,325	97,0	0,05	99,9	3187	0,83	
8	Al- sulfat	-	-	-	-	372	15,6	0,228	94,3	0,05	99,7	3070	0,80

På bakgrunn av erfaringene fra periode nr. 2 ble den konklusjon trukket at ca. 135 g $\text{Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ var nær optimal dosering, men at jernklorid doseringen burde økes for bedret renseresultat.

Periode nr. 3 viser at rensegraden med hensyn til fosfor økte når jernklorid doseringen ble økt til 31,2 g Fe/m^3 . Gjennomsnittlig konsentrasjon av total fosfor på 0,405 g P/m^3 blir allikevel noe for dårlig, sett i forhold til at kjemikaliemengdene til sammen for kalk og jernklorid er store. Det virket som om doseringsmengden av jernklorid var den mest sensitive parameter for renseresultatet. Det var derfor naturlig å sløyfe kalken helt og øke doseringen av jernklorid ytterligere. Periode nr. 4 viser resultatene fra ren jernklorid dosering med 40,4 g Fe/m^3 i gjennomsnitt. Renneresultatene ble da bedret ytterligere med 0,336 g P/m^3 . Enkeltanalysene viser imidlertid en klar sammenheng mellom doseringsmengder og renneresultat. Dette forholdet er forsøkt fremstilt i fig. 9. De høyeste doseringene av jernklorid gir de beste renneresultatene. Dette var årsaken til at ren jernkloridfelling ble anvendt i periode nr. 6 og 7 da ulike typer kammerfilterpresser skulle sammenliknes.

Tre andre forhold synes også å innvirke på renneresultatet. Enkelte dager var innløpsvannet sterkt påvirket av spesielle industri utslipp. Dette gav vanligvis dårligere renneresultat. Dager med høyere hydraulisk flatebelastning gav også noe dårligere resultat. Et spesielt forhold var at blandprøve nr. 10, 11, 12 og 13 ble påvirket av sjøvannsinntrengning, noe som i alle tilfeller synes å bedre renneresultatet.

Periode nr. 5 er en mellomliggende periode med normal kalk + sjøvannsfelling som ikke direkte inngikk i undersøkelsen. Allikevel ble det tatt 2 blandprøver. Den første blandprøven slik den fremgår i tabell 5, er ikke representativ fordi sjøvannspumpen brøt sammen. Den andre blandprøven, nr. 17, er imidlertid så spesiell at den bør kommenteres. Vannføringen i denne perioden var meget høy og tilsvarer en flatebelastning på 1,48 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. Fosforkonsentrasjonen ut var allikevel så lav som 0,099 g P/m^3 med normal dosering.

I periode nr. 8 ble aluminiumsulfat (i løsning) fra Lysaker anvendt som fellingskjemikalium. Tabell 6 viser gode renneresultater med gjennomsnitt på 0,228 g P/m^3 med gjennomsnittlig dosering på 372 g $\text{Al-løsning}/\text{m}^3$ som tilsvarer 15,6 g Al/m^3 .

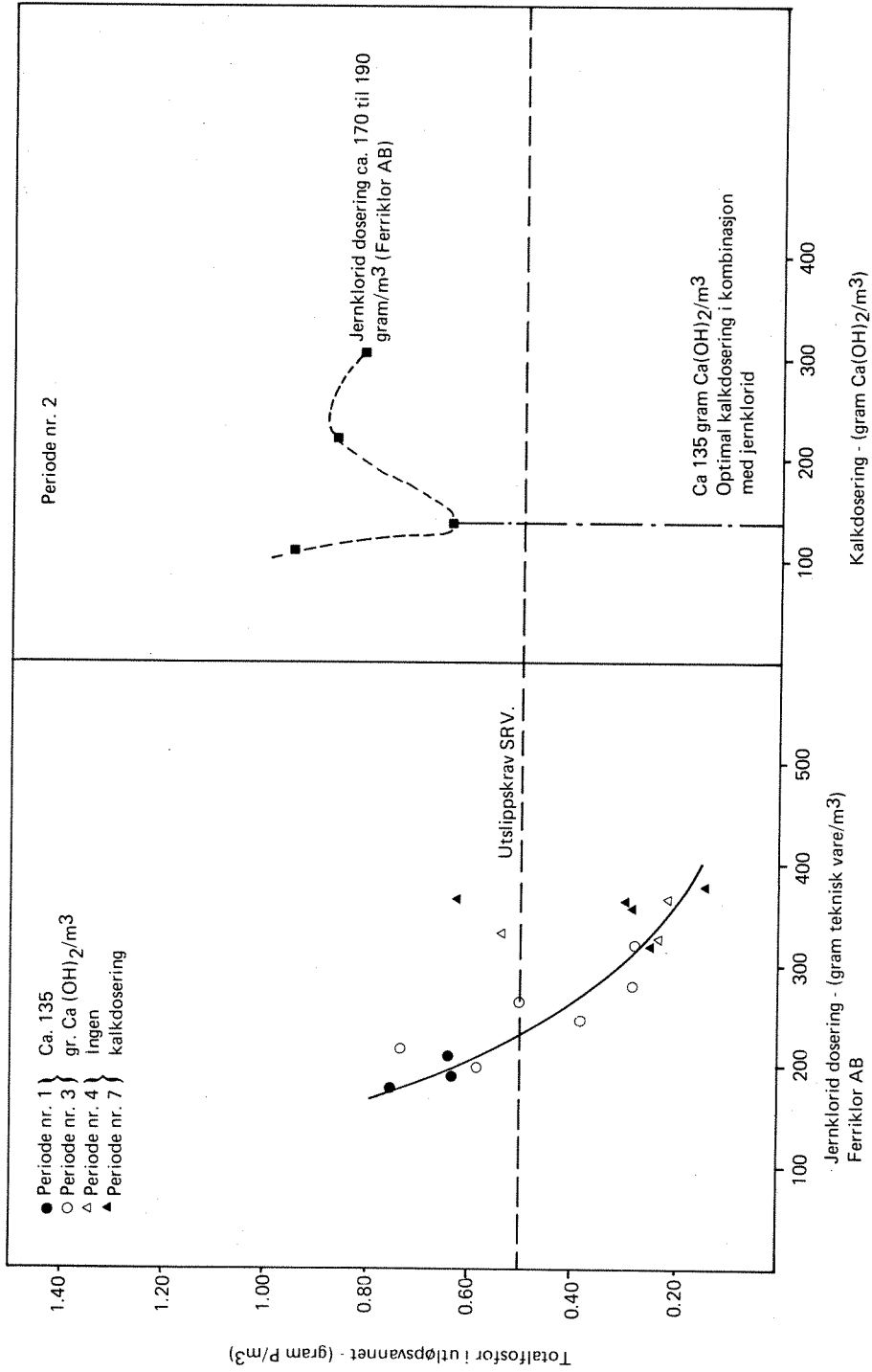


Fig. 9. Fosforkonsentrasjon i utløpsvann fra Sandvika renseanlegg, felt med jernklorid med og uten kalk.

En oppsummering av renseresultatet med henblikk på fosfor viser at tilfredsstillende rensing oppnås både med jernklorid felling og aluminium felling og kalk + sjøvann når doseringsmengdene er tilstrekkelige. Med kalk + jernklorid felling synes det vanskelig å oppnå lave nok konsentrasjoner med hensyn til fosfor innenfor rammen av rimelige doseringer. Det er dessuten betryggende å vite at flatebelastningene var høyest for de fellingskombinasjonene som tilfredsstiller renskravene.

Disse konklusjonene gjelder for Sandvika renseanlegg og det avløpsvannet som gjelder der. Det er imidlertid ikke funnet noen forhold som skulle tilsi at disse konklusjonene blir annerledes for SRV anlegget. Tynnere SRV vann vil enten gi lavere utslippskonsentrasjoner eller lavere nødvendige doseringsmengder. Store relative forskyvninger fellingskjemikalierne innbyrdes ventes ikke.

5.3.3 Kjemisk oksygenforbruk - KOF

Analyseverdiene basert på kjemisk oksygenforbruk for blandprøver er vist i tabell 6. Gjennomsnitts konsentrasjoner for de forskjellige fellingsperiodene og rensegrader fremgår også.

Avløpsvannets kjemiske oksygenforbruk, KOF, reduseres effektivt ved Sandvika renseanlegg. Laveste gjennomsnittlige rensegrad er 71,2 prosent og gjelder periode nr. 2 med jernklorid og relativt høy kalkdosering. Fig. 10 viser hvordan gjennomsnittlig renseseffekt for KOF varierer som funksjon av gjennomsnittlig doseringsmengde med jernklorid for de periodene hvor det anvendes som fellingskjemikalium. Resultatene viser at rensegraden øker med økende doseringsmengde. Når jerdoseringen er ca. 40 g Fe/m^3 , er rensegraden for KOF 83 til 93 prosent som må betegnes som meget høyt for et kjemisk fellingsanlegg. Gjennomsnittsverdiene for kalk + sjøvann og aluminiumsulfat er henholdsvis 92 og 84 prosent.

Bedømming av rensegrad uttrykt i prosent kan være misvisende fordi perioder med høyere vannføring har en klart høyere konsentrasjon av KOF i innløpsvannet. En større del av dette KOF bidraget må antas å foreligge i større partikkelfraksjoner som lettere lar seg fjerne i et kjemisk fellingsanlegg. KOF konsentrasjonen i utløpsvannet bør derfor også tas i

Tabell 6. Renseeffekter med hensyn til organisk stoff, KOF, Sandvika renseanlegg.

Periode	Fellingsmiddel	Bland- prøve nr	KOF g 0/m ³			Gjennomsnitt for hver periode KOF g 0/m ³		
			inn	ut	rense- grad %	inn	ut	rense- grad %
1	kalk + jernklorid	1	450	132	70,7	476	109	77,0
		2	496	87	82,4			
		3	483	107	77,8			
2	kalk + jernklorid	4	332	94	71,7	303	83	71,2
		5	200	78	61,0			
		6	316	87	72,5			
		7	363	74	79,6			
3	kalk + jernklorid	8	320	60	81,3	382	63	83,5
		9	350	65	81,4			
		10	360	80	77,7			
		11	490	65	86,7			
		12	390	47	87,9			
4	jernklorid	13	470	50	89,4	340	48	83,6
		14	200	55	72,5			
		15	350	39	88,8			
5	kalk + sjøvann	16	880	90	89,7	859	67	92,2
		17	838	43	94,9			
7	jernklorid	18	930	19	97,9	636	44	93,1
		19	330	45	86,4			
		20	750	49	93,5			
		21	330	49	85,2			
		22	840	60	92,9			
8	aluminium- sulfat	23	530	53	90,0	300	49	83,6
		24	250	52	79,2			
		25	120	41	65,8			

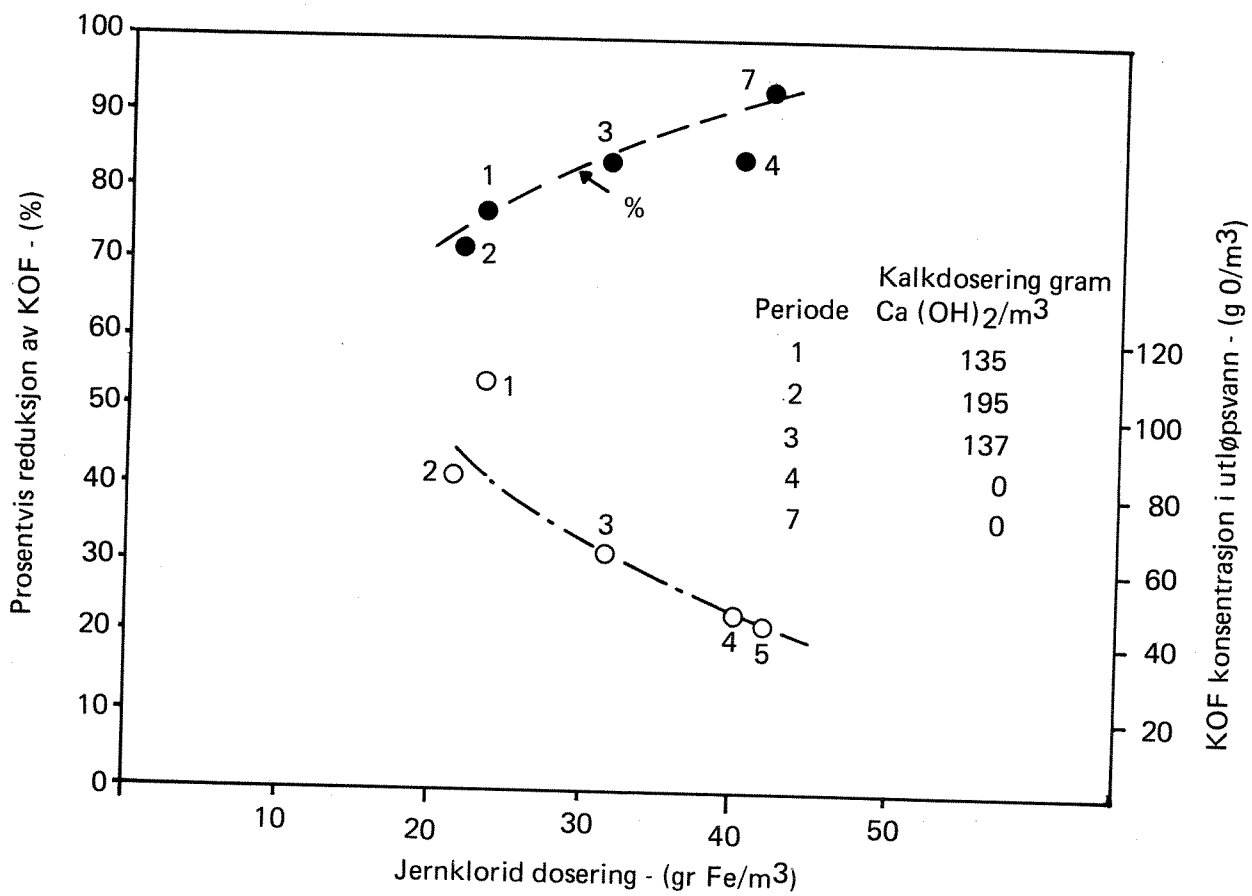


Fig. 10. Renseeffekt med hensyn til fjerning av organisk stoff for perioder med jernklorid felling.

betraktning for å få et bedre helhetsbilde av renseseffekten for KOF. Men også KOF konsentrasjonen i utløpsvannet viser en lavere verdi ved økende dosering. For alle fire kjemikaliekombinasjoner viser gjennomsnittskonsentrasjon av KOF utløpsverdier mellom 44 og 67 g O/m³ som må betegnes som gode rensesresultater.

5.3.4 Suspendert stoff

Suspendert stoff måles som mengde tørrstoff som holdes tilbake når vannet passerer et membranfilter og er et indirekte uttrykk for hvor klart vannet ser ut. Turbiditet slik det måles i den kontinuerlige turbiditetsmåler, og siktedyp slik det måles av driftsoperatørene, er alternative uttrykk for vannets klarhet. Tabell 7 viser en oversikt over vannanalyser for suspendert stoff, gjennomsnittlig turbiditet målt mens blandprøven ble tatt, og siktedyp registrert av driftsoperatørene på det tidspunkt plandprøven ble stanset.

Resultatene viser at prosentvis fjerning av suspendert stoff stort sett er over 90 prosent med unntakelse av kalk + jernklorid periode nr 2 og 3. Analyse av suspendert stoff er ikke av de nøyaktigste måleparametre, og resultatene må ikke tillegges for stor vekt. Gjennomsnittlige innløpskonsentrasjoner synes å være i området 200 g/m³ med unntakelse av periode nr. 5 og 7 da vårsmeltingen satte inn og vannføringen var vesentlig høyere. Konsentrasjonene av suspendert stoff i utløpsvannet er stort sett i området mellom 10 og 30 g/m³.

Sammenlikning av resultatene av suspendert stoff, kontinuerlig målt turbiditet og siktedyp synes ikke å være helt i overensstemmelse. Siktedypmålingene er enkle å ta og gir markerte forskjeller. Periode nr. 3, 4 og 5 synes særlig å ha gitt vann med gode siktedyp.

5.4 Fellingskjemikalienes innvirkning på utløpsvannet

5.4.1 pH-verdier

Tilsetning av fellingskjemikalier og de kjemiske reaksjoner som finner sted i vannet, innvirker på pH-verdien. pH-verdien er viktig for å oppnå optimalt rensesresultat.

Tabell 7. Renseeffekter med hensyn til suspendert stoff, og uttrykk for sjøvannets klarhet ved målt turbiditet og siktedyp.

Periode	Fellingsmiddel	Bland- prøve nr	Suspendert stoff g SS/m ³		Gjennomsnitt for hver periode g SS/m ³		Gjennomsnitt turbiditet	Siktedyp tatt kl 0800	
			inn	ut	inn	ut			NTU
1	kalk + jernklorid	1	258	14	94,6		9	0,90	
		2	246	23	90,7	223	19	91	0,90
		3	166	21	87,4			12	0,80
2	kalk + jernklorid	4	176	25	85,8			16	0,60
		5	198	33	83,3	204	30	85	0,60
		6	154	33	78,6			20	0,50
		7	286	28	90,2			10	0,80
		8	170	17	90,0			10	0,80
3	kalk + jernklorid	9	180	24	86,7			7	1,00
		10	210	28	86,7	227	24	89	1,30
		11	306	32	89,5			5	1,80
		12	270	18	93,3			5	1,50
		13	260	19	92,7			8	1,90
		14	144	11	92,4	202	16	92	1,20
4	jernklorid	15	202	19	90,6			9	1,70
		16	540	20	96,3			11	1,00
		17	460	12	97,4	500	16	97	1,90
5	kalk + sjøvann	18	480	25	94,8			5	0,90
		19	148	16	89,2			5	0,90
		20	412	23	94,4	355	20	94	0,90
		21	284	26	88,4			4	0,80
		22	452	11	97,6			4	0,50
		23	262	12	95,4			-	1,10
7	jernklorid	24	112	2	98,2	187	7	96	0,90
		25	-	-	-			6	0,70
		25	-	-	-			6	0,70

Vi skiller mellom pH målt in situ i renseanlegget og pH målt i analysene i laboratoriet. Tabell 8 viser oversikt over alle pH-verdiene for alle fellingsperiodene. De er også fremstilt grafisk i fig. 11. Verdiene viser som ventet at laboratorie-analysene gir pH-verdier nærmere nøytral enn in situ målingene viser. Dette skyldes endringer i prøvene mens de lagres. In situ målingene anses derfor som mest representative. Sammenlikning mellom pH-målinger foretatt med automatisk måler med skriver og målinger foretatt av driftsoperatørene er noenlunde i overensstemmelse. Avvik skyldes blant annet at målingen som tas av driftsoperatørene, er en øyeblikks-måling tatt kl. 8.00 mens den andre er en gjennomsnittspH over døgnet. Endringer i doseringsforholdene eller i innløpsvannets alkalitet kan hurtig endre pH-verdien.

Tabell 8 viser gjennomsnittspH for hver periode. For kalk + jernklorid periodene er periode nr. 3 den som har gitt best resultater da pH var 9,4 i gjennomsnitt. I periode nr. 1 var kalkdoseringen praktisk talt den samme, ca. $135 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$, men jernklorid doseringen var $192 \text{ g Ferriklor}/\text{m}^3$ i stedet for $263 \text{ g}/\text{m}^3$. Denne forskjellen i jernklorid førte til at pH lå 0,3 enheter høyere, nemlig på 9,7. I periode nr. 2 er jernklorid doseringen omtrent lik med periode nr. 1, mens kalkdoseringen er ca. $195 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$, noe som gav gjennomsnittlig pH på 10,1.

Optimal kalk + jernkloridfelling hevdes ofte å foregå ved pH 8,5. Dette holdt ikke stikk ved Sandvika renseanlegg. Senket kalkdosering ned mot $100 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ gav dårligere renseresultat. En forklaring på at pH må være over 9,0, kan være at tidligere arbeider har anvendt pH-målinger fra laboratoriet. Hvis vi gjør det samme, blir pH-verdien 8,8.

De andre fellingskombinasjonene viser stort sett normale pH-verdier. Jernklorid i periode nr. 4 gir 6,4 mens jernklorid med noe høyere dosering i periode nr. 7 gir pH 6,2. For periode nr. 8 med aluminiumsulfat er det noe avvik mellom de kontinuerlige målingene og driftsoperatørenes målinger. Registreringene i måler gir 6,4 mens driftsoperatørene har målt så lavt som 5,8 i gjennomsnitt. Den siste verdien er i tabell 8 tatt etter at aluminiumssiloen var tom slik at doseringen hadde stoppet.

Tabell 8. Oversikt over pH-verdier i renseanlegget.

Periode nr.	Fellingsmiddel	Bland- prøve nr	pH innløp målt i laborat.	pH utløp			
				lab. in situ måler	in situ drift	in situ gjennom- snitt	
1	kalk + jernklorid	1	7,6	9,2	9,6	9,7	9,7
		2	7,5	9,2	9,8	9,2	
		3	7,9	9,2	9,7	8,6	
2	kalk + jernklorid	4	7,3	9,1	9,9	8,1	10,1
		5	7,6	9,6	10,3	9,8	
		6	7,6	9,8	10,7	11,6	
		7	7,7	9,8	9,6	9,9	
3	kalk + jernklorid	8	7,3	9,1	9,5	9,9	9,4
		9	7,3	8,9	9,4	9,8	
		10	7,5	9,0	9,4	9,2	
		11	7,4	8,5	9,4	9,2	
		12	7,5	8,7	9,2	9,2	
4	jernklorid	13	7,4	7,1	6,6	6,1	6,4
		14	7,7	7,1	6,3	6,0	
		15	7,7	6,8	6,3	6,2	
5	kalk + sjøvann	16	7,5	10,5	11,2	10,9	11,4
		17	7,8	11,1	11,6	11,8	
7	jernklorid	18	7,7	7,1	6,3	6,1	6,2
		19	7,6	6,7	6,1	6,1	
		20	7,4	6,6	6,3	5,8	
		21	7,5	6,7	6,3	6,0	
		22	7,2	6,6	6,1	6,4	
8	aluminium- sulfat	23	7,4	6,8	6,5	5,7	6,4
		24	7,4	6,7	6,3	5,9	
		25	7,7	6,9	6,6	7,2 x)	

x) Målt ca. 2 timer etter at Al-dosering var avsluttet.

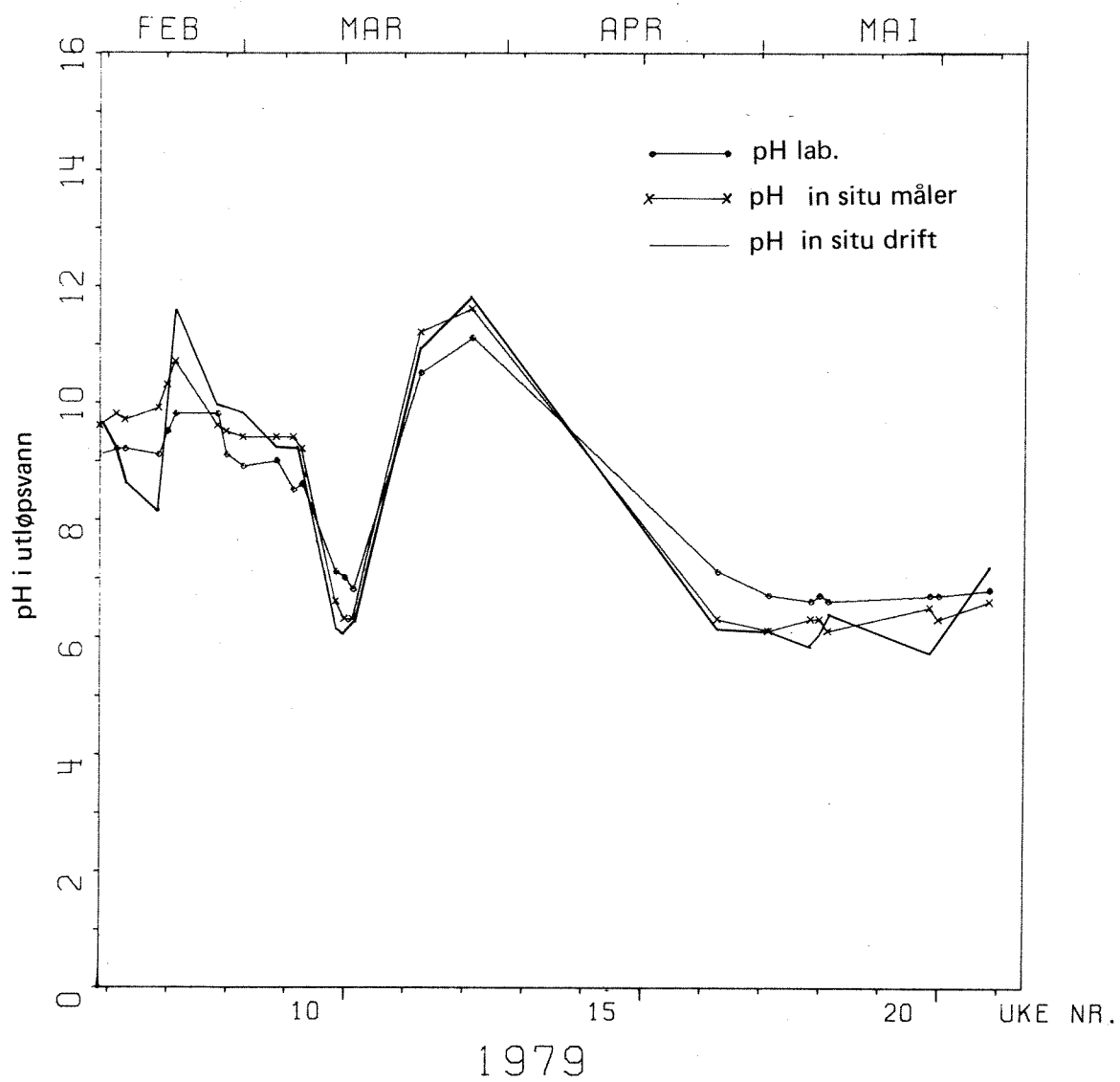


Fig. 11. pH-verdier i utløpsvann målt i laboratoriet, in situ av automatisk måler og av driftsoperatør.

For perioden med kalk + sjøvann viser første verdi noe lav pH på grunn av doseringsproblemer. Litt spesiell er andre verdi som også er representativ for store deler av perioden. Verdien på 11,6 er høy uten at kalk doseringen har vært mer enn normal. Årsaken kan være "tynnere vann" i smelteperioden og/eller at resirkulering av slam fra fortykkeren har hevet pH-verdien.

5.4.2 Alkalitetsverdier

Analysen av alkalitet på prøver av innløpsvann forteller en del om kjemikaliebehovet, og differansene mellom alkalitet i innløps- og utløpsvannet forteller noe om hva som skjer i fellingsprosessen.

Tabell 9 viser oversikt over alkalitetsanalysene. Første kolonne med alkalitetsverdier viser m-alkalitetsverdiene for innløpsvannets blandprøver. Gjennomsnittsverdiene faller mellom 2,17 og 2,81 og karakteriseres som normalt avløpsvann. SRV-vannet ventes å bli noe tynnere, altså noe svakere bufret. Det høyeste verdiene har funnet sted i periodene med høyest hydraulisk belastning, da mye fremmed vann fra smelteperioden trenger inn på nettet.

Alkalitetsverdiene for utløpsvannet viser variasjoner på grunn av forskjellige prosesser. m-alkaliteten og tot. alk. er det samme og uttrykker hvor mye syre som medgår for å bringe vannets pH ned til pH 4,5. I tabell 10 er de forskjellige prosessene arrangert etter fallende gjennomsnittlig m-alkalitet i utløpsvannet. Dette viser at utløpsvannet med høyest pH-verdi ikke nødvendigvis har høyest alkalitet. Grunnen til dette er at mer kalsiumkarbonat må være felt ut ved kalk + sjøvanns prosessen.

Utløpsvannets bufferkapasitet kommer imidlertid ikke til uttrykk gjennom m-alkaliteten alene. Dette kan uttrykkes gjennom "bikarbonat-alkaliteten" som defineres som medgått syre mellom pH 8,3 (fenolftalein vendepunkt) og pH 4,5 (metylblått vendepunkt). Tabell 9 viser resultatene av disse beregningene som fremkommer ved differansen mellom m- og p-alkaliteten. Disse tallene vil imidlertid ikke bli helt representative for bikarbonat-alkalitet både fordi avløpsvannet vanligvis har lavere pH enn 8,3, og fordi andre komponenter enn bikarbonat f.eks. ammonium/ammoniakk og

Tabell 9. Alkalitetsanalyser for forskjellige fellingsperioder ved Sandvika renseanlegg.

nr	Fellingsmiddel	Bland- prøve	innløpsvann		utløpsvann		m-alk. p-alk	differanse i karbonatalk. i inn- og utløpsvann mekv./l	
			tot.alk. pH = 4,5	gj.snitt mekv./l	tot.alk. pH = 4,5	gj.snitt mekv./l			p-alk. pH - 8,3
1	kalk + jernklorid		2,27 2,17 2,32	2,25	2,77 2,81 2,97	2,85	0,43 0,45 0,47	2,34 2,36 2,50	-0,07 -0,19 -0,18
2	kalk + jernklorid		2,25 2,28 2,30 2,41	2,34	2,93 3,02 2,80 2,76	2,87	0,35 0,63 0,93 0,48	2,58 2,39 1,87 2,28	-0,33 -0,11 +0,43 +0,13
3	kalk + jernklorid		2,35 2,09 2,06 2,14 2,19	2,17	2,87 2,59 2,71 2,47 2,41	2,61	0,33 0,22 0,34 0,06 0,19	2,54 2,37 2,37 2,41 2,22	-0,19 -0,28 -0,37 -0,27 -0,03
4	jernklorid		2,45 2,14 2,34	2,31	1,55 1,40 1,31	1,42	0 0 0		
5	kalk + sjøvann		2,60 2,26	2,43	3,32 2,25	2,79	1,32 1,61	2,00 0,64	+0,60 +1,62
7	jernklorid		2,75 2,78 3,03 2,64 2,86	2,81	1,83 1,10 1,10 1,02 0,81	1,17	0 0 0 0 0		
8	aluminium- sulfat		2,21 2,26 2,17	2,21	1,04 0,91 1,24	1,06	0 0 0		

fosforsyre også forbruker $(OH)^-$ ioner. Beregningen kan allikevel tas som indikasjon på om kalsiumkarbonat felles ut. Hvis bikarbonat alkaliteten er lavere i utløpsvannet enn i innløpsvannet, må karbonat ha blitt utfelt. Blandprøve nr. 6, 7, 16 og 17 viser en positiv indikasjon på dette.

Tabell 10. Total alkalitet i utløpsvann fra Sandvika renseanlegg.

Periode	Fellingskjemikalium dosering	m-alkalitet mekv./l
2	Kalk + jernklorid kalk: 195 g $Ca(OH)_2/m^3$, jernklorid 182 g/ m^3	2,87
1	Kalk + jernklorid kalk: 135 g $Ca(OH)_2/m^3$, jernklorid 192 g/ m^3	2,85
5	Kalk + sjøvann kalk: 252 g $Ca(OH)_2/m^3$, sjøvann 3%	2,79
3	Kalk + jernklorid kalk: 137 g $Ca(OH)_2/m^3$, jernklorid 263 g/ m^3	2,61
4	Jernklorid, 341 g/ m^3	1,42
7	Jernklorid, 354 g/ m^3	1,17
8	Aluminiumsulfat, løsning fra Lysaker 372 g/ m^3	1,06

5.4.3 Kalsiumkonsentrasjoner

Opprinnelig var hensikten med denne undersøkelsen kun å studere kalk + jernklorid felling ved Sandvika renseanlegg. Det er viktig å være klar over hva som skjer med kalsium ionene i prosessen både av hensyn til renseprosessen, slammengdene og slamegenskapene. Kalk har vist seg å være viktig for et godt slamavvannings-resultat i kammerfilterpresser.

Kalsium ionene kommer inn i systemet enten via innløpsvannet eller via kalkdoseringen. Tabell 11 viser en oversikt over inngående og utgående kalsium i systemet. Innholdet i innløpsvannet viser variasjoner. Særlig periode nr. 3 viser høye verdier, noen som sannsynligvis skyldes bidrag fra det inntrengende sjøvannet ved ekstremt høyvann.

Det er imidlertid den prosentvise forandring som er viktig for denne oversikten. Dette fremkommer nedenfor.

Som en ser, passerer all kalsium gjennom renseanlegg ved jernklorid- og aluminiumfelling. Analysene viser heller en svak økning i utløpsvannet, noe som må skyldes at belegg av kalsiumkarbonat i basseng og renner løses opp. For kalk + jernklorid - og kalk + sjøvanns-felling hvor kalsium tilsettes i tillegg til hva som finnes i innløpsvannet, overføres en del kalsium til slamm, henholdsvis 33 prosent, 50 prosent og 48 prosent for periode nr. 1, 3 og 5.

5.4.4 Magnesiumkonsentrasjoner

Magnesiumkonsentrasjonene er mest interessante i forbindelse med kalk + sjøvannsfelling. De er allikevel tatt med her på grunn av det ukontrollerte inntaket av sjøvann som fant sted i februar og mars. Analysen ble først innført ved blandprøve nr. 10. Tabell 12 viser en oversikt over analysene. Flere interessante trekk fremkommer. For det første viser analysene fra periode nr. 3 vesentlig lavere magnesiumkonsentrasjoner ut enn inn på tross av at pH-verdien ikke har vært særlig høy, slik at mulighetene for utfelling av magnesiumhydroksyd er til stede. Utfelling av $Mg(OH)_2$ er som kjent ansett som hovedårsak til bedret rensegrad ved kalk + sjøvannsfelling. Hvis noe magnesiumhydroksyd er utfelt i forbindelse med kalk + jernklorid fellings-perioden, kan dette være med på å forklare de gode fosforreduksjonene som ble oppnådd for de tre blandprøvene 10, 11 og 12. Den andre tenkelige forklaring kan være at det tyngre

Tabell 11. Kalsium konsentrasjon i inn- og utløpsvann, Sandvika renseanlegg.

nr	Periode	Fellingsmiddel	Bland- prøve	Kalsium inn i systemet				Kalsium ut av systemet						
				innløp		sum inn		gj.snitt		gj.snitt		overført til slam		
				mg Ca/l	mg Ca/l	mg Ca/l	mg Ca/l	mg Ca/l	mg Ca/l	mg Ca/l	mg Ca/l	mg Ca/l	mg Ca/l	
1	kalk + jernklorid	1	20,2	65,7	85,9	56,4	29,5	2	16,2	65,7	81,9	54,5	27,4	27,7
3		3	16,7	65,7	82,4	56,0	26,4							
2	kalk + jernklorid	4	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-
5		5	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-
6		6	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-
7		7	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-
3	kalk + jernklorid	8	-	-	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-
9		9	-	-	-	-	-	9	-	-	-	-	-	-
10		10	86,3	66,6	152,9	76,3	76,6	10	86,3	66,6	152,9	76,3	76,6	
11		11	104,2	66,6	170,8	75,4	95,4	11	104,2	66,6	170,8	75,4	95,4	
12		12	72,1	66,6	138,7	81,0	57,7	12	72,1	66,6	138,7	81,0	57,7	
4	jernklorid	13	70,5	0	70,5	61,7	8,8	13	70,5	0	70,5	61,7	8,8	
14		14	36,1	0	36,1	57,7	-21,6	14	36,1	0	36,1	57,7	-21,6	
15		15	35,3	0	35,3	53,7	-18,4	15	35,3	0	35,3	53,7	-18,4	
5	kalk + sjøvann	16	33,7	122,6(+3)	159,3	83,4	75,9	16	33,7	122,6(+3)	159,3	83,4	75,9	
17		17	75,4	122,6(+3)	201,0	105,8	95,2	17	75,4	122,6(+3)	201,0	105,8	95,2	
7	jernklorid	18	89,8	0	89,8	88,2	1,6	18	89,8	0	89,8	88,2	1,6	
19		19	50,5	0	50,5	56,9	-6,4	19	50,5	0	50,5	56,9	-6,4	
20		20	38,5	0	38,5	49,7	-11,2	20	38,5	0	38,5	49,7	-11,2	
21		21	43,3	0	43,3	47,3	-4,0	21	43,3	0	43,3	47,3	-4,0	
22		22	45,7	0	45,7	45,7	0	22	45,7	0	45,7	45,7	0	
8	aluminium- sulfat	23	42,5	0	42,5	34,5	8	23	42,5	0	42,5	34,5	8	
24		24	30,5	0	30,5	32,1	-1,6	24	30,5	0	30,5	32,1	-1,6	
25		25	45,7	0	45,7	48,9	-3,2	25	45,7	0	45,7	48,9	-3,2	

Tabell 12. Magnesium i innløpsvann dosert via sjøvann, og i utløpsvann ved Sandvika renseanlegg.

Periode nr	Fellingsmiddel	Bland-prøve nr	Magnesium konsentrasjon inn			Magnesium ut
			innløpsvann g Mg/m ³	Dosert via sjøvanns-pumpe g Mg/m ³	Sum inn g Mg/m ³	utløpsvann g Mg/m ³
1	kalk + jernklorid	1	-			-
		2	-			-
		3	-			-
2	kalk + jernklorid	4	-			-
		5	-			-
		6	-			-
		7	-			-
3	kalk + jernklorid	8	-			-
		9	-			-
		10	190,2	0	190,2	21,9
		11	234,9	0	234,9	14,6
4	jernklorid	12	77,3	0	77,3	11,7
		13	64,7	0	64,7	13,1
		14	3,89	0	3,89	6,81
5	kalk + sjøvann	15	4,38	0	4,38	4,38
		16	3,89	ca.40	ca.43,9	42,8
17		17	15,1	ca.40	ca.55,1	9,72
	7	Jernklorid	18	4,86	0	4,86
19			11,7	0	11,7	9,34
20			13,1	0	13,1	5,83
21			4,86	0	4,86	5,35
22			8,27	0	8,27	6,32
8	aluminium-sulfat	23	24,8	0	24,8	8,27
		24	4,28	0	4,28	4,86
		25	5,35	0	5,35	5,83

sjøvannet i innløpsprøven i stor grad har dukket ned i slamlommene og er overført til fortykker.

For det andre viser prøvene under kalk + sjøvanns perioden at lite magnesium er utfelt i blandprøve nr. 16, hvilket forklarer det dårlige renseresultatet. Et annet viktig poeng ved kalk + sjøvannsfelling er at bare en del av det magnesium som går inn i systemet, felles ut. Med andre ord vil utnyttelsen av magnesium variere mest, avhengig av den pH-verdi som til enhver tid opprettholdes i prosessen.

Ved felling med jernklorid og aluminiumsulfat vil magnesium innholdet normalt være upåvirket. Blandprøve nr. 13 er et unntak i så måte. Denne dagen ble dessuten en rensegrad med hensyn til total fosfor svært god.

5.4.5 Jernkonsentrasjoner

Jernkonsentrasjonene er viktige, både fordi jern inngår i fellingsprosessen, og fordi jernet kan virke som næring for algevekst. Høye jernkonsentrasjoner i utløpsvannet er en indikasjon på at prosessen ikke går som den skal. Tabell 13 viser en oversikt over jernanalysene.

En relativt liten jernmengde foreligger i innløpsvannet med unntakelse av et par analyser. Jerndoseringen ble gradvis økt fra periode til periode med jernfelling. Innløpskonsentrasjonene og utløpskonsentrasjonene for jern er stort sett i samme størrelsesorden. Det betyr at omtrent 100 prosent av jerndoseringen overføres til slammet. Et annet viktig forhold er at jerninnholdet i utløpsvannet er noe høyere (ca. 3 g Fe/m³) i periode nr. 7 og på slutten av periode nr. 4. Dette kan enten ha sammenheng med at doseringsmengder er høye eller påvirkning av slamvann fra fortykker som gikk full på dette tidspunkt. Siktedypet i bassenget var vesentlig lavere i periode nr. 7 uten at renseeffekten synes å ha vært lav. Det er mulig at suspenderte jernpartikler har vært årsak til disse forhold.

Tabell 13. Analyser av jernkonsentrasjonen i inn- og utløpsvann. Sandvika renseanlegg.

nr	Periode	Fellingsmiddel	Bland- prøve	Jern inn i systemet		Jern ut av syst.		Utfelt jern, % av tilsatt	
				innløp g Fe/m ³	jerndos. g Fe/m ³	sum inn g Fe/m ³	utløp g Fe/m ³		overført til slam g Fe/m ³
1		kalk + jernklorid	nr	1,83	22,5	24,3	1,37	22,9	>100
			1	1,37	24,9	26,3	1,47	24,9	100
			2	2,17	21,0	23,1	1,19	21,9	>100
2		kalk + jernklorid	nr	2,40	20,6	23,0	1,82	21,2	>100
			4	0,92	21,5	22,4	1,71	20,7	96
			5	1,58	22,6	24,2	1,95	22,3	97
			6	8,11	25,9	34,0	1,41	32,6	>100
3		kalk + jernklorid	nr	2,64	23,7	26,3	0,45	25,9	>100
			8	3,47	31,5	34,9	1,27	33,6	>100
			9	2,04	29,2	31,2	1,07	30,1	>100
			10	1,67	33,2	34,9	1,01	33,9	>100
			11	5,96	38,5	44,4	1,58	42,8	>100
4		jernklorid	nr	1,27	38,7	40,0	1,89	38,1	98
			13	0,92	38,9	39,9	3,44	36,5	94
			14	1,56	43,8	45,4	2,08	43,3	99
5		kalk + sjøvann	nr	-	-	-	-	-	-
			16	-	-	-	-	-	-
7		jernklorid	nr	2,47	38,0	40,5	2,91	37,6	99
			18	0,54	42,0	42,6	3,46	39,1	93
			19	2,12	42,9	45,0	3,00	42,0	98
			20	1,64	42,7	44,4	3,95	40,5	95
			21	2,67	44,5	47,2	2,15	45,1	>100
8		aluminium- sulfat	nr	2,15	0	2,15	1,02	1,1	
			23	-	-	-	-	-	
			24	-	-	-	-	-	
			25	-	-	-	-	-	

6. SLAMPRODUKSJON OG SLAMEGENSKAPER

6.1 Generelt

Mengden slam som produseres med de forskjellige fellingskjemikalierne, er viktige for prosessvalget. Slamproduksjonen kan uttrykkes både som slamvolum og tørrstoffmengde. Med slamvolum menes volumet av slammets inkludert det slamvann som følger med. Følgelig vil slammets tørrstoffkonsentrasjon angi forholdet mellom slamvolum-produksjon og slamtørrstoff-produksjon.

Tradisjonelt uttrykkes slamproduksjonen som tørrstoff. Tørrstoffmengdene i slammets har betydning for dimensjonering av areal i fortykker, størrelse på avvanningsmaskiner og til dels borttransport av avvannet slam. Slammets volum er avhengig av slammets tørrstoffkonsentrasjon og er mindre benyttet i dimensjonerings-sammenheng. Allikevel har slamvolumet betydning for dimensjonering av slamlommer i sedimenteringsbasseng, slamrør-dimensjoner, pumpekapasitet, fortykker og slamlager, men også på avvanningsutstyrets kapasitet. For eksempel har kammerfilterpresse forsøkene ved Sandvika vist at tørrstoffkonsentrasjonen i slammets inn i pressene innvirker sterkt på avvanningskapasiteten.

Ved kjemisk felling dannes utfellingsprodukter som sammen med forurensningene i avløpsvannet utgjør det slam som tas ut av vannfasen. Slam-mengdene vil øke som funksjon av økende kjemikaliedosering og rensegrad, men ikke nødvendigvis proporsjonalt. Best uttrykkes slamproduksjon i spesifikke tall. I denne undersøkelsen uttrykkes spesifikk slamvolumproduksjon som $\text{m}^3 \text{slam}/\text{m}^3 \text{vann}$ behandlet i renseanlegget i samme periode og multiplisert med 100. Derved fremkommer en slamproduksjon i prosent av avløpsvannet. For tørrstoffproduksjon anvendes $\text{g tørrstoff}/\text{m}^3 \text{vann}$. Begge uttrykk for spesifikk slamproduksjon må angis i forhold til en bestemt doseringsmengde og rensegrad som oppnås i renseanlegget. Slamproduksjon og uttappet slammengde til slambil er ikke nødvendigvis sammenfallende. I mange renseanlegg tapes noe av slamproduksjonen via utløpsledning eller interne overløp, særlig i perioder med høyere hydraulisk belastning. Hvis det ikke tas blandprøver av utløpsvannet i slike perioder slik at disse tapene avsløres, vil den målte slamproduksjon bli lavere enn den virkelige.

Representative fullskala undersøkelser av produserte slammengder for forskjellige kombinasjoner av fellingskjemikalier er vanskelig å få tak i, og de fleste erfaringstall har vært hentet fra teoretiske beregninger av utfellingsprodukter. Utenlandske erfaringstall kan i noen tilfeller være misvisende, enten fordi de er hentet fra andre renseanleggstyper (f.eks. kjemisk slamproduksjon fra svenske tretrinns anlegg), eller fordi vann-typerne er annerledes enn vårt vanligvis bløtere overflatevann.

Slamproduksjons-tallene i denne undersøkelsen omfatter typisk norsk avløpsvann med kjemisk felling som primærfelling. Både forsedimentert slam (primærslam) og kjemisk felt slam samles opp på ett sted og pumpes til samme fortykker. Eventuelle ukontrollerte tap i slamproduksjon er forsøkt eliminert.

SRV bygges med primærfelling, og avløpsvannet vil være av samme type som ved Sandvika, men blir muligens noe "tynnere" på grunn av noe mer fremmedvann inntak. Slamproduksjonen er målt på grunnlag av de aktuelle kombinasjoner av fellingskjemikalier ved SRV. Doseringsmengden er slik at rensegraden er nær akseptabel for SRV og innbyrdes sammenliknbar. Hvis SRV vannet blir "tynnere" med lavere alkalitet, kan vi vente lavere doseringer enn ved Sandvika for samme rensegrad. Følgelig vil også slamproduksjonen bli lavere. Forutsatt at avløpsvannet ikke får vesentlig endret sammensetning, vil den relative endring i slamproduksjon bli lik for alle fellingskombinasjoner.

Alt slam fra Sandvika renseanlegg må kjøres vekk med slamtankbil. Slammet pumpes fra fortykkeren, og utpumpet volum kan måles både i fortykker og på bil. Slamvolumet inkluderet også ekstra slamvann når slammet ikke er optimalt fortykket. All slamtransport har vært kontrollert med hensyn til antall m³ for alle 9 fellingsperiodene. I tillegg har vi oversikt over all slamtransport fra anleggets 5 års driftstid for den normale kalk + sjøvannsfelling.

For periode nr. 1, 2, 3 og 4 ble det kjørt mindre lass, 6 m^3 , til NIVA's forsøksstasjon på Kjeller hvor slammet ble analysert og undersøkt med hensyn til avvanning i kammerfilterpresse (3). Resten av slamproduksjonen ble kjørt til Løxa for avvanning. Slammet ble analysert ved Bærum kommunes laboratorium. For periode nr. 5, 6, 7, 8 og 9 ble bort-transportert slam analysert i Bærum. I tillegg ble slam fra periode nr. 7, 8 og 9 som inngikk i avvannings-undersøkelsen i pressene som stod ved Sandvika, analysert ved NIVA's laboratorium i Gaustadalléen.

6.2 Slamproduksjon

6.2.1 Volum av produsert slam

Alle slamtransportene fra Sandvika renseanlegg er vist i tabell 14, angitt i Vedlegg 3. Slamvolum, tørrstoff-konsentrasjon og kg tørrstoff er vist. Ut fra disse data og opplysninger om behandlet vannmengde fra hver periode er spesifikk slamvolum produksjon beregnet og presentert i tabell 15. Tallene for periode nr. 5, 6, 7 og 8 er ikke representative fordi det i noen av dagene har forekommet at slamfortykkeren har gått full slik at slam har gått i retur til snekepumpesumpen. Hvis hydraulisk belastning har vært høyere enn $200 \text{ m}^3/\text{h}$ slik at overløpet i sandfanget har vært i funksjon, tapes noe av slammet.

Ett forhold som øker slamvolumet når fortykkeren tømmes helt, er at slammet ikke blir optimalt fortykket, slik det fremgår i tabell 15.

Tørrstoff-konsentrasjonen i slammet synker fra lass til lass. Dette er naturlig på grunn av at fortykkingstiden er kortere.

Ved SRV vil fortykkerne bli svært dype, og tørrstoff-konsentrasjonen ventes å bli høyere enn hva som ble oppnådd i denne undersøkelsen.

For å unngå periodene med ukontrollert slamtap via Sandvika anleggets interne overløp kan man se på fortykkerens oppfyllingshastighet etter at den er bunntømt. Tiden som medgår for å fylle fortykkeren med slam ble overvåket med slamnivå-måler. Når slamteppet i slammet når dekanteringsrennen i fortykkeren, vil fortykkerens volum, 120 m^3 , dividert med fyllingstid eller behandlet avløpsvann i perioden gi uttrykk for slamvolum produksjon uten tap. Eventuelle slamtappinger i oppfyllingsperioden legges til fortykkervolumet. Beregningene er vist i Vedlegg 4 og resultatene i tabell 16.

Tabell 14. Slamvolumproduksjon basert på bortkjørt slam fra Sandvika renseanlegg.

nr	Fellingsmiddel	Borttransportert slam	Vannføring i perioden	Antall dager	Spesifikk slamprodukt.	Bemerkninger	Hydraulisk belastning døgnvannføring, m ³ /d
	m ³	m ³	m ³		$\frac{\text{m}^3 \text{ slam}}{\text{m}^3 \text{ vann}} \times 100\%$		basert på hele perioden
1	kalk + jernklorid	131,6	29 853	21	0,44		1421
2	kalk + jernklorid	60	10 242	8	0,59		1280
3	kalk + jernklorid	127,2	16 896	10	0,75		1690
4	jernklorid	126	15 996	7	0,79		2285
5	kalk + sjøvann	370	132 197	35	0,28	Ikke representativ på grunn av slam i retur med overløp	3777
6	jernklorid	150	26 022	6	0,58	-"- -"-	4337
7	jernklorid	201	59 988	19	0,33	-"- -"-	3157
8	aluminium- sulfat	302	39 175	13	0,77	-"- -"-	3013
9	kalk + sjøvann	123,4	29 879	10	0,40		2988

Tabell 15. Slamvolum produksjon basert på oppfyllingshastighet i fortykker. Sandvika renseanlegg.

Periode nr.	Fellingsmiddel	Spesifikk volumproduksjon basert på oppfyllingshastighet	Spesifikk volumproduksjon basert på hele perioden	Anmerkninger
1	kalk + jernklorid	0,54%	0,44%	
3	kalk + jernklorid	0,87%	0,75%	høyere jern-dosering enn periode 1
4	jernklorid	0,66%	0,79%	
5	kalk + sjøvann	0,37%	0,28%	Stor vannføring
7	jernklorid	0,48%	0,33%	"-
8	aluminiumsulfat	1,32%	0,77%	
9	kalk + sjøvann	0,43%	0,40%	Tørrværs vannføring

Slamvolum produksjon basert på oppfyllingshastighet i fortykker blir høyere både fordi slammet ikke er optimalt fortykket, og fordi eventuelle slam-tap elimineres. Mest korrekte data oppnås ved å benytte spesifikk slamproduksjon basert på oppfyllingshastighet, men korrigert for normal fortykkingsprosent ved vanlig tømmerutine. For beregning av nødvendig fortykker volum og slamlagerplass kan imidlertid tallene i første kolonne allikevel benyttes. Relativ slamvolum produksjon mellom slamtypene når laveste slamtype settes til 100, gir resultater som vist i tabell 16.

Tabell 16. Relativ slamvolumproduksjon.

Periode nr.	Fellingsmiddel	Slamvolum produksjon i fortykker
9	kalk + sjøvann	100
1	kalk + jernklorid (lav dose)	126
4	jernklorid	153
3	kalk + jernklorid	202
8	aluminiumsulfat	306

Disse tallene viser at slam fra aluminiumsulfat i fortykker krever 3 ganger så stort volum som kalk + sjøvanns-felling. Dette er så vidt oppsiktsvekkende at nærmere kommentarer må gis. Det er mulig at den store slamproduksjonen skyldes at primærslam-mengden har vært større enn normalt på grunn av forhold på oppsamlingsnettet. Rekkefølgen for øvrig fremgår av tabellen. Det er viktig å merke seg hvor kraftig doseringsmengden innvirker, som vist for kalk + jernklorid.

6.2.2 Tørrstoff konsentrasjoner i fortykket slam

Tørrstoff konsentrasjonene i slammet ut fra fortykker er viktig for hvilket slamvolum som må tas hånd om. Jo høyere tørrstoff konsentrasjon, jo mindre plass kreves ved lagring, transport og behandling.

Tørrstoff konsentrasjonen på de forskjellige slamtypene fremgår av fig. 12a og 12b. Mest iøinefallende er kurvenes fallende tendens når fortykkeren tømmes helt. Det er derfor ikke mulig å gi en karakteristisk tørrstoff konsentrasjon for en bestemt slamtype uten å se dette i relasjon til en bestemt fortykkerdybde og -driftsmåte. For å få en gjennomsnitt konsentrasjon for de forskjellige slamtyper tas gjennomsnittet av en del relevante analyser på slam fortykker i fortykkeren på Sandvika renseanlegg. Resultatene er vist i tabell 17.

Tabell 17. Noen typiske tørrstoff konsentrasjoner i slam fortykket ved Sandvika renseanlegg.

Fellingsmiddel	Tørrstoff-konsentrasjon %	Gjennomsnitt (ikke veiet) %
<u>kalk + sjøvann</u>		
Gjennomsnitt 1976 Bærum kommune	5,3	
Slamundersøkelse Kjeller 1976	5,4	5,6
Sandvika renseanlegg januar 1979	6,5	
Resultater fra periode 9 Sandvika juni 1979	8,4-5,5-4,9 4,9-4,0	
<u>kalk + jernklorid</u>		
Gjennomsnitt periode nr. 1, 2, 3		3,2
<u>jernklorid</u>		
Gjennomsnitt periode nr. 4,7		2,8
<u>Aluminiumsulfat</u>		
Gjennomsnitt periode nr. 8		2,4

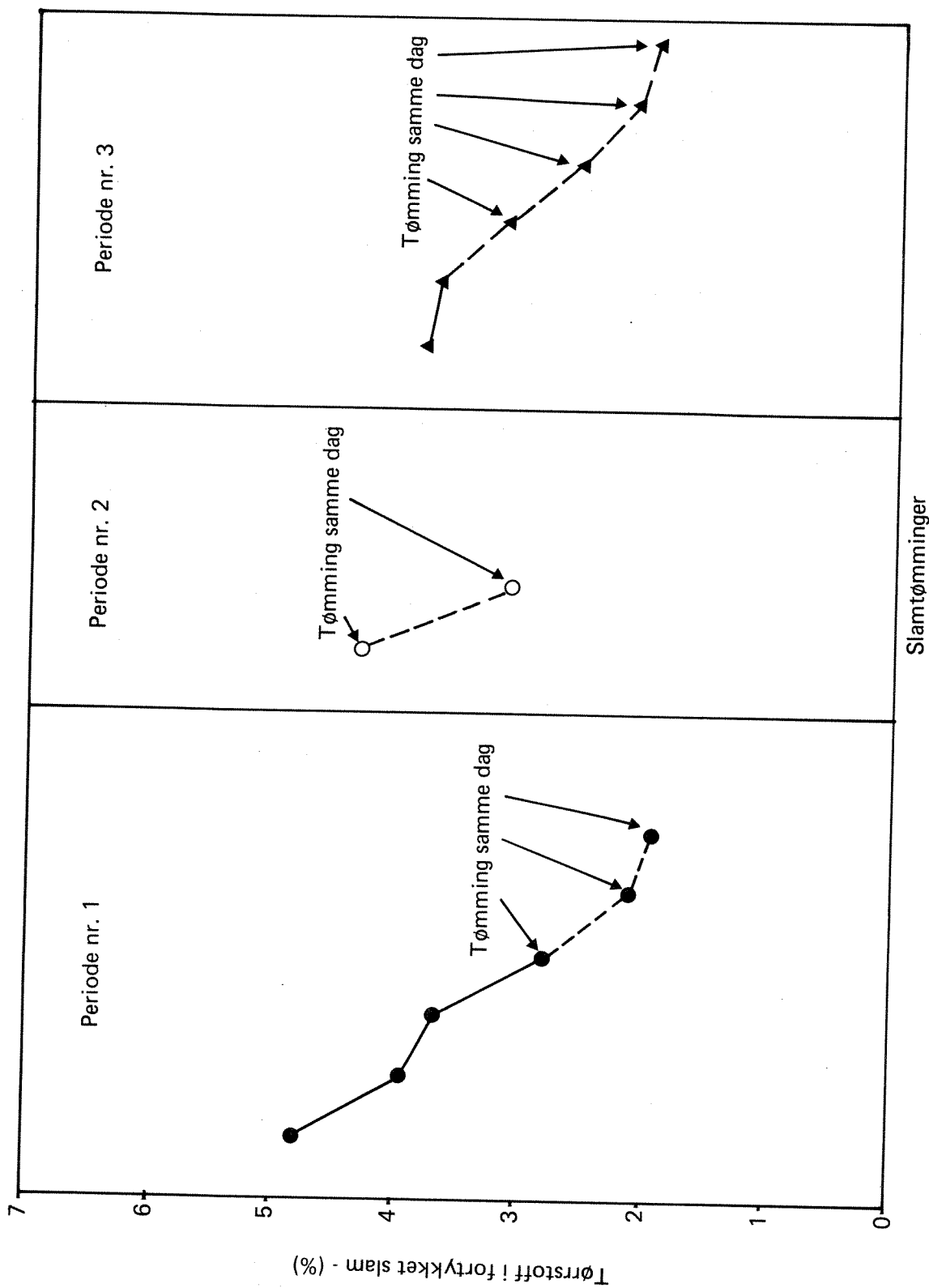


Fig. 12a. Tørrstoff-koncentrasjoner i fortykket slam med kalk og jernklorid.

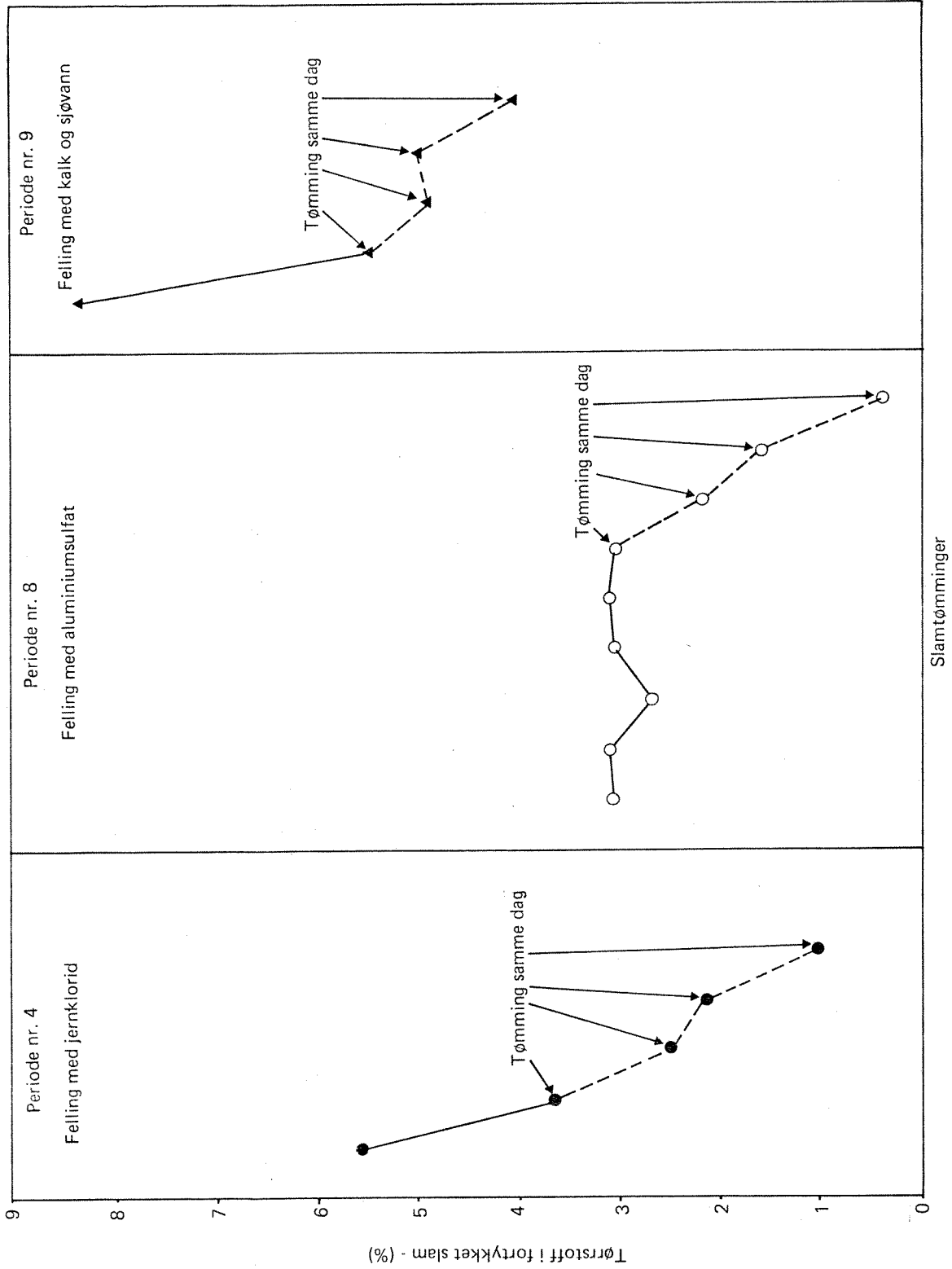


Fig. 12b. Tørrstoff-konsentrasjoner i fortykket slam transportert fra Sandvika.

Tallene i tabell 17 må sees i relasjon til at slamfortykkeren er 3,5 m dyp. Nærmere studium av enkeltanalysene viser at konsentrasjonene i slam nær bunnen ofte er høyere enn gjennomsnittsverdiene. Små slamuttak med full fortykker gir høyere tørrstoff konsentrasjon. Dette kan blant annet sees i kammerfilterpresse undersøkelsen som er rapportert av Haugan (1).

Hel tømning av fortykkeren i løpet av kort tid bidrar til å senke gjennomsnittsverdien siden særlig siste slamlass ofte er "tynt". På motsatt side er det heller ikke naturlig for alle slamtyper å kjøre slamfortykkeren helt full. Dette ble gjort i sammenheng med kammerfilterpresse undersøkelsen nettopp for å oppnå tykkere slam. Alt i alt synes tallene i tabell 17 å gi rimelige gjennomsnittsverdier av konsentrasjoner i en 3,5 meters fortykker.

6.2.3 Produsert tørrstoffmengde

Slamproduksjonen uttrykt som tørrstoff har størst betydning for dimensjonering av slambehandlingsutstyr, og transport og disponering av slammet. Slamproduksjonen ble undersøkt ved Sandvika renseanlegg ved at alle slamuttak ble registrert og analysert med hensyn til tørrstoff konsentrasjon. Med utgangspunkt i de to foregående avsnitt, - produserte slammengder og tørrstoff konsentrasjoner - beregnes antall kg tørrstoff oppsamlet i slammet. Bakgrunnstall og analyser fremgår av tabell 23a-b i Vedlegg 3.

Fellingsperiode nr. 1, 2, 3, 4, 8 og 9 er fulgt opp med tørrstoff analyser av alle tømte slamlass (unntatt to slamlass fra periode nr. 8 som ble beregnet). For periode nr. 5, 6 og 7 var vannføringen noen dager ved renseanlegget så stor med full fortykker at noe slam muligens har gått tapt via internt overløp for disse tre periodene. Dette kan også ha vært tilfellet for deler av periode nr. 8 med aluminiumsulfat. I tillegg til disse data foreligger målinger av slamproduksjon for kalk + sjøvanns prosessen for undersøkelsene i 1976 (2). Resultatene fra beregningene er vist i tabell 18.

Tabell 18. Spesifikk slam tørrstoff produksjon for ulike fellingskjemikalier.

nr.	Fellingskjemikalium	Produsert tørrstoff i perioden	Vannføring i perioden	Spesifikk slamproduksjon	Kjemikaliedosering
		kg	m ³	g SS/m ³	
1	kalk + jernklorid	3779	29 853	127	135 g Ca(OH) ₂ /m ³ ,
2		2229	10 242	217	$\frac{22,8 \text{ g Fe/m}^3}{195 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3}$,
3		3262	16 896	193	$\frac{21,5 \text{ g Fe/m}^3}{137 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3}$,
4	jernklorid	3111	15 996	194	31,2 g Fe/m ³ 40,4 g Fe/m ³
8	aluminiumsulfat	7643	39 175	195	15,6 g Al/m ³
9	kalk + sjøvann	6002	29 879	201	206 g Ca(OH) ₂ /m ³
	Undersøkelse 1976 (2)	12021	47 515	253	270 g Ca(OH) ₂ /m ³

Den spesifikke slamproduksjon er avhengig av kjemikaliedosering og rensegrad. I fig. 13 er slamproduksjonen fremstilt grafisk som funksjon av kjemikaliedosering, hvor jern og eventuelt kalk er anvendt.

Tabell 18 viser den nære sammenheng mellom dosering og slamproduksjon. For kalk + jernklorid er periode nr. 3 mest representativ. For kalk + sjøvann felling, periode nr. 9, ble det ikke tatt blandprøver. Denne perioden hadde til hensikt å produsere slam for avvanning i kammerfilterpressing, som rapporteres separat (4) av Vråle (også gjengitt i Haugans rapport (3)). Det bemerkes at det oppstod noen vanskeligheter med kalkdoseringen slik at kalkdoseringene, her $206 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$, er lavere enn planlagt. Rensegraden i denne perioden har muligens vært noe lavere enn tidligere perioder med kalk + sjøvannsfelling. Tabell 18 viser at slamproduksjonen også har blitt tilsvarende redusert. Vi velger derfor å bruke den tidligere undersøkelsen som grunnlag for slamproduksjon. Den relative slamproduksjon med hensyn til tørrstoff når slamproduksjonen med jernklorid settes til 100, blir således:

Tabell 19. Relativ slamproduksjon basert på tørrstoff ved Sandvika renseanlegg.

Kjemikalietype	Kjemikaliedosering	Forholdstall
Jernklorid, Ferriklor 12	40 g Fe/m ³	100
kalk + jernklorid	31 g Fe/m ³ , 137 g Ca(OH) ₂ /m ³	99
Aluminiumsulfat Lysaker kjemiske løsn.	16 g Al/m ³	101
Kalk + sjøvann	250 g Ca(OH) ₂ /m ³ , 3% sjøvann	130

Konklusjonen blir at kalk + jernklorid, jernklorid og aluminiumsulfat har praktisk talt samme spesifikke slamproduksjon på ca. 190-200 g SS/m³. Slamproduksjonen for kalk + sjøvann er på ca. 250 g SS/m³, altså 30 prosent høyere.

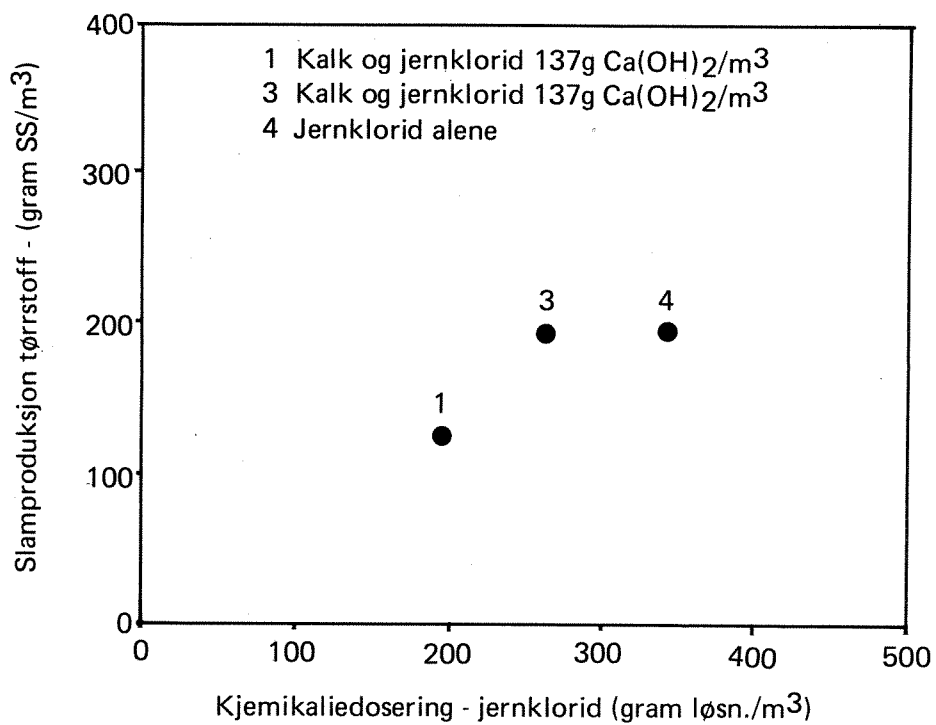


Fig. 13. Slamproduksjon som funksjon av kjemikaliedosering.

6.3 Vurdering av slamproduksjon

Resultatene fra slamproduksjons-målingene avviker fra tidligere opplysninger basert på teoretiske beregninger. Avvikene består først og fremst i at den relative slamproduksjon med henblikk på tørrstoff er lavere for alternativ som anvender kalk som ett av fellingsmidlene. Dessuten synes aluminiumsulfat å produsere relativt mer slam enn tidligere antatt.

Når det gjelder volumet av slamproduksjon er det også overraskende at slamproduksjonen er lavest for kalk + sjøvanns-alternativet og høyest med aluminiumsulfat. En del tidligere erfaringer har indikert disse forhold, men den store forskjellen er allikevel overraskende.

Det siste punktet som skaper usikkerhet, er at de spesifikke tallene som fremkommer, synes svært lave i forhold til hva teori og materialbalanser har gitt uttrykk for.

En alternativ måte å kontrollere spesifikk slamproduksjon på med hensyn til tørrstoff er å sammenlikne slammets innhold av organisk stoff. Hvis det forutsettes at hver fellingsprosess fjerner like meget organisk stoff, vil antall gram organisk stoff i slammet, målt som g SS/behandlet m³ vann, være felles for alle slamtypene. Den organiske stoffmengde kommer til uttrykk gjennom total tørrstoff minus gløderest.

Slamproduksjon = fjernet organisk stoff + utfelte partikler + uoppløst fellingsmiddel. De to siste ledd, utfelte partikler og uoppløst fellingsmiddel, er hovedsakelig uorganisk stoff, og likningen kan forenkles videre. Slamproduksjon = organisk stoff + uorganisk stoff.

Ut fra dette kan vi sette opp følgende forhold:

$$\text{Organisk stoff fjernet} = \text{total slamproduksjon} \times \frac{\text{prosent organisk stoff}}{100}$$

For ett og samme renseanlegg med samme mengde fjernet organisk stoff vil to forskjellige slamtyper ha følgende forhold:

$$\% \text{ org. stoff}_1 \times (\text{slamprod.})_1 = \% \text{ org stoff}_2 \times (\text{slamprod.})_2$$

eller omregnet:

$$(\text{slamproduksjon})_1 = \frac{\% \text{ org. stoff}_2}{\% \text{ org. stoff}_1} \times \text{slamprod.}_2$$

Vedlegg 5 viser at fjerningen av organisk stoff ikke er helt lik for alle fellingsperiodene. Dessuten er det litt for få prøver til å fastslå hvor mange kg organisk stoff som er fjernet i hver periode. Hvis vi allikevel forutsetter at samme spesifikke fjerning av organisk stoff finner sted og setter slamproduksjonen ved jernklorid til 100, blir den relative slamproduksjon med hensyn til tørrstoff som vist i tabell 20.

Tabell 20. Relativ slamproduksjon med hensyn til tørrstoff.

Kjemikalietype	Kjemikaliedosering	forholdstall
Jernklorid, Ferroklor 12	40 g Fe/m ³	100
Kalk + jernklorid, periode nr. 3	31 g Fe/m ³ , 137 g Ca(OH) ₂ /m ³	97
Aluminiumsulfat, Lysaker kjemiske løsn.	16 g Al/m ³	82
Kalk + sjøvann	250 g Ca(OH) ₂ /m ³ , 3% sjøvann	151

Sammenliknet med tabell 19 viser disse resultatene noe lavere slamproduksjon for aluminiumsulfat og noe høyere for kalk + sjøvannsfelt slam.

Årsaken til at slamproduksjonen for fellingsalternativ som anvender kalk er lavere synes å være forårsaket av langt mindre utfelt kalsiumkarbonat enn tidligere teoretiske antakelser tilsier. Dette kan være forårsaket av følgende:

1. Det benyttes løselighetsprodukter for CaCO_3 i destillert vann.
2. Det tas ikke hensyn til ioneaktiviteten i vannet (NB! Inntak av sjøvann gir høy ione-aktivitet.)
3. Det tas ikke hensyn til om innløpsvannet i utgangspunktet er i karbonat likevekt.
4. Den oppgitte alkalitet i avløpsvann er ikke identisk med karbonat-alkalitet og må derfor korrigeres.
5. Det er ikke nødvendigvis riktig at det oppnås kjemisk likevekt i renseanlegget slik at alt som felles ut, kan tas ut i form av slam.
6. Amerikanske undersøkelser viser at magnesium hemmer karbonat utfelling (7) (8).

Reguleringen av kalsiumkarbonat utfellingen er viktig og bør studeres nærmere.

Det forhold at de spesifikke slamproduksjonstall generelt synes for lave for hele undersøkelsen er derimot vanskeligere å forklare. Det er utført få undersøkelser fra fullskala anlegg hvor spesifikke slammengder er studert. Kjemikaliedosering og renseeffekt må trekkes inn for at tallene skal bli representative.

På denne måten ble både slamvolum og slamtørrstoff mengder beregnet. En mulig feil ved undersøkelsen er at vannføringen for hver av periodene er for høy slik at slamproduksjonstallene blir lave. Det vil imidlertid si at doseringsmengdene i virkeligheten var enda høyere enn angitt. Dette er lite sannsynlig siden alle forhold synes å tyde på at doseringene er korrekte. Den andre muligheten som da gjenstår, er at antall kg tørrstoff oppsamlet i slammet er for lavt. Et mulig tap er de mengder som samles opp på maskinrenset rist og i sandfang. Disse mengdene er imidlertid ikke store ved Sandvika. Tap via internt overløp er også en mulighet, men dette har ikke vært i drift fra mars i år, og slamproduksjonstallene for kalk + sjøvannsprosessen har vist de samme lave tallene i 4 år ved Sandvika renseanlegg.

Det er imidlertid tegn som tyder på at slamproduksjonen har blitt noe lavere etter som renseanleggets hydrauliske belastning har økt. Det må i så fall forklares ved tap av suspendert stoff via utløp. Analyser av

suspendert stoff gir ikke grunnlag for slike spekulasjoner. Det er følgelig vanskelig å påvise forhold som har redusert slamproduksjonen. De tall som fremkommer i undersøkelsen, er sannsynligvis nær den riktige slamproduksjonen. Det er gjort forsøk på materialbalanser i anlegget. Resultatene fra materialbalansen presenteres ikke fordi grunnlaget er for svakt på grunn av for få analyser.

6.4 Kjemisk innhold i forskjellige slamtyper

Både slammengder og slamegenskaper påvirkes av slammets kjemiske innhold. I forbindelse med undersøkelsene ved Sandvika og andre steder er det foretatt kjemiske analyser av råslammet ut fra fortykker. Det kan være nyttig å se om det kan påvises sammenhengen mellom kjemikaliedosering og kjemisk innhold av slam. Tabell 21 viser en del slike resultater. Det som først og fremst slår en, er at slammets prosentvise innhold varierer en del selv innenfor perioder med kontrollerte fellingsbetingelser. Disse variasjonene skyldes både variasjoner i kjemikaliedoseringen og måten slammet er samlet opp på. Etterslepet av slam i renseanlegget fra forrige fellingsperiode er undervurdert. Selv om fortykkeren er tømt etter hver fellingsperiode, og neste slamprøve tas etter en del dager, kan det forekomme at slam fra forrige periode kommer med ved neste tømning. Prøvetaking av slam bør for fremtiden tas etter at minst ett slamlass er tømt fra fortykkeren. Dette fenomenet kommer tydelig fram i avvanningen med såkalt aluminiumslam. Analysene i tabell 21 viser nesten like høy jernprosent som i jernklorid periodene, hvilket tyder på et kraftig innslag av jernkloridslam.

Et annet forhold som synes usikkert er den høye konsentrasjonen av magnesium i kalk + jernklorid slammet. Dette kan forklares ut fra periodene med ukontrollert inntak av sjøvann. To forhold kan ha oppstått. Enten har noe magnesiumhydroksyd blitt utfelt i vannfasen og overført til slamfortykkeren på tross av så lav pH som 9,4-9,6. Eller det tyngre innkommende sjøvann har fylt bunnen av sedimenteringsbassenget og er overført til bunnen av fortykkeren. Magnesium i de oppsluttede slamprøvene kan gjerne foreligge som oppløst magnesium i slamvannet før analyse. Sannsynligvis er det en kombinasjon av begge forhold.

Tabell 21. Prosentvis innhold av organisk stoff, kalsium, magnesium, total fosfor, jern og aluminium i noen slamtyper (vektbasis). Sandvika renseanlegg.

Slamtype	(Angitt som prosent av tørrstoff.)						Doseringsforhold i vannfasen
	Organisk stoff %	Kalsium %	Magnesium %	Jern %	Aluminium %	Total fosfor %	
<u>Kalk + sjøvannsfelt</u>							
Gjennomsnitt fra Sandvika periode 9	24,2	24,0	4,0	-	-	0,9	206 g Ca(OH) ₂ /m ³ , ca. 2% sjøvann.
gj.snitt fra Korsvikfjorden juni -79	40,4	16,6	6,1	-	-	1,1	Ikke klarlagt, men høy kalk- og antatt magnesiumdosering.
Jartestundersøkelse Gaustadalléen 1977	-	13	8	-	-	1,9	300 g Ca(OH) ₂ /m ³ , 5% sjøvann.
"-"	-	14	9	-	-	0,7	500 g Ca(OH) ₂ /m ³ , 5% sjøvann.
fra Sandvika 29.1.79	31,0	6,6	1,4	0,7	0,5	-	Svikt i både kalk- og sjøvannsdosering.
<u>Felt med kalk + jernklorid</u>							
fra Sandvikaundersøkelsen 12.2.79	44,9	10,4	2,8	7,7	0,6	-	131 g Ca(OH) ₂ /m ³ .
"-" 19.2.79	46,6	3,9	4,5	14,3	1,0	-	130 g Ca(OH) ₂ /m ³ .
"-" 5:3.79	46,6	8,3	2,6	13,0	0,9	-	
"-" 9.3.79	43,1	-	-	-	-	-	137 g Ca(OH) ₂ /m ³ .
<u>Felt med kalk</u>							
Fra Muusøya 7.2.79	24,0	23,9	0,45	0,39	1,0	-	
Jartestundersøkelse Gaustadalléen 1977	-	18	1	-	-	1,5	300 g Ca(OH) ₂ /m ³ .
"-"	-	19	3	-	-	1,5	500 g Ca(OH) ₂ /m ³ .
<u>Felt med jernklorid</u>							
fra Sandvika 15.3.79	-	4,9	1,7	11,6	0,6	-	
" "-" ?	-	0,6	0	20,3	-	-	
" "-" 9.5.79	-	0,6	0	28,5	-	-	
" Skjebergkilen renseanlegg 1.2.79	31,3	0,7	1,5	20,3	0,9	-	
<u>Felt med aluminiumsulfat</u>							
fra Sandvika 21.5.79	-	0,4	0,3	19,2	2,9		

Kalk + sjøvannsfelt slam viser også en del variasjoner i innhold når forskjellige slamkvaliteter sammenliknes. Slammene fra forsøksperiode nr. 9 på Sandvika har en uforholdsmessig høy kalsiumprosent på tross av at kalkdoseringen var så lav som $206 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$. For øvrig synes tallene i tabell 21 å gi en god indikasjon på hva som kan forventes av prosentvis innhold i slam produsert med forskjellige fellingskjemikalier og doseringsmengder.

7. DRIFTSTEKNISKE OG VEDLIKEHOLDSMESSIGE FORHOLD VED BRUK AV FORSKJELLIGE FELLINGSKJEMIKALIER

7.1 Kjemikaliedosering og styring

7.1.1 Jernklorid

Jernklorid løsningen var av typen Ferriklor 12 og ble levert i en glass-fiberarmert liggende sylindrisk tank. Løsningen inneholder ubetydelig uoppløst stoff og lukter ikke. Vi hadde varme-elementer stående under tanken med omkringliggende isolasjonsmatter og hadde ingen krystalliseringsproblemer. Pumpsystemet var turtallsregulert, og dette gav innkjøringsproblemer. Feil styrestrøm, ukalibrert tyristor og uheldige omstendigheter førte til en del unødvendige forstyrrelser i opplegget. Selv om systemet er ment å gi proporsjonal dosering, viste det seg i praksis ikke å holde stikk når grundige undersøkelser ble foretatt. Variasjoner i takt med synkende nivå i lagertank var ett problem. Maksimal pumpekapasitet begrensning på grunn av at tyristorskapet gav mindre maksimal spenning enn forutsatt, førte til at noe "triksing" i kalibreringen i skapet var nødvendig. Selv etter lengre inntrimming var det vanskelig å få pumpen til å følge de hurtige variasjonene i vannføring som forekommer ved Sandvika renseanlegg. Manuelle kontrollmålinger av jernklorid-doseringen var nødvendig, noe som medførte en del ekstra arbeid.

En kontinuerlig separat registrering av medgått jernklorid-dosering er ønskelig. Dette kan imidlertid vise seg vanskelig både fordi jernklorid er svært korrosiv, og mengdene som pumpes er små. Den sirkulære, liggende tanken medførte at daglig registrering av lagernivå ikke er representativ. En stående, sirkulær tank vil lettere gi god nivå-registrering, men er kanskje mindre praktisk. Et dagtank system med konstant trykk bør vurderes. Pumper med bedre volumetrisk kontroll, uavhengig av trykkforhold, bør også vurderes anvendt.

Ingen sedimenteringsproblemer i slanger ets. kunne registreres.

Krav til pumpehastighet synes heller ikke kritisk. Jernklorid er svært korrosivt, og bare gummi, glass, plastmaterialer og keramikk kan anvendes. Fleksible, gjennomsiktige armerte plastledninger synes å være hensiktsmessige ved dosering av jernklorid.

I disse undersøkelsene ble jernkloridløsningen tilsatt etter sandfang på samme sted som kalken. Doseringssted, rekkefølge og relativ avstand til andre fellingskjemikalier kan være viktig. Nærmere undersøkelser av disse forhold kan være nyttige. Noen steder tilsettes kalken før jernklorid med godt resultat.

Behovet for virkelig hurtig omrøring ved bruk av jernklorid kan være viktig, og bør undersøkes nærmere. Store kjemikaliemengder kan muligens spares ved riktig innblanding under bestemte forhold.

Styring av dosering foregikk ved proporsjonal dosering etter vannføring. Resultatene viser at dette er tilstrekkelig. Overstyring etter pH kan gi noen fordeler, men introduserer også ulemper. pH overvåking bør være obligatorisk, ikke minst for overvåking av doseringssystemet når dette styres etter vannføring. Individuell vannføring for hver hydraulisk linje er meget viktig.

Driftsoperatørene bemerket at søl med jernklorid gav brune flekker som var vanskelig å fjerne.

7.1.2 Aluminiumsulfat i løsning

Aluminiumsulfat i løsning ble hentet fra Lysaker kemiske Fabrik. Nøyaktig samme doseringsopplegg som jernklorid ble anvendt. Imidlertid ble tyristorskapet ødelagt slik at en del av perioden med aluminiumsulfat dosering ble kjørt med fast dosering. Dette medførte systematiske svingninger i pH i utløpsvannet, avhengig av den vannføring løsningen innblandes i. Disse erfaringer viser at proporsjonal dosering er nødvendig for å holde konstant pH. Dosering av aluminiumsulfat i løsning fra Lysaker synes ikke å by på problemer i forhold til jernklorid. Løsningen er like ren, mindre korrosiv, og har noe lavere konsentrasjon. Den er lett å arbeide med og synes ikke å gi generende flekker ved søl. Nødvendige mengder for å gi sammenliknbare rensegrader synes å være ca. 15 prosent lavere enn jernklorid på vektbasis. Siden egenvekten er ca. 1,32 mot 1,47 for jernklorid, synes volum-mengdene å være identiske. Det er derfor ingen ting i veien for å benytte samme doseringsopplegg for disse to kjemikalie-oppløsningene.

Aluminiumsulfat i pulverform ble ikke forsøkt ved Sandvika renseanlegg. Disse kjemikaliene vil kreve et annet silo opplegg og oppløser opplegg enn de foregående. Det er dessuten stor forskjell mellom AVR som utvinnes av bauksitt, og renere aluminiumsulfat som selges fra norsk hold.

7.1.3 kalk dosering

Generelt er kalk svært vanskelig å dosere, og helt spesielle løsninger må anvendes for at driftsproblemer skal unngås. Ved Sandvika renseanlegg anvendes hydratkalk som er vindsiktet og derfor relativt ren. Oppløsningen av kalken skjer i lukket system for å unngå støvproblemer. Kalken veies ut til konstant slurry konsentrasjon i et eget veieopplegg. Kalken bør oppløses så mye som mulig før den doseres til avløpsvannet. Derved utnyttes kalken mer effektivt, og man unngår uoppløst kalk og avsetning på flater og renner, og bedret renseeffekt.

Undersøkelser ved Sandvika renseanlegg har vist at doseringsutstyret fungerer svært godt. Det forekommer ikke støvproblemer eller sjenerende søl. Men opplegget krever regelmessig vedlikehold og bør ytterligere optimaliseres. Det er et driftsproblem at enkelte ventiler etc. går tett med jevne mellomrom. Dette fører til stopp ved anlegget mens rengjøring foregår. Materialvalg synes svært viktig for å unngå problemer. De fleste gjentettinger synes å skje i deler med rustfritt stål. Siden kalkslurry i sin natur er et antirust middel, er det unødvendig å anvende rustfritt stål. Det er utført undersøkelser i USA som forteller hvilke materialer som skal anvendes i forbindelse med kalkslurry.

For VEAS vil prinsippet om konstant slurrykonsentrasjon være riktig ut fra de store avstander og antall linjer som benyttes. Muligheter for å løse opp kalken mest mulig før fordeling bør vurderes, dvs. at prosent kalkslurry blir så lav som mulig. Dette øker kalkslurry volumet, men senker faren for utfelling i rørene og viskositeten. Sentrale og følgelig få oppløsnings- og transportopplegg synes riktig, men systemet bør dubleres slik at normal drift kan foregå i det ene system mens det andre systemet vedlikeholdes.

Selve doseringsopplegget kan foregå slik at en sentral rundpumpeledning til og fra oppløsnings-systemet sørger for stabil mating av kalkslurry. Trykket i denne ledningen vil imidlertid variere når f.eks. 8 separate uttak anvendes. Det kan derfor være nødvendig med en egen enhet som kontrollerer volumet av slurry som tas ut fra ledningen. Tidstyrt ventil kan sannsynligvis bare anvendes når ett eller få uttak skjer fra hver rundpumpeledning. Slike kontrollsystemer kan være målesylinder, vakuumsystem, øsepumpe eller en volumetrisk pumpe som tåler kalkslurry.

Styringen av mengde kalkslurry som skal tilsettes, kan skje etter vannføring. Styring etter pH anbefales ikke, men kontinuerlig pH overvåking som kontroll av doseringsopplegg bør være obligatorisk.

7.1.4 Sjøvannsdosering

Dosering av magnesium i form av sjøvann har fungert bra ved Sandvika på tross av enkelt opplegg. Det er svært viktig at sjøvannet tilsettes proporsjonalt med vannføringen. Ved Sandvika skjer dette ved åpning av tidstyrt magnetventil fra rundpumpe sløyfe med sjøvann. Hver 5 eller 10 m³ vann som strømmes gjennom renseanlegget, gir signal om åpning, og ventilen lukker etter en forvalgt tid. På denne måten tilsettes sjøvannet støtvis, men proporsjonalt, og omrøringen i sandfanget er tilstrekkelig til at konsentrasjonene utjevnes.

Doseringsopplegget ved Langesund og Korsvikfjorden renseanlegg er mer avansert enn ved Sandvika. Sjøvannet doseres kontinuerlig. En motorstyrt ventil regulerer sjøvannsdoseringen, og åpningen settes i forhold til et forvalgt forhold mellom vannføring i renseanlegget og vannføring i sjøvannsledning. På grunn av overdimensjonert system blir unøyaktigheten så stor at systemet foreløpig er sjaltet ut ved Korsvikfjorden.

Spesielle driftsproblemer er begroing i rørsystemet. Ved Sandvika er dette løst ved rundpumping med monopumpe. Det grunne inntaket fører til at blåskjell-larver suges inn og fester seg på rørveggen. Fisk, krabber etc. som trekkes inn, kan blokkere eventuelle siler som går tett. Sjøvann er korrosivt og krever spesielle materialer. Anvendelse av plast-rør kan være hensiktsmessig.

For et større system som ved VEAS bør inntaket skje lavere enn 10-15 m, da begroingsproblemet ved denne dybde reduseres vesentlig. Dobbeltrør-system bør legges opp på grunn av begroing og som "stand by" i tilfelle reparasjon. Alternativt bør egen sjøvannsbrønn vurderes hvis det er mulig å kombinere interne overløps-, nødløps- eller utslipps-tunnelsystem. utslipps-tunnelsystem.

Pumpestasjonen bør være driftssikker med flere pumper. Sjøvannet kan tilsettes i innløpet på sentrale steder eller i hvert basseng. Innblandingsforhold er neppe kritiske. Hvis det anlegges rundpumpesystem, kan overskytende vann med fordel blandes med utløpsvannet som vil øke effektiviteten av diffusorsystemet. I så fall må det anlegges et eget kontrollopplegg som styrer sjøvannsdoseringen.

Styring av sjøvannsmengden kan utføres på flere måter. Styring etter vannføring og ledningsevne kan være fordelaktig.

Det bør også vurderes om kalkslurryen med fordel kan fortynnes i sjøvannet og derved doseres som et kombinert fellingskjemikalium. Tidligere undersøkelser har indikert at dette er mulig.

7.2 Innvirkning på renseprosess

7.2.1 Flatebelastning

De forskjellige fellingskjemikalier skaper fnokker med forskjellig styrke, størrelse og tetthet og vil få forskjellig sedimenteringshastighet i bassengene. I praksis betyr dette at renseprosesser med forskjellige fellingskjemikalier kan utsettes for forskjellig hydraulisk belastning.

Dette ble ikke spesielt undersøkt ved Sandvika renseanlegg, men det er mulig at spesiell bearbeiding av data med dette for øye vil gi slik informasjon. At fnokker ved kalkfelling er relativt sett tyngre enn andre, har lenge vært kjent og er tatt hensyn til i SFT's nye retningslinjer for dimensjonering av renseanlegg (5) ved at kalkfelling krever 20 prosent mindre bassengareal, eller sagt på en annen måte, at disse anleggene kan belastes 20 prosent mer. Men dette er bare en tommelfingerregel. Mer nyansert kjennskap til forholdet mellom doseringsmengder av de forskjellige fellingskjemikalier og flatebelastning for å oppnå en bestemt avskillingsgrad vil være nyttig.

Det eneste som kan antydes uten noen nærmere bearbeiding, er en skjønnsmessig angivelse av hvordan hver enkelt prosess tåler overbelastning.

Doseringsmengdene var gjennomgående så høye for alle fellingskjemikalier at det er vanskelig å påvise noen markert forskjell mellom kalk + jernklorid, jernklorid og aluminiumsulfat i disse undersøkelsene. Som tommelfinger-regel kan det sies at aluminiumfnokker er lettere enn jernfnokker og er derfor mer følsom for overbelastning.

Noe spesielt må det sies å være at da kalk + sjøvannsfelling gikk normalt, viser blandprøve nr. 17 svært godt renseresultat (tot-P = 0,10 mg P/l) under høy hydraulisk belastning (flatebelastning = $\frac{5708}{160 \text{ m}^3} : 1,5 \text{ m/h}$).

Det er mulig at dette indikerer at kalk+sjøvannsfelte fnokker tåler større flatebelastninger.

7.2.2 Visuelle miljøtekniske forhold - farge, skumming

Kalk + jernklorid felling. Utløpsvannet hadde et gulbrunt skjær. Når kalkdoseringen økte, ble ikke siktedypet bedret. Det virket som om fnokkene syntes skjøre og få. Slammet er gråsvart, og det lukter noe mer enn ved vanlig drift ved Sandvika. Særlig ved slamtapping reagerte driftsoperatørene og tankbilsjåførene negativt på luktforholdene. Det var aldri mulig å få de store siktedypene med denne fellingskombinasjonen, og det gjaldt også renseeffekten.

Jernkloridfelling. Vannets farge blir melkegrå, men siktedypet er bra. Det danner seg skum i utløpsrennen. Slamvannet i fortykkeren virker mer grumset enn hva vi er vant til. Overflaten i fortykkeren er dekket med flyteslam og brun jernklorid. Samme type flyteslam dannes også i flokkuleringsbassengene. Fnokkene ser store og gulaktige ut, men vannet i sedimenteringsbassengene er allikevel melkegrått. Ved jernkloridfelling synes kloakkluften å bli mer tydelig. I den siste perioden med jernkloridfelling syntes det å være tendens til slamflukt uten at dette gav dårligere renseresultat. Visuelt så vannet dårligere ut med mindre siktedyp. Dette kan skyldes både slam eller slamvann i retur og høyere hydraulisk belastning.

Kalk + sjøvannsfelling. Vannet ut har normalt stort siktedyp og et dypgrønt skjær som gir et tiltalende utseende. Fnokkene i flokkuleringsbassenget er gråhvite, relativt små, men tette. Flyteslam eller skum er svært beskjedent, men i stillestående deler kan det dannes en tynn hinne på vannets overflate.

Slammet i fortykkeren har en skarp overgang mellom slam og slamvann, og slamteppet ligger helt horisontalt i fortykkeren. Det lukter ikke sje-nerende hverken i bassenghall eller ved fortykker. Ved lengre tids lagring kan slammet lukte skarpt, sannsynligvis på grunn av ammoniakkavdrivning.

Ett spesielt forhold synes å være at slam i retur synes å ha en svært gunstig effekt på prosessen. Det er mulig at prosessen bør kjøres med resirkulering av slammet.

Aluminiumfelling. Skumming i utløpet slik som for jernklorid blir igjen vanlig. Fnokkene er gråaktige, og vannet i prosessen gir et gråaktig skjær. Slammets farge er grå og leiraktig. Det danner seg flyteslam både i flokkuleringsbasseng og på toppen av fortykkeren. Prosessen lukter vesentlig mer enn de andre, en slags søtaktig lukt som virker noe kvalmende. Det synes å være tendens til slamflukt.

7.2.3 Korrosjon og korrosjonsbeskyttelse

Korrosjonsproblemer i renseanlegg er svært utbredt, men ofte tillagt liten vekt. Korrosjonsangrep kan foregå både i vannfasen og på renseanleggs-komponenter over basseng som følge av dråper i luft. De forskjellige ståltyper og metaller og betongflater er utsatt for korrosjonsangrep. De faktorer som påvirker korrosjonshastigheten, er:

oksygeninnhold

pH-verdi

vannets innhold av karbonat, eventuelt kalsium

vannets innhold av spesielle metaller, f.eks. kobber.

Det kan være vanskelig å bestemme korrosjonshastighetene ut fra summen av alle de forhold som virker i en renseprosess. Men det er mulig å generalisere noe.

pH-verdien synes å fremstå som en av de viktigste faktorene. Jernklorid og aluminiumsulfat trenger en fellings-pH i det sure området 5,5 til 6,5, hvor korrosjonsproblemene kan øke drastisk, særlig under anaerobe forhold. De andre aktuelle fellingsalternativer kalk + jernklorid og kalk + sjøvannsfelling opererer i høyere pH-områder hvor faren for korrosjon er vesentlig mindre. I tillegg utfelles karbonat som virker som korrosjonsbeskyttelse. Spørsmålet blir om karbonat utfellingen kan holdes under kontroll. Det er derfor viktig å studere disse forholdene nærmere.

Kalk + sjøvannsfelling krever høyest pH-verdi, ca. 10,8 til 11,4, slik at korrosjonsproblemet i bassengene ikke er til stede. Derimot vil ufortynnet sjøvann være korrosivt. Dette må tas hensyn til i materialvalg der hvor ufortynnet sjøvann strømmer.

Det er flere forhold som bør klarlegges nærmere i forbindelse med dette spørsmål; mer generelt kan man si at kalk + sjøvannsfelling gir minst korrosjon i bassengene mens jernkloridfelling og aluminiumsfelling gir mest. Det er ikke utenkelig at vekselvis drift mellom et basisk og et surt alternativ vil gi den nødvendige kontroll mellom korrosjonsangrep og korrosjonsbeskyttelse.

7.2.4 Slammets påvirkning på prosessen

Når slammet pumpes til fortykkeren, presses slamvannet på toppen ut i dekant-rennene og strømmer tilbake til renseanleggets innløp, men nedstrøms prøvetakeren. Det foretas ingen kjemikalietilsetning til slammet ved Sandvika renseanlegg, slik at samme slam går i retur.

For VEAS vil dette forholdet være annerledes. Kammerfilterpresse forsøkene rapportert av Haugan har vist at felling med jernklorid og aluminiumsulfat krever tilsetning av kalk som kondisjoneringmiddel. Det slamvann som da resirkuleres, vil ha høyere pH som hever innløpsvannets alkalitet. Dette krever høyere jern- og aluminiumsdosering for å oppnå

samme rensegrad. Dessuten har enkelte undersøkelser vist at det kan være vanskelig å få samme rensegrad selv om doseringen økes. Om slamvann fra pressing skal tilbake til innløpet ved SRV, er ikke avgjort, men slamvannet fra fortykker må returneres, og tilsetning av kalk til fortykkeren kan være aktuelt.

Ved Sandvika foreligger kun observasjoner av hvordan råslammet og råslammets slamvann fra fortykker påvirker prosessen. For det første vil slamvannskvaliteten i fortykkeren variere fra prosess til prosess. Dette er ikke systematisk undersøkt for alle slamtypene, men erfaringene tyder på store forskjeller. Det synes som om grensen mellom klart slamvann og slam er vesentlig mer markant for kalk + sjøvanns-slammet enn for de andre slamtypene. Det betyr at så lenge det er slamvann som resirkuleres, vil materialtransporten være vesentlig lavere. Enda viktigere er imidlertid hva som skjer når fortykkeren går full og slam resirkuleres. Heller ikke dette er sikkert undersøkt, men på slutten av perioden med jernklorid og aluminiumsulfat gikk fortykkerne fulle. Kammerfilterpresse-forsøkene viste nemlig at tykkere slam hadde bedre avvanningseffekt i pressene, og ved full slamhøyde blir slamkonsentrasjonen høyere. Det ble ikke påvist at resirkulering av jernkloridslam eller aluminiumsulfatlam hadde noen positiv effekt på prosessen. Snarere tvert imot synes vannet mer turbid med slam i retur.

For kalk + sjøvanns-slam er erfaringene langt med positive. Normalt drives denne prosessen med full fortykker slik at noe slam går i retur. Dette synes å ha en gunstig virkning på både renseeffekt og driftsstabilitet. Årsaken til denne positive virkning er ikke klarlagt i detalj. Følgende forklaringer kan være aktuelle:

1. pH-verdien heves i riktig retning slik at noe fellingskjemikalium kan spares.
2. Bedre aggregeringsforhold i flokkuleringsprosessen.
3. Økt karbonatinnhold som gir bedre fnokkstruktur.
4. Resirkulert magnesium fra slam øker magnesiumkonsentrasjonen i innløpet.

Særlig den siste forklaring kan være viktig. En liknende prosess har vært undersøkt av C.G. Thompson et al. (6) hvor magnesiumkarbonat ble benyttet som et sirkulært fellingsmiddel.

Det skal også nevnes at driftsoperatørene ved renseanlegget har fortalt at man i en del tilfeller har tatt kalk + sjøvannsfelt slam i innløpsledningen ved Løxa renseanlegg. Dette anlegget benytter vanligvis kalk + jernklorid som fellingsmiddel. Kalkforbruket stanser opp, og renseeffekten bedres ved disse slamdoseringene. Dette står i sterk kontrast til de dårlige erfaringene man har når andre slamtyper tas inn på renseanleggenes innløpsledning.

8. KONKLUSJONER

1. Rensegrad med hensyn til total fosfor > 90 prosent og utslippskonsentrasjon lavere enn $0,35 \text{ g P/m}^3$ oppnås med primærfelling på Sandvika renseanlegg med følgende fellingskjemikalier:

1. Jernklorid
2. Aluminiumsulfat
3. Kalk + sjøvann.

Nødvendige doseringsmengder for å oppnå sammenliknbare rensegrader var:

- | | |
|---|---|
| 1. Jernklorid (Ferriklor 12): | 350 g/m^3 eller 42 g Fe/m^3 |
| 2. Aluminiumsulfatløsning,
Lysaker kemiske Fabrik: | 370 g/m^3 eller 16 g Al/m^3 |
| 3. kalk + sjøvann,
Mjøndalen hydratkalk: | $250 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ |
| sjøvann: | 3% av total vannmengde. |

2. Selv om SRV sannsynligvis vil få noe "tynnere" vann enn ved Sandvika renseanlegg, forventes samme relative kjemikaliebehov. Nødvendige doseringer kan muligens bli noe lavere for samme rensegrad.
3. Felling med kalk + jernklorid krevde for store doseringer for å nå minimums rensegrad, og alternativet synes ikke aktuelt.
4. Rensegrad med hensyn til organisk stoff som KOF for aktuelle alternativer varierte mellom 83 og 93 prosent.
5. Jernklorid som løsning og aluminiumsulfat som løsning kan doseres ved hjelp av samme doseringsutstyr.
6. Slamproduksjon med hensyn til tørrstoff viser omtrent samme tall, $190\text{-}200 \text{ g SS/m}^3$ for både kalk + jernklorid, jernklorid og aluminiumsulfat. For kalk + sjøvannsfelling er slamproduksjonen $250\text{-}260 \text{ g SS/m}^3$. Om samme tall oppnås ved SRV, avhenger av nødvendige doseringsmengder.
7. Slamproduksjon med hensyn til volum av slammet avhenger av tørrstoffkonsentrasjonen som oppnås ut fra fortykker. Resultatene fra Sandvika viser at kalk + sjøvannsalternativet produserer minst slam mens aluminiumsulfat produserer mest, henholdsvis 3 ganger mer enn kalk + sjøvannsalternativet.
8. Det synes å være en nær sammenheng mellom type fellingskjemikalium og doseringsmengde og de egenskaper hver slamtype oppnår. Bl.a. vil for eksempel avvanningsegenskapene i kammerfilterpresse bli svært forskjellig, avhengig av fellingskjemikalium og doseringsmengder.

9. Forsøkene viser at luktulempene i anlegget var størst ved bruk av aluminiumsulfat, mens de var mindre med de andre alternativene og minst ved bruk av kalk + sjøvannsfelling.

9. LITTERATUR

1. Haugan, B.-E.: "Slamavvanning med filterpresser, Del 2. Sammenliknende undersøkelser av to kammerfilter presser og en membranfilterpresse". NIVA rapport 0-78102. Sept.1979.
2. Vråle, L.: "Kjemisk felling med kalk + sjøvann. Del 2. Fullskala driftsresultater fra Sandvika renseanlegg". NIVA rapport C2-34. Juli 1979.
3. Haugan, B.-E.: "Slamavvanning med filterpresser, Del 1. Ulike slamtypers avvanningsegenskaper og kondisjonerbarhet". NIVA rapport 0-78102. November 1979.
4. Vråle, L.: "Kjemisk felling med kalk og sjøvann. Del 3. Sjøvannsdoseringens innvirkning på slamegenskapene." NIVA rapport under utarbeidelse.
5. Statens forurensningstilsyn: "Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrenseanlegg". August 1978.
6. Thompson, C.G., Singley, J.E. and Black, A.P.: "Magnesium Carbonate: A recycled coagulant". J. Am. Wat. Wks. Ass., Jan. 1972, p. 11 and Feb. 1972, p. 93.
7. Reddy, M.M.: "Kinetic Inhibition of Calcium Carbonate Formation by Wastewater Constituents". Chemistry of Wastewater Technology, Ann Arbor Science Publ. Inc. 1978.
8. Ferguson, J. and Mc.Carty, P.: "Effects of Carbonate and Magnesium on Calcium Phosphate Precipitation". Environmental Science & Technology, Vol. 5, p. 535.

V E D L E G G

	Side:
1. Observasjoner av renseeffekt ut fra kontinuerlig registrering av turbiditet, pH, ledningsevne og temperatur	92
2. Analyseresultater av blandprøver tatt ved Sandvika renseanlegg januar-juni 1979	99
3. Oversikt over slamtransporter fra Sandvika renseanlegg februar-juni 1979	101
4. Beregning av slamvolum produksjon ut fra fyllingshastighet i fortykker	103
5. Analyser av organisk stoff i en del forskjellige slamtyper	107

VEDLEGG nr. 1

OBSERVASJONER AV RENSEEFFEKT UT FRA KONTINUERLIG REGISTRERING AV TURBIDITET, pH, LEDNINGSEVNE OG TEMPERATUR.

Periode nr. 1, 2, 3 og 4.

Turbiditetsmåleren ble montert ved utløpet 24.1.1979 kl. 1300. Renset vann ble pumpet via en avluftningsenhet inn i måleren. Sjøvannspumpen var noen dager før satt ut av drift, men ble startet igjen. Kalkdoseringen var som normalt ca. $250 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$. Målingene av turbiditet viser at sjøvannspumpen sviktet allerede dagen etter og kom ikke i gang igjen før slamtømming 2.9.79. Ny pumpe monteres senere. Med kun kalkdosering var siktedypet dårlig i denne perioden og svingte mellom 58 og 15 turbiditetsenheter. Resultatene viser at turbiditetsmåleren må rengjøres daglig fordi fnokkene som sedimenterer langs veggene, påvirker måleren og gir høyere turbiditet.

Onsdag 31.1. kl. 1100 monterte vi også pH, temperatur og ledningsevne målinger inn på samme skriver.

Jernklorid doseringen er fortsatt lav og ikke proporsjonal med vannføring, men pH-verdien svinger allikevel lite. Den svinger mellom 9,6 og 9,8. Ledningsevnen er stabil i første del av perioden og ligger mellom 300 og 400 $\mu\text{S/cm}$. Turbiditetsverdien er høy og svinger mellom 45 og 12 NTU. Toppene kommer stort sett på ettermiddagen. Det ble ikke tatt blandprøver disse dagene. Kalkdoseringen var $130 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$, og gjennomsnittlig jernklorid dosering var under 100 g/m^3 . Dette var altfor lite for å oppnå god rensing.

Fredag 2.2. kl. 1200 skjer det noe med vannet. Plutselig stiger ledningsevnen i en liten topp og avtar inntil en ny kraftig topp ca. 9 timer senere, og måleren går helt i topp som tilsvarer $3000 \mu\text{S/cm}$. Dette fenomenet gjentar seg fram til lørdag 10.2. da forholdene igjen blir normale. Dette skyldes ukontrollert inntak av sjøvann på grunn av ekstremt høyvann. Dette ukontrollerte sjøvanns-inntaket faller i sin helhet innenfor felingsperiode nr. 1 med kalk + jernklorid.

pH-verdien var normalt ikke over 9,8 før sjøvannet influerer. Flere viktige forandringer inntreffer i vannet når sjøvannet trenger inn. Fra skriveren kan vi observere at når sjøvanns-konsentrasjonen øker, faller turbiditeten og indikerer bedret renseeffekt. Når sjøvanns-konsentrasjonen igjen avtar i anlegget, øker turbiditeten og nærmer seg opprinnelig nivå. pH-verdien synes ikke å falle vesentlig når sjøvannet trenger inn. Sjøvanns-konsentrasjonen er dessuten vesentlig høyere enn ved vanlig kalk + sjøvannsfelling. Årsaken til bedret turbiditet er derfor uklar. En kan tenke seg tre mulige forklaringer:

1. Økt utfelling av magnesiumhydroksyd som virker som hjelpekoagulant.
2. Bedrede flokkuleringsforhold på grunn av økt ione-aktivitet.
3. Bedrede sedimenteringsforhold når tyngre vann strømmer inn gjennom sedimenteringsbassenget.

Mot slutten av periode nr. 1 har det ikke forekommet sjøvannsinntrengning. Renseresultatet er bedret hovedsakelig på grunn av høyere jern-dosering.

De tre første blandprøvene er tatt under stabile forhold. Se tabell 22. Renseresultatene fra de tre første blandprøvene ble bedømt som dårlige. Siden jerndoseringen på det tidspunkt ble ansett som høy, burde noe endres. Slamproduksjonen syntes også høy. Etter diskusjoner mellom NIVA og VEAS kom vi fram til først å senke kalkdoseringen fra ca. $135 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ til ca. $100 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$. Dette skjedde under blandprøve 4. Etter 17 timer med senket kalkdosering er resultatet klart dårligere. Driftsoperatørene målte pH til 8,1 mot 9,9 dagen før. På grunnlag av dette ble det besluttet i stedet å heve kalkdoseringen. Dette skjedde tirsdag morgen 20.2. tidlig i blandprøve 5. Det ble registrert at renseresultatet bedret seg, men ble verre igjen når pH fortsatte å stige. Kalkdoseringen ble ytterligere økt, og pH var en stund helt oppe i 11,5. Renseresultatet ble ikke på noe tidspunkt bedret. Konklusjonen ble at en kalkdosering på ca. $135 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ var nær optimalt, og dosering ble justert tilbake til opprinnelig nivå. pH viser da 9,6 til 9,8. For å oppnå bedre rensegrad enn det vi til nå har klart, synes vi ikke å komme utenom å heve jernklorid doseringen.

Tabell 22. Oversikt over forhold knyttet til blandprøvene.
Data hentet fra kontinuerlig in situ registrering.
Sandvika renseanlegg.

Bland- prøve nr.	Gj.-snittlig pH fra måler	Gj.-snittlig turbiditet NTU	Ledn. evne µS/cm	Temp. °C	Anmerkninger
1	9,6	9	620	8	stabil
2	9,8	18-8 snitt 12	550	8	noe variasjon
3	9,7	12	500	8	fikk inn noe svart
4	9,9	16	450	7	slamtapping
5	10,3	13	450	8	stigende pH
6	10,7	20	430	8	stigende pH
7	9,6	10	450	7	
8	9,5	10	460	8	
9	9,4	7	500	8	
10	9,4	6	?	7	sjøvannsintrengning
11	9,4	5		7	"-
12	9,2	5	900	7	"-
13	6,6	8	900	7	fallende turbiditet, litt sjøvann inn
14	6,3	-	620	8	
15	6,3	9	580	8	

Lørdag 3.3. kl. 0800 var det igjen høyvann med inntrengning av ukontrollert sjøvann. Dette førte igjen til umiddelbart bedret vannkvalitet. Den 9.7. var sjøvannet på retur. Med unntakelse av et mindre inntak den 12. og 13.3. har det ikke senere i undersøkelsen forekommet ukontrollert inntak av sjøvann.

Av andre forhold i periode nr. 3 og 4 kan nevnes at en flere steder ser at når kalk stanser, forverres rensresultatet inntil pH kommer under ca. 6,8. Det virker som om pH mellom 6,8 og 9,2 og over 10,0 gir dårlig rensgrad når jernklorid eller kalk + jernklorid anvendes.

Periode nr. 5

Kalk + sjøvann er anvendt i denne perioden, som ikke var ment som en del av undersøkelsen. Kun to blandprøver er tatt i perioden, henholdsvis nr. 16 og 17, men de kontinuerlige målingene gir et godt inntrykk av hva som har foregått.

Etter avsluttet periode nr. 4 med jernklorid den 16.2. kl. 1500 gikk anlegget 3 dager uten noen form for kjemikaliedosering eller sjøvannstilsetning. pH-verdien ligger innenfor området 7,6-7,8, ledningsevnen er stabil, mellom 330 og 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mens turbiditeten svinger døgnrytmisk mellom 20 NTU som lavpunkt ca. kl. 1000 i utløpet til ca. 40 NTU ca. kl. 2200.

Mandag 19.3. ble kalkdosering, men ikke sjøvannsdosering startet. Normal kalkdosering på ca. 250 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{m}^3$ gav en stabil pH på 11,2-11,5. Turbiditeten ble allikevel ikke særlig bedret og var fortsatt over 20 NTU. Diverse innkjøringsproblemer med den ny-installerte sjøvannspumpen førte til ustabil tilsetning av sjøvannet også mens den første blandprøven, nr. 16, ble tatt.

Data ved blandprøve 16:	Turbiditet:	11 NTU
	ledn.evne	2260 $\mu\text{S}/\text{cm}$
	pH:	11,2.

Lørdag 24.3. var sjøvannspumpen i gang. Sjøvannskonsentrasjonen var allikevel lav fordi vann nå gikk i overløp i sandfanget mens innblandingen ble styrt etter den mindre vannføringen i utløpet. Mulighetene for kontrollert sjøvannsdosering er vesentlig redusert slik opplegget nå er.

Fra mandag 26.3. begynner vi å få meget gode rensresultater. Fra dette tidspunkt og helt ut perioden holder kalkdoseringen seg stabil, og pH-verdien er høyere enn hva vi er vant med tidligere. Stort sett ligger den mellom 11,4 og 11,8. Noe kan skyldes de meget store vannføringene med tynnere vann som følge av snøsmelting og innkobling av Emma Hjorth området.

Sjøvanns-konsentrasjonen har variert en del med det nye dårligere styringsopplegget. Ledningsevnen har stort sett variert mellom 1000 og 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Den virkelige verdien er muligens høyere fordi manglende rengjøring av målecellen senker den registrerte verdi.

Det ble tatt en blandprøve, nr. 17, onsdag 28.3. til torsdag 29.3. Vannføringen ved anlegget var da meget stor. Allikevel viser målingene meget bra rensresultat.

Data: Turbiditet: 3 NTU
ledn.evne: 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$
pH: 11,6.

For resten av perioden har anlegget gått meget bra med turbiditet i området mellom 2 og 6 NTU. En viktig observasjon er at rensresultatet synes å bli bedre når slamfortykket går full slik at slam resirkuleres. Ved slamtapping stanses resirkuleringen av slam for en periode, og rensresultatet blir straks noe dårligere. Ved flere tømminger kan dette fenomenet studeres på målingene.

Periode nr. 6

Periode nr. 6 med jernklorid felling startet fredag 20.4. kl. 1000. Denne perioden var ment som en inntrimmingsperiode for kammerfilter pressinger, og ingen blandprøve ble tatt. Jernklorid-pumpen ble startet en time før kalk + sjøvann systemet ble stanset.

Målingene viser at rensegraden var god inntil kalk + sjøvann systemet stanset. Så økte turbiditeten, men idet pH-kurven går gjennom området 10,2-9,6, bedres rensegraden igjen, synker så igjen inntil pH-verdien er under 7,5. Dette viser de tre aktuelle fellingsområder.

Inntrimmingsperioden viser ellers normale, stabile forhold med relativt gode resultater. Fra mandag 23.4. kl. 1700 til dagen etter kl. 1600 var jernklorid doseringen unormalt høy ved et uhell med resulterende pH-verdier helt ned til 4,3. Rensresultatet ble da vesentlig dårligere som følge av overdosering, og turbiditeten var i området 20-25 NTU.

Periode nr. 7

I denne perioden ble kammerfilterpresser benyttet, og forholdene har vært meget stabile. Første blandprøve, nr. 18, ble tatt torsdag 26.4. kl. 0800 til dagen etter.

Data fra blandprøvedagene:

Bland- prøve nr.	pH	Turbiditet NTU	Ledn. evne μS/cm	Temp. °C	Anmerkninger
18	6,3	5	500	8	stabil
19	6,1	5	520	8	stabil
20	6,3	5	-	8	stabil
21	6,3	4	480	8	stabil
22	6,1	4	450	9	stabil

For øvrig viser perioden stabile forhold med små endringer.

Periode nr. 8

Denne perioden med flytende aluminiumsulfat fra Lysaker kemiske Fabrik startet tirsdag 15.5. kl. 1500. Doseringen var fast fordi utstyret ikke virket som det skulle. Til å begynne med var doseringene for små til å gi noe særlig rensresultat. Dessuten svingte turbiditeten kraftig på grunn av at doseringen ikke var proporsjonal.

Første blandprøve, nr. 23, ble tatt mandag 21.5. kl. 0800 til dagen etter. Da var forholdene blitt noenlunde stabile.

Data fra blandprøvedagene:

Bland- prøve nr.	pH	Turbiditet NTU	Ledn. evne μS/cm	Temp. °C	Anmerkninger
23	6,5	-	-	9	pH svinger
24	6,3	7	320	11	pH svinger
25	6,6	7	320	10	stabil, men 2 siste timer uten dosering

Proporsjonal dosering ble startet først 24.5. pH-verdien ble da vesentlig mer stabil. Rensegraden har variert en del i perioden.

Periode nr. 9

Denne perioden omfatter en kort tid med kalk + jernklorid for å produsere denne slamtypen for pressing i kammerfilterpresse. Det ble ikke tatt noen blandprøver. Det var en del svikt med telleverk og styringsopplegg slik at perioden ikke har vært helt stabil.

ANALYSER AV BLANDPRØVER SANQVIKA RA.

DATO	NR	MAGNESIUM		NITROGEN		JERN		SUSP. TØRRST.		KJEMISK IF DOS.		RENSGRADER I %		SUSP. STOFF		
		MG	MG/L	MG	MG/L	MG	MG/L	MM	MM	MM	MM	MM	MM		MM	MM
790212	1			34.8	25.4	1.83	1.37	258.	14.	190.	135.	93.2	98.7	71.0	26.0	94.6
790214	2			33.5	25.8	1.37	1.47	246.	23.	219.	135.	80.0	80.4	82.0	44.0	80.7
790215	3			33.0	28.5	2.17	1.19	166.	21.	177.	135.	89.2	88.5	82.0	66.0	87.4
790219	4					2.40	1.82	176.	25.	174.	113.	83.5	96.4	72.0		85.8
790220	5					0.92	1.71	198.	33.	181.	226.	80.7	94.6	61.0		83.3
790221	6					1.58	1.95	154.	33.	190.	306.	84.9	96.5	72.0		78.6
790226	7					8.11	1.41	286.	28.	218.	137.	89.4	94.0	74.0		90.2
790227	8					2.64	0.45	170.	17.	200.	137.	82.8	97.6	81.0		90.0
790301	9					3.47	1.27	180.	24.	265.	137.	80.1	80.1	81.0		86.7
790305	10	190.2	29.1			2.04	1.07	210.	28.	246.	137.	81.4	98.0	78.0		86.7
790307	11	234.9	14.6	18.3	15.4	1.67	1.01	306.	32.	280.	137.	94.3	90.7	87.0		89.5
790308	12					77.3	11.7	270.	18.	324.	0.	85.1	98.8	88.0	81.0	93.3
790312	13					64.7	13.1	260.	19.	326.	0.	95.1	98.2	89.0	65.0	92.7
790313	14					13.9	6.8	144.	11.	328.	0.	87.6	98.8	73.0	33.0	92.4
790314	15					4.4	4.4	202.	10.	369.	0.	95.8	90.6	80.0	49.0	90.6
790322	16					3.9	42.8	540.	20.	0.	252.	84.0	95.5	80.8		96.3
790328	17					15.1	9.7	460.	12.	0.	252.	99.3	90.5	94.0		97.4
790426	18					4.9	6.8	480.	25.	320.	0.	98.3	99.8	97.9		94.8
790502	19					11.7	9.3	148.	16.	354.	0.	96.4	90.9	86.4		80.2
790507	20					13.1	5.8	412.	23.	361.	0.	87.7	99.9	93.5		94.4
790508	21					4.9	5.3	224.	26.	360.	0.	93.5	90.9	85.2		88.4
790509	22					8.3	6.3	452.	11.	375.	0.	99.1	100.0	92.8		97.6
790521	23					24.8	8.3	262.	12.	376.	0.	96.3	90.8	90.0		95.4
790522	24					4.3	4.9	112.	2.	441.	0.	96.9	99.9	79.2		98.2
790528	25					5.3	5.8	300.	0.	300.	0.	80.7	99.5	65.8		08.2

VEDLEGG 3

OVERSIKT OVER SLAMTRANSPORTER FRA SANDVIKA RENSEANLEGG
januar-juni 1979

Tabell 23a. Oversikt over slamtransporter fra Sandvika renseanlegg
januar-mars 1979.

Periode	Dato/kl. kjørt fra Sandvika 1979	Fellingsmiddel	Slam tømt m ³	Tørrstoffanalyser av samme slam (TS) (Fortykket slam) %	Gj.- snitt TS %	kg tørrstoff	Anmerkninger
-	29.1. 0850	kalk + sjøvann før undersøkelse	2,5	6,6 6,6 6,3 6,4 6,4	6,46		
1	12.2. 0830	kalk + jernklorid varierende dose, noe sjøvannsinntrengning	6	5,1 4,5 4,7 4,9 4,8 4,8 4,7 5,1 4,9	4,83	289,8	Vannføring i peri- oden:
	16.2. 0900		29,6		3,96	1172,2	29 853 m ³
	19.2. 0830		6	3,7 3,6 3,7 3,7 3,7 3,5 3,7	3,66	219,6	Spesifikk:
	19.2. 0900		30		2,79	837,0	127 g SS/m ³
	19.2. 1150		30		2,26	678,0	
	19.2. 1500		30		1,94	582,0	
			Sum: 131,6		Sum: 3778,6		
2	27.2. 1000	kalk + jernklorid, mellomperiode.	30		4,31	1293,0	Vannføring:
	27.2. 1200	Varierende kalkdose - høy Ikke full fortykker .	30		3,12	936,0	10 242 m ³
			Sum: 60		Sum: 2229,0		Spesifikk: 217 g SS/m ³
3	5.3. 0830	kalk + jernklorid, stabil periode	6	3,7 3,9 3,8 3,8 3,7 3,8	3,78	226,8	Vannføring:
	9.3. 0815		6	3,7 3,7	3,70	222,0	16 896 m ³
	9.3. 0845		28		2,56	716,8	Spesifikk:
	9.3. 1000		27,2		3,14	854,1	193 g SS/m ³
	9.3. 1200		30		2,15	645,0	
	9.3. 1300		30		1,99	597,0	
			Sum: 127,2		Sum: 3261,7		
4	15.3. 0800	jernklorid, stabil, noe sjøvannsinntrengning	6	5,7 5,7 5,4 5,4	5,55	333,0	Vannføring:
	16.3. 0845		30		3,62	1086,0	15 996 m ³
	16.3. 0930		30		2,49	747,0	Spesifikk:
	16.3. 1200		30		2,13	639,0	194 g SS/m ³
	16.3. 1330		30		1,02	306,0	
			Sum: 126,0		Sum: 3111,0		

Tabell 23b. Oversikt over slamtransporter fra Sandvika renseanlegg mars-juni 1979.

Periode	Dato/kl. kjørt fra Sandvika 1979	Fellingsmiddel	Slam tømt 3 m	Tørrstoffanalyser av samme slam (TS) (Fortykket slam) %	Gj.- snitt TS %	kg tørrstoff	Anmerkninger	
5	16.3. 1500	kalk + sjøvann tom fortykker						
	30.3.	slam til Løxa	30				Vannføring:	
	2.4. morg.	" " "	30				132 197 m ³	
	6.4. "	" " " 2 lass	60					
	10.4. "	" " " 2 lass	60					
	11.4. "	" " "	30					
	17.4. "	" " " 2 lass	60					
	20.4. "	" " " 3 lass bunntømming	100					
			Sum: 370					
6		jernklorid, inntrimming						
	24.4.	slam til Løxa	30				Vannføring:	
	26.4.	" " " 3 lass bunntømming	120				26 022 m ³	
			Sum: 150					
7	26.6. 1400	jernklorid, slampresse						
	2.5.	slam til Løxa 2 lass	36					
	4.5.	" " "	30					
	15.5.	" " "	30					
	15.5.	" " "	30					
	15.5.	" " "	30				Vannføring:	
	15.5. 1500	" " "	30				59 988 m ³	
		slam tatt ut under pressing v/Sandvika	15	2,4 2,7 2,5 2,5 2,1 2,6 2,3 2,3 2,1 2,5 2,1 3,8 2,8 3,3 3,7 3,3 3,5 3,1 2,8 2,8 2,5 2,9				
			Sum: 201			2,75		
8		Aluminiumsulfat						
	15.5. 1500	fortykker tømt						
	18.5.	slam til Løxa	30		beregnet: (3,07)	921		
	22.5. 0900	" " "	30			3,12	936	
	22.5. 1000	" " "	30			2,67	801	
	25.5.	" " "	30			3,04	912	
	28.5.	" " " 2 lass	60		beregnet: (3,07)	1842	Vannføring: 195 g SS/m ³	
	29.5. 0600	aluminiumdosering slutt		(slam isolert i fortykker)				
	30.5. 0830	fortykker tømt	30			3,04	912	
	30.5. 0930		30			2,19	657	
	30.5. 1130		30			1,58	474	
	30.5. 1230		30			0,401	120	
		slam til pressing	3	3,4 3,9 3,2 3,2 3,2		3,38	68	
			Sum: 302			Sum: 7643		
9	29.5. 1300	kalk + sjøvann						
		slam til kammerfilterpress.	1	8,05 8,4 8,59 8,52 8,55 8,23 8,11		8,35	83,5	
		slam til kammerfilterpress., fortynnet	2,4	5,47		5,47	131,3	
	8.6. 0850	slam til Løxa	30			5,47	1641	
	8.6. 0950	" " "	30			4,87	1461	
	8.6. 1050	" " "	30			4,93	1479	
	8.6. 1150	" " "	30			4,02	1206	
			Sum: 123,4			Sum: 6001,8	Vannføring: 29 879 m ³ Spesifikk: 201 g SS/m ³	

VEDLEGG nr. 4

BEREGNING AV SLAMVOLUM PRODUKSJON UT FRA Fyllingshastighet i fortykker
SANDVIKA RENSEANLEGG

Dato 1979	kl.	Bemerkninger	Slam
-----------	-----	--------------	------

m³

Periode nr. 1, første del, kalk + jernklorid

man 29.1.	1500	fortykker tømt	
man 12.2.	0830	slam tømt	6,0
ons 14.2.	1000	fortykker går full	<u>120</u>
		sum slamproduksjon:	126
		tid for fylling:	16 dager
		vannføring: 23 000 m ³	

Spesifikt volum: $\frac{126 \text{ m}^3 \text{ slam}}{23\,000 \text{ m}^3 \text{ vann}} \times 100\% = \underline{0,54\%}$

Periode nr. 2 Avbrutt før full fortykker.

Periode nr. 3 første del, kalk + jernklorid

tirs 27.2.	1200	fortykker tømt	
man 5.3.	0830	slam tømt	6,0
tors 8.3.	0800	fortykker går full	<u>120</u>
		sum slamproduksjon:	126
		tid for fylling:	9 dager
		vannføring: 14 475 m ³	

Spesifikt volum: $\frac{126 \text{ m}^3 \text{ slam}}{14\,475 \text{ m}^3 \text{ vann}} \times 100\% = \underline{0,87\%}$

Dato 1979	kl.	Bemerkninger	Slam
-----------	-----	--------------	------

m³

Periode nr. 4, jernklorid

fre 9.3.	1300	fortykker tømt	
tors 15.3.	1800	slam tømt	6,0
fre 16.3.		nivå før tapping målt til 60 cm fra topp \Rightarrow 20 m ³ slamvolum fortykker	<u>100</u>
		sum slamproduksjon	106
		tid for produksjon:	7 dager
		vannføring: 15 996 m ³	

Spesifikt volum: $\frac{106 \text{ m}^3 \text{ slam}}{15\,996 \text{ m}^3 \text{ vann}} \times 100\% = \underline{0,66\%}$

Periode nr. 5, kalk + sjøvann

fre 16.3.	1300	fortykker tømt	
ons 29.3.	2000	fortykker full	<u>120</u>
		sum slamproduksjon:	120
		tid for fylling	12,5 dag
		vannføring: 31 975 m ³	

Spesifikt volum: $\frac{120 \text{ m}^3 \text{ slam}}{31\,975 \text{ m}^3 \text{ vann}} \times 100\% = 0,37\%$

Periode nr. 6, jernklorid, inntrimming

fre 20.4.		anlegg ikke bunntømt. Ingen kontroll	
-----------	--	---	--

Dato 1979	kl.	Bemerkninger	Slam
-----------	-----	--------------	------

m³

Periode nr. 7, jernklorid, kammerfilterpressing

tors 26.4.	1400	fortykker tømt	
man 30.4.	1350	fortykker går helt full	
		slamproduksjon	120
		tid for fylling:	4 dager
		vannføring: 24 837 m ³	

$$\text{Spesifikt volum: } \frac{120 \text{ m}^3 \text{ slam}}{24\,837 \text{ m}^3 \text{ vann}} \times 100\% = \underline{0,48\%}$$

NB! Se bemerkning i protokoll 2. mai.

Slampumpen har stått stille.

Slamflukt fordi 2. mai var det noe mindre slam i fortykker.

Tømt 36 m³ slam onsdag 2. mai.

Torsdag 3. mai går fortykker full igjen.

Slamfortykker har gått full det meste av periode nr. 7.

Periode nr. 8, aluminiumsulfat

tirs 15.5.	1400	fortykker tømt	
fre 18.5.		slam tapping	30
fre 18.5.	2030	nivå slamteppe 0,85 m fra topp (- 29 m ³),	
		(beregnet: $\frac{121 \text{ m}^3 \times 100}{9169 \text{ m}^3} = 1,32\%$)	
søn 20.5.		fortykker full	150

$$\text{Spesifikt volum: } \frac{150 \text{ m}^3 \text{ slam}}{10\,452 \text{ m}^3 \text{ vann}} \times 100\% = \underline{1,43\%}$$

Vann i overløp senere i perioden.

Periode nr. 9, kalk + sjøvann

Dato 1979	kl.	Nivå fra bunn (areal 34 m ²) m	Volum slam m ³	Vannføring m ³	Spesifikt volum %	
tirs	29.5.	1300	slamfortykket tømt			
tors	31.5.	1615	1,40	47,6	14 000	0,34
fre	1.6.	1620	2,00	68	19 000	0,36
tirs	5.6.	0800	2,65	90,1	22 827	0,39
ons	6.6.	0800	2,90	98,6	24 447	0,40
tors	7.6.	1700	3,50			
			(full + slampress.)			
			= 122,4	28 579		0,42
fre	8.6.	tømt fra Sandvika:		29 879		0,41

VEDLEGG 5.

ANALYSER AV ORGANISK STOFF I EN DEL FORSKJELLIGE SLAMTYPER

Tabell 24. Prosentvis organisk stoff i slam felt med kalk + jernklorid, jernklorid, aluminiumsulfat og kalk + sjøvann.

Nr. på slam-tømming	Fellingsmiddel	Analysert NIVA %	Analysert Bærum %	Gjennomsnitt %	Periode nr
1	kalk + jernklorid	44,9			
2			48,4		
3		46,6			
4			48,6	47,4	1
5			48,7		
6			47,4		
7	kalk + jernklorid		41,5	43	2
8			44,5		
9	kalk + jernklorid	46,6			
10		43,1			
11			43,0	43,9	3
12			45,2		
13			41,8		
14			41,6		
16	jernklorid		37,4		
17			40,7		
18			43,3	42,4	4
19			48,2		
<u>Prøve-tid:</u>					
22.5.79					
kl. 0900	aluminiumsulfat		50		
" 1000			51		
25.5.					
kl. 0845			53	51,7	8
30.5.					
kl. 0830			55		
" 0930			52		
" 1130			53		
" 1230			48		

Tabell 24. Fortsatt.

	Organisk stoff %	Bemerkning
<u>Slam fra felling med kalk + sjøvann</u>		
fra Korsvikfjorden juni 1979	40,4	Analysert av NIVA, inkl. septikslam
fra Sandvika 29.1.1979	31,0	Analysert av NIVA, noe svikt i kjem. dosering
Gjennomsnitt fra Sandvika, periode 9	24,4	Analysert av NIVA, tidlig i perioden
Gjennomsnitt fra Sandvika, periode 9 tømming av fortykker	29	Analysert av Bærum kommune
Antatt gjennomsnitt	28	

---o0o---