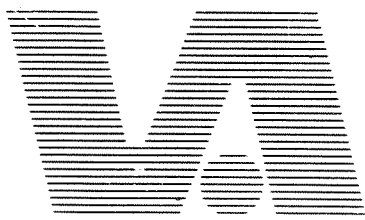


1767



RAPPORT 10|85

0-85222

VA-10/85-0-85222

Rensing av blyholdig avløpsvann  
Undersøkelser ved  
Sønnak Batterier A/S



**SØNNAK**

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor      Sørlandsavdelingen      Østlandsavdelingen      Vestlandsavdelingen  
Postboks 333      Grooseveien 36      Rute 866      Breiviken 2  
0314 Oslo 3      4890 Grimstad      2312 Ottestad      5035 Bergen - Sandviken  
Telefon (02)23 52 80      Telefon (041)43 033      Telefon (065)76 752      Telefon (05)25 53 20

Prosjektnr.:	0-85222
Undernummer:	
Løpenummer:	1767
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Dato:
Rensing av blyholdig avløpsvann Undersøkelser ved Sønnak Batterier A/S VA-rapport 10/85	September 1985
Forfatter (e):	Prosjektnummer:
Iversen, Eigil Tryland, Øivind	0-85222
	Faggruppe:
	Miljøteknisk
	Geografisk område:
	Oslo
	Antall sider (inkl. bilag):

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
INDRENS	

Ekstrakt:

En litteraturundersøkelse har vist at fjerning av løst bly i avløpsvann fra batterifabrikker vanligvis utføres ved hjelp av kjemisk felling med kalk/karbonat ved høy pH. Ved Sønnak Batterier benyttes avfallskalk fra Norgas som stort sett gir tilfredsstillende resultater. Når driftsforstyrrelser likevel oppstår skyldes dette forhold som er generelle for denne type renseanlegg som støtbelastninger, manglende flokkulerings-trinn og sviktende slamtapping.


4 emneord, norske:
1. Batterifabrikk
2. Bly
3. Kjemisk felling
4. Driftsoptimalisering

4 emneord, engelske:
1. Battery Manufacturing
2. Lead
3. Waste treatment
4. Treatment Optimizing

Prosjektleder:

  
Eigil Iversen

For administrasjonen:

  
Oddvar Lindholm

ISBN 82-577-0963-8

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING  
OSLO

0-85222

RENSING AV BLYHOLDIG AVLØPSVANN

Undersøkelser ved Sønnak Batterier A/S

Oslo, 5. august 1985

Eigil Iversen  
Øivind Tryland

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

	Side:
SAMMENDRAG OG ANBEFALINGER	3
1. INNLEDNING	4
2. BLYRENSING AV BATTERIFABRIKKERS AVLØPSVANN	5
2.1 Rensemeter	5
2.2 Blyinnhold i urensset batteriavløpsvann og i overvann	6
2.3 Blyutfelling	7
2.3.1 Løselighetsprodukter	7
2.4 Systemet Pb-OH-CO <sub>3</sub>	8
2.5 Driftserfaringer fra amerikanske renseanlegg	9
2.6 EPAs standard for behandling av avløpsvann fra batterifabrikken	10
2.7 Karbonatinnhold i kalkslurry	12
2.8 Slambehandling	12
2.9 Konklusjoner	13
3. AVLØPSRENSING VED SØNNAK BATTERIER A/S	14
3.1 Generelt	14
3.2 Renseanlegget	14
3.3 Jar-test	15
3.4 Driftsundersøkelser på renseanlegget	19
3.4.1 Analyseresultater	19
3.4.2 Vurdering av renseanleggets drift	24
HENVISNINGER	27
VEDLEGG	28

## SAMMENDRAG OG ANBEFALINGER

Prosjektet har sin bakgrunn i de generelle problemer behandling av blyholdig avløpsvann medfører og de driftsforstyrrelser som er påvist i renseanlegg der bly er en hovedkomponent i avløpsvannet.

En litteraturundersøkelse har vist at den vanligste metoden for å fjerne løst bly i avløpsvann fra batterifabrikker, er å benytte kalk/karbonat som fellingsmiddel. Slike utfellinger som da oppnås vil være meget vanskelige å sedimentere innenfor interessante tider uten å tilsette hjelpekoagulanter som jernklorid og/eller polymer. De beste resultater oppnås ved høye pH-verdier (pH 9) og med tilsetning av karbonat. Etter sedimentering anbefales en "etterpolering" ved hjelp av sandfilter.

Ved Sønnak Batterier A/S benyttes avfallskalk fra Norgas som fellingsmiddel. Laboratorieundersøkelser viste at det var meget gunstig å benytte denne kalktype for felling av bly, sannsynligvis på grunn av høyt innhold av sulfid og karbonat. Det var ikke nødvendig å tilsette jernklorid som hjelpekoagulant, men det er nødvendig å bruke polymer. Hercofloc, som benyttes idag, gir tilfredsstillende effekt under riktige betingelser.

Årsakene til driftsforstyrrelsene ved bedriftens renseanlegg er av hydraulisk art:

- Dagens pumpeopplegg fører til støtbelastninger på sedimenteringstanker og sandfilter.
- For liten rasvinkel i sedimenteringstanken fører til opphopning av slam.
- Renseanlegget mangler flokkuleringstrinn.

Forsøkene ved renseanlegget viste at doseringen av jernklorid ikke hadde noen effekt på blyutfellingen. Dette forhold bør imidlertid følges opp med videre prøvetaking for å få flest mulig erfaringer under forskjellige forhold. I tillegg til å rette på feil som er påvist bør det videre arbeid konsentreres om å redusere det relativt store skyllevannsforbruk.

## 1. INNLEDNING

Driftsresultater fra galvanoidindustriens renseanlegg viser at det vanligvis ikke er problemer med å overholde det generelle utslippskrav til bly som er satt til 1 mg/l. Dette har trolig mest sammenheng med at bly ikke er hovedkomponent i avløpsvannet som renseanleggene behandler. Det er derfor vanskelig å si noe om hvor god utfellingen av bly er i renseanleggene, men det er kjent at bly fjernes best når andre metaller (f.eks. jern) virker som hjelpefeller.

Når bly er hovedkomponent eller eneste metall i avløpsvannet, er det meget vanskelig å få til tilfredsstillende resultater i konvensjonelle renseanlegg. Årsaken er at utfellinger med kalkmelk eller lut er meget finkornet og vanskelig å flokkulere og følgelig vanskelige å sedimentere innenfor interessante tider.

For å få en bedre oversikt over disse problemene hvordan de arter seg i praksis, ble dette prosjektet startet ved Sønnak Batterier hvor bly er eneste komponent i avløpsvannet og hvor det av og til har vært problemer med å overholde konsesjonsvilkårene.

Prosjektet faller i to deler hvor den ene er en gjennomgang av alternative behandlingsteknikker for denne type avløp og den andre er driftsundersøkelse ved renseanlegget.

## 2. BLYRENSING AV BATTERIFABRIKKERS AVLØPSVANN (Litteraturundersøkelse).

### 2.1 Rensemetoder

Forutsetningen for å kunne rense bly fra vann er normalt å få omdannet blyet som er løst ( $Pb^{++}$ -ioner) til partikulære blyforbindelser som lar seg fjerne ved sedimentering og/eller filtrering. Bly danner tungtløselige forbindelser med karbonat- og hydroksyd-ioner og de vanlige rensemetoder er basert på utfelling av slike blykarbonater og bly-hydroksydkarbonat. EPA anbefaler også slike metoder, og fellingsbetingelsene er nærmere diskutert i kap. 2.3.

Bly kan også felles effektivt som blyulfid ved tilsetning av natriumulfid og lut (Blythe et al. 1981). Men denne teknikken krever spesielle anlegg hvor det må tas særlige hensyn til arbeidsmiljø, ventilasjon mv. på grunn av at det dannes giftig hydrogensulfid. Den er derfor ikke anbefalt av de amerikanske miljøvernmyndigheter som den beste metoden for gamle anlegg (EPA, 1982). Det er ikke funnet noe i litteraturen som viser at denne metoden benyttes for å rense bly i avløpsvann fra batteriproduksjon.

Blant andre rensemetoder nevnes, "ferittmetoden", der tungmetaller i avløpsvannet bindes til et magnetisk jernoksyd som fjernes ved magnetbehandling eller filtrering.

Metoden er utviklet i Japan og den er beskrevet i en amerikanske EPA-rapport (Coleman et al. 1980). Ifølge denne kilden er metoden effektiv for bl.a. bly og det rapporteres om blykonsentrasjoner på henholdsvis 475 mg/l og 0,01 mg/l i urensset og rensset vann ved et japansk forsøksanlegg. Teknikken går ut på å tilsette jern (II)-sulfat og lut til surt avløpsvann. Det dannes da et jern(II)-hydroksyd som oksyderes til et jern(III)-oksyd ved lufting og tungmetaller som bly bindes til slammet som utfelles. Dette slammet er ferromagnetisk og kan fjernes ved magnetbehandling og/eller filtrering. Ifølge EPA-rapporten er også slammet stabilt ved deponering på fyllplass.

Ved ionebytting (Bolto og Pawlowski, 1983) og omvendt osmose vil det også være mulig å fjerne bly. Disse teknikkene kombineres som regel

med gjenanvendelse av rensed vann i prosessene. Slike metoder er ikke vurdert av EPA til å være blant de mest aktuelle rensemetoder for blyholdig batteriavløpsvann (EPA, 1982).

Når det gjelder separasjon av blyholdige partikler i renselanlegg er det sedimentering eller en kombinasjon av sedimentering og filtrering som benyttes. Filtreringen har vært nødvendig for å ta hånd om stabilt og finpartikulært blykarbonat/hydroksyd som har en liten synkehastighet. Ved en amerikansk batterifabrikk benyttes sedimentering uten filtrering, men vannet passerer gjennom flere laguner med lang oppholdstid. Ved Sønnak Batterier A/S, Oslo utskilles partiklene ved sedimentering og etterfølgende filtrering i sandfilter. Ved denne fabrikkens renselanlegg er det brukt jernklorid som hjelpekoagulant noe som ikke er vanlig i USA, men i noen grad i Tyskland.

Betydningen av karbonater ved blyutfelling er i de amerikanske forslag kommet til uttrykk ved at det anbefales at man benytter kalkkarbonat for pH-justering og utfelling.

Uorganisk bly ( $Pb^{++}$ ) kan også fjernes fra vann ved å tilsette reduksjonsmiddel, f.eks. natriumborhydrid ved pH 9. Metoden er effektiv med hensyn til blyfjerning, men det er ikke rapportert noen driftserfaringer fra anlegg i fullskala ifølge Coleman et al. (1980). Den er forøvrig ikke blant de rensemetoder som er foreslått av EPA i 1982.

Konklusjon på dette blir at det er felling med kalkkarbonat samt filtrering som søkelyset bør rettes mot.

## 2.2 Blyinnhold i urensed batteriavløpsvann og i overvann

I følge en amerikansk EPA-rapport har ubehandlet avløpsvann fra en batterifabrikk i USA blykonsentrasjonen mellom 1000 og 1500 mg Pb/l (Shapiro et al. 1981). Andre EPA-kilder opererer med tall på 0,4 - 66 mg Pb/l (Coleman et al. 1980) og 12 mg Pb/l (Mezey, 1979).

Overvann fra sterkt trafikkerte gater kan også i perioder ha høyt blyinnhold. Det er foretatt målinger som viser variasjoner i totalt



blyinnhold fra 0,05 til 0,80 mg Pb/l i Oslo. Den årlige utspylte blymengden overvann er beregnet til 0,1 kg Pb/ha·år i Oppsal-feltet og 3,6 kg Pb/ha·år i Vikafeltet (Lindholm, 1977) noe som viser at blyinnholdet kan variere fra ett nedbørfelt til et annet.

I Trondheim er det funnet blykonsentrasjoner på gjennomsnittlig 0,45 mg Pb/l med ytterverdier fra < 0,05 til 3,1 mg Pb/l (Reinertsen, 1981). I Oklahoma, USA er det målt bly-konsentrasjoner på opptil 5,5 mg Pb/l i overvann (Chow, 1978).

Bly i overvann fra gater og veier er hovedsakelig bundet i partikler. Det vil derfor utfelles i renseanlegg som mottar overvann.

## 2.3 Blyutfelling

### 2.3.1 Løselighetsprodukter

Rickhard og Nriagu (1978) oppgir løselighetsprodukter (egentlig ion-aktivitetsprodukter, 25 °C), for en lang rekke blyforbindelser og Noen av de mest aktuelle er:

- Pb SO <sub>4</sub>	10 <sup>-7,7</sup>
- Pb CO <sub>3</sub>	10 <sup>-12,8</sup>
- Pb <sub>3</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>2</sub>	10 <sup>-17</sup>
- Pb CO <sub>3</sub> · Pb Cl <sub>2</sub>	10 <sup>-19,8</sup>
- Pb <sub>3</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	10 <sup>-44,3</sup>

Her har blyulfat for stor løselighet til å ha noen praktisk betydning i vannrenseanlegg der målsetting er å komme under 0,5 mg Pb/l i rensset vann. Blykarbonat har en mindre løselighet og vil derfor være fellingsproduktet ved høye karbonatkonsentrasjoner.

Løselighetsproduktet for blyhydroksyd Pb(OH)<sub>2</sub> er ikke med her fordi det ikke er påvist et fellingsprodukt som har sammensetningen Pb(OH)<sub>2</sub> ifølge Rickard og Nriagu (1978). Stumm og Morgan (1981) oppgir heller ikke noe løselighetsprodukt for blyhydroksyd. Derimot har Coleman et al. (1980) beregnet løselighet for blyhydroksyd som funk-

sjon av pH, figur 2.1. Bly inngår også i en svært tungt løselig forbindelse med fosfat noe som kan være av betydning ved kommunale renseanlegg som mottar blyholdig avløpsvann.

#### 2.4 Systemet Pb-OH-CO<sub>3</sub>

Produktet som utfelles når en alkalisk blyløsning luftes består av bly, hydroksyd og karbonat og det har sammensetningen  $\text{Pb(OH)}_2 \cdot 2\text{Pb(CO}_3\text{)}$  ifølge Rickard og Nriagu (1978). Under luftingen adsorberes karbondioksyd i den alkaliske løsningen og dette resulterer i en utfelling av et bly-hydroksydkarbonat. Dersom man justerer vannets pH med et karbonatholdig materiale som løses raskt kan man også få utfelt blyet nær fullstendig som blyhydroksydkarbonat eller blykarbonat pH-justering med soda (natriumkarbonat) kan derfor benyttes ved blyutfelling (Hartinger, 1977).

Justering av pH med lut (NaOH) uten noen ekstra karbonattilsetning vil ikke gi en tilstrekkelig bly-utfelling fordi restkonsentrasjonen av bly vil ligge adskillig over 1 mg Pb/l, (jfr. figur 2.1):

Betydningen av karbonat ved blyfelling er vist i figur 2.2 (fra Rickard og Nriagu (1978)). Dersom man f.eks. benytter pH 9,0 som fellings-pH må vannet ha et totalt karbonatinnhold i underkant av 0,1 mmol/l ( $\log(\text{CO}_3 - \text{tot}) = -4$ ) for å oppnå en restkonsentrasjon av løst bly på 0,01 mmol/l (tilsvarer ca. 2 mg Pb/l). Ved å heve karbonatkonsentrasjonen til 1 mmol vil man oppnå å få redusert restkonsentrasjon av bly til ca. tiendeparten (0,001 mmol som tilsvare 0,2 mg Pb/l). I begge disse tilfellene vil et bly-hydroksydkarbonat være fellingsproduktet.

Figur 2.2 viser også at om man benytter pH 7,0 som fellings-pH, vil et rent blykarbonat være fellingsproduktet forutsatt at den totale karbonatkonsentrasjonen overstiger ca. 0,1 mmol/l. I dette tilfellet vil imidlertid ikke blyet kunne utfelles i tilstrekkelig grad fordi blyets løselighet er nær 0,01 mmol/l (2 mg Pb/l). Dersom man benytter pH 7,0 som fellings-pH vil det følgelig være nødvendig å heve karbonatkonsentrasjon opp mot ca. 1 mol/l for å få en tilfredsstillende bly-utfelling.

Fremstilling i figur 2.2 om blyets løselighet er basert på termodynamiske konstanter og disse gjelder strengt tatt bare for ideelle løsninger, dvs. ved uendelig fortynning. I vann med høyt innhold av løste stoffer vil figur 2.2 ikke være fullt ut representative.

Bly-utfelling i praksis har ifølge litteraturen ikke vært knyttet sammen med teoretiske betraktninger omkring blyets løselighet. Det finnes med andre ord et teoretisk fundament når det gjelder blyutfelling, men det er ikke publisert noe som viser om teorien stemmer med erfaringsdata fra renseanlegg i full skala der reaksjonstider og driftsvariasjoner er av betydning.

## 2.5 Driftserfaringer fra amerikanske renseanlegg

EPA i USA har gjennomført omfattende driftsundersøkelser ved en fabrikk som lager nye blybatterier og gjenvinner bly fra brukte batterier (Mezey, 1979). Renseanlegget ved fabrikkens besto av:

- Samletank for avløpsvann
- pH-justering med kalk (pH 7,0 - 8,5)
- Flokkulering med syntetisk polymer
- Sedimentering i 2 tanker
- Sedimentering i 3 laguner.

Målinger av inn- og utløpsvann konkluderte med at rensegraden for bly var over 90 %. Gjennomsnittlig bly-konsentrasjon i innløpsvann var ca. 12 mg Pb/l over en 46 timers måleperiode, mens det rensede utløpsvannet hadde et gjennomsnittlig blyinnhold på ca. 0,3 mg Pb/l.

I dette anlegget ble det ikke brukt jern(III) som hjelpekoagulant. Man oppnådde å få en høy rensegrad for bly ved å benytte en syntetisk polymer. Dermed får man en mindre slammengde som må avvannes og deponeres. Vannets relativt lange oppholdstid i lagunene gjør at anlegget har en høy rensegrad. Sedimentering av partikler i laguner er vanlig praksis ved store amerikanske fabrikker som har et partikkelholdig avløpsvann. Det er imidlertid ikke vanlig i Norden i samme utstrekning som i USA noe som bl.a. skyldes vintertemperaturen og tilgjengelig landarealer.

Sterkt forenklet kan man si at man oppnår det samme ved sluttrensing i laguner som ved en sluttfiltrering gjennom et sandfilteranlegg. Denne form for etterbehandling kommer i stor grad fra tysk praksis.

En annen form for filtrering, såkalt "mikrofiltrering" er utprøvet av EPA for begrensning ved en amerikansk batterifabrikk (Shapiro et al. 1981). Det er gjennomført tester i et demonstrasjonsanlegg og disse viser at det rensede vannet har et meget lavt blyinnhold (0,1 mg Pb/l) etter kalktilsetning og mikrofiltreringen av innløpsvannet som hadde et blyinnhold over 10 mg Pb/l og pH ca. 1,0. Denne rensemetoden er et mulig supplement til vanlig sandfiltrering hvor det kreves en særlig høy rensesgrad som ved gjenanvendelse av rensed vann. Rapporten sier ikke noe om mulige driftsforstyrrelser som f.eks. tiltetting av filtre m.v.

## 2.6 EPAs standard for behandling av avløpsvann fra batterifabrikken

De amerikanske miljøvernmyndighetene har foreslått standarder for rensing av avløpsvann fra batterifabrikker. Disse er publisert i Federal Register, jfr. EPA (1982).

Som BAT (Best Available Technology Lead Subcategory) nevner EPA følgende muligheter:

1. Kjemisk felling med kalk-karbonat.
2. Kalk-karbonat felling med filtrering i tillegg.
3. Sulfidfelling og membranfiltrering i stedet for kalk-karbonat felling og filtrering.
4. Omvendt osmose behandling av utløpsvann fra filtreringsanlegg (pkt. 2). Renset vann fra omvendt osmoseanlegg gjenanvendes i prosess, mens konsentratet behandles ved sulfidfelling og membranfiltrering før utslipp.

EPAs forslag slik det er presentert i Federal Register (1982) går ut på at utslippene fra batterifabrikker bør renses etter teknikker

nevnt i pkt. 1; altså blyutfelling med kalk-karbonat. Spørsmålet om det i tillegg skal være filtreringsanlegg (pkt. 2) er det ikke tatt stilling til ifølge samme kilde. Derimot er renseteknikken nevnt i pkt. 3 og 4 forkastet, trolig på grunn av kostnadshensyn. Argumentene mot sulfidfelling er dessuten at det kreves spesielle driftsanlegg og slammet vil kunne avgi toksiske stoffer ved deponering. Dessuten krever sulfidfelling at det er ekstra god ventilasjon i anlegget. EPA anser derfor ikke sulfidfelling som en aktuell rensemetode for gamle anlegg, men kanskje for nye anlegg.

Når det gjelder begrepet "kalk-karbonat" (lime-carbonate) er dette ikke presisert nærmere av EPA i 1982-rapporten. Dette kan bety at man kan velge å bruke kalk (kalsiumhydroksyd, kalsiumoksyd eller karbonater.

En annen mulig fortolkning er at EPA anbefaler en kombinasjon av kalk og karbonat for å opprettholde en tilstrekkelig karbonatkonsentrasjon under blyrensningen. Dette er forsåvidt sannsynlig ettersom karbonat-tilførsel vil være av betydning, særlig når innløpsvannets blyinnhold har et innhold av løst bly på flere hundre mg/l. Dersom innløpsvannet har et relativt lavt blyinnhold på noen få mg/l vil vannets naturlige karbonatinnhold kunne være tilstrekkelig. Dette avhenger av karbonatinnholdet i den lokale vannkilden og tilførsler av karbonat- holdige materialer i prosessavløpsvannet. Spørsmålet om ekstra karbonat-tilsetning i rensenanlegget vil ha noen innvirkning på blyrensningen avhenger derfor i stor grad av innløpsvannets bly- og karbonatinnhold.

En tredje mulig fortolkning av EPAs forslag om "kalk-karbonat" kan være at man kan tilpasse alkaliseringsmidlet til avløpsvannets sammensetning med de enkelte anlegg. Det innebærer at ekstra karbonat-tilsetning vil være nødvendig ved høyt blyinnhold og lavt karbonatinnhold i innløpsvannet.

Den fullstendige teksten i EPAs forslag inneholder også et tillegg om prosessendringer og minsking av vannmengder. Dette vil generelt føre til en heving av blyinnholdet i innløpsvannet tilført rensenanlegget. I en slik situasjon kan det oppstå behov for en ekstra karbonat-tilsetning.

## 2.7 Karbonatinnhold i kalkslurry

Analyser foretatt for ca. 10 år siden tyder på at Norgas-kalken inneholdt ca. 95 % som kalsiumhydroksyd,  $\text{Ca(OH)}_2$  (Vråle, 1975). Denne kalktypen har vært brukt ved Sønnak Batterier A/S der den doseres fra en åpen lagertank med kontinuerlig omrøring.

Ved lagring og omrøring i uker og kanskje måneder av kalkslurrien vil karbondioksyd absorberes fra luften. Denne prosessen er relativt langsom, men etterhvert vil det dannes kalsiumkarbonat og kalsiumhydrogenkarbonat. Dersom denne prosessen går så langt at løselighetsproduktet for kalsiumkarbonat oversrides vil det dannes kalsiumkarbonat-partikler som utfelles eller holdes i suspensjon på grunn av omrøringen. Slurrien vil med tiden kunne bli mettet med hensyn til kalsiumkarbonat. Det foreligger imidlertid ikke noen målinger som viser hvor lang tid det tar før en slik kalkslurry vil nå metningspunktet for kalsiumkarbonatutfelling.

På denne måten kan det tilføres karbonater uten at det opprinnelige produktet inneholdt karbonater av betydning. Mengden oppløst karbonat som tilføres på denne måten kan estimeres på grunnlag av kalsiumkarbonatlikevekter, hvis man kjenner til hvilke mengder av slurrien som tilsettes. Karbonat vil også tilføres i form av partikulært kalsiumkarbonat og denne mengden vil man ikke kunne beregne uten at man foretar kjemiske analyser av slurrien som doseres.

## 2.8 Slambehandling

Forhold som gjelder slamproduksjon, avvanning og deponering av blyholdig slam er ikke omtalt i EPA-rapporten (Mezcy, 1979). De andre litteraturkildene nevner heller ikke noe om slamegenskaper, med unntak av Hartinger (1977) som poengterer at det blyutfellinger består av et svært finpartikulært og lett materiale.

Ved tilsetning av jernklorid ved blyutfelling vil man hovedsakelig få et tungt jernhydroksydslam som bunnfelles raskt og som er lett å avvanne. Når det derimot ikke benyttes jerntilsetningene er det være vanskelig å få bunnfelt blyslammet fullstendig slik at det kan pumpes

til filterpressen på vanlig måte (Nordbye, 1985). Slammet som pumpes ut fra bunn av sedimenteringstanken kan derfor ha et svært lavt tørrstoffinnhold til tross for at det brukes polymer. På denne måten kan jerntilsetning ha en gunstig effekt ved at blyslammet medfelles sammen med jernslammet.

Slammets avvanningsegenskaper og stabilitet ved deponering påvirkes av jern- og polymerinnholdet. Disse forhold er imidlertid ikke beskrevet i litteratur om blyutfelling.

## 2.9 Konklusjoner

Den vanligste metoden for å rense løst bly i avløpsvann fra batterifabrikk er felling med kalk-karbonat. Fellingsproduktet vil være finpartikulært og vanskelig å få bunnfelt uten å tilsette hjelpekoagulanter (jernklorid og/eller polymer). Ved høyt karbonatinnhold vil blykarbonat utfelles, mens fellingsproduktet vil være blykarbonathydroksyd ved lavere karbonatinnhold i vannet. Det laveste restinnhold av løst bly vil man oppnå ved å ha en relativt høy fellings-pH (omkring 9 i praksis) samtidig som man har en tilførsel av karbonater.

EPAs forslag fra 1982 om rensing av batterifabrikkers avløpsvann går ut på å felle bly med kalk-karbonat.

Ved en amerikansk batterifabrikk utfelles bly og andre tungmetaller ved tilsetning av kalk. Slammet utfelles i tanker med sluttrensing i laguner. En sluttrensing i sandfilteranlegg vil kunne ha en tilsvarende virkning.

Tilsetning av jern(III)-koagulant praktiseres ikke ved den amerikanske fabrikk. Men det benyttes en syntetisk polymer. Av hensyn til slamutfellingen i vanlige sedimenteringstanker kan det være nødvendig å tilsette jernklorid.

### 3. AVLØPSRENSING VED SØNNAK BATTERIER A/S

#### 3.1 Generelt

Bedriften bruker i det vesentlige vann til renhold av produksjonslokalene og til skylking i ladestasjonen. Gjennomsnittlig vannforbruk er ca.  $12 \text{ m}^3/\text{h}$  hvor det vesentlige blir brukt i ladestasjonen. Det blir også brukt en del vann til spyling av gulv etc. for å redusere faren for blyholdig støv i produksjonslokalene. Alt skyllevann passerer to slamutskillere før det samles i utjevningstanken i renseanlegget.

Skyllevannet består av metalliske blypartikler, blyoksyd, løst bly og svovelsyre. Partikulært bly samles opp i det vesentlige i slamutskillerene og blir jevnlig tatt opp og solgt.

Undersøkelsen ved bedriften tok sikte på å finne de rette betingelser for kjemisk felling av slikt avløp. Deretter ble det foretatt en driftsundersøkelse av renseanlegget under normal drift.

#### 3.2 Renseanlegget

Renseanlegget er bygget etter konvensjonelle prinsipper (figur 1) og er plassert i 3 etasjer. For tidens benyttes kalkslurry fra Norgas, fortynnet til 10 % slurry, som fellingsmiddel.

Alt avløpsvann passerer en slamfelle før det føres inn i utjevningstanken som ligger i 1. etasje. Herfra pumpes vannet opp i nøytraliseringstank I hvor pH heves til ca. 7. I nøytraliseringstank II heves pH ytterligere til ca. 9. Jernklorid-løsning (ferriklor) tilsettes i tank I. utløpet av tank II deles i to grenledninger og polymer tilsettes til hver av grenledningene som fører inn i to sedimenteringstanker. Overløpet av sedimenteringstankene samles i en samleikum. Ved hjelp av nivåstyring pumpes vannet herfra, med henholdsvis 1 eller 2 pumper, til sandfilteret og videre via måleikum til avløp.

Slamavanningen skjer ved pumping direkte fra slamtankene til en kammerfilterpresse.



Sandfilteret regenereres daglig og slammet føres tilbake til en av slamtankene. Tanken for kalkslurry ligger i kjelleren.

Renseanleggets viktigste dimensjoner er gjengitt i tabell 1.

Tabell 1. Renseanleggets dimensjoner.

Enhet	Volum m <sup>3</sup>	Areal m <sup>2</sup>	Anmerkning
Utjevningstank			
Nøytr. tank I	3,4	2,4	
Nøytr. tank II	3,4	2,4	
Sed.tank I	21	7,5	Helningsvinkel 45°
Sed.tank II	21	7,5	
Samlekum	2,5	2,3	
Sandfilter	2,6	1,1	

### 3.3 Jar-test

*Jar-testene viste at Norgas-kalk, som benyttes idag var, best egnet som fellingsmiddel. Når Norgas-kalk benyttes, spiller det forholdsvis liten rolle om pH varierer i området mellom 7,5 og 10, men pH anbefales holdt på ca. 9 for å unngå H<sub>2</sub>S-lukt i lokalene. Det er ikke nødvendig å dosere Ferriklor.*

*Bruk av soda (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) vil gi likeverdige resultater. Kjemikaliedoseringen vil bli enklere, men kostnadene høyere.*

*Hydratkalk kan også benyttes, men da må Ferriklor doseres. pH må være > 9.*

For å bestemme de optimale betingelser for kjemisk felling av bly ble det utført jar-tester på en prøve fra utjevningstanken. Prøven som ble uttatt for testene hadde pH = 1,8 og inneholdt 5,84 mg/l Pb.

Jar-testen ble utført i 1l-begerglass ved hjelp av jar-test apparat. Det ble tilsatt 5 ml 0,05 % flokkuleringsmiddel pr. liter prøve (Separan AP 273).

Fellingene ble utført med:

- 10 % slurry av  $\text{Ca(OH)}_2$  (lab. kvalitet)
- 10 % slurry av Norgas kalk
- $\text{Na}_2\text{CO}_3$  (2N, lab. kvalitet).

Da kjemisk felling av bly erfaringsmessig går best når hjelpefellingene med jern benyttes, ble det ved  $\text{Ca(OH)}_2$  -fellingen tilsatt 3-verdig jern (ferriklor) i følgende forhold til bly: 0 - 0,1 - 0,3 og 1.

Da resultatene viste at man måtte opp i like deler jern og bly for å oppnå de beste resultater, ble derfor de to andre fellingsforsøk utført bare med og uten jern der  $\text{Fe/Pb} = 1$ .

Etter hurtig kjemikalieinnblanding til bestemt pH-verdi ved 100 r.p.m., ble flokkuleringen utført i 30 min. ved 10 r.p.m. Etter 1 times sedimentering ble det tatt ut 100 ml litt under overflaten for analyse.

Råvannet inneholdt forholdsvis lite bly og mye svovelsyre. Det var derfor meget vanskelig å stabilisere pH i det aktuelle pH-område mellom 7 og 9 idet det var lett å overtitrere. Noen av prøvene måtte derfor forkastes på grunn av for høy pH. Vi regner likevel med at antall prøver er tilstrekkelig til å gi et godt inntrykk av resultatene.

Resultatene for de 3 forsøkene er samlet i tabellene 2, 3 og 4: Blykonsentrasjoner er i mg/l.

Resultatene for felling med  $\text{Ca(OH)}_2$  viser at det er nødvendig å tilsette jern (ferriklor) for å oppnå tilfredsstillende resultater. Dessuten bør jernmengden som tilsettes minst være like stor som blyinnholdet i avløpsvannet. Ved lavere forhold mellom jern og bly bør pH være  $> 9$  for å oppnå tilfredsstillende resultater.

Dersom man velger å benytte hydratkalk, anbefales derfor å tilsette jern (ferriklor) og holde  $\text{pH} > 9$ .

Tabell 2. Felling av bly med  $\text{Ca(OH)}_2$ .

Fe/Pb	pH	7,5	8,1	8,2	8,5	8,6	8,7	8,9	9,2	9,4	9,5	10
0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,07	-	-
0,1	-	-	-	1,23	-	-	-	-	-	-	-	-
0,3	1,23	-	-	-	0,93	-	-	0,60	-	-	-	0,50
1	-	0,48	-	-	0,49	0,52	-	-	0,53	-	0,52	0,42

Tabell 3. Felling av bly med Norgas-kalk.

Fe/Pb	pH	7,5	7,6	7,95	8,0	8,3	8,5	8,85	9,0	9,4	9,7	10,1	11,2
0	-	0,26	-	0,25	-	0,30	-	0,33	-	0,31	-	0,37	-
1	0,36	-	-	-	0,41	-	0,38	-	0,57	-	0,41	-	0,41

Tabell 4. Felling av bly med  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ .

Fe/Pb	pH	6,0	6,1	6,5	6,95	7,0	7,5	8,0	8,1	8,5
0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1	0,67	1,31	0,89	0,54	0,93	1,00	1,22	0,44	0,46	0,32

Ved felling med Norgas-kalk var forskjellene mellom felling med og uten jerntilsetning ubetydelige. Dessuten var det ingen forskjeller i resultatene av betydning i pH-området 7,5 - 11,2.

Årsakene til dette er sannsynligvis at Norgas-kalken inneholder en del sulfid og karbonat (grå-svart slam). Dersom denne kalk-kvaliteten er stabil, er det derfor ikke nødvendig å tilsette jern som hjelpekoagulant. pH bør holdes så høy som mulig (9 - 9,5) for å unngå fare for  $H_2S$ -lukt i lokalene.

Felling med soda ga tilsynelatende noe dårligere resultater enn de to andre fellingskjemikalier men dette har sannsynligvis sammenheng med måten fellingsforsøket ble utført på. Ved tilsetning av soda til det sterkt sure avløpsvannet, utvikles det  $CO_2$ -gass før pH blir så høy at  $HCO_3^-$  dannes. Gassblærene i løsningen forstyrrer sedimenteringen. I et renseanlegg vil forholdene bli annerledes. Der tilsettes det sure avløpsvannet til en løsning som holdes på en tilstrekkelig høy pH-verdi. Resultatene tyder likevel på at soda er likeverdig med de to andre fellingskjemikalier, men det er foreløpig noe usikkert om det er nødvendig å tilsette jern som hjelpekoagulant. Dette bør eventuelt prøves i stor skala i renseanlegget.

Fordelene med å bruke soda er at doseringen blir mer driftssikker i det en doserer en løsning istedet for slurry. Ulempene er større kjemikaliekostnader, dessuten medfører bruk av soda et større sulfatutslipp idet en ikke får noen gipsutfelling som idag.

Ut fra jar-testene kan følgende alkalibehov beregnes:

$Ca(OH)_2$  ved pH 9 og Fe/Pb = 1: 27 l 10 % slurry pr.  $m^3$  avløp.

Norgas-kalk ved pH 9: 37 l 10 % slurry pr.  $m^3$ .

$Na_2CO_3$  ved pH 6,5: 43 l 2N  $Na_2CO_3$  pr.  $m^3$  = 4,6 kg  $Na_2CO_3$  pr.  $m^3$ .

### 3.4 Driftsundersøkelser på renseanlegget

#### 3.4.1 Analyseresultater

Undersøkelsene ved renseanlegget ble utført i 3 perioder: 20 - 21/3, 25 - 26/4 og 21 - 22/5.

I den første perioden ble det tatt prøver manuelt av inngående vann til utjevningstanken og foretatt automatisk prøvetaking fra samletank før sandfilter og fra målekum etter sandfilter.

Under hele prøvetakingsperioden ble det ved hjelp av automatisk prøvetaker laget en blandprøve fra nøytralisasjonstank II.

Resultatene er samlet i tabellene 5 - 11.

Tabell 5. Analyseresultater, inngående vann 20 - 21/3-85.

Tid	pH	Pb mg/l
1100	1,62	4,40
1300	1,33	60,1
1500	1,23	15,7
1700	1,40	8,09
1900	1,68	3,84
2100	2,03	3,67
2300	2,26	3,67
0930	1,95	4,77

Tabell 6. Analyseresultater. Samletank 20/3-85.

Tid	pH	Pb mg/l
09 - 10	8,60	1,11
10 - 11	7,47	1,03
11 - 12	8,77	2,28
13 - 14	8,95	1,02
14 - 15	8,81	0,61
15 - 16	8,78	0,59
17 - 18	8,80	0,34
19 - 20	8,85	0,26
20 - 21	8,74	0,30
21 - 22	8,46	0,30

Tabell 7. Analyseresultater. Målekum 20 - 21/3-85.

Tid	pH	Pb mg/l	Anm.
0940	9,40	0,024	1 pumpe går
0945	9,48	1,76	2 pumper går
1045	9,43	2,47	2 " "
1100	9,45	1,08	1 " "
1200	9,47	0,34	1 " "
1300	9,40	0,34	1 " "
1400	9,27	0,30	1 " "
1500	9,23	0,22	1 " "
1600	9,27	0,23	1 " "
1700	9,14	0,26	1 " "
1800	9,20	0,22	1 " "
1900	9,20	0,24	1 " "
2000	9,20	0,24	1 " "
2100	9,19	0,25	1 " "
2200	9,45	0,32	1 " "
2300	9,52	0,31	1 " "
0845	9,61	1,83	1 " "
0935	9,65	0,24	1 " "

Blandprøve nøytr. tank II: 8,20 mg Pb/l

36,2 mg Fe/l

Det var ikke mulig å måle belastningen på renseanleggets enheter på noen enkel måte. Renseanleggets vannmåler som var plassert på røret mellom sandfilteret og målekummen ved utløpet kunne heller ikke brukes til å måle øyeblikksbelastninger på andre enheter enn på sandfilteret. Ved hjelp av doble nivåfølere og pumper i utjevningstank

og samletank ble renseanlegget og sandfilteret utsatt for støtvisse belastninger.

Høyeste belastning på sandfilter var ca.  $12 \text{ m}^3/\text{h}$ . Totalt vannforbruk i måleperioden var  $137 \text{ m}^3$  (07 - 07) som tilsvarer  $5,7 \text{ m}^3/\text{h}$  i gjennomsnitt.

Stikkprøver med felt-pH meter viste at renseanleggets instrumenter hadde ubetydelige avvik fra sanne verdier.

Da begge sedimenteringstankene var nesten fulle av slam, ble disse tømt før neste prøvetaking.

Resultatene fra prøvetakingen 25 - 26.04 er samlet i tabellene 8 og 9. Det ble denne gang tatt stikkprøver manuelt ved innløpet til samlekuennen og foretatt automatisk prøvetaking ved utløpet av renseanlegget i målekuennen. Som tidligere ble det laget en blandprøve fra nøytralisasjonstank II.

Ut fra erfaringene fra jar-testen der tilsetning av jern under felling med Norgas-kalk ikke viste seg å ha noen effekt, ble jerdoseringen stoppet 26.04. slik at alt vann i renseanlegget ble skiftet ut før neste prøvetaking 21 - 22.05.

Resultatene fra prøvetakingen 21 - 22.05 er samlet i tabellene 10 og 11.

Tabell 8. Analyseresultater. Samlekum 26 - 26.04.85.

Tid	pH	Pb-tot mg/l	Pb-filtr. mg/l
0930	9,23	0,150	0,0018
1030	9,45	0,355	0,0045
1130	9,79	1,65	0,0028
1230	9,79	2,50	-
1330	11,12	0,405	0,100
1530	11,14	0,335	-
1630	11,07	0,235	-
1730	10,98	0,290	-
1830	10,94	0,190	-

Tabell forts.

Tabell 8 forts.

Tid	pH	Pb-tot mg/l	Pb-filtr. mg/l
1930	10,42	0,275	0,013
2030	10,53	0,165	-
2130	10,50	0,130	-
2230	10,96	0,270	-
0830	9,41	0,290	-

Blandprøve: 16,5 mg Pb/l

Nøytr. tank 2: 25,4 mg Fe/l

Tabell 9. Analyseresultater. Målekum 25 - 26.04.85.

Tid	pH	Pb-tot mg/l	Pb-filtr. mg/l
0930 - 1030	8,50	0,010	0,0012
1030 - 1130	8,64	0,150	
1130 - 1230	9,00	0,095	0,0016
1230 - 1330	9,25	0,230	
1330 - 1430	9,59	0,080	0,0031
1430 - 1530	10,70	0,110	
1530 - 1630	10,87	0,080	
1630 - 1730	10,87	0,245	0,0075
1730 - 1830	10,76	0,085	
1830 - 1930	10,27	0,075	
1930 - 2030	9,83	0,080	0,0049
2030 - 2130	9,65	0,055	
2130 - 2230	9,64	0,0175	
2230 - 2330	9,69	0,080	
2330 - 0030	9,80	0,0195	
0030 - 0130	9,53	0,0105	
0130 - 0230	9,29	0,011	
0230 - 0330	9,40	0,011	
0330 - 0430	9,17	0,0135	
0430 - 0530	9,20	0,014	0,0007
0530 - 0630	9,12	0,0145	
0630 - 0730	9,00	0,085	
0730 - 0830	8,77	0,320	



Tabell 10. Analyseresultater Samlekum 21. - 22.05.85.

Tid	pH	Pb-tot mg/l	Turbiditet FTU
0900	9,23	4,00	4,2
1000	8,84	1,75	3,0
1100	8,98	0,33	1,6
1200	8,96	0,70	2,3
1300	8,94	0,505	1,7
1400	8,96	0,35	1,7
1500	8,94	0,41	1,7
1600	8,93	0,23	2,3
1700	8,80	0,22	2,4
1800	5,99	2,25	11
1900	6,97	0,37	8,7
2000	7,92	0,24	4,8
2100	9,11	0,29	2,2
2200	8,80	0,175	3,6
2300	8,87	0,110	3,2
0730	8,85	1,80	3,7
Nøytr.tank II 8,83 Bl.prøve		7,48	

Tabell 11. Analyseresultater. Målekum 21. - 22.05.85.

Tid	pH	Pb-tot mg/l	Turbiditet FTU
0900 - 1000	8,44	0,44	1,4
1000 - 1100	8,47	0,25	1,4
1100 - 1200	8,61	0,20	1,7
1200 - 1300	8,62	0,13	1,7
1300 - 1400	8,48	0,12	0,86
1400 - 1500	8,55	0,10	1,0
1500 - 1600	8,55	0,13	1,0
1600 - 1700	8,57	0,23	1,8
1700 - 1800	8,52	0,175	1,8

Tabell forts.

Tabell 11 forts.

Tid	pH	Pb-tot mg/l	Turbiditet FTU
1800 - 1900	6,80	0,87	5,2
1900 - 2000	6,82	0,96	7,3
2000 - 2100	7,86	0,24	2,7
2100 - 2200	8,58	0,10	1,7
2200 - 2300	8,73	0,15	2,5
2300 - 2400	8,75	0,14	2,3
0000 - 0100	8,79	0,185	2,3
0100 - 0200	8,83	0,090	1,1
0200 - 0300	8,83	0,085	1,3
0300 - 0400	8,66	0,135	1,6
0400 - 0500	8,78	0,36	1,9
0500 - 0600	8,86	0,97	3,5
0600 - 0700	8,91	0,54	1,3

### 3.4.2 Vurdering av renseanleggets drift

Analyser av inngående vann til utjevningstank viser at blyinnholdet kan variere betydelig, men den store utjevningstanken bidrar til en tilfredsstillende utjevning av blybelastningen på anlegget.

Kontrollmålinger med felt-pH-meter av renseanleggets målepunkter viste at disse var tilfredsstillende kalibrert.

Da det ikke var mulig å måle vannmengder på en enkel måte er det derfor umulig å tallfeste belastningen på renseanleggets enheter. Rent visuelt synes imidlertid arrangementet med to nivåstyrte pumper i utjevningstanken til å føre til en meget støtvis belastning på nøytralisasjonstankene som forplanter seg videre i renseanlegget. Erfaringene fra jar-testene viste at høyt syreinnhold og forholdsvis lavt metallinnhold førte til at det var vanskelig å stabilisere pH på en bestemt pH-verdi. Støtvis belastninger kan derfor være årsaken til at pH-verdiene svinger en del ved innløpet til samletanken. Bedriftens planer om å gå over til 30 % slurry kan derfor føre til at det oppstår større fare for overskridelse av pH-området enn idag.

Ved prøvetakingen 20 - 21.03.85 var det overskridelse av utslippskravet til bly om formiddagen 20.03.85.

Dette har vesentlig to årsaker:

1. Begge sedimenteringstankene var nesten fulle. Det hadde bygget seg opp slam i den koniske delen. Det var derfor en betydelig slamflukt over i samletanken.
2. Den støtvide pumpingen inn på sandfilteret førte til at slam passerte filteret. Dette var særlig fremtredende når begge pumpene i samletanken gikk.

Etter at tankene ble tømt før prøvetakingen 25 - 26.04.85, førte dette til en vesentlig forbedring av driftsresultatene. Selv om den støtvide pumpingen inn på sandfilteret også da forekom, førte ikke dette til overskridelser da slamflukten fra tankene var ubetydelig.

I god tid før prøvetakingen den 21 - 22.05.85 ble jerdoseringen stanset. En ser av resultatene at dette ikke hadde noen ugunstig effekt på driftsresultatene. Det bør imidlertid innhentes flere driftserfaringer før noen endelige konklusjoner trekkes.

Det er en klar ulempe at renseanlegget ikke har noe separat flokkuleringstrinn. Enkle laborietester med bedriftens nåværende flokkuleringsmiddel Hercofloc viste at slammet flokkulerte meget bra med dette middel ved en tilsetning på ca. 5 l 0,05 % løsning av Hercofloc pr. m<sup>3</sup> avløp.

Dette tilsvarer et forbruk av Hercofloc på ca. 2,5 g/m<sup>3</sup> avløp. Inspeksjon i sedimenteringstankene viste at siktedypet var dårlig. Selv om driftsresultatene tilfredsstillende utslippsvilkårene, vil sannsynligvis resultatene bli mer stabile dersom det monteres en separat flokkuleringsenhet.

Slamflukt fra sedimenteringstankene fører til at sandfilteret må regenereres daglig. Det er unødvendig med så hyppig regenerering dersom slamflukten kan reduseres.

Bedriftens erfaringer med slamtappingen er at denne ofte byr på problemer idet slammet ikke raser ned i bunnet, men har en tendens til å

bygge seg opp i den koniske delen av tanken. For å få ut slam stenges derfor innløpet og tanken luftes en tid med pressluft. Etter en tids sedimentering åpnes tanken igjen. Dette er et meget uheldig tiltak da belastningen økes på den andre tanken samtidig som slamflukten øker fra tanken som har vært luftet da ikke alt slammet har satt seg når tanken åpnes.

Helningsvikelen i den koniske delen er for liten ( $45^{\circ}$ ) til at slammet glir ned. Slamtappingen kan forbedres ved å montere skapeverk. Dette er imidlertid vanskelig å få til uten å skjære bort noe av lokket over tankene.

Et annet forhold er at det er unødvendig mye bend på rørene frem til stempelmembranpumpen som mater slampressen. Dette kan være en medvirkende årsak til tetting av rørene. Trolig ville kontinuerlig tapping av slam med monopumper med variable pumpehastigheter over i en fortykker være en bedre løsning.

Slammengdene vil imidlertid bli mindre når jerdoseringen er stoppet. Det er også mulig at slammet også vil ha andre egenskaper. Det bør derfor innhentes ytterligere driftserfaringer før tappesystemet eventuelt ombygges.

Dette brukes relativt mye tid til den daglige drift av renseanlegget og det registrerende utstyr angir tilfredsstillende verdier.

Imidlertid synes det store vannforbruk ved bedriften av og til å føre til konflikt med renseanleggets drift.

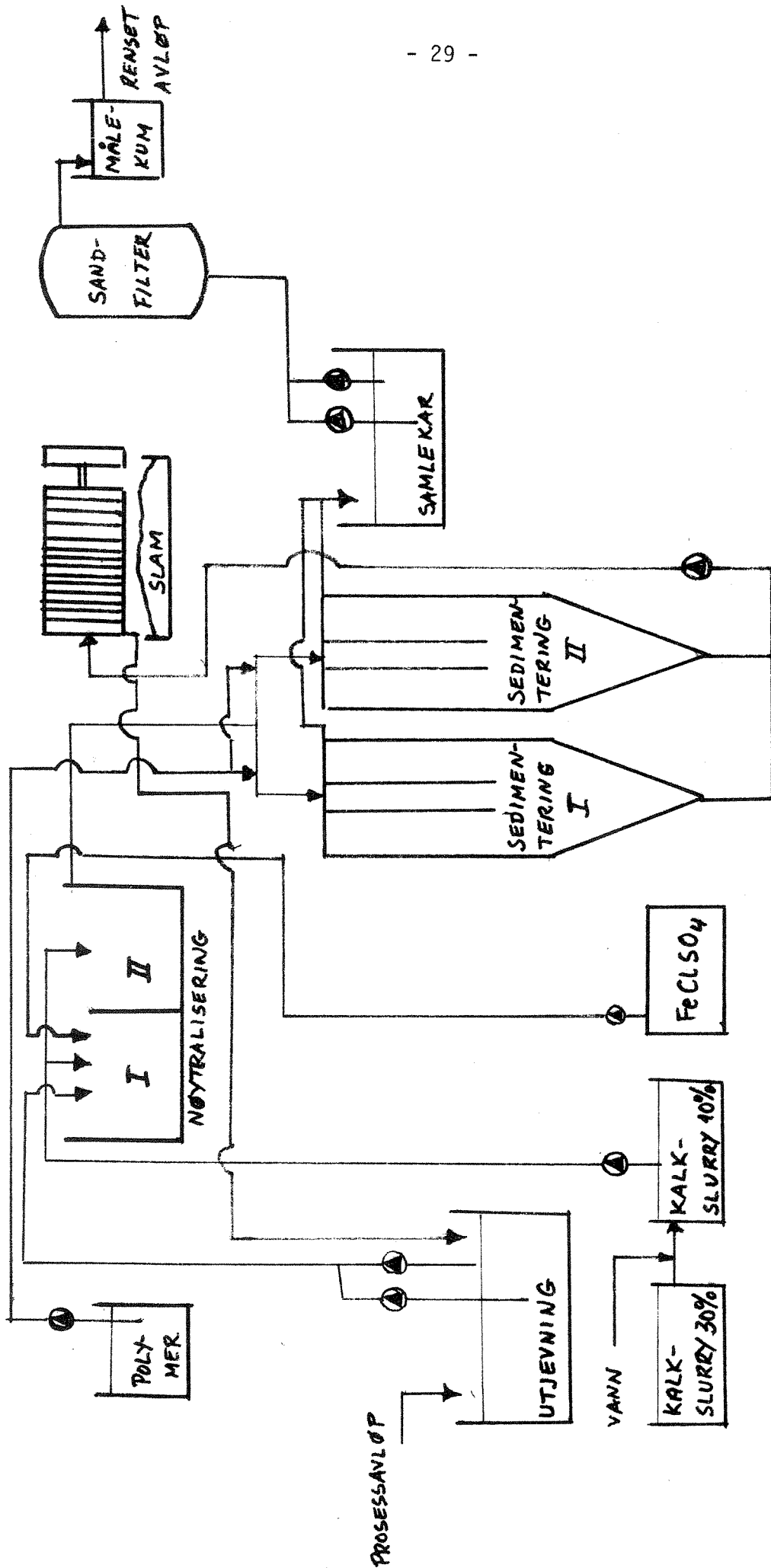
Det var vårt inntrykk ved korte besøk ved bedriften at i tillegg til å utføre tiltak for å forbedre driften av renseanlegget, bør det også vurderes å effektivisere skylleteknikken for å redusere vannforbruket.

HENVISNINGER

- Blythe, M. et al.: "Characterization of Boliden's Sulfide-Lime Precipitation System". EPA-600/S2-81-081. Project summary. Aug. 1981.
- Bolto B.A. og L. Parvlowski: "Reclamation of wastewater constituents by ion exchange. Part 1." Effluent & Water Treatment Journal, April 1983.
- Chow, T.J.: "Lead in natural waters". I "The biogeochemistry of lead in the environment". Part A. Editor: J.O.Nriagu. Elsevier, 1978.
- Coleman, R.T., et al.: "Sources and treatment of wastewater in the non-ferrous metals industry". EPA-600/2-80-074. 1980.
- EPA: "Development document for effluent limitation guidelines and standards for the battery manufacturing point source category". Environmental Protection Agency, (EPA-440/1-82/067-B). Publisert i Federal Register, Nov. 10, 1982 (47 FR 51052-218).
- Hartinger og Lindholm, O.: "Forurensninger i overvann". Prosjekt rensing avløpsvann. PRA-7, 1977.
- Mezey, E.J.: "Characterization of priority pollutants from a secondary lead and battery manufacturing facility". EPA-rapport 600/2-79039, 1979.
- Nordbye, D. (Miljøvern-Kjemi A/S): Personlig meddelelse, 1985.
- Rickhard, D.T. and J.O. Nriagu: "Aqueous environmental chemistry of lead". I "The biogeochemistry of lead in the environment". Part A. Editor: J.O. Niagu. Elsevier, 1978.
- Reinersen, T.R.: "Quality of stormwater runoff from streets". Thesis. NTH, 1981.
- Shapiro, N.I. et al.: "Removal of heavy metals and suspended solids from battery wastewaters: Application of Hydroperm cross-flow microfiltration". EPA-600/S2-81-147. 1981.
- Stumm, W. og J.J. Morgan: "Aquatic Chemistry". J. Wiley, 1981.
- Vråle, L.: "Karbidkalk som fellingsmiddel for avløpsvann". NIVA-rapport 0-94/75, 8.10.75, 20 s.

IVE/TRY/GUM  
ID:IVE1  
JN:r/85222  
04.11.85

V E D L E G G



Figur 1. Prinsippkisse av rensanlegget ved Sönnak Batterier A/S.

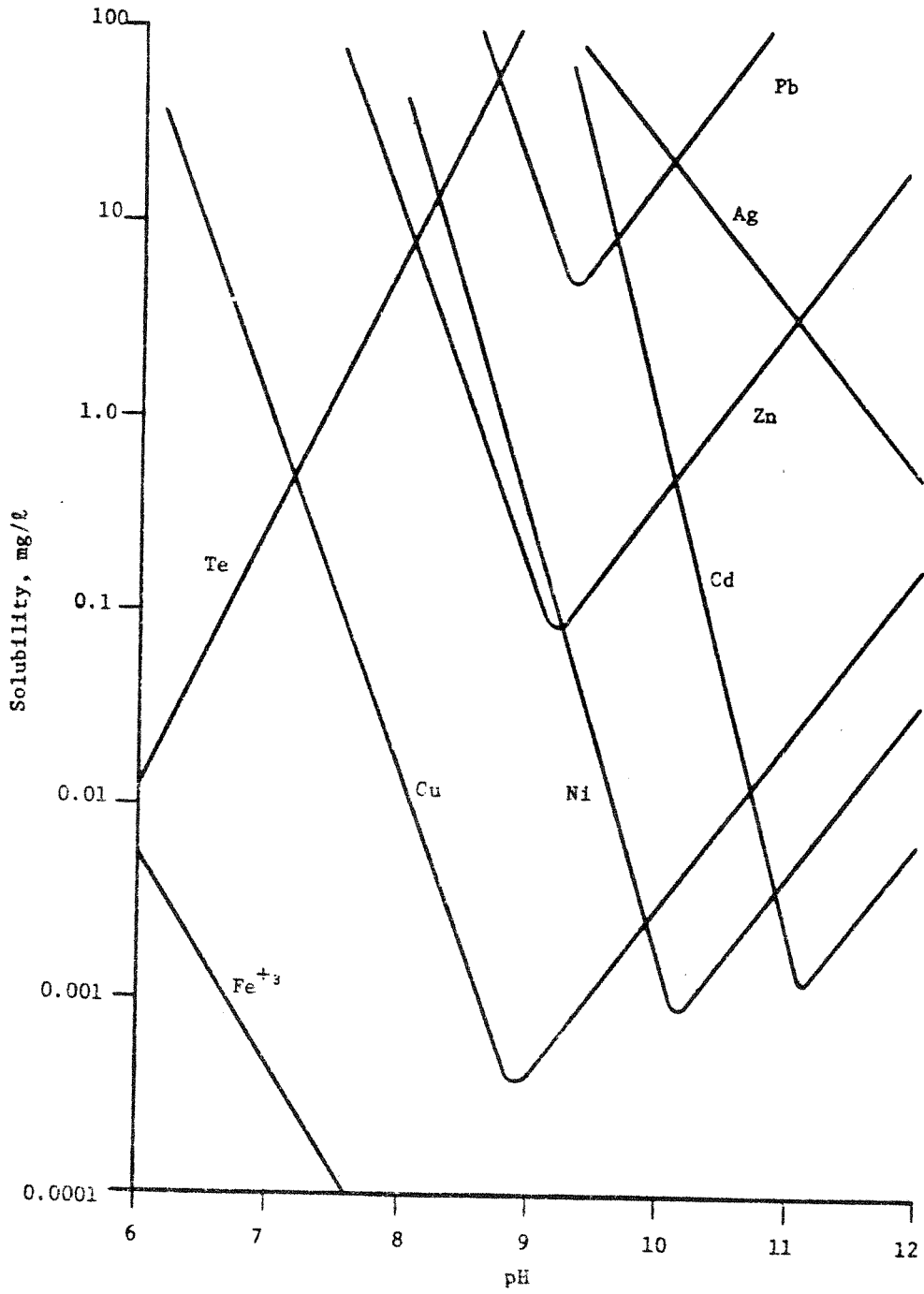


Figure 2.1. Theoretical solubilities of metal hydroxides as a function of pH. (Etter Coleman et al., 1980).



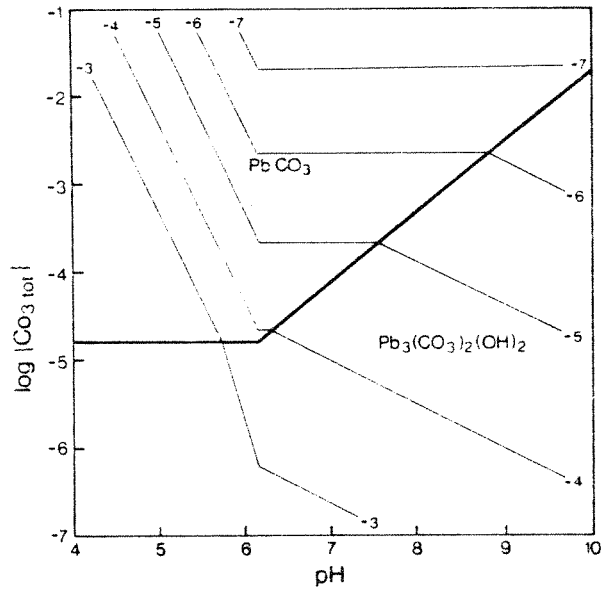


Figure 2.2. Stabilities of  $PbCO_3$  and  $Pb_3(CO_3)_2(OH)_2$ , in term of  $\log \{CO_3\}_{tot}$  and pH. Solubility isogrades for  $\log \{Pb(II)\}_{tot}$  in the Pb-O-H-CO<sub>2</sub> system are marked. (Etter Rickard og Nriagu (1978)).

# rapporter utgitt av NIVA

- 1/78 Tiltak i eksisterende avløpssystem. Delrapport 1.  
C2-31 Kjell Øren. November 1978
- 1/79 Kjemisk felling med kalk og sjøvann. Del 2  
C2-34 O-40/71 A Lasse Vråle. Juli 1979
- 2/79 Driftsresultater fra norske simultanfellingsanlegg.  
C2-28 Lasse Vråle, Eilen A. Vik. Juli 1979
- 3/79 Slamavvanning med filterpresser. Del 1  
O-78102 Bjørn-Erik Haugan. November 1979
- 4/79 Slamavvanning med filterpresser. Del 2  
O-78102 Bjørn-Erik Haugan. September 1979
- 5/79 Sigevann fra søppelfyllplass.  
C2-26 Torbjørn Damhaug, Arild Eikum,  
Ole Jakob Johansen. August 1979
- 6/79 Vannforurensning fra veg.  
O-79024 Eivind Lygren, Egil Gjessing,  
John Ferguson. Desember 1979
- 9/79 Primærfelling med ulike fellingskjemikalier  
ved Sandvika renseanlegg.  
O-79001 Lasse Vråle. Desember 1979
- 1/80 Bakteriologiske forhold i norske og utenlandske  
råvannskilder  
O-78029 Jens J. Nygård. Februar 1981
- 2/80 Treatment of Septic Tank Sludge  
Research Proposal  
F-80413 Arild Eikum. Januar 1980
- 3/80 Industrifyllplass i Arendal-Grimstadregionen  
Vurdering av vannforurensning og rensetekniske  
tiltak for alternativene Gloseheia og Lundeheia  
O-80016 Torbjørn Damhaug, Hans Holtan. Mars 1980
- 4/80 Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging  
av PAH-tilførsler til norske vannforekomster  
A3-25 Lasse Berglind. Mars 1980
- 5/80 Mobil avvanning av septikslam  
Utprøving av septikbil »HAMSTERN»  
O-80019 Bjørn-Erik Haugan. November 1980
- 6/80 Tilføringsgrad  
Kontroll og kalibrering av vannmålestasjon  
ved Monserud kloakkrenseanlegg. Del 1  
O-78107 Lasse Vråle. Oktober 1980
- 7/80 Tilføringsgrad  
Forurensningstilførsler og beregning av  
tilføringsgrad for Monserud renseanlegg i 1979. Del 2  
O-78107 Lasse Vråle. Oktober 1980
- 8/80 Overløp i avløpsnett  
Tilstand i dag og mulige tiltak  
C2-32 Eivind Lygren. September 1980
- 9/80 Sikring av vannforsyning i Oslo mot  
forurensninger ved uhell eller sabotasje  
Vurdering av faremomenter. (Sperrert)  
O-79084 Egil Gjessing, Jens J. Nygård. September 1980
- 10/80 Important aspects of water treatment in USA  
XT-25 Eilen Arctander Vik. Juli 1980
- 11/80 Myrgrøfting, effekt på vannkvalitet  
Noen observasjoner fra grøftet myrområde  
i Røyken 1971-79  
XK-05 Egil Gjessing. September 1980
- 12/80 Driftsundersøkelse av vannbehandlingsanlegg  
F-80417 Torbjørn Damhaug. November 1980
- 13/80 Hvirveloverløp  
Avskilling av sedimenterbart materiale og  
flytestoffer i overløpsvann  
O-79090 Eivind Lygren. Desember 1980
- 14/80 Use of UV and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> in water and  
wastewater treatment  
Research Proposal  
F-80415 Arild Schanke Eikum. Desember 1980
- 1/81 Treatment of potable water containing humus by  
electrolytic addition of aluminium followed by  
direct filtration  
Research Proposal  
F-80415 Eilen Arctander Vik. Januar 1981
- 2/81 Water research in developing countries  
A desk survey about planning and ongoing  
research projects  
O-80028 Svein Stene Johansen. Januar 1981
- 3/81 VA-teknisk forsøksall Sentralrenseanlegg Vest SRV  
Notat  
Arild Schanke Eikum, Arne Lundar. Februar 1981
- 4/81 Alkalization/hardening of drinking water  
Research proposal  
G-314 Egil Gjessing. Februar 1981
- 5/81 Tiltak mot forurensning fra fiskeoppdrett  
Behandling av vann i resirkuleringsanlegg for fiskeoppdrett  
Forskningsprogram 1981-1984  
FP-80802 Arild Schanke Eikum, Eivind Lygren. Mai 1981
- 6/81 Tiltak i eksisterende avløpssystem. Delrapport 2  
O-80018 Svein Stene Johansen. Mai 1981
- 7/81 Kalking av tilløp til lille Asketjern for fjerning av humus  
Innledende forsøk. O-81065 Eilen Arctander Vik. August 1981
- 8/81 Tilføringsgrad for oppsamlingsnett  
Status for eksisterende målinger  
O-80055 Lasse Vråle. August 1981
- 9/81 A Water Pricing Study for Western Province,  
Zambia. Draft !  
O-81022 Svein Stene Johansen. September 1981
- 10/81 Fjerning av humus ved H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> tilsetning  
og UV - bestråling  
F-80415 Lasse Berglind. Oktober 1981
- 11/81 Treatment of Septic Sludge  
European practice  
O-80040 Arild Schanke Eikum. November 1981

- 21/83 **Slamdeponering ved norske mangansmelteverk**  
Fysisk-kjemisk karakterisering av dremsvann og virkninger av dremsvann på biologiske forhold i resipienten  
O-80058 Øivind Tryland, Harry Efraimssen. April 1983
- 22/83 **Sandstangen vannverk**  
O-83079 Eilen A. Vik. Juni 1983 (Sperrret)
- 23/83 **Erfaringer med mottak av septikslam på kommunale renseanlegg**  
O-82037 Bjarne Paulsrud. Juli 1983
- 24/83 **Miljøgifter i overvann**  
O-83063 Oddvar Lindholm. August 1983
- 25/83 **Arealfordeling av korttidsnedbør**  
O-83005, F-83450 Oddvar Lindholm. Oktober 1983
- 26/83 **Urbanhydrologi i Sverige**  
En litteraturstudie  
O-83092 Oddvar Lindholm. November 1983
- 27/83 **Tørrværsavsetninger i fellessystemrør**  
Fase II  
O-82111 Oddvar Lindholm, November 1983
- 28/83 **Bruk av rent oksygen for luktreduksjon ved renseanlegg R-2, Lillehammer**  
O-82083 Bjarne Paulsrud, Bjørn-Erik Haugan. November 1983
- 29/83 **Avsluttende funksjonsprøve for membran-filterpresser ved VEAS, oktober-november 1983**  
O-83098 Lasse Vråle, Bjarne Paulsrud. November 1983 (Sperrret)
- 30/83 **Emerging European Wastewater Treatment Technology Preliminary Description**  
O-83150 Arild Schanke Eikum. Desember 1983 (Sperrret)
- 31/83 **Treforedlingsindustriens avløpsvann**  
Mikrobiell nedbrytning av klorert organisk materiale i blekeriavløpsvann  
F-81434 Øivind Tryland, Harry Efraimssen. Desember 1983
- 32/83 **Suspensjoners synkehastighet**  
Metode for analyse av finfordelte partiklers synkehastighet i vann  
F-81434 Øivind Tryland. Desember 1983
- 33/83 **Silgrainsyre som fellingsmiddel ved SRV, VEAS Slemmestad**  
O-82102 Lasse Vråle, P. Sagberg. Desember 1983. (Sperrret)
- 1/84 **Industriavløp på kommunale renseanlegg**  
O-82017 Torbjørn Damhaug. Januar 1984
- 2/84 **Luftet lagune for rensing av sigevann**  
Delrapport 1. Driftserfaringer  
O-83027 Ragnar Storhaug. Februar 1984
- 3/84 **Highway pollution in a Nordic Climate**  
O-79024 Eivind Lygren. Mars 1984
- 4/84 **An evaluation of large-scale algal cultivation systems for fish feed production**  
O-84002 Torbjørn Damhaug et al. Februar 1984 (Sperrret)
- 5/84 **Matematisk modell av avløpsrenseanlegg**  
O-82124/F-83448 Oddvar Lindholm. Februar 1984
- 6/84 **Adsorption in Water Treatment**  
Fluoride Removal  
FP-83828 Eilen A. Vik. Februar 1984
- 7/84 **Analyse av vannføringsdata**  
O-81113 Kim Wedum. Januar 1984
- 8/84 **Renseeffekt i Heistad renseanlegg med og uten tilkopling av industrielt avløpsvann**  
O-83093 Øivind Tryland. April 1984
- 9/84 **Hygienisering av slam ved bruk av rent oksygen**  
F-81430 Bjarne Paulsrud, Bjørn-Erik Haugan, Gunnar Langeland. Juli 1984
- 10/84 **Slamavvanning med filterpresser ved SRV**  
Økonomisk sammenligning av Lasta membran-filterpresser og Rittershaus & Blecher kammerfilterpresser  
O-83098 Lasse Vråle, Bjarne Paulsrud. Mai 1984 (Sperrret)
- 11/84 **Separat behandling av slamvann fra avvanning av septikslam**  
Biologisk rensing ved bruk av aktivslam  
O-83021 Ragnar Storhaug. Juni 1984
- 12/84 **Industriutslipp til vassdrag**  
Avveininger for å beskytte resipienten, eksempel fra en tekstilbedrift  
OF-81618 Bjørn-Erik Haugan, Kim Wedum. April 1984 (Sperrret)
- 13/84 **Treforedlingsindustriens avløpsvann**  
Virkning av peroksyd og UV-bestråling på klororganisk materiale og farge i celluloseblekeriers avløpsvann  
F-81434 Øivind Tryland. Mai 1984
- 14/84 **Driftsassistanse**  
Vannrenseanlegg, ÅSV A/S Fundo Aluminium  
O-83141 Eigil Iversen, Torbjørn Damhaug. Juni 1984
- 15/84 **Ammonium som forurensningsparameter**  
O-83035 Kim Wedum. August 1984
- 16/84 **Driftsoppfølging av Biovac renseanlegg for helårsbolig**  
O-82101 Bjarne Paulsrud. September 1984
- 17/84 **Kalkfelling på små renseanlegg**  
O-83067 Ragnar Storhaug. Oktober 1984
- 18/84 **Hygienisering av slam ved lufttilførsel (Janca-prosessen)**  
O-84050 Bjarne Paulsrud, Gunnar Langeland. September 1984
- 19/84 **Utvikling av lukket mærkonstruksjon.**  
Prosessløsning og optimalisering  
O-84091 Kjell Maroni, Eivind Lygren, Bjørn Braaten. Oktober 1984. (Sperrret)
- 20/84 **Forurensningsproduksjon fra husholdning**  
Halvårlig sommerundersøkelse fra Sydskogen i 1983, Røyken kommune.  
F-83451 Lasse Vråle. Oktober 1984
- 21/84 **Luftet lagune for rensing av sigevann**  
O-83027 Ragnar Storhaug. April 1985
- 22/84 **Avløpsvannmengder tilført påslippene ved SRV i 1983 og 1984**  
O-83090 Lasse Vråle. April 1985

# **WA** rapporter utgitt av NIVA

- 1/85 **Spesifikk forurensningsproduksjon fra husholdning**  
Enkel litteraturstudie  
O-84131-01 Lasse Vråle. Mars 1985
- 2/85 **Kritisk analyse av spesifikke forurensningsmålinger**  
O-84131-02 Lasse Vråle. Mars 1985
- 3/85 **Treatment of leachate in aerated lagoons**  
Lab-scale study  
O-84022 Ragnar Storhaug. Juli 1985
- 4/85 **Fiskeoppdrett på Granerudstøa, Nesodden**  
O-85233 Bjørn Braaten, Torbjørn Damhaug. Juni 1985
- 6/85 **Driftsassistanse - Vannreosanlegg ved Steens Fornikling A/S**  
O-84157 Øivind Tryland. August 1985
- 7/85 **Spillvarmebasert akvakulturanlegg i Tyssedal**  
Forprosjekt  
O-85226 Kjell Maroni, Erlend Waatevik. September 1985 (Sperrert)