

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80

Postboks 333, Blindern

Oslo 3

Rapportnummer:

0-80025

Undernummer:

Løpenummer:

1533

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

Nitrogenfjerning ved nitrifikasjon/denitrifikasjon
i aktivslamanlegg.
Resultater fra fullskala forsøk ved HIAS renseanlegg.

Dato:

Mars 1983

Prosjektnummer:

0-80025

Forfatter(e):

Lasse Vråle

Faggruppe:

Geografisk område:

Hedmark

Antall sider (inkl. bilag):

83

Oppdragsgiver:

NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg

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

Ekstrakt:

Nitrogenfjerning ved nitrifikasjon/denitrifikasjon er undersøkt i fullskala aktivslamanlegg over en 9 mndr. periode. 66% nitrogenfjerning ble oppnådd i den kalde årstid. Små endringer og modifikasjoner var nødvendig for å kunne drive anlegget med nitrogenfjerning.

4 emneord, norske:

1. nitrogenfjerning
 2. nitrifikasjon/denitrifikasjon
 3. aktivslamanlegg
 4. fullskala
- HIAS renseanlegg

4 emneord, engelske:

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

Prosjektleder:

For administrasjonen:

Divisjonssjef

--

Fjerning av nitrogen ved nitrifikasjon/ denitrifikasjon i aktivslamanlegg

Resultater fra fullskala forsøk ved
HIAS renseanlegg

Sivilingeniør Lasse Vråle
Norsk institutt for vannforskning

NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg



HPB-34/80
Blindern, mars 1983

Forord

Ved siden av fosfor inngår nitrogen som det viktigste næringsstoff i eutrofieringssammenheng. Til nå har hovedinteressen konsentrert seg om fjerning av fosfor. Derfor har vi her i landet ingen fullskala renseanlegg i drift som fjerner nitrogen fra avløpsvann. NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg tok derfor initiativ til å få satt i gang nitrogenfjerning ved et eksisterende renseanlegg. HIAS renseanlegg ved Hamar ble valgt fordi anlegget med enkle midler kunne modifiseres slik at det ble egnet for nitrogenfjerning. Anlegget har også flere parallelle linjer slik at driftsforhold og driftsresultater med og uten nitrogenfjerning lett kunne sammenlignes. I tillegg til dette har anlegget meget gode rensresultater og stabil drift.

Resultatene fra prosjektet er forholdsvis inngående beskrevet i delrapport "Nitrogenfjerning ved HIAS renseanlegg". Ved siden av beskrivelse av resultatene fra nitrogenfjerningsforsøkene beskriver delrapporten også andre resultater og driftsforhold ved anlegget som ble funnet under forsøkene. Denne prosjektrapport, nr. 39: "Fjerning av nitrogen ved nitrifikasjon/denitrifikasjon i aktivslamanlegg" behandler kun resultatene fra nitrogenfjerningsforsøkene.

Vi ønsker å rette en spesiell takk til Elisabeth Kirkeby ved laboratoriet på Hedemarken Interkommunale Avløpsamband (HIAS) som har bistått med å koordinere undersøkelsene.

Ole Jakob Johansen
NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg

Blindern, mars 1983

Innholdsfortegnelse

	Side
FORORD	2
FIGURFORTEGNELSE	5
TABELLFORTEGNELSE	7
1. SAMMENDRAG	9
2. INNLEDNING	11
2.1 Bakgrunn for å fjerne nitrogen fra avløpsvann	11
3. KORT OM NITROGENFJERNING	14
4. VALG AV RENSEANLEGG OG METODER FOR UNDERSØKELSE	17
4.1 Valg av HIAS renseanlegg på Hamar	17
4.2 Valg av prosessstype for nitrogenfjerning ved HIAS	20
4.3 Ombygging i forsøkslinjen til nitrogenfjerning	21
4.4 Undersøkelserprogram	26
5. RESULTATER OG ERFARINGER	27
5.1 Innkjøring	27
5.2 Kontrollundersøkelser mens forsøkene pågikk	28
5.3 Analyseresultater og renseresultater	29
5.3.1 Generelt	29
5.3.2 Nitrogenfjerning ved HIAS i forsøksperioden	29
5.3.3 Organisk stoffreduksjon	35
5.3.4 Alkalitetsendringer	36
5.4 Oppsummering av renseresultatene	39
6. DISKUSJON AV RESULTATENE	42
6.1 Høy oksygenkonsentrasjon som flaskehals i nitrogenfjerningsprosessen	42
6.2 Slamakkumulering i sedimenteringsbassengene og innvirkning på renseresultatet	42
7. KONKLUSJONER	47
8. REFERANSER	50

	Side
VEDLEGG 1 Kontrollundersøkelser mens forsøkene pågikk	51
VEDLEGG 2 Organisk stoffreduksjon	64
VEDLEGG 3 Suspendert stoffreduksjon	66
VEDLEGG 4 Slamakkumulering i sedimenteringsbassengene og innvirkning på renseresultatet	72

Figurfortegnelse

	Side
Figur nr 1.	17
2.	19
3.	20
4.	21
5.	22
6.	24
7.	26
8.	28
9.	30
10.	33
11.	35
12.	38
13.	44
14.	45

	Side
15. Vannføring inn til HIAS renseanlegg	53
16. Gjennomsnittlig månedsdata for vannføring, temperatur, organisk stoff og fosfor i avløpsvann inn til HIAS renseanlegg i perioden oktober 1980 - juli 1981	56
17. Ukegjennomsnittlig vannføring registrert før biotrinnet og i nitrogenfjerningslinjen og standardlinjene ved HIAS i perioden oktober 1980 og juli 1981	58
18. Ukegjennomsnittlig slamkonsentrasjon i luftebasseng og slamvolumindeks SVI i nitrogenlinjene i biologisk trinn på HIAS i perioden 1980 til juli 1981	62
19. Prosentvis reduksjon av organisk stoff for biologisk trinn på HIAS for nitrogenfjerningslinjen og standardlinjer fra september 1980 til juli 1981	67
20. Kjemisk oksygenforbruk-konsentrasjonen i innløpsvann til mekanisk, biologisk og kjemisk rensetrinn og utløpsvann fra kjemisk rensing	69
21. Undersøkelse av slamteppenivåsenking i forsøkslinjens sedimenteringsbasseng målt i in situ i fullskala 27.5.81 ved HIAS	77
22. Slamteppenivå og utpumpet overskudds-slammenge i standardlinjene (gjennomsnitt) og nitrogenfjerningslinjen i biotrinnet fra HIAS fra september 1980 til september 1981	79

Tabellfortegnelse

	Side
Tabell nr 1. Månedsgjennomsnittlig nitrogenfjerning ved HIAS i perioden september 1980 til juli 1981	32
2. Alkalitetsanalyser i biotrinnet og beregning av endringer og månedsvise gjennomsnitt	39
3. Prosentvise renseresultater og noen karakteristiske driftsdata ved nitrogenfjerningsundersøkelsen på HIAS september -80 - 31 juli -81 (Månedsgjennomsnitt)	41
4. Ukegjennomsnittlige verdier for manuelle oksygenmålinger i innløpsvann, slamretur, slamluftebasseng, anoksisk kammer, luftebasseng og sedimenteringsbasseng	43
5. Gjennomsnittlig månedlig hydraulisk belastning ved HIAS, temperatur, KOF- og Tot-P-konsentrasjon og massetransport inn til renseanlegget i perioden oktober 1980 - juli 1981	54
6. Hydraulisk belastning før biotrinnet, inn i nitrogenfjerningslinjen (linje seks) og inn på hver av de konvensjonelle linjene	57
7. Ukegjennomsnittsverdier for slamvolum og slamkonsentrasjoner i luftebasseng og slammet i nitrogenfjerningslinjen og konvensjonelle linjer ved HIAS	60
8. Slamvolumindeks i luftebassengene i nitrogenfjerningslinjen og standardlinjene	61
9. Månedlige gjennomsnittsverdier for organisk stoffkonsentrasjoner i biologisk trinn	66

	Side
10. Suspendert stoffkonsentrasjon i innløpsvann til biotrinns og utløpsvann fra nitrogenfjerningslinjen og standardlinjene ved HIAS-perioden	72
11. Suspendert stoff- og O ₂ -konsentrasjoner målt på ulike dyp og steder i sedimenteringsbassengene i forsøkslinjen 20.5.81 (uke 21)	76

1. Sammendrag

Målsettingen var å undersøke om det var mulig med enkle midler å ombygge et konvensjonelt aktivt slambelegg tilpasset nitrogenfjerning, foreslå tekniske løsninger og utprøve disse i fullskala ved et større norsk renseanlegg i løpet av en høst-vinter og vårsesong for å se om nitrifikasjon- og denitrifikasjonsreaksjonshastigheter er høye nok for å oppnå rimelig fjerning med de temperaturforhold som råder i avløpsvann under snøsmelteperioden.

En av seks linjer i biotrinnet ved HIAS renseanlegg ble ombygget til nitrogenfjerning høsten 1980. HIAS renseanlegg er dimensjonert for 90 000 personenheter og belastes i dag med avløpsvann fra ca 40 000 personenheter, og har sitt utslipp til Mjøsa. Prosessen ved anlegget består av mekanisk, biologisk og kjemisk rensing med aluminiumsulfat som fellingsmiddel.

Linjen i biotrinnet ble ombygget til et ettstegs nitrifikasjon/denitrifikasjonsanlegg. Ombyggingen besto i at første halvpart av luftebassenget ble delt i to, med ett slamluftebasseng og ett anoksisk kammer. Innløpsvannet ble ledet inn i anoksisk kammer og nitrifisert returslam fra luftebassengets utløp ble pumpet inn ved hjelp av en nedsenket pumpe.

Prosessen ble undersøkt fra oktober -80 til juli 1981, noe lengre enn planlagt. Hensikten var å se om det er mulig å få til biologisk nitrogenfjerning under norske forhold med lave temperaturer og tynt avløpsvann.

Resultatene viser at det ble oppnådd betydelige rensesgrader med hensyn på total nitrogen med et gjennomsnitt på 66 prosent i den kalde årstiden. Prosessen ble imidlertid ikke drevet optimalt av flere årsaker. Blant annet viste det seg vanskelig å få lavt nok oksygeninnhold i anoksisk sone, noe som hemmer denitrifikasjonen. Dette skyldes både inntak av oksygenrikt avløpsvann, men også lavt oksygenopptak i slammet, delvis fordi den hydrauliske belastningen inn i biotrinnet ble begrenset på grunn av høyt slamnivå.

Det ble imidlertid også funnet høy nitrogenfjerning i standardlinjen i biotrinnet med 53 prosent fjerning av total nitrogen i samme tidsrom. Forklaringer på dette er en massiv oppfylling av slam i sedimenteringsbassengene som delvis virker som anoksisk sone.

Det synes klarlagt gjennom denne undersøkelsen at de slamproblemene som tidligere er rapportert ved HIAS er forårsaket av slammakkumulering i sedimenteringsbassengene og ikke dårlige slamsedimenteringsegenskaper.

Slamproblemene i sedimenteringsbassengene i linjene i biologisk trinn førte til at en del av vannføringen ble forbipassert biotrinnet for å unngå slamflukt. Dette har videre påvirket nitrogenundersøkelsen på en slik måte at resultatene ikke er entydige, og hensikten med å anlegge nitrogenfjerning fremgår derfor ikke klart. Imidlertid er det påvist at det er fullt mulig å få til nitrogenfjerning ved norske renseanlegg med forholdsvis enkle midler.

2. Innledning

2.1 Bakgrunn for å fjerne nitrogen fra avløpsvann

Det registreres en økende interesse for fjerning av nitrogen fra avløpsvann. Til nå har hovedinteressen konsentrert seg om fjerning av fosfor, og dette har ført til at den kjemiske fellingsprosessen i dag utgjør rygggraden i norske renseprosesser. Tanken har vært at selv om det i noen resipienter kan være tvil om hvilket næringsstoff som er begrensende for en uønsket eutrofiering, kan fosfor enklere og billigere gjøres til minimumsfaktor ved å bygge renseanlegg for fosforfjerning.

Et argument mot å fjerne nitrogen for å gjøre dette næringsstoffet til en begrensende minimumsfaktor er at en relativt høyere andel av nitrogen tilføres resipienten via ukontrollerbare forurensningstilførsler. Fosfor har hovedsakelig sin kilde fra forurensningsproduksjon som skal oppsamles i ledningsnett. I et gjennomsnittlig nedslagsfelt kan det ofte være tale om at bare 20 prosent av nitrogenbidraget stammer fra spillvann, mens hele 80 prosent tilføres ukontrollert. På den annen side finnes det nedslagsfelt med en helt annen nitrogenproduksjonsfordeling.

Nitrogenbidraget kan være uforholdsmessig stort fra en del industribedrifter og blant annet fra sigevann fra avfallsdeponier slik at det under enhver omstendighet er nødvendig å bygge opp kompetanse for nitrogenfjerning og øke forståelsen for denne prosessen.

Nitrogenreduksjon kan være ønskelig av hensyn til vannkvalitet i vannresipienten ut fra følgende hovedgrunner:

- 1) Ammonium tilført resipient vil ved oksydasjon bli nitrifisert til nitrat, en prosess som krever oksygen og som kan føre til oksygensvikt og anaerobe forhold i resipienten. Dette oksygenforbruket kommer i tillegg til det som medgår i nedbrytningsprosessen for organisk stoff, og fiskedød og forråtnelsesprosesser i resipienten kan oppstå. Støkiometrisk er den kjemiske reaksjonen slik at 4,6 mg oksygen forbrukes for hver mg ammonium $\text{NH}_3\text{-N}$ som blir nitrifisert til nitrat.

- 2) I områder hvor nitrogen er eller kan gjøres til begrensende faktor for eutrofiering, vil nitrogenfjerning være nødvendig for å begrense uønsket algeoppblomstring.
- 3) Ammoniumnitrogen kan være giftig for fisk og akvatiske organismer, både som NH_3 i uionisert form og som kloraminer. Grenseverdiene for begge er i størrelsesorden 1-50 $\mu\text{g/l}$ i resipienten. Konsentrasjonen av NH_3 avhenger både av total konsentrasjon og av vannets pH-verdi.

Punkt 1) og 3) vil begge løses ved å få til nitrifikasjon internt i renseanlegget., og derved overføre $\text{NH}_3\text{-NH}_4$ til NO_3 .

Utslipp av nitrat NO_3 til vann som brukes som drikkevann, er uheldig fordi konsentrasjonen av NO_3 over 10-20 mg/l er en potensial fare for å forårsake sykdom hos spedbarn som ernæres med flaske. Store utslipp av nitrifisert vann til kilder som benyttes som drikkevann er derfor betenkelig.

Kjemiske fellingsanlegg fjerner normalt bare ca 20 prosent av totalt fosfor i avløpsvannet, men det finnes en rekke andre metoder og prosesser som egner seg for å fjerne nitrogen eller bestemte former for nitrogen.

Nitrogenreduksjon eller nitrogenkontroll ved renseanlegg kan også være ønskelig av hensyn til renseanleggets drift og driftsresultat.

- a) For eksempel vil nitrifikasjon forandre alkaliteten i avløpsvannet slik at det med en etterfølgende kjemisk felling oppnås bedre renseseffekt. Nitrifikasjon reduserer alkaliteten i forholdet 2 milliekvivalenter i alkalitet for hver millimol NH_3 som blir oksydert. Denitrifikasjon derimot øker alkaliteten med 1 milliekvivalent per millimol NO_3 som blir redusert. Nettovirkningen av biologisk nitrogenfjerning på alkaliteten er reduksjon av 1 milliekvivalent per millimol N fjernet. Denne reduksjonen er vanligvis viktig for avløpsvann med moderat til høy alkalitet fordi det reduserer kjemikalieforbruket.

- b) Denitrifikasjonstrinnet som inngår i prosessen kan redusere oksygenforbruket ved rensenanlegget og derved driftskostnaden. Nitrat virker som elektronakseptor for oksydasjon av organisk stoff. BOF-reduksjonen i denitrifikasjonstrinnet er ca 2,5 mg BOF per mg $\text{NO}_3\text{-N}$. I et system som allerede har effektiv nitrifikasjon vil anvendelse av denitrifikasjon redusere oksygenbehovet betydelig.

- c) Anleggelse av et anoksisk kammer i et eksisterende aktivslamanlegg, antas å redusere problemene med slamsvelling. Bevisene er ikke sikre, men i et hvert fall ved lavbelastete rensenanlegg finner man vanligvis lavt slamvolumindeks og høy slamkonsentrasjon.

3. Kort om nitrogenfjerning

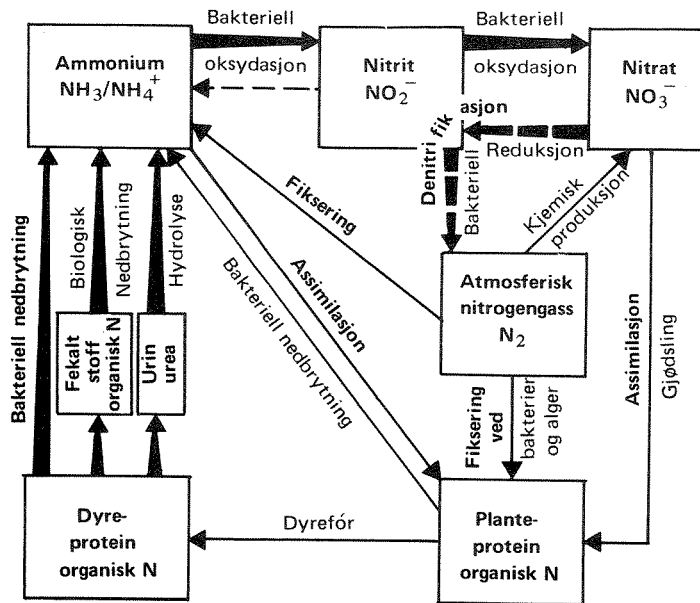
Kjennskap til nitrogenfjerningsprosessen forutsettes kjent, og en vil her bare gi en kort oppsummering av de viktigste forhold. For mer inngående studier henvises til annen litteratur (1).

Nitrogen er vanligvis ikke lett å fjerne fra vann, og krever spesielle metoder. Det foreligger mange forskjellige metoder for nitrogenfjerning, men den metoden som ble benyttet ved HIAS er basert på biologiske prosesser, og går inn under hovedgruppen nitrifikasjon/denitrifikasjon.

Nitrogen er et nødvendig næringsstoff for all biologisk vekst, og utgjør normalt 16 prosent av massen i celleproteinet.

Nitrogen kan forekomme i mange forskjellige former avhengig av oksydasjonsstadiet, som organisk nitrogen eller ammonium med valens - 3, som nitrogengass N_2 med valens lik 0, som nitritt med + 3 og som nitrat med pluss 5 i valens. Endring fra et oksydasjonsstadium til et annet foregår i naturlig miljø ved hjelp av levende organismer.

Forholdet mellom disse forskjellige nitrogenformene og overgangsmulighetene er skissemessig fremstilt i figur 1, omtalt som nitrogensyklusen.

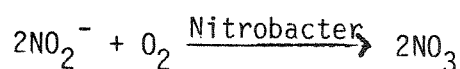
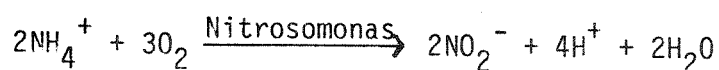


Figur 1. Nitrogensyklusen med utgangspunkt i nitrogenkontroll ved avløpsrensning (2).

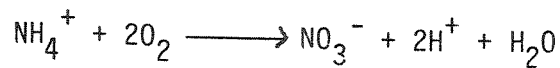
Atmosfæren utgjør et magasin for nitrogen i form av nitrogen gass. Nitrogen tappes naturlig fra atmosfæren ved elektrisk utladning ved lynning og ved hjelp av nitrogenfikserende organismer og kunstig ved produksjon av kjemikalier inkludert kunstgjødsel. Nitrogen mates tilbake til atmosfæren ved hjelp av forskjellige denitrifikasjonsprosesser i jord og vann.

Nitrifikasjon

Ammonium kan oksyderes til nitritt og nitrat ved hjelp av de nitrifiserende bakteriene *Nitrosomonas* og *Nitrobacter*. Bakteriene får sin energi fra oksydasjonsreaksjonene. Reaksjonene er slik:



eller som total reaksjon:



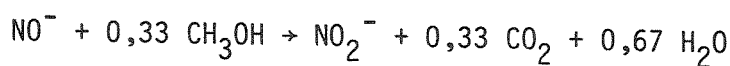
Fra ligningen over total reaksjon kan man se at oksydasjon av 1 mg NH_4^+ -N krever 4,6 mg O_2 , og dette oksygenbehovet er en viktig faktor ved dimensjonering av renseanlegg hvor nitrifikasjon er påkrevet.

Denitrifikasjon

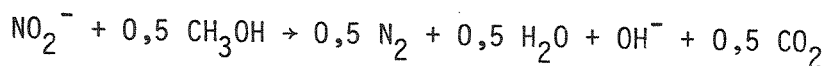
Denitrifikasjon er den biologiske reduksjonen av nitratet, først til nitritt og så til nitrogengass. Denitrifikasjon kan bli utført av relativt mange forskjellige heterotrofe bakterier som bruker nitrat som et alternativ for molykulært oppløst oksygen som hydrogenakseptor i sin respirasjon. Energiutbyttet er lavere enn ved bruk av oppløst oksygen slik at denitrifikasjon er bare effektivt ved svært små oksygennivå eller null mg oppløst oksygen. Nitratreduksjon kan oppstå både i elvemudder og i renseanlegg under anoksiske forhold.

Praktiske denitrifikasjonssystemer i forbindelse med renseanlegg benytter enten innkommende avløpsvann som karbonkilde eller en egen doseringskilde som for eksempel metanol.

En forenklet reaksjonsligning for denitrifikasjonsligningene hvor metanol benyttes er slik:



og



4. Valg av renseanlegg og metoder for undersøkelse

4.1 Valg av HIAS renseanlegg på Hamar

Det var i utgangspunktet bestemt at renseanlegget for Hamar by, HIAS, skulle benyttes for forsøkene. Begrunnelsen for dette var følgende:

1. Stort oversiktlig renseanlegg med eget biologisk trinn med flere separate linjer.
2. Gode renses effekter med stabil drift.
3. Flinke, hjelpsomme driftsoperatører som kan arbeide selvstendig.
4. Lokal interesse for undersøkelsen, positivt driftsbudsjett og lokale ressurser tilgjengelig for at ombygningen skal være mulig.

Flere av de forholdene som er av betydning for å få undersøkt et ettstegs nitrogenfjerningsanlegg tilpasset et eksisterende aktivslamanlegg er til stede ved HIAS, slik som:

1. Lave temperaturer i avløpsvannet vinter og vår. Kombinert nitrifikasjon og denitrifikasjon er ikke rapportert i litteraturen ved temperaturer lavere enn 7-8 °C. Arbeid ved NTH av professor Eimhjellen ved 2-5 °C har vist at det er nødvendig å bygge opp bakteriekulturer som trives ved lave temperaturer. Det er ikke kjent om sesongmessige temperaturendringer vil føre til endring i bakteriepopulasjonens sammensetning og derved få god nitrogenfjerning også vinterstid, eller om forandringene er for hurtige, slik at nitrogenfjerningen blir dårlig i perioder med lav temperatur.
2. Fortynnet spillvann (BOF <100 mg O/1) og høy oksygenkonsentrasjon i innkommende avløpsvann kan bety at nedbrytbart karbon kan bli begrensende for denitrifikasjonsprosessen. Nedbrytbart karbon forbrukes i forholdet ca 3 mg BOF/mg N. Oksygenet i avløpsvannet må forbrukes før nitraten kan bli redusert.

3. Det er tidligere rapportert at slamsvelling oppstår ved HIAS og denne undersøkelsen kan derfor klarlegge årsakene og om problemet blir redusert ved anleggelse av en anoksisk sone i prosessen.
4. Etterfellingen ved HIAS bruker vesentlig mindre aluminiumsulfat om sommeren (med nitrifikasjon) enn om vinteren (uten nitrifikasjon). Anvendelse av nitrogenfjerning kan forbedre rensegraden i det kjemiske rensetrinnet vinterstid, mens resultatet om sommeren ikke blir fullt så bra. Virkningen på alkaliteten i prosessvannet er ikke helt undersøkt, og bør muligens undersøkes nærmere.

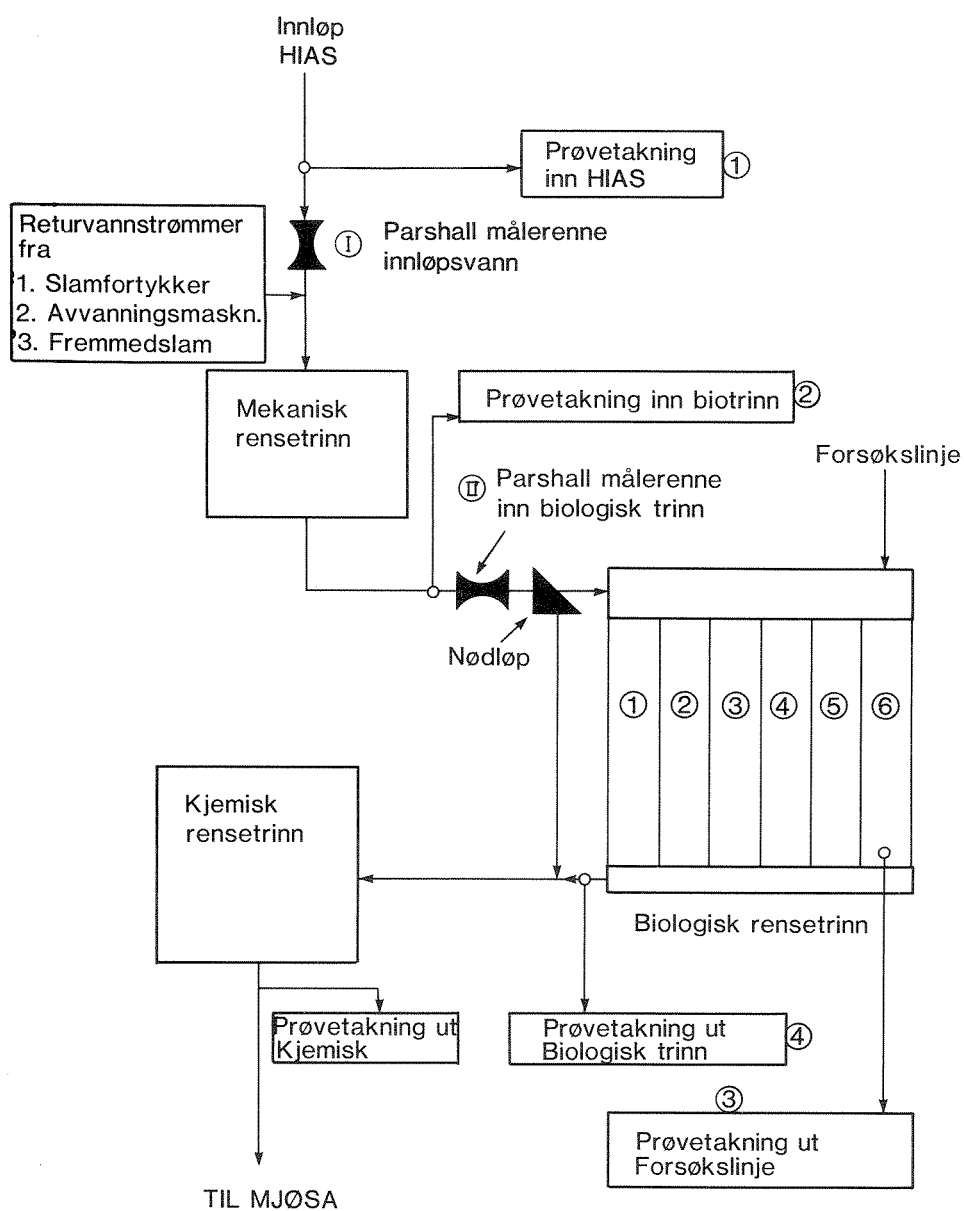
A/L Hedemarken Interkommunale Avløpssamband (HIAS) er et interkommunalt andelslag og ligger i Ottestad utenfor Hamar. Anlegget er dimensjonert for ca 90 000 personekvivalenter og for en hydraulisk belastning på 650 l/sek.

Anlegget har følgende hovedenhetsprosesser:

- 1) mekanisk rensing. Dette rensetrinnet er bygget opp av rist, sand- og fettfang og forsedimentering
- 2) biologisk rensing ved aktivslam-prosessen
- 3) kjemisk rensing der fellingen av fosfor foregår ved tilsetting av aluminiumsulfat.

Figur 2 viser en prinsippskisse på hvordan vannet strømmer gjennom anlegget, hvordan målerennene er plassert, hvor prøvetaking er foretatt og hvor returstrømmene tas inn på hovedlinjen igjen.

Slambehandlingsdelen består av slamfortykkere og sentrifuger som besørger avvanningsprosessen. I tillegg til eget produsert slam er HIAS pålagt å ta imot septikslam fra medlemskommunene. I dag tilsettes dette slammet til innløpsledningen.

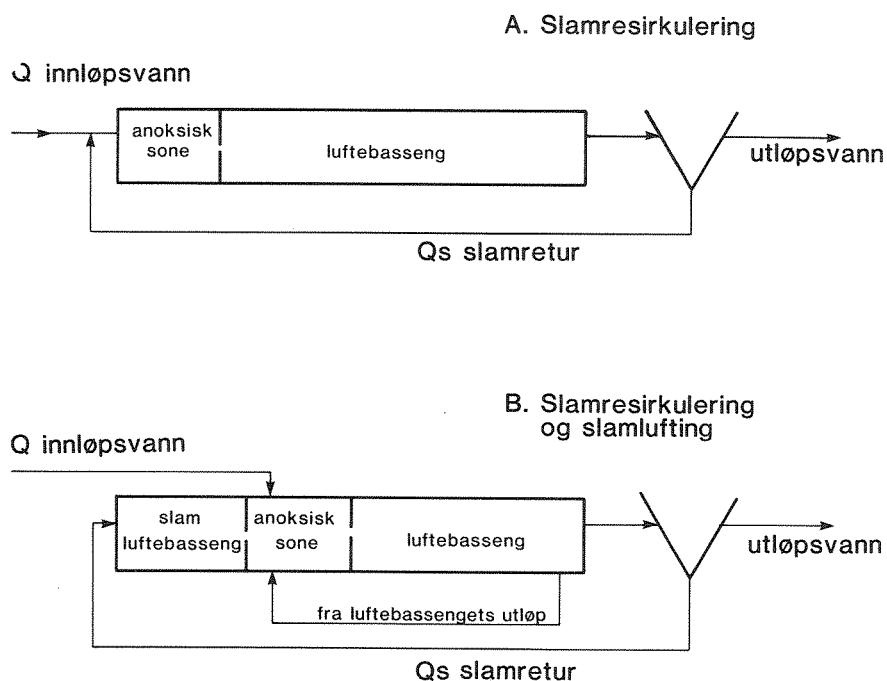


Figur 2. Prinsippskisse på vannstrømming, vannmåling, prøvetaking og returvannstrømmer ved HIAS renseanlegg.

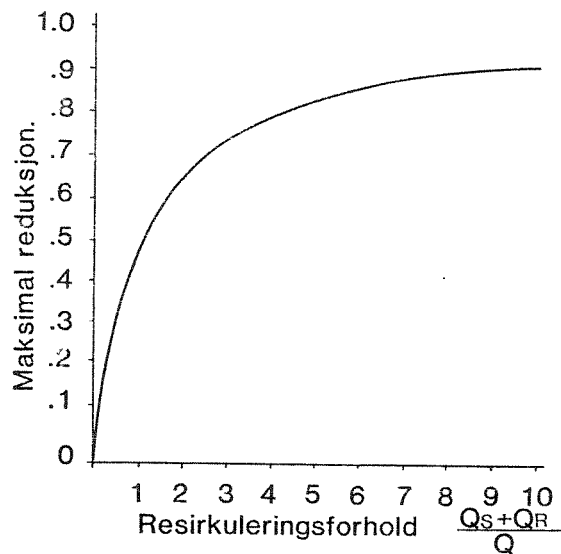
4.2 Valg av prosessstype for nitrogenfjerning ved HIAS

To forslag til prosessstype for nitrogenfjerning ved HIAS ble vurdert og fremgår av figur 3. Prosess B ble valgt og skiller seg fra prosess A ved at det i tillegg til anleggelse av en anoksisk sone i forkant av luftebassenget også anlegges et slamluftebasseng for den vanlige slamreturen. Dessuten er det anlagt en egen slamretur fra luftebassengets utløp.

Hensikten med å benytte et slamluftebasseng var at man skulle operere prosessen med høyere slambelastning, og derved akselerere nitrifikasjon- og denitrifikasjonprosessene som man på forhånd trodde kunne bli kritiske vinterstid, med lave temperaturer. Økt resirkulering fra luftebassengets utløp er ønskelig for å øke mulighetene for denitrifisering ved å få nitrifisert vann tilbake til anoksisk sone. Det er en ren matematisk sammenheng mellom maksimal teoretisk nitrogenfjerning og resirkuleringsforholdet som er vist i figur 4.



Figur 3. To forslag til prosess for nitrogenfjerning ved nitrifikasjon/denitrifikasjon.



Figur 4. Forholdet mellom slamresirkuleringsforholdet og maksimal teoretisk nitrogenfjerning ved denitrifikasjon.

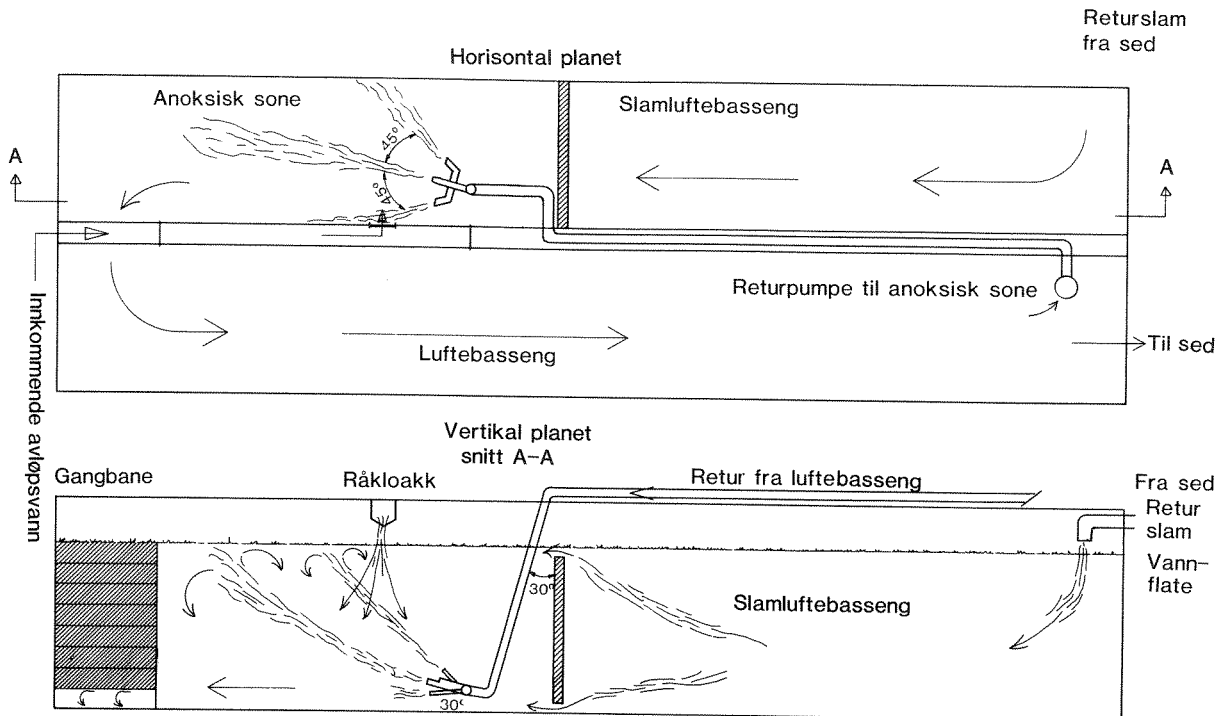
4.3 Ombygninger ved HIAS for å tilrettelegge for nitrogenfjerning

Biologisk trinn består av seks separate hydrauliske linjer, alle basert på aktivt slam. Den ene linjen, omtalt som linje seks, ble ombygd til et nitrogenfjerningsanlegg. Hver av de seks separate linjene i biologisk trinn er dimensjonert for 300 m³/h. Luftebassenget har et volum på 733 m³ og sedimenteringsbassenget 1248 m³. Overflatearealet i sedimenteringsbassenget er på 312 m³. Bassengdybden i luftebassenget er på 4,0 m.

Ombygningene må betegnes som enkle, og besto av følgende to trinn:

1. Oppdeling av eksisterende luftebasseng i slamluftebasseng og anoksisk sone.
2. Anleggelse av slamresirkulering fra luftebassengets utløp.

Figur 5 viser hvordan de praktiske løsningene ble gjennomført i forsøkslinjen.



Figur 5. Skisse av valgt nitrogenfjerningsprosess.

Bassenget ble delt med skillevegger i trykkimpregnert virke. Veggene behøver ikke være vanntette slik at kravet til styrke ikke blir avgjørende. Skilleveggen mellom slamluftebasseng og anoksisk sone ble satt midtveis mellom endeveggen med en spalteåpning på ca 20 cm mot bunnen og toppen i hele deleveggen lengde.

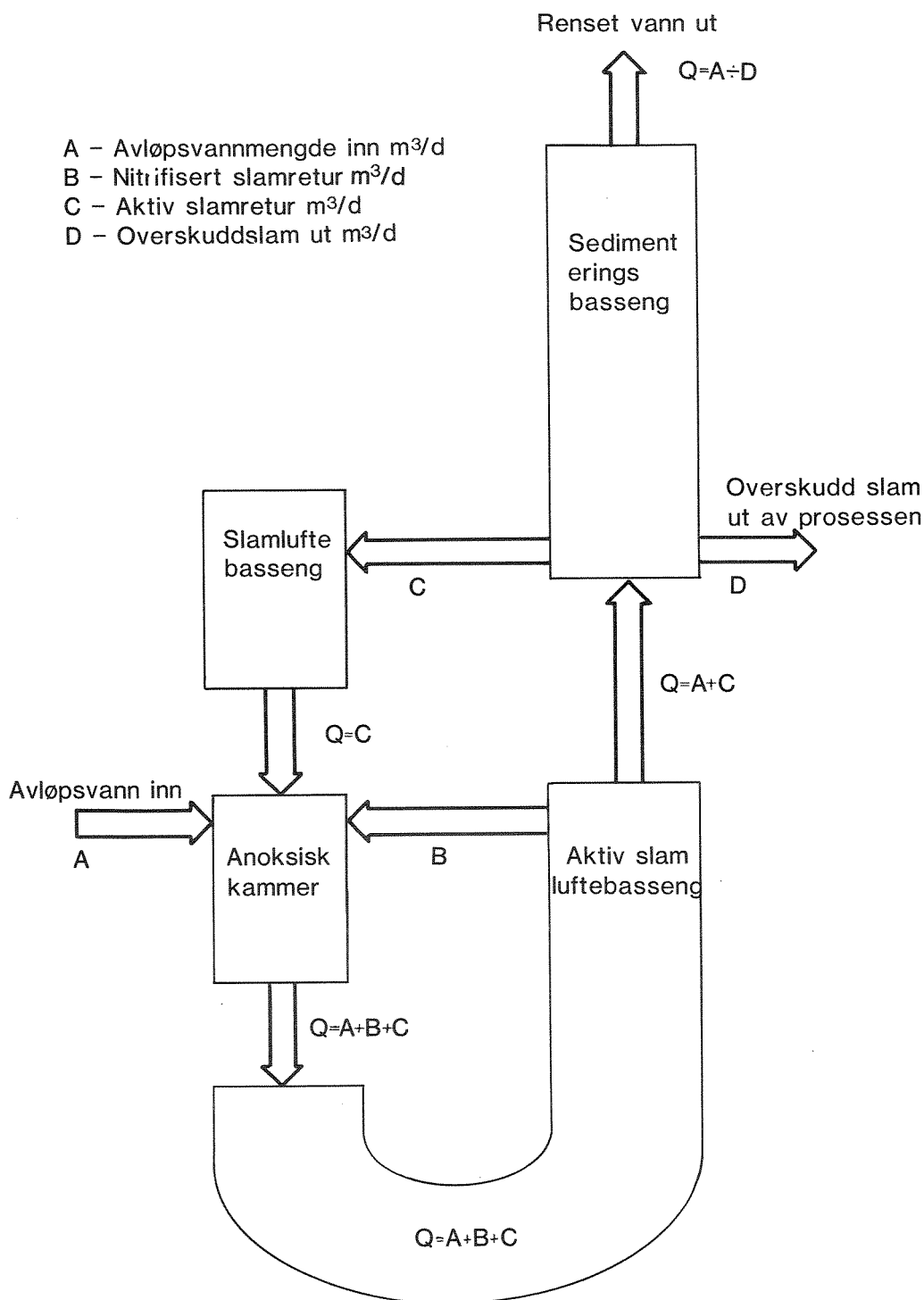
Utløpet fra anoksisk sone til luftebassenget hadde en åpning på 3 x 3 meter i sideveggen helt i enden av bassenget hvor vannstrømmen snur. Åpningen ble snevret inn til ca 1 m² i langs bunnen.

Inntaket av avløpsvann måtte flyttes slik at dette tas direkte inn i anoksisk sone.

Ut fra disse ombygningene fås følgende volum og arealer i nitrogenfjerningslinjen:

	Volum m ³	Area1 m ²
Slam-luftebasseng	183	50
Anoksisk basseng	183	50
Luftebasseng	367	100

Det ble etter en del vurdering frem og tilbake bestemt å installere en nedsenkbar sentrifugalpumpe av typen CR15 som ble hengt opp 1 m under overflaten ved luftebassengets utløp. Denne pumpen ga 270 m³/h, og trykkledningen ble ført inn i anoksisk sone slik som vist på figur 5. Figur 6 viser en oversikt over nitrogenprosessens vann og slangang, og de hydrauliske belastningssammenhenger fremgår.



Figur 6. Vann- og slangangsskjema for nitrogenlinjen ved HIAS.

Slamresirkuleringen tilbake fra slamlommene i sedimenteringsbassenget er som det fremgår av figuren et separat pumpeproblem som må løses i forhold til prosessens innkommende vannmengdebelastning, uavhengig av hva som

besørger av pumpen for resirkulert nitrifisert slam fra aktivslambassengets utløp. Returslumpumpene er vanligvis kjørt med et omdreiningstall på 800 O/m og nominell kapasitet tilsvarer da 16,4 liter per sekund. Normalt pumper begge pumpene slam tilbake til luftebassenget, altså 32,8 l/s. Den ene pumpen pumper også overskuddslam, men dette utgjør svært lite i forhold til slamresirkuleringen, og ut fra disse opplysningene tilsvarer denne resirkuleringen ca $2\ 800\ m^3/d$, altså et slamresirkuleringsforhold på ca 1 ved den aktuelle belastning.

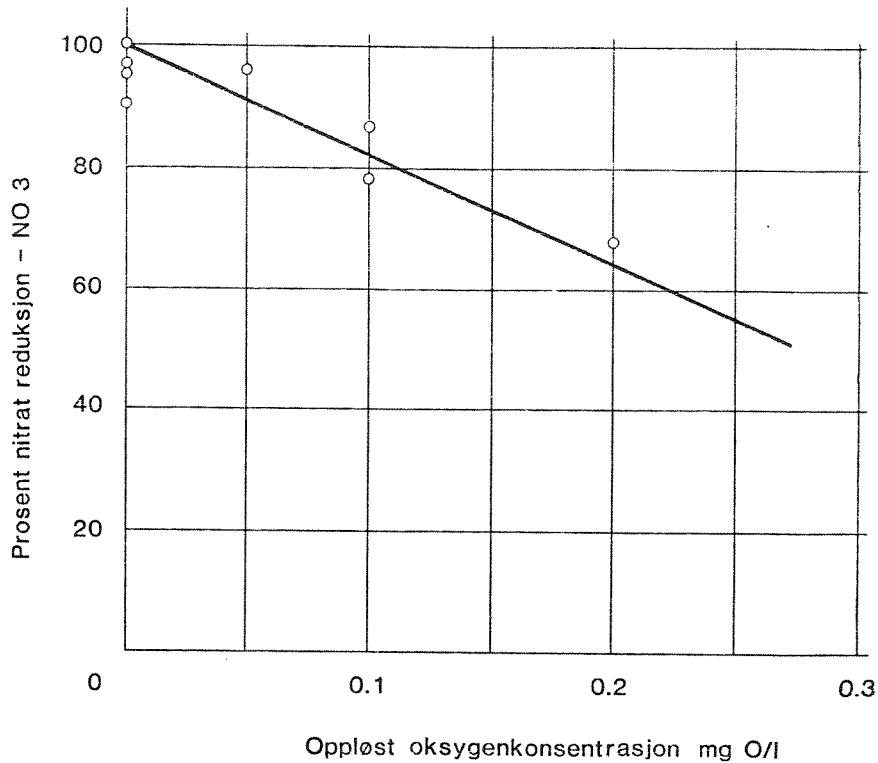
I første del av forsøket ble slammet ført med fritt fall inn i anoksisk basseng. Det viste seg imidlertid mens forsøkene pågikk at det var vrient å få oksygenkonsentrasjonen i anoksisk sone lav nok. Alle slike nedfall er med på å piske inn oksygen. For å løse to problemer samtidig ble slamreturledningen ført ned på bunnen i anoksisk sone via en slangestuss slik at slamreturpumpingen samtidig kunne være med på å skape omrøring i anoksisk sone for å hindre sedimenteringsproblemer.

Hensikten med anoksisk sone er å utsette nitrifisert vann og slam for anoksiske forhold slik denitrifikasjon oppnås. For å få til dette må oksygenkonsentrasjonen være så lav som mulig og helst ikke over 0,2 mg O/l som vist i figur 7, ellers reduseres mulighetene for denitrifikasjon. Enklest vil det være å kutte ut lufterne i anoksisk sone, men dette øker faren for sedimentering av slammet og derved redusert denitrifikasjon. Målsettingen er å blande minst mulig luft inn i vannet, men allikevel holde en omrøring som hindrer sedimentering av slam i dødsoner.

Det ble vurdert flere løsninger, blant annet:

1. Diskontinuerlig omrøring med luft, for eksempel hvert 10. minutt med automatisk til- og frakobling.
2. Nedsenkbar pumpeomrører. Tanken er å skape en roterende vannbevegelse hvor vannet suges inn i et rør i bunn og presses ut mot sidene i topp.

Det ble bestemt først å prøve manuelt påkobling av lufterne 1-2 ganger i døgnet. Det ble gjennomført undersøkelser for å klarlegge hvor hurtig oksygenet ble innblandet i vannet når lufteren ble slått på og hvor hur-



Figur 7. Forholdet mellom oksygenkonsentrasjon i anoksisk sone og resulterende nitratreduksjon (3).

tig det forsvant etter stengning av lufteventilene. Parallelt ble det utført undersøkelser på om slam sedimenterte i anoksisk sone.

4.4 Undersøkellesprogram

Undersøkellesprogrammet er vist i detaljrapporten (4). Etter hvert som undersøkelsen ble gjennomført ble det nødvendig å fravike undersøkelsesprogrammet. Årsaken til dette skyldtes spesielle driftsforhold som oppsto i anlegget, og dette fremgår av detaljrapporten (4).

5. Resultater og erfaringer

5.1 Innkjøring

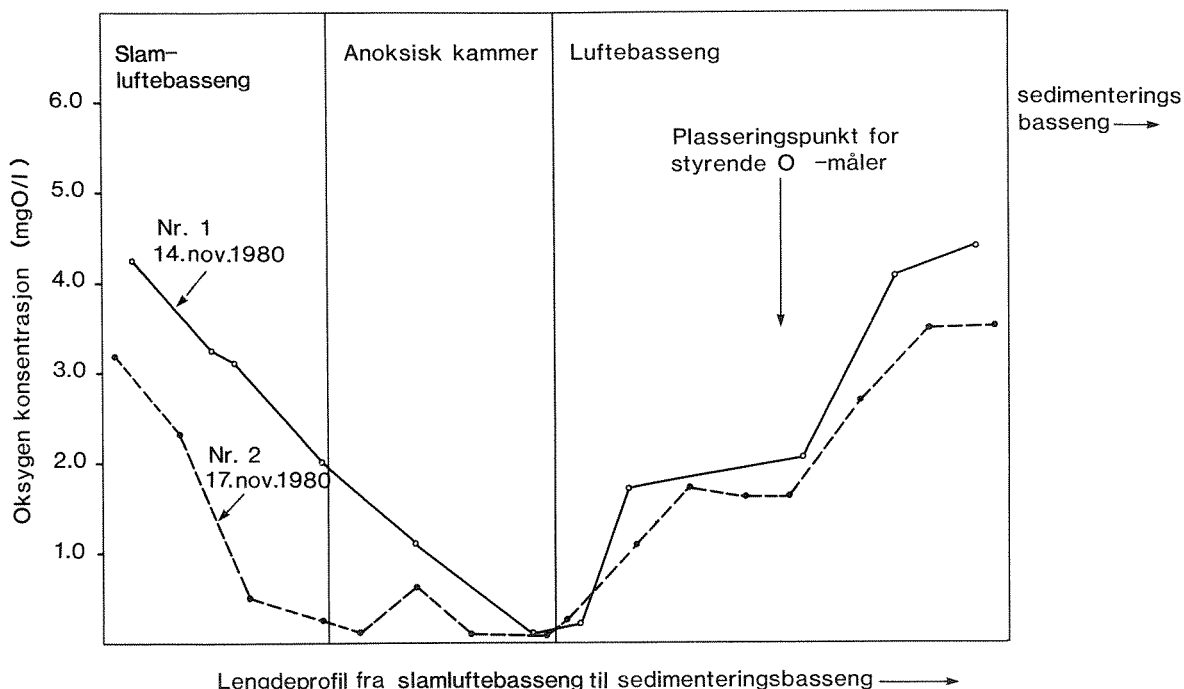
Nitrogenfjerningslinjen ble fylt opp med vann torsdag 18 september 1980. Første del av innkjøringen gikk ut på å bygge opp så stor slamkonsentrasjon i aktivslamprosessen som overhodet mulig ved at overskuddsslamutpumpingen ble holdt på et minimum i første omgang inntil man oppdaget eventuelle problemer. Vannføringen inn i forsøkslinjen ble justert til $100 \text{ m}^3/\text{h}$ (27 l/s), altså en senkning til en tredjepart av dimensjonerende belastning. Målsettingen med hensyn på oksygenkonsentrasjonen var henholdsvis $1,5\text{--}2 \text{ mg/l}$ i både slamluftebasseng og i luftebassenget og null oksygenkonsentrasjon i anoksisk sone.

Den første undersøkelse av oksygenforholdene og optimalisering av luftesystem ble foretatt i uke 39 i 1980, og ville avklare om det var nødvendig å gå til mer kostbare og mer kompliserte løsninger for å sikre omrøring i anoksisk sone uten nevneverdig innblanding av luft. Disse undersøkelsene er beskrevet i detaljrapporten (4).

På bakgrunn av disse undersøkelsene ble det konkludert at man foreløpig skulle bruke det eksisterende luftesystemet for omrøring i anoksisk sone og med korte og relativt hyppige lufteperioder. Inntil videre foretas disse manuelt. Det bør bemerkes at overflatebelastningen i anoksisk sone er relativt høy på grunn av slamresirkuleringspumpen for nitrifisert vann og faren for sedimentering også av den grunn er redusert.

Oksygeninnblandingen i luftebassengene styres av elektroder for oksygenkonsentrasjonsmålinger. Disse virker slik at når konsentrasjonen som registreres i målerne faller under en bestemt grense, øker turtallet på blåsemaskinene og omvendt om konsentrasjonen blir for stor. De to styrende O_2 -elektroder ble flyttet til innløpet i siste luftebasseng og til slamreturluftebassenget. Systemet ble justert slik at O_2 -konsentrasjonene ikke synker under 2 mg O/l i noen av de to bassengene. I tillegg ble det installert en O_2 -måler i anoksisk sone. Alle tre målerne ble koblet til en felles skriver slik at man hadde full kontroll med O_2 -konsentrasjonen. Særlig viktig er det å ha lave konsentrasjoner i anoksisk sone.

For å få klarhet i hvordan oksygenkonsentrasjonen fordeler seg i de forskjellige bassengene i forsøkslinjen ble det tatt oksygenprofiler på to separate dager. Resultatene er vist i figur 8.



Figur 8. O₂-målinger i kontaktbasseng, anoksisk kammer og luftebasseng i forsøkslinjen målt 14. og 17. november 1980.

Det første oksygenprofilet ble målt 14 november 1980, mens kurve nr 2 ble tatt 17 november 1980, etter at annenhver av lufterne i slamluftebassenget var satt ut av funksjon på slutten av aktivslamluftebassenget. Det førte til at kurve nr 2 stort sett ligger lavere enn kurve nr 1, men ikke nok, og syv av lufterne i luftebassenget og tre av lufterne i kontaktbassenget stanses i tillegg til de øvrige stengte luftere. Høy O₂-konsentrasjon i det nitrifiserte slammet fører til at O₂-konsentrasjonen blir unødvendig høy i anoksisk sone.

5.2 Kontrollundersøkelser mens forsøkene pågikk

Dette er beskrevet i vedlegg 1.

5.3 Analyseresultater og renseresultater

5.3.1 Generelt

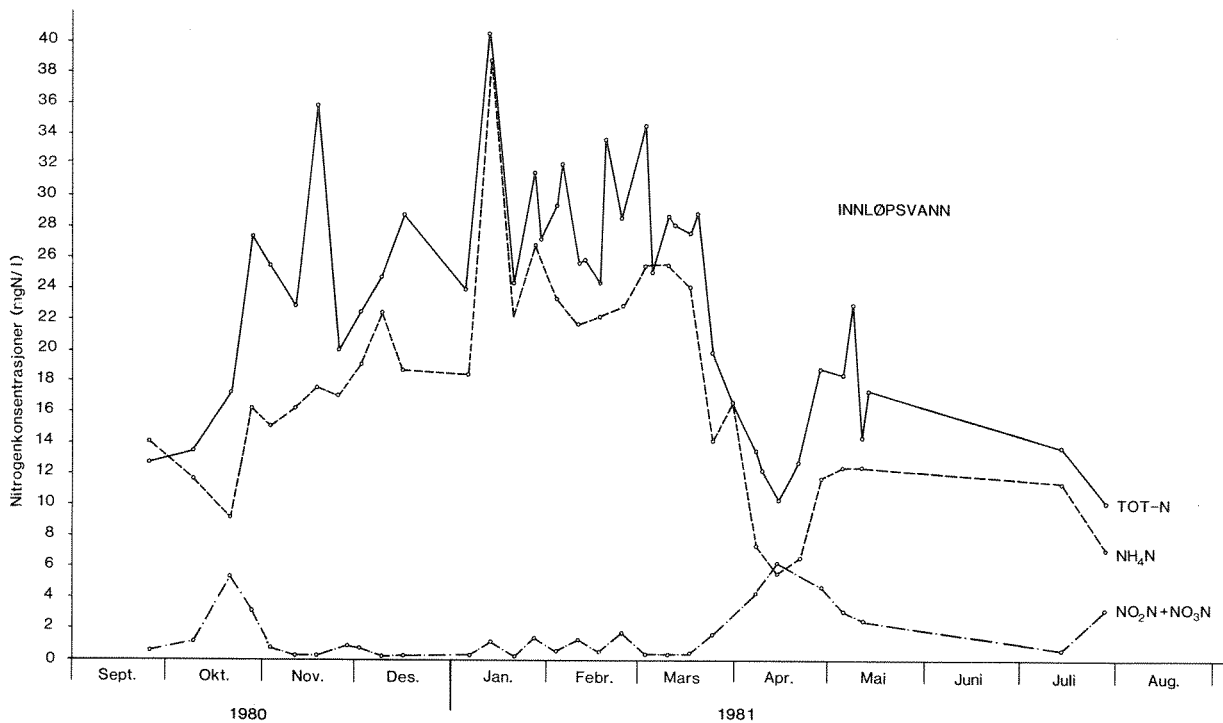
Den første døgnblandprøven ble tatt 25 september 1980 og den siste 28 juli 1981 i en periode som var noe lengre enn planlagt. Det skyldtes en del av de litt spesielle problemer som oppsto underveis hvor det stadig bli nødvendig å klarlegge årsaksforhold for å løse problemene. Måleperioden ble planmessig trukket ut for å se hvordan prosessen virket etter at forskjellige tiltak ble gjennomført og for å få inn virkningen av varmere avløpsvann i sommerhalvåret.

Analyseomfanget er omfattende, med 45 døgnblandprøver. Innløpsprøvene er tatt i fordelingskanalen foran de seks hydrauliske linjene i det biologiske trinnet, og utløpsprøvene er tatt for hver av de to prosessene og alle tre prøvetakingsstedene ved hjelp av automatiske prøvetakere etter vakumprinsippet. Det ble rigget opp en egen prøvetaker for utløpsvannet for nitrogenfjerningslinjen, mens fellesprøvetakeren for blandvannet fra alle seks linjene ble benyttet for standard biologisk trinn. Dette ble gjort fordi det viste seg at hver av de fem standardlinjene hadde forskjellige driftsresultater. Dette kan ses ved nærmere studium av slamvolum og slamkonsentrasjon i luftebassengene og mengde slam i sedimenteringsbassenget.

I tillegg til disse analysene har HIAS-anlegget sitt eget analyseprogram som supplerer våre analyser. HIAS-analysene omfatter i første rekke innløpsvannet foran mekanisk rensetrinn og utløpsvannet fra kjemisk rensetrinn. Dessuten tas biokjemisk oksygenforbruk før og etter biotrinnet for å beregne biotrinnets slambelastning.

5.3.2 Nitrogenfjerning ved HIAS i forsøksperioden

Enkeltanalysene for de forskjellige nitrogenkomponentene i innløpsvannet er grafisk fremstilt i figur 9. Det er interessant å merke seg hvordan nitrogenkonsentrasjonene i innløpsvannet varierer. I den kalde vinterperioden fra november til april foreligger mesteparten av nitrogenet i ammoniumformen og total nitrogenkonsentrasjonene er høye, med en topp i januar. De høye konsentrasjonene i vintermånedene skyldes etter alt å dømme begrenset inntak av fremmedvann.



Figur 9. Nitrogenforbindelsenes konsentrasjoner i innløpsvann.

Innløpsvannet har en lav konsentrasjon av $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$ i vinterhalvåret som tyder på at det ikke forekommer noen særlig nitrifikasjon før vannet går inn i biotrinnet. Derimot viser $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$ konsentrasjonene vesentlige topper i siste del av oktober da de var vesentlig regnvannsinntak og i april under vårflommen. Siden april måned har den mest markerte nitratøkningen og samtidig det kaldeste vannet helt ned i $4\text{ }^\circ\text{C}$, tas dette som et uttrykk for at økningen ikke skyldes nitrifikasjon i avløpssystemet, men øket bidrag av NO_3 fra kilder som transporteres inn til rensenanlegget ved hjelp av fremmedvannsinntaket.

For å få bedre oversikt over nitrogen-renseresultatene beregnes månedsgjennomsnittlige konsentrasjoner. Disse resultatene er presentert i tabell 1 og er grafisk fremstilt i figur 10, og viser at det er oppnådd betydelig nitrogenreduksjon i forsøkslinjen. Prosessen viser en gradvis økning i nitrogenlinjen og er tett oppunder 70 prosent reduksjon med hensyn på total nitrogen i desember 1980. I midten av januar oppstår slamflukt i sedimenteringsbassenget i forsøkslinjen, og det viser seg at slam-

nivået ligger høyt. Driftsoperatørene reduserer vannføringen inn i alle linjene i biotrinnet ved å åpne nedløpsluken forbi biotrinnet. Slamnivået viser seg å ligge høyt i alle bassenger på dette tidspunkt. Vannføringen inn i forsøkslinjen og de øvrige blir fra dette tidspunkt nøye overvåket slik at slamnivået ikke stiger ytterligere og fører til slamflukt. Særlig har vannføringen inn i forsøkslinjen blitt redusert som følge av dette.

Nitrogenreduksjonen i nitrogenfjerningen holder seg på et høyt nivå utover våren -81. Høyeste månedsgjennomsnitt finner sted i mai med 73 prosent og nede i 55 prosent under vårflomperioden i april. Gjennomsnittlig nitrogenfjerning i den kalde vinterperioden fra desember til og med mai, uten slamfluktperioden i januar viser en total nitrogenfjerning på 66 prosent.

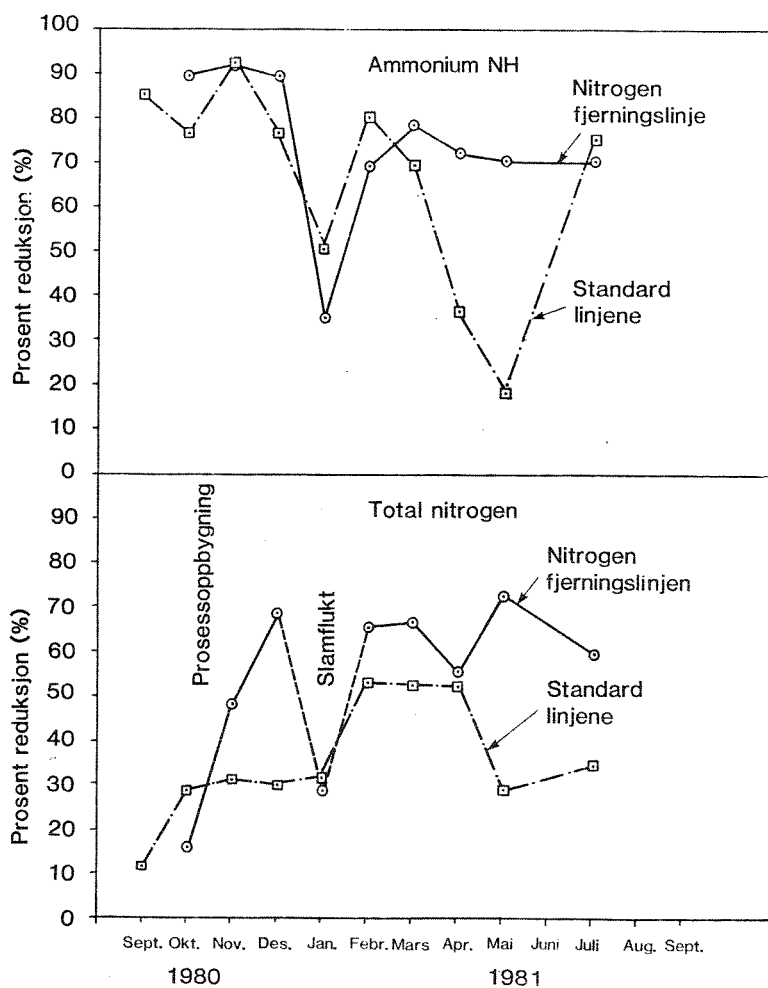
Tabell 1. Månedsgjennomsnittlig nitrogenfjerning ved HIAS i perioden september 1980 til juli 1981

Måned	Parameter mg N/l	Antall analyser pr mnd N	Inn HIAS		Forsøkslinjen			Standardlinjene		
			mg N/l	% NH ₄ av summen NH ₄ + NO ₂ + NO ₃	mg N/l	% red	% NH ₄ av summen NH ₄ + NO ₂ + NO ₃	mg N/l	% red	% NH ₄ N av summen NH ₄ + NO ₂ + NO ₃
1980										
Sep	Tot-N	1	12,7		-	-		11,3	11,0	
	NH ₄ N	1	14,0	97	-	-		2,1	85,0	18
	NO ₃ +NO ₂	1	0,5		-	-		9,6		
Okt	Tot-N	3	19,4		16,4	15,5		13,7	29,4	
	NH ₄ N	3	12,3	79	1,4	89	9	2,9	76	23
	NO ₃ +NO ₂	3	3,2		13,4	-		9,6		
Nov	Tot-N	4	26,1		14,4	44,8		17,8	31,8	
	NH ₄ N	4	16,5	97	1,3	92	10	1,4	92	8
	NO ₃ +NO ₂	4	0,5		11,9	-		15,2		
Des	Tot-N	3	25,3		7,9	68,8		17,7	30,0	
	NH ₄ N	3	20,1	99	2,3	89	35	4,8	76	28
	NO ₃ +NO ₂	3	0,3		4,2	-		12,4		
1981										
Jan	Tot-N	5	29,5		21,1	28,5		20,3	31,2	
	NH ₄ N	4	26,7	97	17,3	35	90	13,4	50	74 *
	NO ₃ +NO ₂	4	0,7		2,0	-		4,7		
Feb	Tot-N	7	28,7		10,0	65,2		13,5	53,0	
	NH ₄ N	4	22,6	96	6,9	69	68	4,5	80	34
	NO ₃ +NO ₃	4	1,0		3,2	-		8,9		
Mar	Tot-N	8	26,3		8,7	66,9		12,5	52,5	
	NH ₄ N	5	21,3	97	4,7	78	50	6,6	69	50
	NO ₃ +NO ₃	4	0,7		4,7	-		6,6		
Apr	Tot-N	5	13,6		6,1	55,1		6,5	52,2	
	NH ₄ N	4	7,8	60	2,2	72	36	5,0	36	52
	NO ₃ +NO ₂	3	5,1		3,7	-		4,7		
Mai	Tot-N	4	18,3		5,0	72,7		13,2	27,9	
	NH ₄ N	2	12,5	81	3,8	70	49	10,3	18	76
	NO ₃ +NO ₂	2	2,9		4,0	-		3,3		
Jun	Tot-N									
	NH ₄ N									
	NO ₃ +NO ₃									
Jul	Tot-N	2	12,0		4,8	60,0		7,8	38,0	
	NH ₄ N	2	9,2	83	2,8	70	44	2,3	75	31
	NO ₃ +NO ₂	2	1,9		3,6	-		7,4		

* Slamflukt

Imidlertid viser standardlinjene en bemerkelsesverdig høy nitrogenfjerning for månedene februar, mars og april 1981 på 53 prosent. Årsakene til dette er nærmere belyst i vedlegg nr. 4.

Den prosentvise reduksjonen av NH_4 er et uttrykk for hvor omfattende nitrifikasjonen har vært og er grafisk fremstilt i figur 10. Den viser



Figur 10. Gjennomsnittlig nitrogenfjerning ved HIAS for hver måned fra september 1980 til juli 1981.

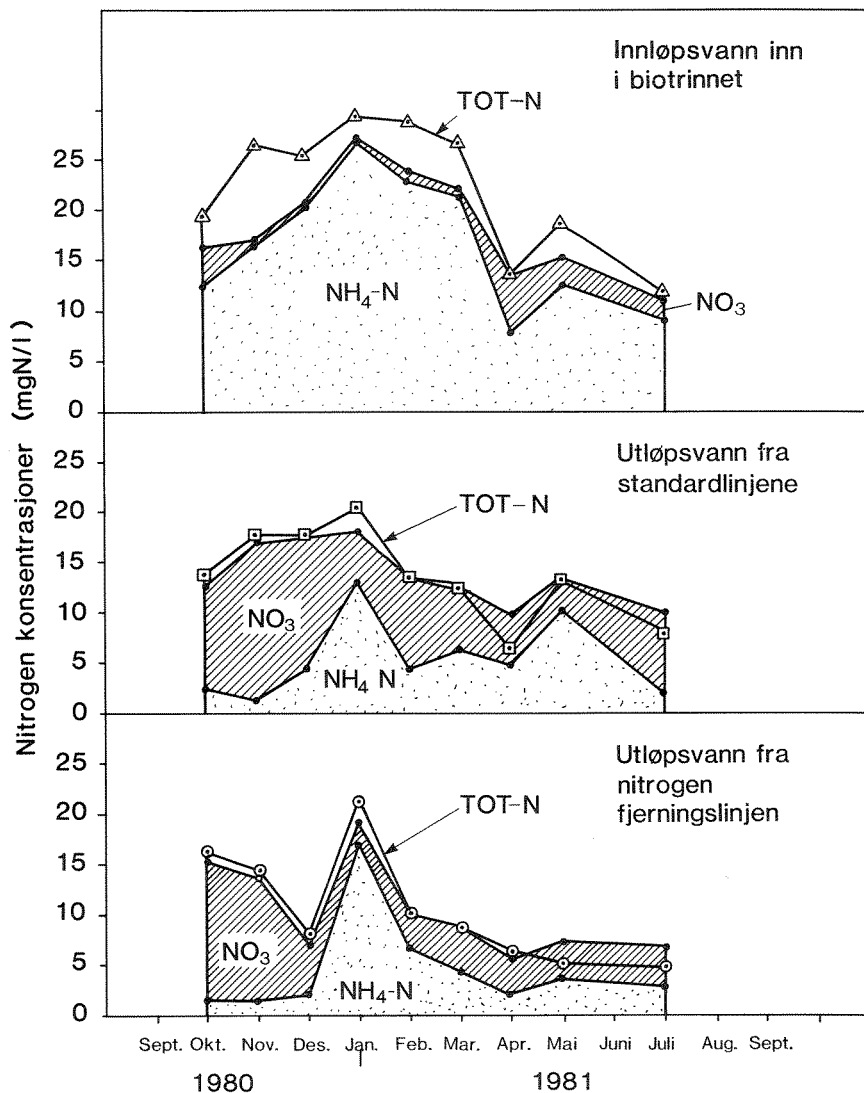
at ammoniumreduksjonen ved hjelp av nitrifikasjon har vært høy for hele perioden i nitrogenfjerningslinjen med unntagelse av januar måned da det oppsto slamflukt, og har hele tiden vært over 70 prosent. For standard-

linjene viser figur 10 at nitrifikasjonen har vært redusert i april og mai, sannsynligvis på grunn av økt hydraulisk belastning.

I teorien og for samme hydrauliske belastning og slamkonsentrasjon i luftebassengene vil mulighetene for høy nitrifikasjon være større i standardlinjene fordi man har dobbelt så stort luftebasseng tilgjengelig. Anoksisk sone og slamluftebasseng legger beslag på halve luftebassenget i forsøkslinjen. Nå var målsettingen at det anlagte luftebassenget for slamreturen i forsøkslinjen skulle gjøre det mulig å øke slamkonsentrasjonen og derved øke nitrifikasjonen ytterligere.

I figur 11 fremstilles nitrogenkomponentene i innløpsvann og utløpsvann fra hver av linjene med gjennomsnittlige månedskonsentrasjoner. Figuren viser for det første at ammoniumkonsentrasjonen er spesielt høy i vintermånedene i innløpsvannet og utgjør en stor andel av total nitrogenkonsentrasjonen. Figuren viser også hvor stor andel av nitrogeninnholdet i utløpsvannet som utgjøres av NH_4 kontra NO_3 . Derved får en også et bilde av om nitrifikasjonstrinnet eller denitrifikasjonstrinnet har vært flaskehalsen i prosessen. For nitrogenfjerningslinjen har særlig denitrifikasjonstrinnet vært begrensende frem til desember 1980, men deretter har nitrifikasjonstrinnet vært noe begrensende. Fra mars og utover har begge prosessene forårsaket nitrogenutslipp i omtrent samme størrelsesorden.

For standardlinjene har nitrifikasjonen vært gjennomgående lavere med større utslipp av ammonium, men også denitrifikasjonen er vesentlig redusert utover våren.



Figur 11. Månedsgjennomsnittlig oversikt over nitrogenkomponentene i innløpsvann og utløpsvann fra nitrogenfjerningslinjen og standardlinjene i biologisk trinn ved HIAS.

5.3.3 Organisk stoffreduksjon

Det kan konkluderes at nitrogenfjerningen har vært høyere i den spesialbygde forsøkslinjen, men det er viktig å få klarlagt om dette har gått på bekostning av organisk stoffreduksjon. Det er analysert både på kjemisk oksygenforbruk, KOF, på filtrert og ufiltrert prøve og for biokjemisk oksygenforbruk, BOF, i deler av prøveperioden. Enkeltanalysene for organisk stoff viser stabile og lave konsentrasjoner, men viser kraftig økning i utslippsverdiene under slamfluktperioden i januar.

For å få en sammenlignbar oversikt er månedsgjennomsnittsverdien fremstilt i vedlegg 2. Prosentreduksjonen for innløpsvann og utløpsvann for biologisk rensetrinn er grafisk fremstilt på figur 19. Slamfluktperioden i januar forstyrrer bildet, men ser vi bort fra denne måneden er organisk stoffreduksjon i biotrinnet gjennomgående bra. Gjennomsnittsverdiene for ufiltrert KOF for månedene oktober, november, desember, februar, mars, april (januar sløyfes) er følgende:

Nitrogenfjerningslinjen:	77 prosent med hensyn på ufiltrert KOF
Standardlinjene:	75 " " " " " "

En nærmere omtale og diskusjon om fjerning av organisk stoff og suspendert stoff finnes i vedlegg 2, og suspendert stoffreduksjonen er vist i vedlegg 3.

5.3.4 Alkalitetsendringer

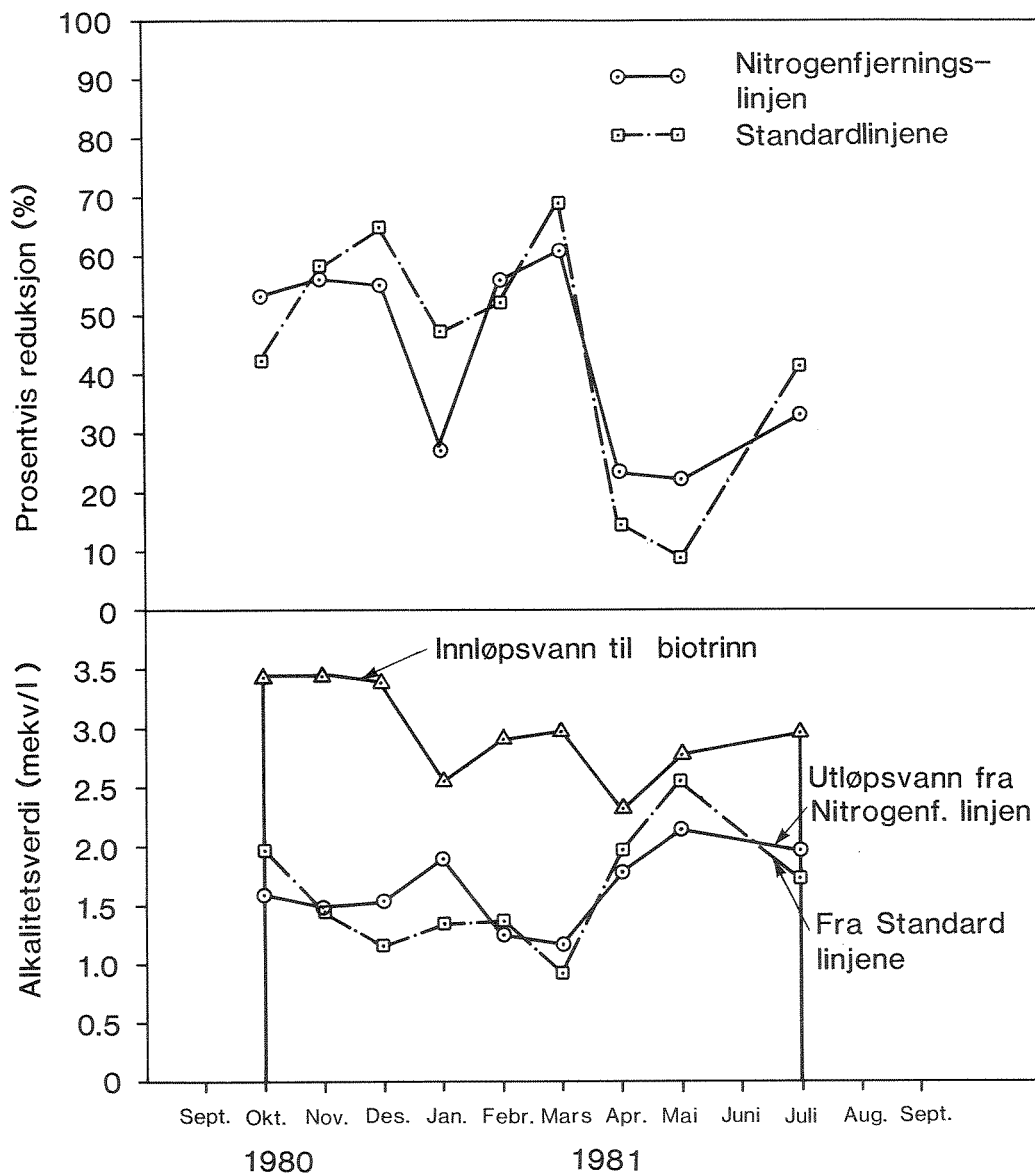
Nitrifikasjon oppstår ofte ved biologiske anlegg med lav tilføringsgrad. Slik nitrifikasjon omtales som ukontrollert nitrifikasjon, og kan føre til problemer i etterfølgende kjemiske rensetrinn når aluminium eller jern benyttes som fellingsmiddel, fordi alkaliteten blir så lav at prosess-pH-verdien senkes under optimal fellings-pH for å sikre en rimelig metallkonsentrasjon i prosessen.

Denne effekten kan utnyttes positivt så lenge nitrifikasjonen ikke går for langt, og det er mange eksempler på renseanlegg som drar nytte av alkalitetsendring i biotrinnet. Resultatet er lavere kjemikalieforbruk og høyere rensegrad. HIAS er blant de anlegg som drar nytte av denne effekten. Det viktigste i denne sammenheng er at en optimalisering av nitrifikasjonen senker alkaliteten mens denitrifikasjonen øker den igjen, men ikke like mye.

Det har lenge vært klart at en av de store fordelene med å benytte biologiske rensetrinn før kjemisk felling, er å senke alkaliteten i vannet som går til kjemisk felling og dermed kan enten kjemikalieforbruket senkes, eller rensegraden økes. Aktive slamanlegg senker alkaliteten, og jo lavere renseanlegget er belastet jo mer alkalitet fjernes.

Det ble tatt en rekke alkalitetsanalyser og enkeltverdiene er vist i tabell 2 hvor også differansen mellom innløps- og utløpsverdier beregnet og dessuten prosentvis endring.

Månedsgjennomsnittlige verdier er grafisk presentert i figur 12, og viser at alkalitetsreduksjonen i biotrinnet er betydelig. For månedene fra oktober 1980 til og med mars 1981 synes alkalitetsreduksjonen størst i standardlinjene, mens i april og mai er reduksjonene lave for begge linjer, men lavest for standardlinjene. Dette skyldes sannsynligvis økt hydraulisk belastning og dårligere nitrifikasjon. I perioden med god nitrifikasjon er alkalitetsreduksjonen rundt 55 prosent. Høyeste reduksjon finner sted i mars for standardlinjene med hele 69 prosent.



Figur 12. Alkalitetsreduksjoner i biotrinnet under forsøksperioden oktober 1980 til juli 1981.

Tabell 2. Alkalitetsanalyser i biotrinnet og beregning av endringer og månedsvise gjennomsnitt

Dato	Måned	Alkalitetsverdier mekv/l				
		Innløp inn i biotrinnet	Utløp fra nitrogenfjerningslinjen	Endring mekv/l %	Utløp fra standardlinjene	Endring mekv/l %
1980						
9	okt	3,32	1,22	2,10	1,82	1,50
21	okt	3,40	1,96	1,44	2,39	1,01
28	okt	3,51	1,58	1,93	1,71	1,80
	Okt	3,41	1,59	1,82 53	1,97	1,44 42
1981						
3	nov	3,55	1,39	2,16	1,09	2,46
11	nov	3,61	1,81	1,80	1,38	2,23
18	nov	3,12	1,38	1,74	0,87	2,25
25	nov	3,32	1,38	1,94	2,38	0,94
	Nov	3,40	1,49	1,91 56	1,43	1,97 58
2	des	3,62	1,46	2,16	0,96	2,66
9	des	3,24	1,21	2,03	1,09	2,15
16	des	3,18	1,87	1,31	1,44	1,74
	Des	3,35	1,51	1,84 55	1,16	2,19 65
1981						
6	jan	2,09	1,38	0,71	1,18	0,91
27	jan	2,92	2,27	0,65	1,49	1,43
	Jan	2,51	1,83	0,68 27	1,34	1,17 47
10	feb	3,12	1,38	1,74	2,00	1,12
24	feb	2,64	1,14	1,50	0,78	1,86
	Feb	2,88	1,26	1,62 56	1,39	1,99 52
17	mar	2,99	1,18	1,81 61	0,91	2,08 69
7	apr	1,96	1,58	0,38	1,51	0,45
28	apr	2,67	1,99	0,68	2,46	0,21
	Apr	2,32	1,79	0,53 23	1,99	0,33 14
5	mai	2,77	2,15	0,62 22	2,52	0,2 59
14	jul	3,01	2,00	1,01	1,71	1,30
28	jul	2,84	1,93	0,91	1,73	1,11
	Jul	2,93	1,97	0,96 33	1,72	1,21 41

5.4 Oppsummering av renseresultatene

Tabell nr 3 viser en oversikt over prosentvis endring av vannkvaliteten i innløp- og utløpsvannet i nitrogenfjerningslinjen og standardlinjene i

det biologiske trinnet. I tillegg er det også vist noen karakteristiske driftsdata. Gjennomsnittsverdien er presentert helt til høyre i tabellen. Det fremgår av tabellen at nitrogenfjerningslinjen har gitt bedre rensresultat med hensyn på totalnitrogenreduksjon med 66 prosent sammenlignet med standardlinjenes 53 prosent. Nitrifikasjonen har vært noe bedre, og det har også fjerningen av organisk stoff.

Det som er mest overraskende ved undersøkelsen er den lille forskjellen mellom nitrogenfjerningslinjen og standard biotrinlinjen med hele 53 prosent. Et annet karakteristisk trekk ved undersøkelsen er den vesentlig lavere vannmengden som er behandlet i nitrogenfjerningslinjen, særlig i perioden februar til og med mai. En ser at i denne perioden har slamteppenivået vært meget høyt i alle linjene, men høyest i nitrogenfjerningslinjen. Dette var årsaken til at driftsoperatørene begrenset vannføringen i nitrogenlinjen. Årsaken til den høye nitrogenfjerningen i standardlinjen og det høye slamteppenivået er diskutert i kapittel 6. Mange forhold tyder på at nitrogenfjerningslinjen ikke ble drevet optimalt og fikk vist hva den var god for, men mulighetene for nitrogenfjerning etter den undersøkte prosessen er diskutert.

Parameter	Standard = S Nitrogenfj. = N	Måned												Gjennomsnitt												
		Sep. 80		Okt		Nov		Des		Jan 81		Feb		Mar		Apr		Mai		Jun		Jul		Anmerk- tid %	Stand. biol. %	Nitrogen- linjen %
		S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N			
Tot-N Red. NH ₄ /N ₃ Red.		11% 85	-	29	16	32	45	30	69	31	29	53	65	53	67	52	55	28	73	-	-	38	60	1	55	66
KOF ufiltrert Red		-	-	76	89	92	92	76	89	50	35	80	69	69	78	36	72	18	70	-	-	75	70	2	64	74
KOF filtrert Red		60	-	71	72	79	79	71	78	31	29	61	74	79	75	82	84	-	-	-	-	76	66	3	68	69
BOF ₇ Red		-	-	53	66	82	84	71	74	59	70	-	-	-	-	-	71	-	-	-	-	-	-	4	66	74
Susp. stoff Red		-	-	73	84	91	93	89	93	-28	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	78	68	5	84	90
Alkalitet Red				90	88	90	85	86	95	-44	67												5	89	84	
Hydraulisk belastning i biotrinn (m ³ /d pr. linje)	Standard Nitrogenfj.			42	53	58	56	65	55	47	27	52	56	69	61	14	23	59	22			41	33	2	49	43
Slankonsentrasjon i luftbasseng (mg/l)	Standard Nitrogenfj.			4157	2762	2837	3132	2615	2605	(2464)	2394	(2419)	1717	(3127)	1326	3205	1250	3175	1407	3593	2210	-	-	6	(3066)	2089
Slamvolumindeks SVI	Standard Nitrogenfj.			3715	4385	4235	5077	4457	5392	4916	4056	4707	4170	4618	5143	5402	6157	5380	6427	6552	4050	-	-	6	4887	4984
Slamoverskudd utp. (m ³ /døgn pr. linje)	Standard Nitrogenfj.			132	130	180	191	196	184	192	246	204	240	216	195	171	163	147	155	139	195	-	-	6	175	189
Slamteppnivå i sediment.- bass.(cm under overfl.)	Standard Nitrogenfj.			35,7	6,8	41,4	9,2	15,7	20,9	9,6	5,9	7,5	0	4,7	5,6	4,8	5,4	8,6	5,8	19,8	16,1	30,2	36,3	6	17,8	11,2
Desember til mai uten slamflukt 2 Oktober til og med juli 3 Oktober til og med april 4 Oktober til og med januar 5 Oktober til og med desember 6 Oktober til og med juni	Standard Nitrogenfj.			115	107	112	93	86	28	59	27	50	31	57	30	107	44	60	40	82	73	-	-	6	81	53

NB! Vannføringen som er angitt i parentes representerer en øvre grense.
Belastningen har vært lavere enn dette.

Tabell 3. Prosentvise renseresultater og noen karakteristiske driftsdata
ved nitrogenfjerningsundersøkelsen på HIAS september- 80 - 31
juli -81 (månedsgjennomsnitt)

6. Diskusjon av resultatene

6.1 Høy oksygenkonsentrasjon som flaskehals i nitrogenfjerningsprosessen

Lav oksygenkonsentrasjon i anoksisk kammer er av avgjørende betydning for vellykket denitrifikasjon. Det ble foretatt målinger i anoksisk sone, i luftebassenget, i slamluftebassenget, av innløpsvannet, av slamreturen og i sedimenteringsbassengets utløp. Disse enkeltverdiene er bearbeidet og ukegjennomsnittlige verdier er beregnet i tabell 4. Oksygenmålingene i anoksisk kammer viser klart at oksygeninnholdet har vært for høyt fra uke 12 og senere i 1981. Konsentrasjonen skal være tilnærmet 0 mg O/l, men var for eksempel i uke 18 i april helt oppe i 3,1 mg O/l. Effekten i anoksisk sone vil da være liten. Gjennomsnittet for uke 13 til uke 22 var 1,7 mg O/l.

April måned har høye vannføringer og mye vann forbijøres biotrinnet, men smeltevannet er oksygenrikt. Innløpsvannet har oksygenkonsentrasjoner på helt opp i 11,8 mg O/l! Selv i perioder utenom høy vannføring, for eksempel i uke 10 og i slutten av mai er oksygeninnholdet i avløpsvannet høyt i området 8-9 mg O/l. Gjennomsnittet for uke 13 til uke 22 er på 10,8 mg O/l. Dette skyldes tynt avløpsvann med stor fortynning av fremmedvann eller ledninger med gode fallforhold slik at naturlig lufting oppstår.

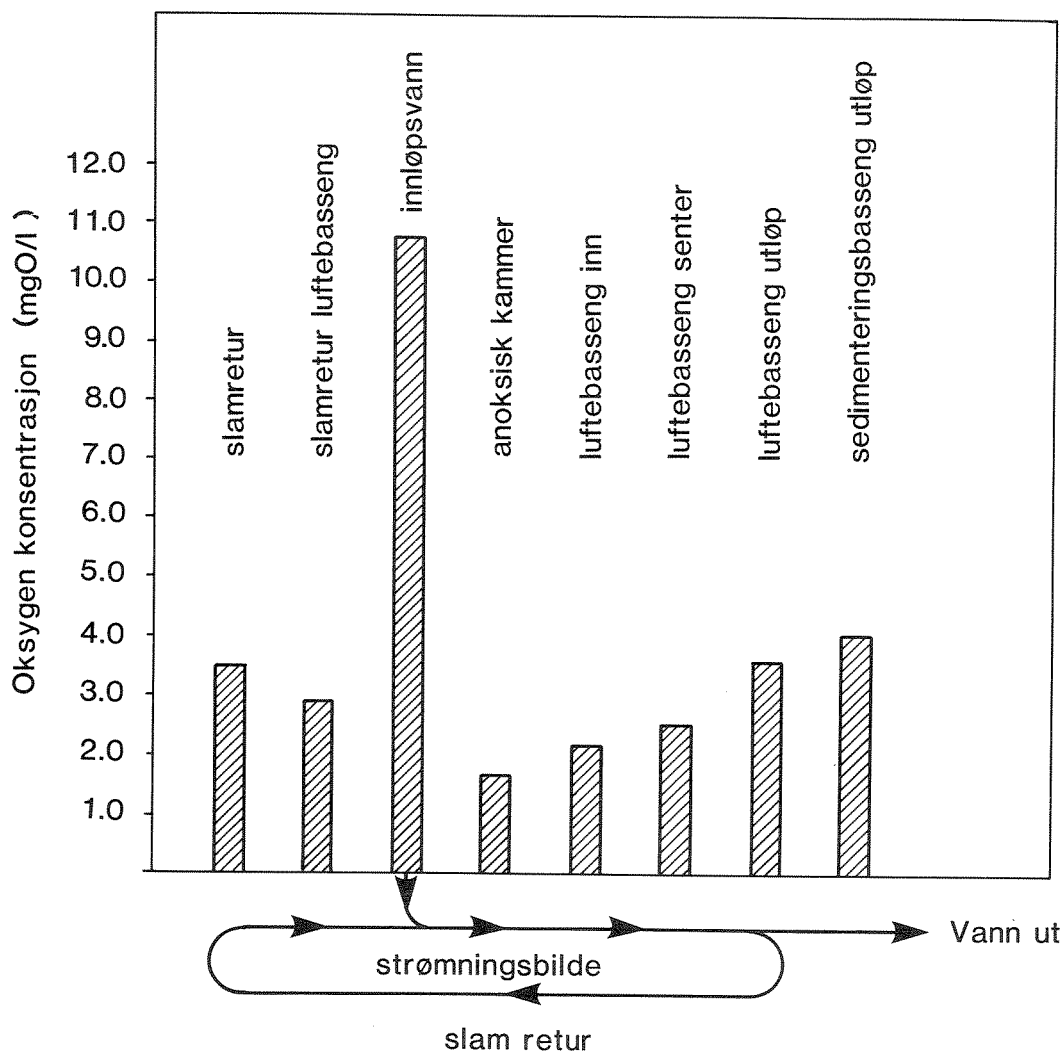
Men problemet med høy oksygenkonsentrasjon i anoksisk kammer kan ikke skyldes oksygenrikt innløpsvann alene. Tabell 4 viser at oksygeninnholdet i slamreturen er uforholdsmessig høy. Gjennomsnittsverdiene for uke 13 til uke 22 er på 3,5 mg O/l i slamreturen og 2,9 mg O/l i slamluftebassenget, men oksygenkonsentrasjonen stiger i luftebassengets lengderetning. Oksygenkonsentrasjonen i sedimenteringsbassengets utløpsvann, målt i bassenget, er hele 4,1 mg O/l i gjennomsnitt i disse ukene. Oksygeninnholdet i slamreturen synker ikke nevneverdig.

Tabell 4. Ukegjennomsnittlige verdier for manuelle oksygenmålinger i innløpsvann, slamretur, slamreturluftebasseng, anoksisk kammer, luftebasseng og sedimenteringsbasseng

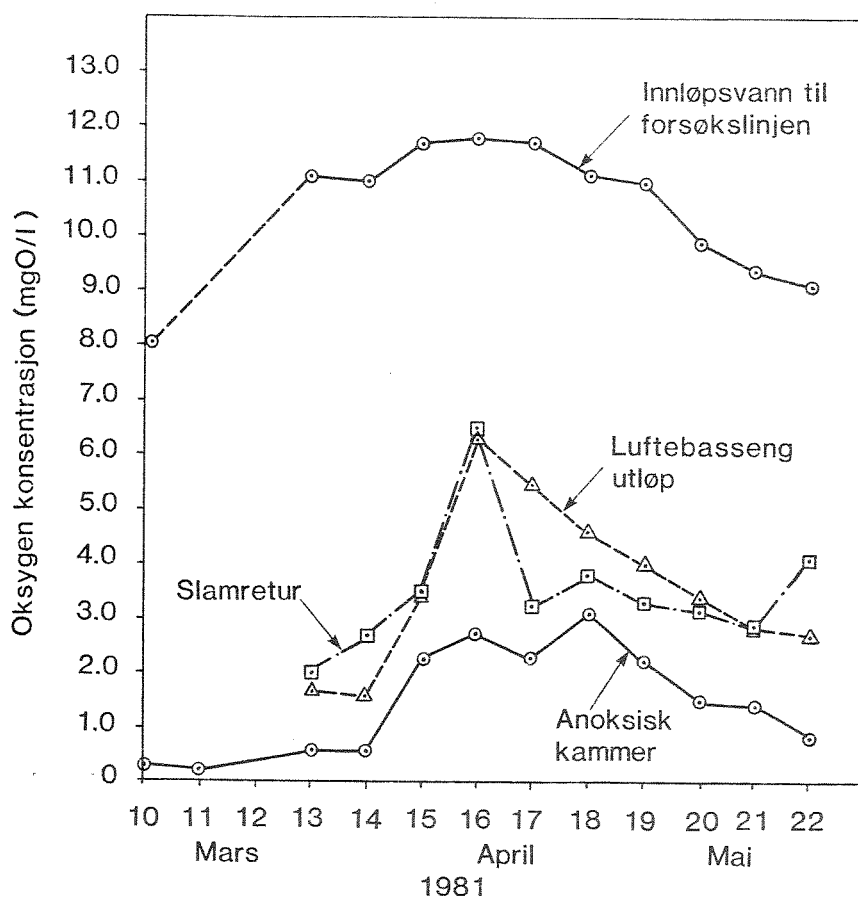
1981		Oksygenkonsentrasjoner mg/l							
Uke nr	Måned	Innløps- vann	Slam- retur	Slam- retur lufte- basseng	Anoksisk kammer	Luftebasseng			Sedimen- terings- basseng Utløp
						Inn	Sentr	Ut	
10	Mar	8,0	-	0,85	0,3	0,75	2,3	3,25	1,0
11	Mar	-	-	0,85	0,2	-	1,7	-	-
12	Mar	-	-	0,85	-	-	1,7	-	-
13	Mar	11,1	2,0	1,2	0,55	1,3	1,3	1,7	3,2
14	Mar	11,0	2,7	1,3	0,6	1,25	1,3	1,55	0,9
15	Apr	11,7	3,5	2,9	2,3	2,5	2,4	3,4	2,0
16	Apr	11,8	6,5	5,8	2,7	3,3	4,7	6,4	5,8
17	Apr	11,7	3,2	3,4	2,3	3,7	4,5	5,5	3,3
18	Apr	11,1	3,8	3,6	3,1	3,0	3,6	4,6	5,7
19	Mai	11,0	3,3	3,4	2,2	2,5	2,9	4,0	5,8
20	Mai	9,9	3,1	2,8	1,5	2,1	2,5	3,3	5,7
21	Mai	9,4	2,9	2,3	1,4	1,4	2,0	2,8	4,9
22	Mai	9,1	4,1	1,8	0,8	1,0	1,2	2,7	3,9
Gj. sn uke 10-22		10,8	3,5	2,9	1,7	2,2	2,6	3,6	4,1

Sammenhengen i gjennomsnittsverdiene er vist i figur 13 og viser en god logisk sammenheng mellom måleverdiene, men altså for høye verdier i anoksisk kammer for effektiv denitrifikasjon. Perioden fra uke 13 til uke 22 er imidlertid ikke representativ for hele måleperioden og tidligere har oksygenkonsentrasjonene i anoksisk kammer vært lavere. De mest sentrale oksygenmålingene er plottet som funksjon av ukenr. i figur 14.

Kurven viser hvordan oksygenkonsentrasjonene følger hverandre i denne perioden. Det er ikke klarlagt om økningen i innløpsvannets oksygenkonsentrasjon alene er den direkte årsak til økningen i anoksisk kammer. Den drastiske økningen i luftebassengene forplanter seg til slammet. Slamreturens høye O_2 -konsentrasjon tyder på at slammet har et lavt oksygenopptak.



Figur 13. Gjennomsnittsverdier for manuelle oksygenmålinger for ukene 13 til uke 22 1981 i nitrogenfjerningslinjen ved HIAS. (Ca 30 individuelle målinger ligger til grunn for hvert stolpegjennomsnitt)



Figur 14. Oksygenkonsentrasjoner i innløpsvann, luftebasseng, slamretur og anoksisk kammer.

Det kan i alle fall slås fast at anlegget ikke er optimalt drevet med hensyn på å ha lav oksygenkonsentrasjon i anoksisk kammer. Dette vil gå utover denitrifikasjonen i anlegget. Svært oksygenrikt innløpsvann kan nok være et problem ved prosessen, men det er samtidig tydelig at det er blåst inn for mye luft i forhold til behovet. Bedre styring i dette leddet ville både ha spart energi og høynet renseeffekten. Det lave oksygenbehovet i slammet krever også en annen slamhåndtering.

6.2 Slamakkumulering i sedimenteringsbassenger og innvirkning på rensresultatet

Dette er beskrevet i vedlegg 4.

7. Konklusjoner

Undersøkelsen med nitrogenfjerning i en av de seks linjer i biotrinnet ved HIAS renseanlegg ved Hamar har gitt følgende konklusjoner:

1. Det er fullt mulig å tilpasse nitrifikasjon/denitrifikasjonsprosessen til større norske biologiske renseanlegg og oppnå betydelig nitrogenfjerning selv med de lave temperaturer som oppstår i avløpsvannet i smelteperioden. Det forutsetter imidlertid at man har god kontroll med belastningsforholdene ved renseanlegget og at driftsbetingelsene er klarlagt.
2. Følgende forhold må tillegges vekt for å ha god kontroll med nitrifikasjons-/denitrifikasjonsprosessen:
 - a) Hydraulisk belastning både totalt og fordelingsmessig på hver av linjene.
 - b) Innløpsvannets oksygenkonsentrasjon og temperatur.
 - c) Slamresirkulering og overskuddslamutpumping og slamteppennivå i sedimenteringsbassenget.
3. Totalnitrogen-konsentrasjonene i avløpsvannet som passerte nitrogenfjerningslinjen ble redusert med 66 prosent i gjennomsnitt i den kalde årstiden fra desember til og med mai når slamfluktperioden i januar holdes utenom. For linjene som ikke var lagt tilrette for nitrogenfjerning var fjerningen av nitrogen over samme tidsrom 53 prosent.

Arsaken til den høye nitrogenfjerning i standardlinjene skyldes et meget høyt slamnivå i sedimenteringsbassengene. Sedimenteringsbassengene blir således fungerende som anoksisk sone. Standardlinjene har også hatt en lavere slambelastning enn nitrogenfjerningslinjen fordi aktiveringsbassenget for standardlinjene har vært vesentlig større.

4. Fjerning av organisk stoff var noe bedre i nitrogenfjerningslinjen enn i standardlinjene. Midlere fjerning av henholdsvis ufiltrert KOF, filtrert KOF var henholdsvis 77 og 74 prosent. BOF_7 -fjerningen var 90 prosent. For standardlinjene var de tilsvarende tall 75, 66 og 84 prosent.
5. Fjerning av suspendert stoff har vært like bra for alle linjer med en gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon på 9 mg/l.
6. Alkalitetssenkningen i biotrinnet har variert noe, men har vært størst i standardlinjene. Dette skyldes høy grad av nitrifikasjon i alle linjer. Ved denitrifikasjon øker imidlertid alkaliteten igjen slik at linjen med høyest nitrogenfjerning får lavest alkalitetssenkning. I standardlinjene var alkalitetssenkningen i gjennomsnitt i perioden oktober til og med mars 51 prosent. For linjen med nitrogenfjerning var alkalitetssenkningen 5,5 prosent.
7. Ut fra målinger og massetransportberegninger ble det funnet at renseanlegget i perioden oktober 1980 til juli 1981 i gjennomsnitt var belastet med 86,5 kg P/d, 5836 kg O/d. Dette tilsvarer ca 38000 personenheter basert på fosfor og ca 48000 personenheter basert på organisk stoff.
Den gjennomsnittlige hydrauliske belastningen i samme periode tilsvarer $20400 \text{ m}^3/\text{døgn}$ og aller lavest i februar. Vannføringen i april er høyest med et månedsgjennomsnitt på $37900 \text{ m}^3/\text{d}$.
8. Avløpsvannets temperatur varierer fra ca $5 \text{ }^\circ\text{C}$ som laveste månedsgjennomsnitt i snøsmelteperioden i april og opptil over $15 \text{ }^\circ\text{C}$ i juli. Målinger fra august og september er ikke bearbeidet.
9. Hovedårsaken til høyt slamteppenivå i hele biotrinnet synes å være akkumulert aktivslam som følge av redusert overskuddslamutpumping. Resirkuleringspumpingen synes å være en flaskehals i systemet og pumpene synes å gi store avvik fra nominell pumpekapasitet.

10. Et problem for denitrifikasjonsprosessen kan være å få lav nok oksygenkonsentrasjon i anoksisk kammer som følge av fortynnet råkloakk med oksygenrikt fremmedvann.

8. Referanser

- (1) US Environmental Protection Agency: Proses design manual for nitrogen control, October 1977.
- (2) Bliss, P.J. og Barnes, D. "Biological nitrogen control in wastewaters". Effluent and water treatment Journal. Februar 1981.
- (3) Pine, Walter Scott: Microbial Denitrification in conjunction with the activated sludge process. U.S Thesis University of Washington 1967.
- (4) Vråle, L.: Nitrogenfjerning ved HIAS. NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg HPB-34/80, Blindern, Juni 1982. NIVA-opdrag nr 82018.

Vedlegg 1

Kontrollundersøkelser mens forsøkene pågikk

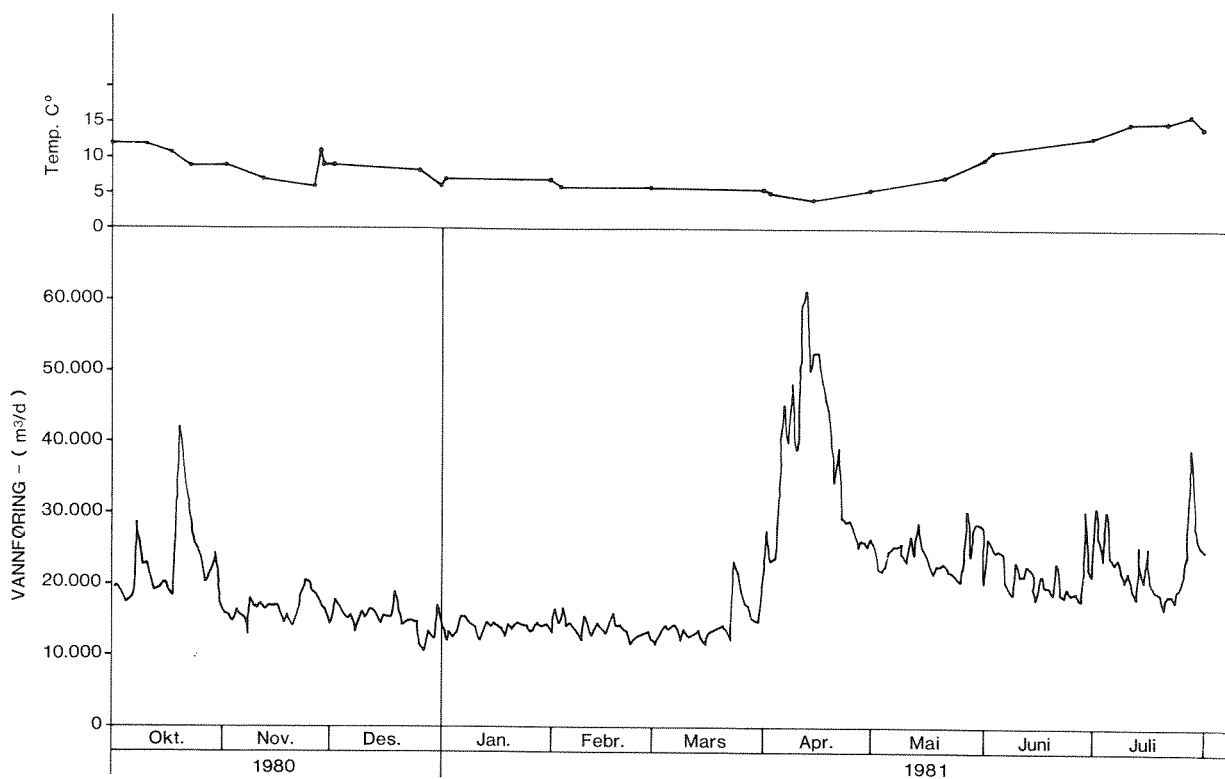
Kontrollundersøkelser mens forsøkene pågikk

Hydraulisk og forurensningsmessig belastning ved HIAS renseanlegg og temperaturmålinger i innkommende avløpsvann

Belastningsforholdene er av stor betydning når renseanleggets driftsresultater skal vurderes. Særlig blir biologiske prosesser kraftig påvirket av varierende hydraulisk og forurensningsmessig belastning. Dette skyldes at oppholdstiden og derved reaksjonens tidspåvirkning varierer i takt med vannføringen. Jo lavere belastning, jo lengre reaksjonstid. Dette kan virke både positivt og negativt på renseprosessene. Nitrifikasjon er en prosess som krever lange oppholdstider og nitrifikasjon kan derfor oppstå i biologiske renseanlegg i perioder med lav vannføring og særlig når bassengene er dimensjonert større enn det aktuelle belastning tilsier.

Vannføringen inn fra innløpsledningens vannmålestasjon nr 1 benyttes som utgangspunkt for anleggets hydrauliske belastning, og er grafisk fremstilt i figur nr 15 viser hvordan nedbørsperioder innvirker på vannføringen. April peker seg ut med særlig store inntak av fremmedvann på grunn av snesmelting. Vannføringsvariasjonene tyder på stor tilkobling av sluk og bekkelukninger. Høyeste registrerte døgnvannføring er ca $61\,885\text{ m}^3/\text{d}$ som er 204 prosent høyere enn gjennomsnittet ($20\,373\text{ m}^3/\text{d}$) for hele perioden. Laveste vannføring finner sted 26 desember (i juleferien) med $10\,749\text{ m}^3/\text{d}$, altså ca halvparten av gjennomsnittet.

Temperaturmålingene viser lavest temperatur i april, nemlig $5,0\text{ }^\circ\text{C}$. Dette bekrefter at snesmelting er hovedårsaken til det store fremmedvanninntaket i april. Kombinasjon av stor vannføring og lavtemperatur er særlig ugunstig for nitrogenfjerning siden prosessenes reaksjonstid da er lavest på grunn av lav oppholdstid i bassengene samtidig som reaksjonshastighetene er lavest på grunn av lav temperatur.



Figur 15. Vannføring inn til HIAS renseanlegg.

Hver uke ved HIAS tas en døgnblandprøve av innkommende avløpsvann før målerennen foran mekanisk rensetrinn. Prøvetakingen skjer oppstrøms returvannstrømmene slik at returvannskvaliteten ikke påvirker prøvene. Derimot foretas septikslamtømming på hovedledningen, og dette vil øke forureningsbelastningen i tilførselsledningen.

Figur 16 viser gjennomsnittlig månedlig vannføring, temperatur i avløpsvannet, organisk belastning uttrykt ved KOF og totalfosforbelastning, og resultatene er presentert i tabell 5.

Tabell 5. Gjennomsnittlig månedlig hydraulisk belastning ved HIAS, temperatur, KOF og Tot-P-konsentrasjon og massetransport inn til renseanlegget i perioden oktober 1980 - juli 1981.

Ar	Måned	Vannføring inn		Temp °C	Gjennomsnittlig		Gjennomsnittlig	
		Mekanisk m ³ /d	Biologisk m ³ /d		KOF g O/m ³	Tot-P g P/m ³	KOF kg O/d	Tot-P kg P/d
1980	Okt	(31)23080	(31)23800	(23)10,5	(1)237	(1)3,92	5118	84,6
1980	Nov	(30)16602	(30)17262	(20) 7,8	(4)371	(4)4,89	5009	83,3
1980	Des	(31)15087	(31)15648	(19) 8,4	(3)375	(4)5,79	(3)6169	(4)92,6
1981	Jan	(31)14005	-	(22) 7,0	(4)328	(4)5,29	4856	78,2
1981	Jan	(28)13828	-	(20) 6,1	(4)373	(4)5,71	5575	84,8
1981	Mar	(30)14673	-	(21) 5,9	(5)307	(5)4,89	4949	78,5
1981	Apr	(30)37893	-	(18) 5,0	(3)181	(3)2,61	6386	97,5
1981	Mai	(30)24221	-	(21) 7,8	(4)352	(4)4,01	9324	104,2
1981	Jun	(30)21348	-	(21)12,2	(5)311	(5)4,28	7062	96,3
1981	Jul	(31)22989	-	(23)14,5	(4)183	(4)3,05	3918	64,9
Gjennomsnitt hele perioden		20373	-	8,5	302	4,44	5836	86,5

Tallene i parentes beskriver antall målinger som er lagt til grunn for gjennomsnittstallene. Forsøkene ble lagt opp slik:

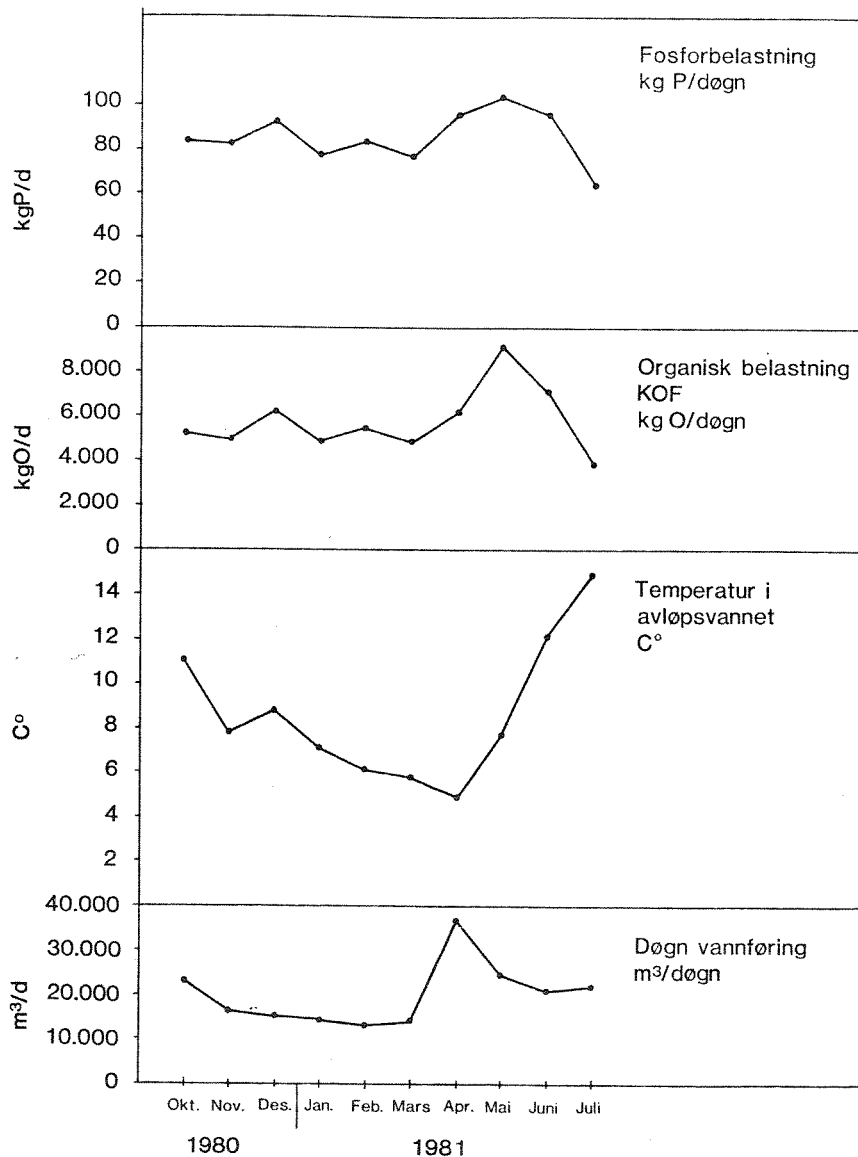
Ut fra at HIAS renseanlegg er dimensjonert for 90 000 pe tyder beregningene på en belastningsgrad på under 50 prosent. Lav hydraulisk og organisk belastning vil stimulere nitrifikasjon i renseanlegget.

Hydraulisk belastning inn i biologisk trinn og fordeling mellom nitrogenfjerningslinjen og standardlinjen

Figur 2 viser en nødluke plassert etter vannmålerrenne nr 2 før vannet belaster biologisk rensetrinn. Vannføringene som registreres i denne vannmålerstasjonen er representative for belastningen i biotrinnet så lenge nødluka er stengt. God hydraulisk kontroll med belastningen inn i biologisk trinn og forsøkslinjen er en viktig forutsetning ved bedømmelse av renseprosessene. Forsøkslinjen ble utstyrt med egen vannføringsmåler med automatisk registrering slik at vannføringene i forsøkslinjen er godt definert. Vannføringen inn i forsøkslinjen ble regulert ved en egen strupeluke. Den hydrauliske fordelingen på de øvrige fem linjene er mer tvilsom. Skjevbelastning kan forekomme. I løpet av høsten 1980 ble innløpsarrangementet forandret slik at faren for en eventuell hydraulisk skjevfordeling ble redusert. Ved beregning av hydraulisk belastning i hver av de fem hydrauliske standardlinjene er det forutsatt lik belastning.

Resultatet av vannføringsmålingene og beregningen av den hydrauliske belastningen på standardlinjene og forsøkslinjen er vist i tabell 6. Et helt spesielt problem som har påvirket undersøkelsen sterkt oppsto i midten av januar 1981 da nødluken etter hovedvannmåleren inn i biotrinnet ble åpnet. Etter hvert som undersøkelsen skred frem ble det klart at slamnivået i alle bassengene steg. For å unngå slamflukt begynte driftsoperatørene den 13 januar 1981 å åpne nødløpet forbi biologisk trinn.

Registreringen av vannføringene i biotrinnet er grafisk framstilt i figur 17, og viser hydraulisk belastning i nitrogenfjerningslinjen og standardlinjene.



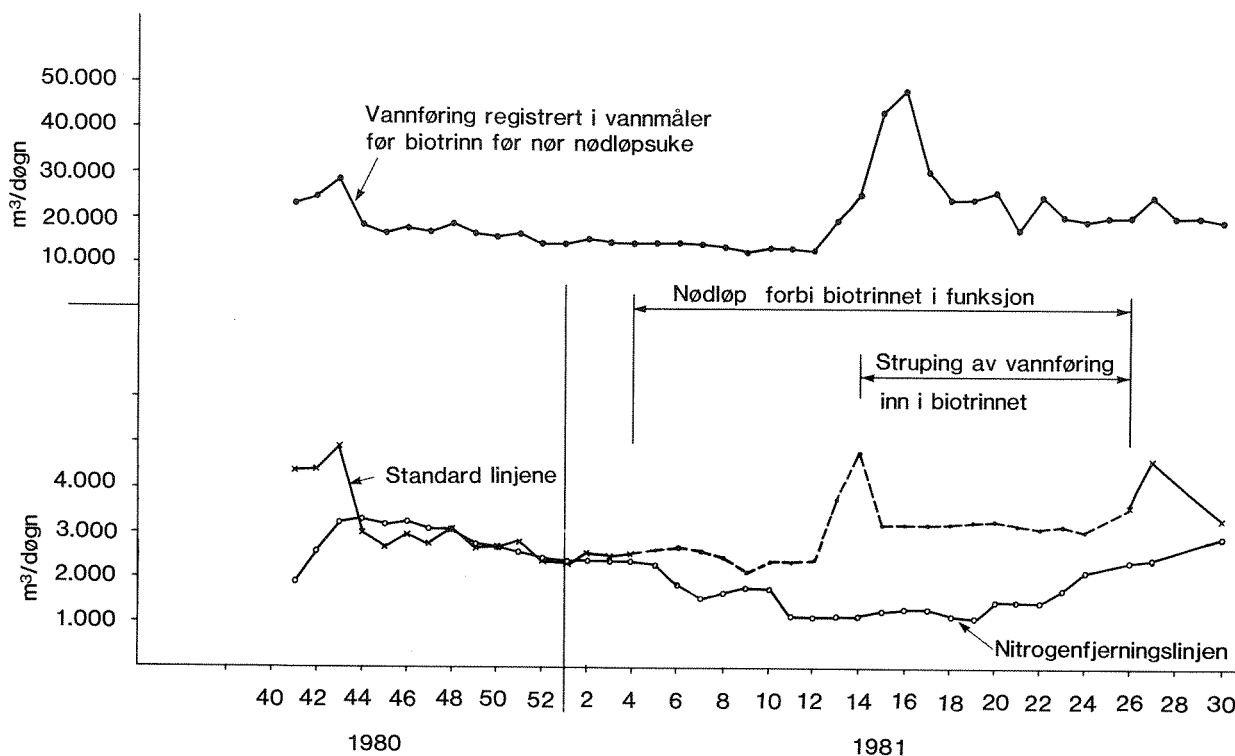
Figur 16. Gjennomsnittlig månedssdata for vannføring, temperatur, organisk stoff og fosfor i avløpsvann inn til HIAS renseanlegg i perioden oktober 1980 - juli 1981.

Ut fra disse undersøkelsene kan det slås fast at HIAS renseanlegg i perioden oktober 1980 til juli 1981 ble belastet med spillvann tilsvarende avløp fra ca 38 000 personenheter basert på fosfor og ca 48 000 personenheter basert på organisk stoff. Disse tallene inkluderer belastningen fra septikslammottaket i innløpssystemet, og den høyere belastningen med hensyn på organisk stoff skyldes enten septikslammet

Tabell 6. Hydraulisk belastning før biotrin, inn i nitrogenfjerningslinjen (linje seks) og inn på hver av de konvensjonelle linjene

Uke	Måned	Uke gjennomsnittlig vannføring		
		Vannmåler	Nitrogenfjerningslinje nr 6	Konvensjonelle linjer (5 stk)
		m ³ /d	m ³ /d	m ³ /d
1980				
41	oktober	23 661	1 940	4 340
42	oktober	24 413	2 570	4 370
43	oktober	28 086	3 230	4 970
44	oktober	18 063	3 310	2 950
45	november	16 555	3 170	2 680
46	november	17 897	3 230	2 930
47	november	16 726	3 070	2 730
48	november	18 107	3 060	3 010
49	desember	16 322	2 760	2 712
50	desember	15 959	2 640	2 660
51	desember	16 375	2 570	2 760
52	desember	14 093	2 450	2 330
1981				
1	januar	14 290	2 450	2 370
2	januar	15 172	2 460	2 540
3	januar	14 619	2 460	2 430
4	januar	14 751	2 390	(2 470)
5	januar	14 769	2 210	(2 510)
6	februar	14 832	1 830	(2 600)
7	februar	14 155	1 560	(2 519)
8	februar	13 970	1 690	(2 456)
9	februar	12 299	1 790	(2 101)
10	mars	13 695	1 790	(2 380)
11	mars	13 197	1 280	(2 380)
12	mars	12 997	1 190	(2 360)
13	mars	19 677	1 190	(3 700)
14	mars	25 258	1 180	(4 815)
15	april	43 538	1 260	3 200
16	april	48 537	1 290	3 200
17	april	30 162	1 290	3 200
18	april	24 885	1 160	3 220
19	mai	24 359	1 160	3 220
20	mai	25 391	1 490	3 160
21	mai	17 873	1 490	3 160
22	mai	25 843	1 490	3 160
23	juni	20 030	1 790	3 100
24	juni	19 906	2 190	3 020
25	juni	20 166	-	-
26	juni	20 391	2 380	3 602
27	juni	25 754	2 480	4 650
28	juli	21 018		
29	juli	20 914		
30	juli	19 621	2 980	3 328

NB! Tall med parentes betyr øvre grense for hydraulisk belastning. En ukjent del er kjørt forbi i nødløp slik at den virkelige belastning i konvensjonell linje er noe mindre enn tallet viser.



Figur 17. Ukegjennomsnittlig vannføring registrert før biotrinnet og i nitrogenfjerningslinjen og standardlinjene ved HIAS i perioden oktober 1980 og juli 1981.

Figuren viser også hvordan vannføringen som er registrert i målestasjonen før biotrinnet varierer. Som en ser har nødløpsluken vært i funksjon fra uke 4 til uke 26 i 1981. Dette har ført til at vannføringen inn i standardlinjene ikke er kjent. Den maksimale teoretiske vannføringen er stiplet inn. Nærmere opplysninger om vannføringsforholdene er beskrevet i detaljrapporten (4).

Registrering av driftsparametere i biologisk trinn

Driftsoperatørene ved HIAS registrerer følgende parametere i hver av de seks linjene i biologisk trinn:

1. Slamvolum i luftetank SL (m³/l)
2. Slamvolum i returslam SVR (m³/l)

3. Suspendert stoff i luftetank SSL (mg/l)
4. Suspendert stoff i returslam SSR (mg/l)

En gjennomgang av driftsdata ved HIAS viser til dels store individuelle variasjoner fra linje til linje. En sammenligning mellom det som skjer i forsøkslinjen og de øvrige må derfor baseres på et gjennomsnitt mellom de fem linjene. Det er dessuten hensiktsmessig å regne gjennomsnittsverdier for hver uke. Resultatene av disse målingene er vist i tabell 7 og viser variasjoner i slamkonsentrasjoner. Målingene danner utgangspunkt for beregning av slamvolumindeks som er et uttrykk for slammets tetthet sedimenteringsegenskaper. Slamvolumindeksberegningene er vist i tabell 8. Slamkonsentrasjonene og slamvolumindeks er grafisk fremstilt i figur 18. Resultatene viser at slamkonsentrasjonene i luftebassengene har vært nogenlunde like med 4 910 mg/l i nitrogenfjerningslinjen i gjennomsnitt over hele perioden og 4 847 mg/l i gjennomsnitt for de fem standardlinjene. I nitrogenfjerningslinjen var målsettingen å operere med en høyere slamkonsentrasjon.

De høyeste verdiene som ble oppnådd var 6 800 mg/l i uke 19 i 1981 som var tidlig i mai, rett etter vårflommen i april.

Slamvolumindeksverdiene, SVI, viser at slammene for begge prosessene gjennomgående har høye verdier. I gjennomsnitt for hele perioden er SVI for nitrogenlinjen 186 og for konvensjonell linje 171. Et godt sedimenterbart slam har en slamvolumindeks lavere enn 100, mens slam med SVI høyere enn 400 defineres som slamsvelling.

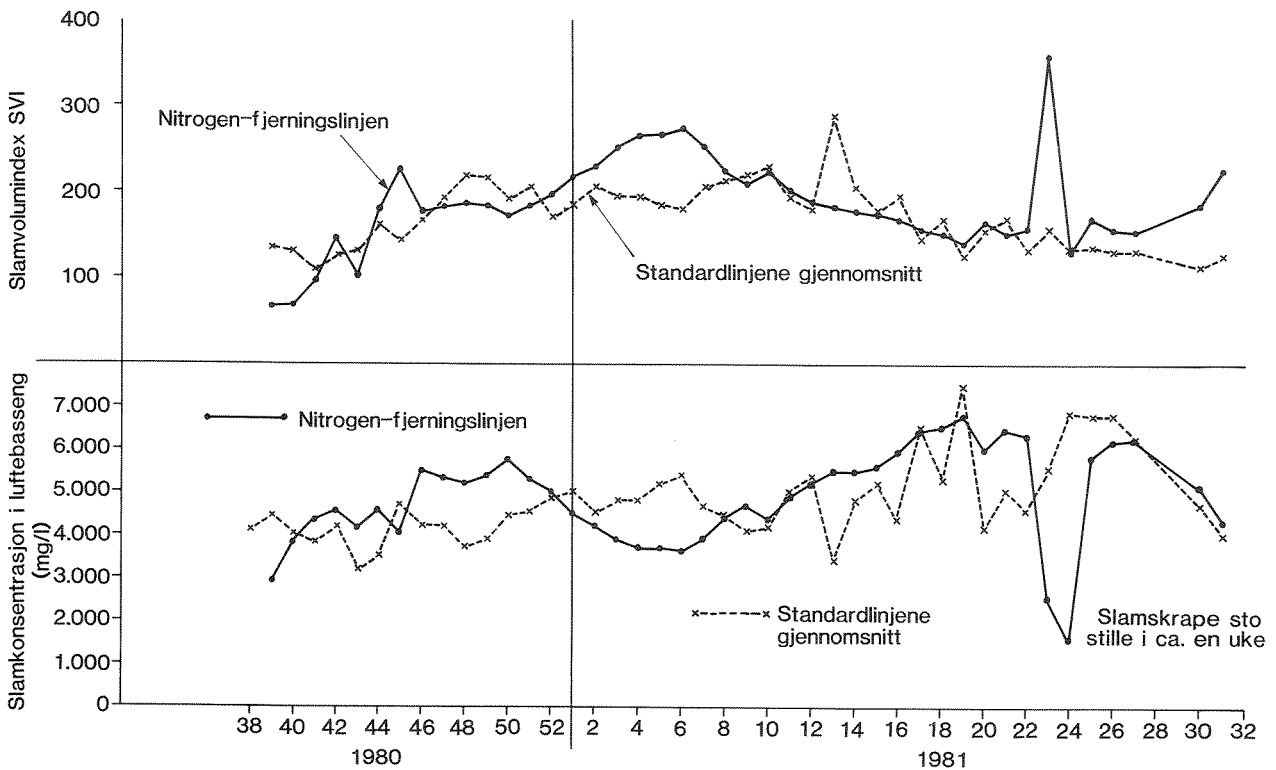
Den lave slamkonsentrasjonen og høye slamvolumindeksen som oppstår i uke 23 skyldes etter alt å dømme at slamskrapen sto stille en uke etter gjennomføringen av et insitu fullskala sedimenteringsforsøk utført 27.5.

Tabell 7. Ukentlige gjennomsnittsverdier for slamvolum og slamkonsentrasjoner i luftebasseng og slammet i nitrogenfjerningslinjen og konvensjonelle linjer ved HIAS

Uke Måned	Slamvolum, ml/l				Slamkonsentrasjon, mg/l			
	Luftebasseng		Slamretur		Luftebasseng		Slamretur	
	Nitro- genl.	Konven- sjonell	Nitro- genl.	Konven- sjonell	Nitro- genl.	Konven- sjonell	Nitro- genl.	Konven- sjonell
1980								
38 september	250	535	-	930	-	4 160	-	7 950
39 september	200	610	-	930	2 960	4 440	8 790	8 821
40 september	260	540	900	930	3 800	4 090	6 780	7 840
41 oktober	420	420	970	980	4 330	3 810	11 770	8 990
42 oktober	660	530	960	940	4 530	4 210	8 830	9 030
43 oktober	420	430	970	930	4 150	3 260	8 730	10 000
44 oktober	800	570	990	960	4 530	3 580	10 610	10 230
45 november	940	670	970	970	4 180	4 790	11 060	8 980
46 november	970	710	990	910	5 510	4 210	10 770	7 490
47 november	970	790	990	940	5 340	4 150	10 740	7 070
48 november	970	830	990	960	5 280	3 790	10 200	7 590
49 desember	990	850	990	970	5 450	3 900	12 400	7 300
50 desember	990	870	1 000	980	5 750	4 490	10 670	6 670
51 desember	990	920	1 000	980	5 370	4 510	9 930	8 230
52 desember	990	840	990	990	5 000	4 930	9 350	8 580
1981								
1 januar	990	920	990	990	4 540	5 020	9 290	8 790
2 januar	990	930	990	990	4 270	4 580	7 600	9 150
3 januar	990	950	1 000	1 000	3 940	4 860	7 400	8 380
4 januar	1 000	950	1 000	1 000	3 770	4 880	6 740	7 050
5 januar	1 000	960	1 000	995	3 760	5 240	6 800	7 920
6 februar	1 000	965	1 000	1 000	3 650	5 400	5 090	8 380
7 februar	990	960	1 000	1 000	3 900	4 720	6 950	7 640
8 februar	1 000	975	1 000	1 000	4 430	4 520	7 064	7 205
9 februar	995	920	1 000	1 000	4 700	4 190	8 360	7 320
10 mars	995	970	1 000	1 000	4 430	4 280	8 060	9 000
11 mars	1 000	980	1 000	1 000	4 930	5 060	6 570	6 760
12 mars	1 000	980	1 000	1 000	5 260	5 470	7 270	6 530
13 mars	1 000	980	1 000	1 000	5 517	3 460	6 750	6 380
14 mars	1 000	975	1 000	1 000	5 580	4 820	7 070	6 930
15 april	1 000	920	1 000	1 000	5 690	5 290	8 050	8 283
16 april	1 000	880	1 000	990	5 980	4 430	9 120	10 790
17 april	1 000	960	1 000	985	6 450	6 530	10 260	10 670
18 april	1 000	900	1 000	990	6 510	5 360	11 110	11 070
19 mai	990	960	1 000	1 000	6 800	7 550	9 360	10 097
20 mai	1 000	650	1 000	990	6 040	4 240	9 300	10 990
21 mai	990	860	1 000	990	6 570	5 040	10 060	11 560
22 mai	990	640	-	-	6 300	4 690	9 610	11 060
23 juni	920	890	1 000	990	2 550	5 650	4 160	11 537
24 juni	215	940	950	990	1 640	6 900	2 350	11 385
25 juni	990	940	1 000	990	5 800	6 850	9 510	10 282
26 juni	990	900	1 000	990	6 210	6 810	11 380	11 430
27 juli	980	850	1 000	990	6 280	6 310	12 880	9 820
28 juli	-	-	-	-	-	-	-	-
29 juli	-	-	-	-	-	-	-	-
30 juli	960	550	1 000	980	5 140	4 770	12 260	9 283
31 august	970	500	1 000	980	4 300	4 050	12 780	8 180
Gjennomsnitt	881	815	991	980	4 910	4 847	8 949	8 855

Tabell 8. Slamvolumindeks i luftebassengene i nitrogenfjerningslinjen og standardlinjene

Uke	Måned	SVI		Prosentvis forhold mellom SVI i nitrogenlinje/konvensjonelle linjer %
		Nitrogenlinjen	Konvensjonell	
	1980			
39	september	67	137	49
40	september	68	132	52
41	oktober	97	110	88
42	oktober	146	126	116
43	oktober	101	132	77
44	oktober	177	159	111
45	november	225	142	158
46	november	176	168	105
47	november	181	190	95
48	november	184	219	84
49	desember	182	218	83
50	desember	172	194	89
51	desember	184	203	91
52	desember	198	170	117
	1981			
1	januar	218	183	119
2	januar	230	203	113
3	januar	251	195	128
4	januar	265	195	136
5	januar	266	183	145
6	februar	274	179	153
7	februar	253	203	125
8	februar	225	215	104
9	februar	211	219	96
10	mars	224	226	99
11	mars	203	194	105
12	mars	190	179	106
13	mars	181	283	64
14	mars	179	202	89
15	april	176	174	101
16	april	167	198	84
17	april	155	147	105
18	april	154	168	91
19	mai	146	127	115
20	mai	166	153	108
21	mai	151	171	88
22	mai	157	136	115
23	juni	360	158	228
24	juni	131	136	96
25	juni	170	137	124
26	juni	159	132	120
27	juni	156	134	116
28	juli	-	-	-
29	juli	-	-	-
30	juli	186	115	161
31	juli	226	123	184
Gjennomsnitt		186	171	109



Figur 18. Ukegjennomsnittlig slamkonsentrasjon i luftebasseng og slamvolumindeks SVI i nitrogenlinje og standardlinjene i biologisk trinn på HIAS i perioden 1980 til juli 1981.

Beregning av oppholdstider og slambelastning

Både oppholdstider i de enkelte bassengene, slambelastning og slamalder er viktige parametre for å karakterisere driftsforholdene i prosessen. Usikkerheten som har oppstått omkring hydraulisk belastning i standardlinjene og slamakkumuleringsproblemet som omtales senere i detaljrapporten, skaper tvil om disse beregningene. Allikevel er det viktig å få oversikt over forholdene så langt det er mulig.

Beregningene viser at teoretisk oppholdstid i sedimenteringsbassengene har variert fra 7 timer i november -80 til 12 timer i januar -81 i standardlinjene. I nitrogenlinjen har oppholdstiden variert fra 9,6 til 24 timer i april. Dette er relativt lange oppholdstider, og skyldes at

anlegget er lite belastet. På den annen side vil slamakkumulering i sedimenteringsbassenget være med på å senke den reelle oppholdstiden.

Oppholdstiden i slamluftebassenget i nitrogenfjerningslinjen har vært ca. 4 timer mens oppholdstiden i anoksisk kammer har vært bare 1,0 til 0,8 timer. Det skyldes at resirkuleringspumpen har en stor kapasitet og gjennomstrømmingen i anoksisk kammer blir derfor stor. Oppholdstiden i luftebassenget i nitrogenfjerningslinjen har vært 0,8 til 1,0 time, men resirkulering øker mulighetene for lengre reell oppholdstid. I standardlinjene har oppholdstiden variert fra 3,4 til 5,1 timer.

Slambelastningen ved anlegget blir målt og beregnet av driftsoperatørene. Disse målingene er beregnet etter formelen:

$$F = \frac{\text{kg BOF}_7/\text{d inn}}{\text{kg SS i luftebasseng}}$$

Beregningene viser at slambelastningen har vært 30-40% høyere i nitrogenfjerningslinjen enn i standardlinjene når det bare tas hensyn til slamvolumet i det aktive luftebassenget som er bare halvparten av bassenget i standardlinjene. Slambelastningen har variert fra $F = 0,07$ til $0,12$ kg BOF₇/kg SS · d i standardlinjene. I nitrogenfjerningslinjen har slambelastningen variert fra $F = 0,04$ til $0,206$ kg BOF₇/kg SS · d. Lave belastningsforhold er viktige ved nitrogenfjerningsprosessen. Hovedproblemet i forsøket er imidlertid at store mengder av slammet befinner seg i sedimenteringsbassenget og kommer ikke med i beregningen. Denne mengden har ikke vært under kontroll, men en undersøkelse, 27.5.81, viste at 65% av slammet befant seg i sedimenteringsbassenget. Det er vanskelig å si hvor aktivt denne delen av slammet er uten nærmere undersøkelse. Slambelastningen vil bli ennå lavere når man tar hensyn til slammet i sedimenteringsbassenget.

Det foretas også beregninger av slamalder i anlegget, men usikkerheten med total aktiv slammasse i anlegget og slamuttak per døgn har vært så stor at disse beregningene ikke utføres. Det kan imidlertid sies at slamalderen generelt sett har vært meget høy.

Vedlegg 2

Organisk stoffreduksjon

Organisk stoffreduksjon

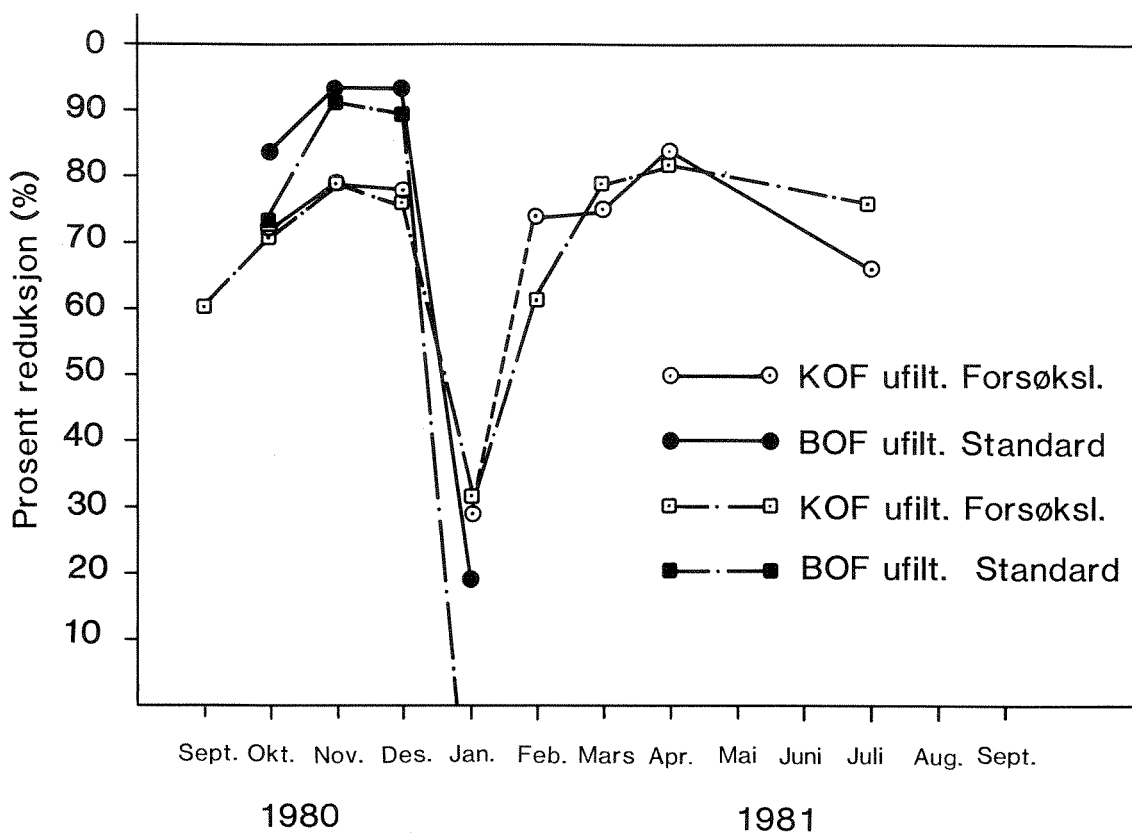
Det kan konkluderes at nitrogenfjerningen har vært høyere i den spesialbygde forsøkslinjen, men det er viktig å få klarlagt om dette har gått på bekostning av organisk stoffreduksjon. Det er analysert både på kjemisk oksygenforbruk, KOF, på filtrert og ufiltrert prøve og for biokjemisk oksygenforbruk, BOF, i deler av prøveperioden. Enkeltanalysene for organisk stoff viser stabile og lave konsentrasjoner, men viser kraftig økning i utslippsverdiene under slamfluktperioden i januar.

For å få en sammenlignbar oversikt er månedsgjennomsnittsverdien fremstilt i tabell 9. Prosentreduksjonen for innløpsvann og utløpsvann for biologisk rensetrinn er grafisk fremstilt på figur 19. Slamfluktperioden i januar forstyrrer bildet, men ser vi bort fra denne måneden er organisk stoffreduksjon i biotrinnet gjennomgående bra. Gjennomsnittsverdiene for ufiltrert KOF for månedene oktober, november, desember, februar, mars, april (januar sløyfes) er følgende:

Nitrogenfjerningslinjen:	77	prosent	med	hensyn	på	ufiltrert	KOF
Standardlinjene:	75	"	"	"	"	"	"

Tabell 9. Månedlige gjennomsnittsverdier for organisk stoffkonsentrasjoner i biologisk trinn

Måned	Parameter	Antall analyser	Inn- biotrinn mg O/l	Ut nitrogen- fjerninglinjen		Ut standard- linjene		An- tall	HIAS totalt	
				mg	% red	mg O/l	% red		Innløp før mek	Utløp etter kjem
1980										
Sep	KOF ufilt	1	127	-		51	60	1	250	29
	KOF filt		74			24	68			
	BOF									
Okt	KOF ufilt	3	142	40	72	41	71	3	300	28
	KOF filt	3	77	26	66	36	53			
	BOF	2	83	13	84	22	73			
Nov	KOF ufilt	4	204	42	79	42	79	4	370	27
	KOF filt	4	76	12	84	14	82			
	BOF	4	91	6	93	8	91			
Des	KOF ufilt	3	157	57	78	62	76	3	375	26
	KOF filt	3	137	35	74	40	71			
	BOF	4	123	9	93	13	89			
1981										
Jan	KOF ufilt	4	256	183	29	178	31	4	330	37
	KOF filt	3	142	42	70	58	59			
	BOF	2	86	70	19	110	-28			
Feb	KOF ufilt	4	166	44	74	64	61	4	375	33
Mar	KOF ufilt	4	223	56	75	47	79	5	305	47
Apr	KOF ufilt	2	110	18	84	20	82	2	180	25
	KOF filt	1	90	26	71	23				
Mai	KOF ufilt		-	-		-		4	350	33
Jun	KOF ufilt		-	-		-		2	320	28
Jul	KOF ufilt	2	111	37	66	27	76		-	-
	BOF	2	69	22	68	15	78			



Figur 19. Prosentvis reduksjon av organisk stoff for biologisk trinn på HIAS for nitrogenfjerningslinjen og standardlinjer fra september 1980 til juli 1981.

For filtrert KOF som i større grad uttrykker det som skjer med det løste organiske stoffet får vi følgende gjennomsnittsverdier for månedene oktober, november, desember og januar. (Slamfluktperioden er her medtatt fordi den innvirker lite på løst KOF):

Nitrogenfjerningslinjen:	74 prosent med hensyn på filtrert KOF
Standardlinjene:	66 " " " " " "

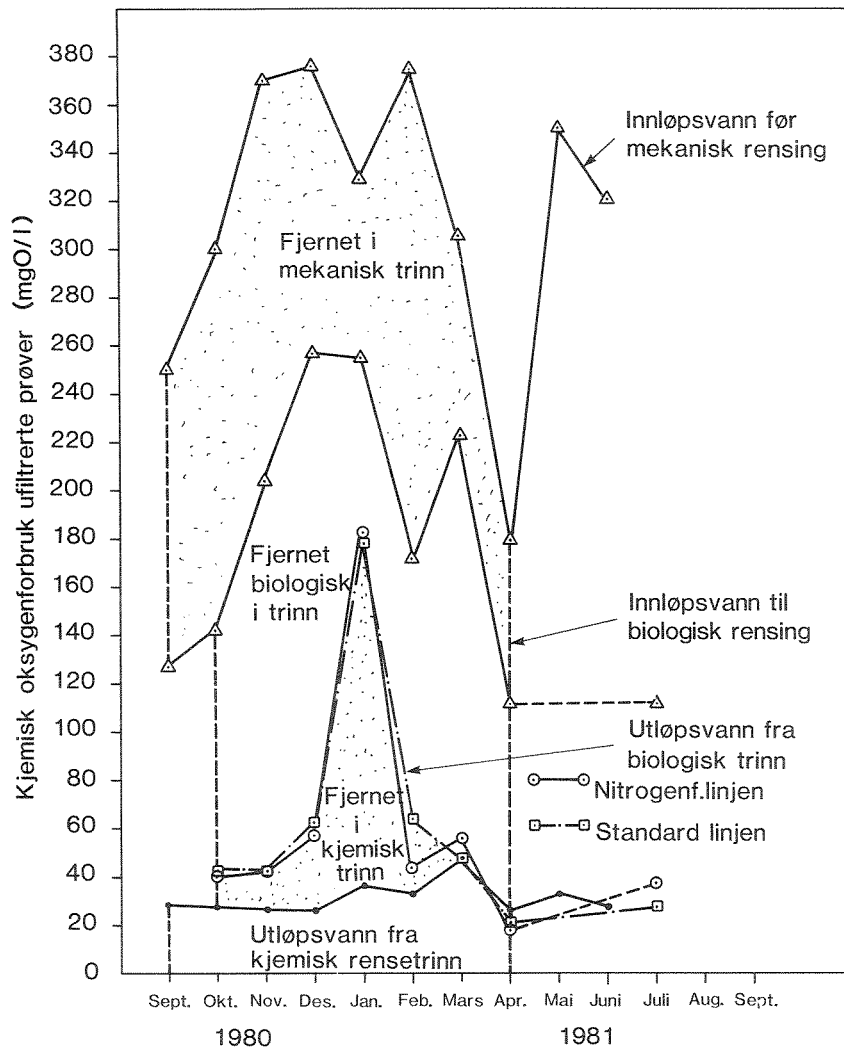
Analyseverdiene for biokjemisk oksygenforbruk, BOF, gir høyere rensegrader enn KOF, som er rimelig fordi analysen bare omfatter det organiske materialet som er biologisk nedbrytbart. BOF-verdiene påvirkes kraftig av slamfluktperioden i januar og derfor holdes denne måneden utenom. Gjennomsnittsverdier for månedene oktober, november og desember viser følgende resultater:

Nitrogenfjerningslinjen:	90 prosent med hensyn på BOF
Standardlinjen:	84 " " " " "

Det er viktig å få en oversikt over utløpskonsentrasjonene med hensyn på månedsgjennomsnittlige verdier for KOF filtrert og ufiltrert og noen BOF-verdier for utløpsvannet fra nitrogenfjerningslinjen og standardlinjene. Gjennomgående er utløpskonsentrasjonene fra nitrogenfjerningslinjen noe lavere enn fra standardlinjene. For månedene oktober, november, desember, februar og mars er gjennomsnittsverdiene for utslippsvannet følgende:

	KOF ufilt	KOF filt	BOF ufilt
Nitrogenfjerningslinjen:	48 mg 0/1	29 mg 0/1	9 mg 0/1
Standardlinjene:	51 mg 0/1	37 mg 0/1	14 mg 0/1
	Okt	Okt	Okt
	Nov	Nov	Nov
	Des	Des	Des
	Feb	Jan	
	Mar		

I figur 20 er det biologiske trinnets betydning for fjerning av organisk stoff satt inn i en større sammenheng. Figuren viser kjemisk oksygen i ufiltrerte prøver for innløpsvannet før mekanisk rensing inn i biologisk trinn, ut fra hver av linjetyper og utløpsvann fra kjemisk felling. Det som slår en er at en relativt stor andel organisk stoff fjernes i det mekaniske rensetrinnet. Dessuten kan slamfluktproblemene fra biologisk trinn knapt merkes i utløpsvannet fra kjemisk trinn. Den relative forskjellen mellom utløpsvannkvaliteten fra nitrogenfjerningslinjen og standardlinjen blir liten i denne sammenheng. Utløpskonsentrasjonene ut fra biologisk trinn er noe lavere enn ut fra etterfølgende kjemisk trinn i april måned da vårflommen er størst, men en stor del av vannet forbi-passeres biotrinnet i denne perioden.



Figur 20. Kjemisk oksygenforbruk-konsentrasjonen i innløpsvann til mekanisk, biologisk og kjemisk rensingstrinn og utløpsvann fra kjemisk rensing.

Vedlegg 3

Suspendert stoffreduksjon

Suspendert stoffreduksjon

Det ble målt suspendert stoff-konsentrasjoner i biotrinnet i månedene oktober, november, desember og januar, 13 døgnblandprøver i alt for hver av de tre prøvetakingsstedene. Enkeltanalysene er vist i hovedrapporten (4) viser temmelig stabile verdier med unntagelse av den omtalte slamfluktperioden i januar. Verdiene viser at det bare er ett av prøvetakingsdøgnene i januar hvor dette problemet oppsto, henholdsvis 13 januar 1981. Umiddelbart etter åpnet driftsoperatørene nødluken i biotrinnets forbi-passeringskanal og begynte å strupe vannføringen inn i biolinjene.

Tabell nr10 viser de månedsgjennomsnittlige analyseverdiene for suspendert stoff. Den viser at suspendert stoff-reduksjonen har vært meget god i begge linjer, med 89 prosent og 9 mg/l ut i gjennomsnitt. Innløsvannets konsentrasjon virker noe lav, som tyder på god reduksjon i mekanisk rensetrinn.

Til sammenligning viser suspendert stoffkonsentrasjon under slamflukt-dagen 13 januar verdier på 284 mg/l og 278 mg/l ut av henholdsvis nitrogenfjerningslinjen og standardlinjene.

Tabell 10. Suspendert stoffkonsentrasjon i innløpsvann til biotrinns- og utløpsvann fra nitrogenfjerningslinjen og standardlinjene ved HIAS-perioden.

	Suspendert stoffkonsentrasjon					
	Antall analyser	Inn i biologisk trinn mg/l	Nitrogen- fjernings- linjen mg/l	% red	Standard- linjene mg/l	% red
Okt	3	91	11	88	9	90
Nov	4	73	11	85	7	90
Des	3	81	6	95	11	86
Gjen- nomsnitt okt,nov, des		82	9	89	9	89
Jan	3	82	137	67	118	-44

Vedlegg 4

Slamakkumulering i sedimenteringsbassengene og innvirkning
på renseresultatet

Slamakkumulering i sedimenteringsbassengene og innvirkning på renseresultatet

Slamproblemet i sedimenteringsbassengene ved HIAS

En av siktepunktene med å undersøke nitrogenfjerningsprosessen ved HIAS var å løse det antatte slamsvellingsproblemet man mente å ha i sedimenteringsbassengene av biotrinnet om vinteren. Anleggelse av en anoksisk sone i et aktivslamanlegg skulle ifølge tidligere utførte undersøkelser ha en gunstig innvirkning på å løse slamsvellingsproblemet og bedre slammets sedimenteringsegenskaper. Det ble nemlig hevdet at høyt slamnivå i sedimenteringsbassengene på HIAS skyldtes slammets dårlige slamegenskaper.

Slamproblemet innvirkning på nitrogenundersøkelsen

Nitrogenundersøkelsen ble etter hvert sterkt dominert av de "slamproblemene" som etter hvert utviklet seg i sedimenteringsbassenget. Da forsøkene ble igangsatt var det ønskelig med høyest mulig slamresirkulering og lavest mulig uttak av overskuddsslam for å bygge opp så høy slamkonsentrasjon som mulig. Det høye slamresirkuleringsforholdet er ønskelig for å få en størst mulig andel av nitratkonsentrasjon i luftebassenget tilbake til anoksisk sone for denitrifisering. Overskuddslamtappingen ble derfor satt til et minimum i første del av perioden. Prosessen viser fin stigning i løpet av høsten og mot juletider, men mot slutten av året begynner slamkonsentrasjonen å synke.

Den 2.12.80 øker driftsoperatøren overskuddslampumpingen til $21 \text{ m}^3/\text{d}$ fordi flyteslam observeres. Dette er imidlertid et godt tegn på at denitrifikasjonsprosessen er i gang. Dagen etter senkes vannføringen inn i forsøkslinjen fra ca. $3\,000 \text{ m}^3/\text{d}$ til $2\,700 \text{ m}^3/\text{d}$ ved å senke strupe-luken. Dette skyldes at slamteppe i sedimenteringsbassenget allerede da ligger høyt. Imidlertid viser det seg at også de andre linjene i biologisk trinn har høyt slamteppenivå, og den 13 januar 1981 åpnes nødluken foran biologisk trinn slik at belastningen senkes. Dette til tross for at vannføringen er lav i januar. Imidlertid fortsetter problemet med høyt slamnivå i sedimenteringsbassengene og særlig i forsøkslinjen.

Ut over våren har det høye slamnivået i forsøkslinjen ført til at driftsoperatørene ytterligere har måttet senke vannføringen inn i forsøkslinjen slik det fremgår av figur 10. Det høye slamnivået er blitt en flaskehals for prosessen.

Det hersket imidlertid delte meninger om årsakene til det høye slamnivået i sedimenteringsbassengent. Følgende muligheter er til stede:

1. Unormalt høy hydraulisk belastning
2. Slam med dårlige sedimenteringsegenskaper
3. Produksjon av volumiøst slam (slamsvelling)
4. Stor slamakkumulering. Mye slam lagret fordi for lite slam pumpes tilbake eller ut av systemet
5. Store døgnvariasjoner.

Punkt 1 og 5 kan utelukkes med en gang ut fra de hydrauliske forhold som råder, og overflateslambelastningen har neppe vært over 0,5 m/h noen gang i løpet av forsøket.

Undersøkelser for å klarlegge årsaken til "slamproblemet i sedimenteringsbassengene

Mens forsøkene pågikk fikk driftsoperatørene et inntrykk av at det først og fremst var oppstått slamproblemer i forsøkslinjen, og det var her man først begynte å begrense vannføringen inn i linjen. Men det var også denne linjen som det ble gitt beskjed om å tappe minst mulig overskuddsslam fra, fordi den var under oppbygging inntil konsentrasjonen i luftebassenget ble høy nok.

Nr. 1 Prøvetaking og analyse av vann/slam i sedimenteringsbassenget

Den 20.5.81 ble det bestemt å gjennomføre en undersøkelse i nitrogenfjerningslinjen for å klarlegge hva som foregikk i sedimenteringsbassenget. Det ble tatt prøver av slammet ved sedimenteringsbassengets innløp midt i bassenget og ved utløpet. Alle tre stedene ble slamprøvene tatt på tre forskjellige dyp, 30 cm, 150 cm og ved bunnen i sedimenteringsbassenget.

Prøvene ble analysert for suspendert stoff, og det ble tatt in situ oksygenkonsentrasjoner. Resultatene er vist i tabell 11.

Tabell 11. Suspendert stoff- og O_2 -konsentrasjoner målt på ulike dyp og steder i sedimenteringsbassengene i forsøkslinjen 20.5.81 (uke 21)

Prøvetakings- sted	30 cm under overflaten		150 cm under overflaten		Bunn sedimenterings- basseng	
	Susp S	O_2 -kons	Susp S	O_2 -kons	Susp S	O_2 -kons
	mg/l	mg O/l	mg/l	mg O/l	mg/l	O_2 -kons
Ved nederste renne ved utløp	4552	2,25	6278	1,60	7202	1,50
Ved gangbrua ca. midt i sed.bass.	5744	1,80	6088	1,55	7492	1,50
Ved begyn- nelsen av kønen i sed.- bass. innløp	5296	2,00	6088	1,55	9250	usikker måling 2-3

Suspendert stoff i luftebassenget ble målt til 6440 mg/l.

Resultatene av målingene viser at det forligger slamoppfylling fra bunn til topp med relativt høye slamkonsentrasjoner som øker mot bunnen. Slamkonsentrasjonene er i samme størrelsesorden som et luftebassenget, noe høyere mot bunnen.

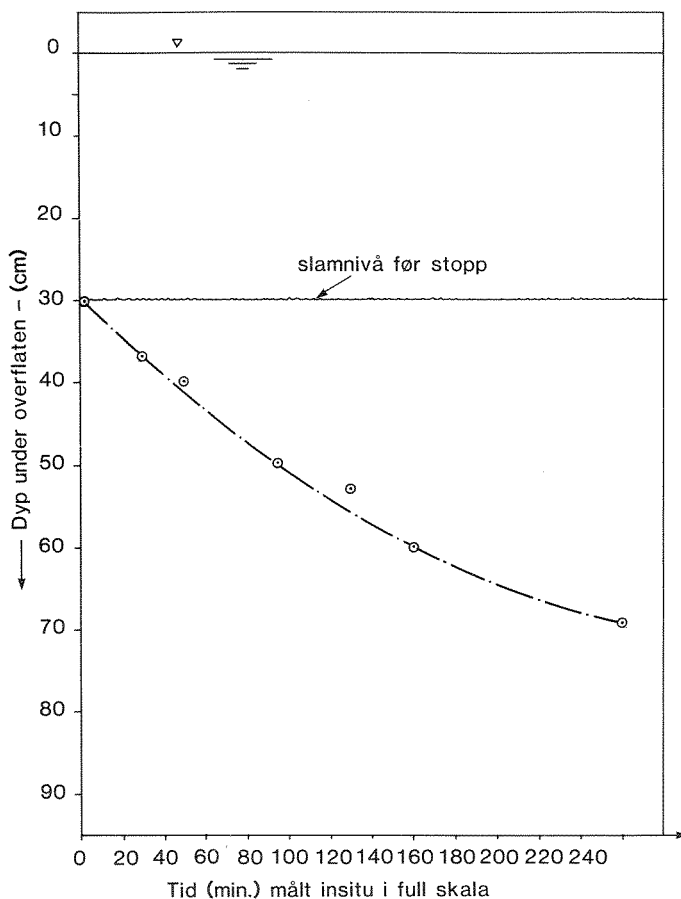
Nr. 2 Fullskala sedimenteringsforsøk i forsøkslinjen

For å få en ytterligere bekreftelse på om det virkelig var slik at det høye slamteppet i sedimenteringsbassenget skyldes slamakkumulering, ble følgende tilleggsundersøkelse gjennomført:

Den 27.5. ble innløpsluken stengt slik at vannføringen ble stanset. Slamteppets nivåsenking ble deretter målt som funksjon av tiden. Resultatet av målingene er vist i figur 21, og viser klart at synkehastigheten avtar i såkalt hindret sedimentering. Etter ca. 4,5 timer sank slammet bare ca.

70 cm. Dette er en bekreftelse på at bassenget er helt oppfylt med slam, og spesialundersøkelsen viser at slammene går over i komprimeringsfasen.

Eksperiment. Innløpsluken ble stengt slik at vannføringen stanset. Slammets nivåsenkning ble målt som funksjon av tiden.



Figur 21. Undersøkelse av slamteppenivåsenkning i forsøkslinjens sedimenteringsbasseng målt i in situ i fullskala 27.5.81 ved HIAS

Nr. 3 Undersøkelse av slamteppenivå i alle linjene i biologisk trinn og sammenhengen mellom slamteppenivå og overskudd slamutpumping

Det er viktig å klarlegge om slamakkumulering også skjer i de andre biologiske linjene i biotrinnet. Hvis det kan påvises slamakkumulering også der, er det klart at problemet ikke spesielt knytter seg til nitrogenfjerningsprosessen.

Det ble gitt anledning til å studere og bearbeide driftsdata for daglig registrert siktedyp og utpumpet overskuddslam som pumpes ut av systemet.

Det viser seg dessuten at på grunn av de høye rensegradene i biotrinnet ved HIAS, er vannet meget klart, og det registrerte siktedypet representerer i virkeligheten slamteppenivå. Gjennomsnittsdata for de fem standardlinjene i biotrinnet er presentert sammen med data for nitrogenlinjen i figur 22. Undersøkelsene avslører flere viktige forhold, og det kan dras følgende konklusjoner:

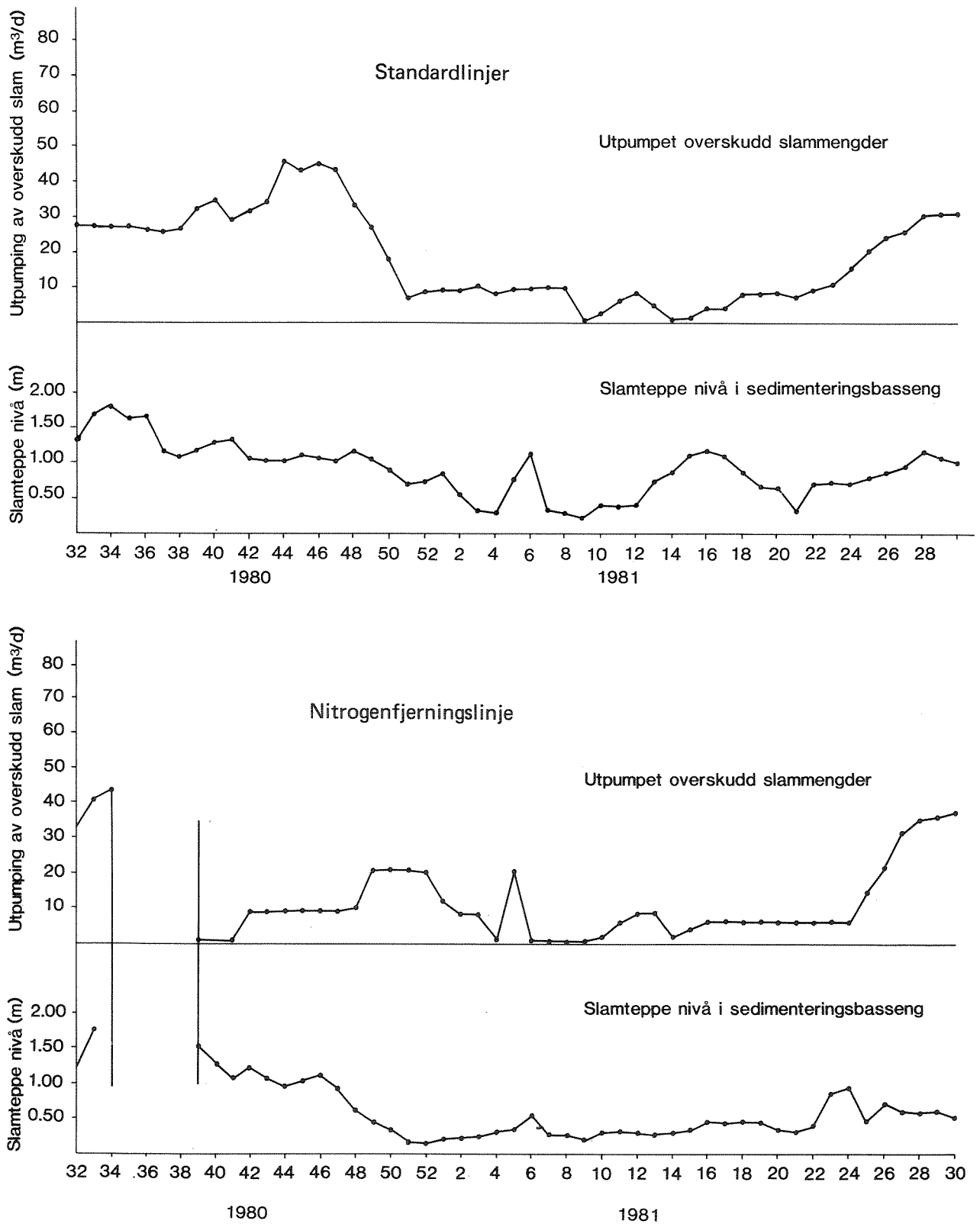
1. Høyt slamteppenivå er et problem i alle linjene i biotrinnet ved HIAS renseanlegg.
2. Det er nær sammenheng mellom forandring i utpumpet slammengde og slamteppenivå. Økt slamutpumping senker slamteppenivået og omvendt.
3. Overskuddslamutpumpingen varierer over året og er vesentlig lavere om vinteren.

Arsakene til disse driftsforholdene er ikke klarlagt, men følgende forhold kan trekkes fram:

Overskuddslamutpumpingen må forandres manuelt, og dette gjøres svært hyppig ved HIAS uten at motivene er kjent. Hver gang dette skjer, kan man ut fra resulterende slamteppenivået studere at når slamutpumpingen øker, synker slamteppenivået og omvendt i de respektive bassenglinjene. Når slamutpumpingen blir spesielt lav, får man slamflukt. Konklusjonen på dette er at slamutpumpingen opereres på et minimum hvor økning og senkning i kapasiteten blir helt utslagsgivende.

Som en ser av figur 22 er overskuddslamutpumpingen vesentlig lavere om vinteren. Det er uklart hvorfor driftsoperatørene senker utpumpingen fra uke 46 og holder lav slamutpumping helt til uke 22 i 1981. Det er heller ikke undersøkt om dette gjentar seg hvert år. En mulig forklaring kan være at det biologiske slammet er vanskelig å avvanne vinterstid, og at slamavvanningsutstyret blir en flaskehals i så måte.

Problemet med høyt slamteppenivå i sedimenteringsbassengene påvirkes av følgende forhold:



Figur 22. Slamteppenivå og utpumpet overskuddsslammengde i standardlinjene (gjennomsnitt) og nitrogenfjerningslinjen i biotrinnet ved HIAS fra september 1980 til september 1981.

- a) Hydraulisk belastning inn per linje
- b) Utpumpet overskuddslam per linje
- c) Slamresirkuleringsomfanget.

Beregninger viser at overskuddslammengden i gjennomsnitt i forsøksperioden utgjør følgende prosent i forhold til linjenes hydrauliske belastning:

	Standard biotrinn	Nitrogen- linjen
$\frac{\text{Overskuddslamuttak m}^3/\text{d} \times 100}{\text{Hydraulisk belastning}}$:	0,58%	0,54%

Begge disse "slamproduksjonstallene" må betegnes som lave siden det representerer ufortykket slam. Praksis har da også vist at det er tatt ut for lite slam slik at bassengene er fylt opp med slam og man har også måttet begrense linjenes hydrauliske belastning for å holde slammene på plass i bassengene.

Nr. 4 Undersøkelse av slampumpekapasitet

Konklusjonene fra undersøkelsen førte imidlertid til at det ble reist spørsmål om slampumpenes virkelige kapasitet.

Driftsoperatørene ved HIAS undersøkte i februar 1982 seks av sine permanente slampumper som pumper overskuddslam.

Den permanente slamresirkuleringen i hver av de seks separate hydrauliske linjene i det biologiske rensetrinnet besørgeres av to eksenterskruepumper for hvert basseng. Disse pumpene er turtallsregulerte og kapasiteten innstilles manuelt av driftsoperatørene etter behov.

Pumpene er like store, og kan hver yde ca 40 l/s på maksimalt omdreiningstall, altså ca 80 l/s maksimalt for begge pumper. Systemet virker slik at den ene pumpen pumper kontinuerlig for returslam i aktivslamprosessen, mens den andre som også pumper returslam besørger i tillegg pumping av overskuddslam til fortykkerne i avvanningshallen når slammengdene blir for store. Dette foretas automatisk etter et forvalgt program ved tids-

styring av ventilåpningstider, et program som også justeres manuelt av driftsoperatøren.

Resultatene som er presentert i detaljrapporten (6) ga følgende konklusjon:

Pumpekapasiteten på overskuddslampumpen i nitrogenlinjen er bare 22 prosent av oppgitt kapasitet ved 800 o/min og 54 prosent ved 1200 o/min. Også de andre pumpene gir vesentlig lavere pumpemengder.

Avvikene betegnes som svært store og innvirker både på overskuddslammengden og slamsirkuleringstallene som ut fra disse målingene forteller at slamutpumpingen er ennå lavere enn tidligere beregnet.

Hovedkonklusjonen ut fra de fire spesialundersøkelsene må derfor bli at det skjer en omfattende slamakkumulering i sedimenteringsbassegnene ved HIAS og at forskjellen i bassengene synes å henge sammen med lokale forhold som hydraulisk belastning, overskuddslamutpumping og resirkulering i hver av linjene. Dårlige slamegenskaper som følge av slamsvelling eller nitrogenfjerningsprosesser synes ikke å være årsaken til de problemene som har oppstått. Følgende årsaksforhold for slamakkumulering oppsummeres:

1. Senket overskuddslamutpumping i den kalde årstid.
2. Overskuddslamutpumping generelt er for lav, og ses i nær sammenheng med slamnivå i sedimenteringsbasseng.
3. Slampumpene gir lavere kapasitet enn oppgitt av leverandør. Må utbedres.

Det er viktig å få en bedre styring av slamresirkuleringen og overskuddslamutpumpingens enn tilfelle er i dag. Det er mulig at slamteppenivået bør overvåkes automatisk og kanskje gjøres om til styringsparameter for slamresirkuleringspumper og overskuddslamutpumping. Så lenge slamnivået holdes under kontroll behøver høyt slamnivå i sedimenteringsbassenget ikke å være negativt sett fra et nitrogenfjerningssynspunkt.

Konsekvenser av slamakkumulering i sedimenteringsbassengene på HIAS

Det faktum at store slammengder befinner seg i sedimenteringsbassenget har foruten i stor grad påvirket undersøkelsene også innvirkning på slam-beregninger etc. som gjøres ved HIAS renseanlegg. For eksempel viser de målte slamkonsentrasjonene og slamvolumet at slammet i sedimenteringsbassenget utgjør 8320 kg SS mens det normalt bare er 4 000 - 5 000 kg SS i luftebassenget. Altså av den totalslammengden i sedimenteringsbassenget befinner bare 35 prosent seg i luftebasseng, slamluftebasseng og anoksisk sone. Siden det er vanskelig å vite hvor stor andel av akkumulert slam i sedimenteringsbassenget som deltar aktivt i prosessen, er det vanskelig å ha kontroll med forhold som slambelastning og slamalderberegning. Disse forholdene blir derfor ikke tillagt vekt på det nævrende tidspunkt ved undersøkelsen. Et annet forhold er at slambelastningen kan variere mye som følge av slamakkumuleringen, og dette kan igjen innvirke på slamvolumindeks-beregningen etc.

Et annet forhold som er av stor betydning er at påvisningen av slamakkumulering i stor grad forklarer de gode nitrogenfjerningsresultatene som ble funnet i standardlinjene i det biologiske trinnet. I perioden før slamakkumulering ble påvist, ble det stilt spørsmål om man kunne stole på nitrogenanalysene. Dette ble nærmere undersøkt og er beskrevet i detaljrapporten, og det ble ikke påvist noen feil.

Hovedgrunnen til den gode nitrogenreduksjonen i standardlinjen forårsakes av to bestemte forhold:

1. Relativt lav organisk og hydraulisk belastning på biotrinnet slik at nitrifikasjon naturlig vil oppstå.
2. Høy slamakkumulering i alle bassenglinjere med relativt lave oksygenkonsentrasjoner, slik at denitrifikasjonsprosessen i sedimenteringsbassenget kan komme i gang.

Ut fra den lave belastningen som de store bassengene i biotrinnet på HIAS utsettes for, er det naturlig at nitrifikasjonsprosessen lett kommer i gang. Mer kritisk er det å få til denitrifikasjon som krever anoksiske forhold og tilstedeværelse av organisk stoff.

Undersøkelsene den 20.5.81 i sedimenteringsbassenget i forsøkslinjene, hvor det i tillegg til suspendert stoff ble målt oksygenkonsentrasjoner, viser relativt lave O_2 -konsentrasjoner. Det er rapportert mange steder at denitrifikasjon kan finne sted i sedimenteringsbasseng med høyt slamnivå. Derfor er det naturlig å tenke seg at denitrifikasjon fant sted i standardlinjene i biotrinnet. Det ble dessuten rapportert om flyteslam både i forsøkslinjen og flere av standardlinjene i desember 1980, januar og februar 1981, noe som er et godt tegn på at denitrifikasjon finner sted. Dessuten er det helt nylig rapportert om korrosjonsproblemer på jern i alle sedimenteringsbassengene i biotrinnet. Dette bekrefter at det må være perioder med lave oksygenkonsentrasjoner som stimulerer denitrifikasjon.

NTNF's UTVALG FOR DRIFT AV RENSEANLEGG



Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

B-nr.	Forsk.inst. navn	NTNF-gruppe	Åpen/Foreløpig konfidensiell/Konfidensiell
1521.5969	Utvalg for drift av renseanlegg P.b. 333 Blindern, Oslo 3		Åpen
Tittel	NITROGENFJERNING VED NITRIFIKASJON/DENITRIFIKASJON I AKTIVSLAMANLEGG Resultater fra fullskala forsøk ved HIAS renseanlegg		
Internt rapp.nr.	HPB-34/80		
Forfatter(e)	Sivilingeniør Lasse Vråle	Antall sider	83
		Dato	Mars 1983
Oppdragsgiver	NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg		

Referat, maks. 40 ord

Nitrogenfjerning ved nitrifikasjon/denitrifikasjon er undersøkt i fullskala aktivslamanlegg over en 9 mndr. periode. 66% nitrogenfjerning ble oppnådd i den kalde årstid. Små endringer og modifikasjoner var nødvendig for å kunne drive anlegget med nitrogenfjerning.

4 Emneord a maks. 23 karakterer

Nitrogenfjerning
Nitrifikasjon/denitrifikasjon
Aktivslamanlegg
Fullskala