

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

Nr. 38 1992

Biologisk slambehandling



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Om spildevandsforskning

Miljøstyrelsen har med baggrund i en særlig programbevilling i perioden 1988-91, med rådgivning fra Vandrensningsrådet, igangsat en række forskningsprojekter på spildevandsområdet.

Disse projekter er tæt koordineret med en række tilsvarende projekter, igangsat af Teknologirådet under Industri- og Handelsstyrelsen.

Miljøstyrelsens projekter offentliggøres i denne serie om spildevandsforskning. De øvrige offentliggjorte rapporter er anført på omslagets næstsidste side.

Det bemærkes, at offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at indholdet er udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter, men styrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt bidrag til den videnopbygning, der også skulle være et led i gennemførelsen af Vandmiljøplanen.

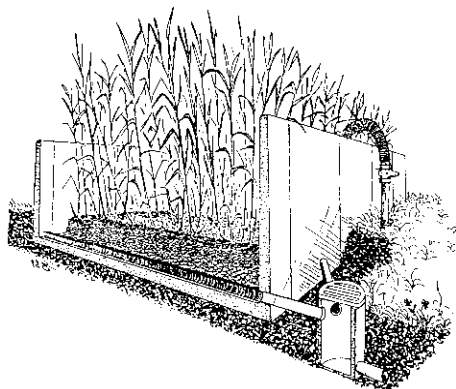
Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 38

1992

Biologisk slambehandling

Undersøgelse af tagrørsbeplantede slamafvandings-
og mineraliseringsanlæg

Kresten Andersen
Lars Bo Christensen
Steen Nielsen
Hedeselskabet



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Indholdsfortegnelse

	Side
Forord	5
0. Resumé	6
0.1 Summary	12
1. Indledning	18
1.1 Baggrund	18
1.2 Formål	18
1.3 Målgruppe	19
1.4 Teknisk baggrund	19
1.4.1 Slamafvanding	19
1.4.2 Slammineralisering	20
2. Anlægsbeskrivelse	21
2.1 Anlægsopbygning og funktion	21
2.2 Full Scala-anlæg	21
2.2.1 Regstrup slam- og renseanlæg	21
2.2.2 Allerslev slam anlæg	23
2.3 Dimensionering	23
2.4 Tilledningsprocedure	24
3. Overvågningsprogrammet	25
3.1 Projektfaser	25
3.2 Løbende aktiviteter	25
3.3 Analyseprogrammet og metoder	26
3.3.1 Analyseprogrammet	26
3.3.2 Slamanalyser	26
3.3.3 Rejktvandsanalyser	28
3.3.4 Slamrestanalyser	29
3.3.5 Prøveudtagningsprocedure	31
3.5 Kampagnemålinger	34
3.5.1 Areal specifik afvanding	34
3.5.2 Rejktvand	34
3.5.3 Slamresten	35
3.6 In Situ-målinger	35
3.7 Vegetationsanalyse	35
3.8 Balanceberegninger	36
3.8.1 Vandbalance	36
3.8.2 Stofbalancer	41
4. Resultater	42
4.1 Vandbalance	42
4.2 Slamkarakteristik	44
4.2.1 Aktivt slam	44
4.2.2 Koncentreret slam	44
4.2.3 Analyseresultater	44
4.2.4 In Situ målinger	48
4.3 Rejktvandskarakteristik	49
4.3.1 Analyseresultater	49
4.3.2 Kampagnemålinger	53
4.4 Slamreduktion	57

4.5	Slamafvanding	61
4.5.1	Arealspecifikke afstrømningsmålinger	61
4.5.2	Slamhøjden	65
4.6	Slamresten	67
4.6.1	Slamrestens tørstofindhold	70
4.6.2	Slammineraliseringen	74
4.6.3	Redoxpotential	77
4.7	Stofbalance	80
5.	Diskussion	82
5.1	Slamreduktion i forhold til andre metoder	82
5.2	Rejektvandskvalitet i forhold til andre metoder	86
5.3	(Endelig) Slutdeponering	88
6.	Konklusion	96
7.	Litteratur	99
7.1	Referencer	99
7.2	Publikationer	103
8.	Figurliste	104
9.	Tabelliste	106
10.	Bilagliste	108

Forord

- Finansiering* Dette projekt er udført af Hedeselskabet og er via Vandrensningsrådets arbejde, delfinansieret af Miljøstyrelsen (30%) og Industri- og Handelsstyrelsen (20%). Hedeselskabet har finansieret de resterende 50%.
- Projektgruppe* Projektgruppen bestod af biolog Steen Nielsen (projektleder), sektionleder Lars Bo Christensen (kvalitetskontrol) og miljøtekniker Kresten Andersen.
- Styringsgruppe* Projektet er blevet fulgt af en styregruppe, hvis medlemmer ved arbejdets afslutning var:
- Tage V. Andersen, Miljøstyrelsen
 - Hans Brix, Botanisk Institut på Århus Universitet
 - Peter Vielsted, Vestsjællands amtskommune
 - Mikael M. Andersen, Jernløse kommune
 - Hans Jørgen Lund Jensen, Præstø kommune
 - Steen Nielsen, Hedeselskabet
 - Lars Bo Christensen, Hedeselskabet.
- Projekt formål* Projektets overordnede formål er at fastlægge dimensioneringsgrundlaget for og anvendeligheden af biologisk slamhåndtering, således at metoden kan indpasses i kommuners og industriens slambehandling.
- Full-Scala anlæg* Hedeselskabet vil gerne benytte lejligheden til at takke Miljøstyrelsen og Industri- og Handelsstyrelsen for økonomisk støtte, styregruppen for konstruktiv kritik samt Jernløse og Præstø kommune for godt samarbejde.
- Overvågningsprogrammet har omfattet detaljerede undersøgelser af 2 biologiske slambehandlingsanlæg.
- Anlæggene er beliggende i Regstrup (Jernløse kommune) og Allerslev (Præstø kommune) og er på henholdsvis 415 m² og 215 m². Anlæggene modtager aktivt og koncentreret slam. Slammet i Allerslev er tungmetalbelastet.
- Overvågningsprogram* Undersøgelserne har omfattet detaljerede analyser af slam, rejektivand og slamrest. Der er både udført løbende overvågning og omfattende kampagneundersøgelser. Der er gennemført et overvågningsprogram af knap 3 års varighed (august 1988 - april 1991). Overvågningsprogrammet har tjent til optimering af anlægstypens afvanding- og mineraliseringseffektivitet, samt til at opnå driftserfaringer under danske forhold.
- Overvågningsprogrammets aktiviteter resulterer i et omfattende datamateriale. Rapporten præsenterer de indsamlede data i tabelform. For enkelte udvalgte bassiner suppleres med grafiske præsentationer af typiske resultater. Der resterende resultatmateriale kan rekvireres og udgives i et separat bilag af Det Danske Hedeselskab.

0. Resumé

Full-Scala anlæg

Overvågningsprogrammet har omfattet detaljerede undersøgelser af 2 biologiske slambehandlingsanlæg.

Anlæggene er beliggende i Regstrup (Jernløse kommune) og Allerslev (Præstø kommune) og er på henholdsvis 415 m² og 215 m². Anlæggene modtager aktivt (0,4% tørstof) og koncentreret slam (3-4% tørstof). Slammet i Allerslev er kviksølvbelastet.

Overvågningsprogrammet

Overvågningen af anlæggenes drift og effekt blev gennemført i 3 faser i perioden fra september 1988 til april 1991. Undersøgelserne har omfattet detaljerede analyser af slam, rejektivand og slamrest. Der er både udført løbende overvågning og omfattende kampagneundersøgelser.

Overvågningsprogrammet har tjent til optimering af anlægstypens afvandings- og mineraliseringseffektivitet, samt til at opnå driftserfaringer under danske forhold.

Funktion og anlægsbeskrivelse

Anlæggets hovedfunktion er at REDUCERE slammængden. Slamreduktionen kan opdeles i en afvandingsfase og en mineraliseringsfase.

Slamanlægget består af betonbassiner med dræn- og beluftningssystemer i bunden. I bassinerne er opbygget et filter bestående af successive lag af sten- og grusfraktioner. Øverst i filteret er anlagt et vækstlag af sandmuld beplantet med tagrør (figur 1.1).

Princip

Princippet i metoden er, at slammet via fordelingsrør ledes til det tagrørsbeplantede slambassin, hvor det fordeles jævnt på overfladen. Efter slamtilledningen filtreres slammet, idet vandet afdrænes lodret igennem filteret med en efterfølgende aflejring af det partikulære materiale på slamoverfladen.

Den mængde vand, der siver ned gennem anlægget, optages af drænsystemet og ledes til rejektivandsbrøndene, inden det returneres til rensningsanlægget (sandfanget). Udover at lede vandet bort udfylder drænsystemet den vigtige funktion at lede ilt til anlæggets bund, hvorfra det ved korrekt opbygning diffunderer op i anlægget og dermed sikrer en mere effektiv mineralisering af det organiske materiale i slammet.

Dimensionering

Anlæggene i Regstrup og Allerslev er dimensioneret til at modtage henholdsvis ca. 25 og ca. 14 ton tørstof pr. år.

Vandbalancer

Anlægskonstruktionen muliggjorde opstillingen af en simpel vandbalance. Opgørelsen blev foretaget udfra vandindholdet i slamresten i starten og slutningen af en periode, slamtilledningen, nedbør og rejektivand. Vandmængden i filteret anses for konstant i hele perioden. Evapotranspirationen kan herefter beregnes som eneste ubekendt.

Vandbalancerne omfatter kun perioder fra 1989 og 1990. I 1989 var vegetationen endnu ikke fuldt udviklet, og udbredelsen havde en dækningsgrad på ca. 60-70%. I 1990 havde bassinerne næsten 100% dækningsgrad og tilnærmelsesvis en fuldt udviklet tagrørsvegetation. 1990 var således det første år, hvor det kunne antages, at det biologiske slamanlæg fungerede tilnærmelsesvis ved fuld kapacitet.

Evapotranspiration

Evapotranspirationen blev beregnet for hele perioden på henholdsvis 260 dage og 292 dage i Regstrup og Allerslev og udgjorde omregnet ca. 1500 mm og ca. 540 mm. I forhold til den samlede afvanding (rejektvand + evapotranspiration) udgjorde vandtabet i form af evapotranspiration ca. 23 % og 80 % henholdsvis i Regstrup og Allerslev.

Slamreduktion

Hovedparten af reduktionen tillægges afvandingen i form af afdræning og fordampning. Volumenerne af de tilledte samt de reducerede slam-mængder er opstillet i tabel 0.1 og 0.2.

Tabel 0.1: Slambelastning og reduktion (Regstrup)
- periode 19.08.88 - 15.04.91

Bassin	Slamvolumen (tilledt) (m ³)	Restvolumen (m ³)	Reduktion %
1	2313 *	58	97,5
2	2132 *	51	97,6
3	685 **	71	89,6
4	2154 *	56	97,4

* Tørstofindholdet i slammet udgør ca. 0,4%.

** Tørstofindholdet i slammet udgør ca. 3%.

Tabel 0.2: Slambelastning og reduktion (Allerslev)
- periode 14.09.88 - 24.04.91

Bassin	Slamvolumen (tilledt) (m ³)	Restvolumen (m ³)	Reduktion %
1	263 *	18	93,2
2	253 *	23	90,9

* Tørstofindholdet i slammet udgør ca. 4%.

De tilledte slammængder var blevet reduceret ca. 98% (aktivt slam) og 91% (opkoncentreret slam). Den samlede slamreduktion for hele overvågningsperioden resulterede således i, at det aktive slam og det opkoncentrerede slam blev opkoncentreret ca. 40, 10 (Regstrup) og 13 gange (Allerslev).

Slamreduktionens omfang er således afhængig af den tilledte slamtype samt vegetationens tilstand og udviklingsstadiet. Endvidere anses belastningsfrekvensen og delbelastningernes størrelse for operationelle parametre, der har betydelig indflydelse på anlæggenes effektivitet og dermed tilvæksten i slamresten.

Slamafvanding

Afvandings effektiviteten blev fulgt og vurderet i forhold til slamtypen, tykkelsen af den voksende slamrest og i forhold til vegetationens udvikling.

De maksimale afvandingshastigheder på henholdsvis 0,30, 0,015 og 0,053 l/min/m² for henholdsvis aktivt slam, opkoncentreret slam (Regstrup) og opkoncentreret slam (Allerslev), blev opnået ca. 4, 10 og 8 timer efter påbegyndelse af slamtilledningerne. Allerede 24 timer efter slamtilledningerne er afvandingshastigheden tilbage på et niveau, der tilnærmelsesvis svarer til basisafstrømningen, før slamtilledningen.

I løbet af de første 24 timer efter slamtilledningen blev ca. 17,2 m³ (80 %), 1,8 m³ (7,2 %) og 5 m³ (28 %) af de tilledte slamvolumener afvandet.

Efter 144 timer var ca. 98 %, 18 % og 55 % af hulrumsvandet afvandet. Alene ud fra vandbalancen for afvandingen af det aktive slam skønnes det, at opkoncentreringen til ca. 15 % tørstof tager ca. 6 døgn. Tages der yderligere højde for fordampningen, er denne periode formentlig kortere, specielt i tagrørens produktive periode.

Det kunne forventes, at afvandingen ville blive forringet efterhånden som slamresten vokser. Sammenhængen mellem den arealspecifikke afstrømning og den voksende slamrest, udtrykt ved korrelationskoefficienterne 0,40 og 0,58, viser imidlertid, at afvandingen er uafhængig af slamrestens højde. Årsagen til dette tillægges vegetationens voksende etableringsgrad. Resultaterne antyder ligefrem, at afvandingen er blevet bedre med tiden, når afvandingsværdierne betragtes isoleret.

Slamrestens tørstofindhold

Anlæggets afvandings effektivitet vurderes først og fremmest ud fra det afvandede slams tørstofindhold.

I løbet af året varierer tørstofprocenten i slamresten betydeligt i forhold til belastningsperioder og hvilepauser. Tørstofindholdet i slamresten, hidrørende fra henholdsvis det aktive slam anlæg (Regstrup) og koncentrationstanken (Allerslev) varierer mellem 13 - 24 % og 25 - 35 %. Gennemsnitlig afvandes det aktive- og det opkoncentrerede slam til henholdsvis 17% og 29%, hvilket er en opkoncentrering på henholdsvis 43 og 7 gange, i forhold til det tilledte slam.

Slammineralisering

De gennemsnitlige glødetabsværdier for de anvendte slamtyper (aktivt slam, koncentreret slam og opkoncentreret slam (Allerslev)) udgjorde relative konstante niveauer på henholdsvis 62 %, 65 % og 54 %.

Glødetab

Generelt må det konstateres, ved sammenligninger med de gennemsnitlige glødetabsværdier for slamresten i de enkelte bassiner i Regstrup, at glødetabet både i slamresten fra det aktive og koncentrerede slam ikke er væsentligt forskellig fra glødetabet i det tilledte slam. I Allerslev derimod er det gennemsnitlige glødetab i slamresten tydeligt lavere op til 10-14 % i forhold til det tilledte slam.

Sammenligninger med slamrestens gennemsnitlige glødetabsværdier kan give et forvrænget billede af mineraliseringens omfang, idet slamresten består af slam med forskellig alder. Bassinerne bliver jo løbende belastet, især i Regstrup, hvilket er medvirkende til at holde de gennemsnitlige glødetabsværdier på relativt høje niveauer. Et mere realistisk billede af mineralisering fås ved at vurdere glødetabets vertikale variation i slamresten med glødetabet i de tilledte slamtyper.

Vertikal gradient

Det forventes, at mineraliseringen hovedsagelig vil have en vertikalgradient med det mest mineraliserede slamlag liggende nederst, lige over jordlaget.

I Allerslev ses en tydelig vertikal gradient med de højeste glødetab i slamrestens overflade. Glødetabet i disse lag (de yngste) varierede ikke nævneværdigt fra glødetabet i det tilledte slam.

Ned gennem slamresten var der allerede i november 1989 en tydelig gradient, hvor glødetabet faldt ca. 12 % til ca. 40 % i en slamhøjde på godt 15 cm. Denne tendens blev vedvarende konstateret i 1990. Endda med en glødetabsdifferens på op til 20 % i forhold til det tilledte slam.

I Regstrup fremtræder analyseresultaterne mere varieret og uden en tydelig gradient, dog med de laveste værdier i de ældste slamlag. Især de seneste resultater viser en gradient, hvorfor det skønnes, at mineraliseringen udgør en reduktion på mellem 5 og 10 % i forhold til det aktive slam.

Volumenreduktion

I overvågningsprojektet var det ikke muligt at kvantificere, hvilke volumenreduktioner mineraliseringen medførte. Det antages, at de forskellige slamtyper og belastningsfrekvenser har betydning for mineraliseringens omfang.

Slamreduktion

I belastningsperioderne afvandes det aktive slam (0,4 % TS) og det opkoncentrerede slam (4,0 % TS) til gennemsnitlig 17 % og 29 %.

Før tømningen af bassinerne henligger disse i ca. 3-4 mdr. for yderligere at opkoncentrere slamresten. I denne periode vil slamresten yderligere blive opkoncentreret i kraft af afdræning og fordampning. Afdræningen ophører, når slammet opnår tørstofindhold på 20 %, herefter afvandes slammet udelukkende ved fordampning.

Ud fra undersøgelserne forventes det, at slammet efter en driftperiode på 8-10 år og en afsluttende udtørningsperiode på 3 måneder kan opnå et gennemsnitligt tørstofindhold for hele slamresten på godt 40 %.

Andre metoder

Traditionelt bliver hovedparten af den i Danmark producerede slam-mængde mekanisk afvandet (tabel 0.3).

Tabel 0.3: Tørstofprocentens afhængighed af afvandingsmetode (modificeret efter /23/).

Afvandingsmetode	Tørstof %
Centrifuge	23 (15 - 20) *
Sibåndspresse	24 (15 - 20) *
Filterpresse	32
Traditionelle slambede	20 **
Biologisk slambehandling	40

* Erfaringsmæssigt afvandes slammet ofte kun til ca. 15 - 20% tørstof.

** Variabel, afhængig af behandlingsperiodens længde. Ofte afvander traditionelle slambede slammet til tørstofindhold på 10 - 20 %.

Mekanisk afvanding

Når slammet afvandes mekanisk, konditioneres det med kemikalier sædvanligvis i forbindelse med selve afvandingen. I konditioneringen anvendes enten organiske polyelektrolytter eller uorganisk konditioneringsmidler.

Biologisk afvanding

I den biologiske afvandingsproces konditioneres slammet naturligt enten via rodexuater eller ved naturlig frysning. Rejektvandet skilles lettere fra slampartiklerne ved efterfølgende optøning.

Ved den biologiske afvanding er det tyngdekraften, sol- og vindenergi samt vegetationen, der driver processerne. I afvanding af f.eks. aktivt slam (0,4 % tørstof) opkoncentrerer den biologiske slambehandling slammet ca. 42, 40 og 20 gange mere, end hvis det via en koncentreringsstank var blevet afvandet i henholdsvis en centrifuge, sibåndspresse og kammerfilterpresse.

Rejektvand

Slamafvandingen medfører på mange renseanlæg en betydende intern belastning, idet biproduktet herfra, REJEKTVANDET, recirkuleres på renseanlæggene.

Rejektvandet kan bevirke driftsforstyrrelser på renseanlæggene og dermed problemer med at overholde afløbskravene.

Mekanisk afvanding

Rejektvandet fra de højteknologiske metoder består af flere bidrag. Før selve den mekaniske afvanding iværksættes en opkoncentrering af overskudsslammet i koncentreringsstanken. Herfra dekanteres 1. rejeckt vandspulje tilbage til renseanlægget. 2. pulje består af rejeckt vand fra selve den mekaniske afvanding. Endelig udgør rengøringen af afvandingsudstyret, spulevand, en 3. pulje.

Biologisk afvanding

Rejektvandet fra biologisk afvanding af det aktive slam udgør en væsentlig mindre belastning af renseanlægget i sammenligning med rejeckt vandet fra mekaniske afvandere. Specielt kvælstof (total-N), BI_5 og COD koncentrationerne er meget små, ca. 13, 76 og 22 gange mindre end koncentrationerne for de tilsvarende parametre i rejeckt vandet fra mekanisk afvanding, i denne opgørelse er bidraget fra koncentreringsstanken ikke medregnet.

Hver gang, der biologisk behandles 1.200 m³ aktivt slam, aflastes renseanlægget i forhold til belastningen fra mekanisk afvanding med ca. 150 kg N og BI_5 svarende til ca. 980 kg O₂. Den interne belastning nedsættes således ca. 4 gange og 50 gange for henholdsvis total-N og BI_5 .

Anvendes biologisk slambehandling i stedet for mekanisk afvanding, indebærer det således en relativ "kapacitetsforbedring" af selve renseanlægget.

Slutdeponering

Slamanlæggenes driftsperioder afhænger af slambelastningens omfang. Ofte vil slamanlæggene have en levetid på ca. 8-10 år. Herefter tømmer bassinerne. Inden slutdeponering deklarerer slammet.

Ses analyseresultaterne af slamresten fra juli 1990 i relation til bekendtgørelsens grænseværdier gældende fra 1. juli 1995, kan følgende kommentarer knyttes til de enkelte tungmetaller.

Ved sammenligninger i forhold til total-fosfor konstateres det, at slammet i bassinerne i Allerslev samt det producerede slam fra Strandvejens renseanlæg, hverken overholder de nuværende eller de kommende grænseværdier. Med mindre der iværksættes foranstaltninger, der væsentligt kan medvirke til at ændre slamrestens kvalitet og dermed slutdeklareringen, så skal slammet fra Strandvejens renseanlæg *stadig*, via bassinerne i Allerslev, slutdeponeres på losseplads.

I Regstrup derimod, ses det, at både det tilledte slam og slamresten i alle 4 bassiner overholder både de nuværende og de fra den 1. juli 1995 gældende grænseværdier. Det vil således stadig være muligt at udbringe slam/slamresten på landbrugsarealer. På baggrund af deklarereringen af slamresten, juli 1990, samt slamrestens nuværende volumen, skønnes udbringningen at kræve ca. 1-2 ha/bassin. Udbringningen vil i så fald medføre, at de anvendte landbrugsarealer belastes med ca. 2-9 tons tørstof/ha.

0.1 Summary

Biological sludge plant

The monitoring programme included a detailed study of two biological sludge treatment plants.

The plants are located at Regstrup (in Jernløse Municipality) and Allerslev (in Præstø Municipality) and are respectively 415 m² and 215 m² in size. The plants receive activated sludge (0.4% dry matter) and concentrated (3-4% dry matter) sludge, and the sludge at the Allerslev plant is contaminated with mercury.

Monitoring program

Monitoring of the operations and results of the plants was effected in three phases lasting from September 1988 to April 1991. The study included detailed analysis of sludge, reject and sludge residue and involved continual monitoring as well as intensive investigations of a shorter duration.

The monitoring programme served to achieve an optimum dewatering and mineralisation efficiency in this type of plant and to gain experience in operations under conditions as they are in Denmark.

Plant function

The main function of this kind of plant is to REDUCE the amount of sludge. Sludge reduction can be divided into two phases: dewatering and mineralisation.

The sludge treatment plants are concrete beds with drainage and aeration systems at the bottom. In each bed is a filter consisting of successive layers of stone and gravel fractions. The uppermost part of the filter consists of a layer of sandy loam to promote the growth of the reeds planted there (see Figure 1.1).

The principle of the method

The principle of the method is that distribution pipes take the sludge to the sludge bed planted with reeds, where the sludge is then spread out evenly over the surface. Then the sludge is filtered: the water drains off vertically through the filter, leaving the particulate on the surface of the sludge.

The water which percolates down through the filter goes into the drainage system and then to the reject wells before being returned to the wastewater treatment plant (sand trap). The drainage system also performs the important function of providing oxygen to the bottom of the bed, from where - if the filter is constructed correctly - the oxygen diffuses upward through the layers, thus ensuring a more efficient mineralisation of the organic material in the sludge.

Capacity

The plants at Regstrup and Allerslev are designed for an annual capacity of about 25 and 14 tonnes respectively of dry matter.

Water balances

The design of the plants made it possible to set up a simple water balance. Calculations were made on the basis of sludge residue water content at the start and end of a time period, the sludge load, rainfall and the reject. The amount of water in the filter was regarded as being constant during the entire period. Thus the only unknown factor is the evapotranspiration.

The water balances apply only to periods of time in 1989 and 1990. In 1989 the vegetation was not yet fully developed, having spread to cover about 60-70% of the bed area. By 1990, coverage had become almost 100% in the beds, which primarily contained fully developed reed plants. Thus 1990 was the first year in which it could be presumed that the biological sludge system functioned at close to full capacity.

Evapotranspiration

The calculated amount of evapotranspiration for the entire period - 260 days at Regstrup and 292 days at Allerslev - was about 1500 mm and 540 mm respectively when converted. Water loss by evapotranspiration constituted about 23% (Regstrup) and 80% (Allerslev) of all water removed by dewatering (reject + evapotranspiration).

Sludge reduction

Most of the reduction was a result of dewatering in the form of the draining off and evapotranspiration of water from the sludge. Tables 0.1 and 0.2 show the amounts of sludge loaded and the amounts remaining after reduction.

Table 0.1: Sludge loads and reduction (Regstrup)
19.08.88 - 15.04.91.

Bed No.	Sludge (Loaded) (m ³)	Sludge Residue (m ³)	Reduction %
1	2313 *	58	97,5
2	2132 *	51	97,6
3	685 **	71	89,6
4	2154 *	56	97,4

* Dry matter content of sludge: approx. 0.4%.

** Dry matter content of sludge: approx. 3%.

Table 0.2: Sludge loads and reduction (Allerslev)
14.09.88 - 24.04.91.

Bed No.	Sludge (loaded) (m ³)	Sludge Residue (m ³)	Reduction %
1	263 *	18	93,2
2	253 *	23	90,9

* Dry matter content of sludge: approx. 4.0%.

A reduction of approximately 98% (activated sludge) and 91% (concentrated sludge) had been achieved with the sludge loaded onto the beds. The total sludge reduction for the entire monitoring period corresponded to a concentration of the activated and concentrated sludge about 40, 10 (Regstrup) and 13 (Allerslev) times.

Thus the degree of reduction is dependent on the type of sludge loaded and the condition of the vegetation and its stage of development. The load frequency and amount loaded each time were also operational parameters which had considerable effect on the efficiency of the systems and thereby also on the increase in sludge residue.

Sludge dewatering

The dewatering efficiency was monitored and assessed according to sludge type, thickness of the growing layer of sludge residue and the development of the vegetation.

The maximum dewatering rates - 0.30, 0.015 and 0.053 l/min/m² respectively for activated sludge, concentrated sludge at Regstrup and concentrated sludge at Allerslev - were achieved approximately 4, 10 and 8 hours after sludge loading commenced. Just 24 hours after sludge loading, the dewatering rate was back down to a level approximating the basic runoff rate before sludge loading.

During the first 24 hours after sludge loading, approximately 17.2 m³ (80%), 1.8 m³ (7.2%) and 5 m³ (28%) of the sludge volume loaded was dewatered.

After 144 hours, about 98%, 18% and 55% of the pore water had been dewatered. Judging solely from the water balance previous to dewatering of the activated sludge, concentration to approximately 15% dry matter takes about 6 days (one day equalling 24 hours). If evapotranspiration is also taken into consideration, the time it takes is presumably less, especially during the productive period of the reeds.

One could expect dewatering efficiency to deteriorate gradually as the amount of sludge residue grows. However, the correlation between the area-specific runoff and the increasing amount of sludge residue, expressed in the correlation coefficients 0.40 and 0.58, show that the dewatering rate is independent of the thickness of the layer of sludge residue. This seems to be caused by the increasing degree to which the vegetation establishes itself. The results actually seem to infer - looking at the dewatering values alone - that dewatering improves with time.

Dry Matter Content of the sludge residue

The efficiency of the dewatering system was first and foremost assessed on the basis of the dry matter content of the dewatered sludge.

During the course of a year, the dry matter content of the sludge residue during periods of loading differed considerably from the dry matter content during periods of rest. The dry matter content in the sludge residue from the activated sludge system (Regstrup) and from the concentration tank (Allerslev) ranged respectively from 13 to 24% and from 25 to 35%. On average, the activated and concentrated sludge was dewatered to 17% and 29% respectively, which means the loaded sludge was concentrated 43 and 7 times.

Sludge mineralisation

The average loss on ignition figures for the sludge types used (activated sludge, concentrated sludge from Regstrup and concentrated sludge from Allerslev) stayed at relatively constant levels: 62%, 65% and 54% respectively.

Loss on ignition

Generally, it must be noted that comparisons of the average loss on ignition figures for sludge residue from the individual beds at Regstrup showed that the loss on ignition of neither the activated nor the concentrated sludge was substantially different from the loss on ignition of the sludge at loading.

Comparisons with the average loss on ignition of the sludge residue can give a distorted picture of the extent of the mineralisation, since sludge residue consists of sludge layers of different "ages". The fact is that the beds are loaded regularly, especially at Regstrup, and that helps keep the average loss on ignition at relatively high levels. Assessing the variation in the loss on ignition as present in the different levels of the sludge residue and comparing it to the loss on ignition in the different types of sludge loaded gives one a more realistic idea of the degree of mineralisation.

It was expected that the mineralisation would basically have a vertical gradient, with the lowest sludge layer - just over the layer of soil - showing the greatest degree of mineralisation.

Vertikal gradient

There was a clear vertical gradient in the sludge residue at Allerslev, with the greatest loss on ignition at the surface of the sludge. The loss on ignition in these layers (the most recent ones) did not differ appreciably from the loss on ignition in the sludge at loading.

As early as November 1989, there was a clear vertical gradient in the sludge residue, where the loss on ignition fell about 12% to approximately 40% at a level of just over 15 cm from the bottom of the residue. This tendency was found throughout 1990, with loss on ignition in the sludge residue varying by up to 20% from that of the sludge at loading.

The analysis results from the Regstrup plant were more varied and revealed no clear gradient, but the lowest loss on ignition figures were found in the oldest sludge layers. A gradient was indicated in the latest results in particular, which leads to the conclusion that mineralisation most likely accounts for a 5-10% reduction in the activated sludge.

The reduction in volume

The data from this monitoring project was insufficient to quantify the reduction in volume caused by mineralisation. The assumption is that the different types of sludge and the various load frequencies had an effect on the extent of the mineralisation.

Sludge reduction

During loading periods, the activated sludge (0.4% TS) and the concentrated sludge (4.0% TS) was dewatered to an average of 17% and 29% of dry matter, respectively.

Before being emptied, the beds were allowed to stand for 3-4 months when draining and evapotranspiration caused the sludge to become even more concentrated. Drainage stopped once the sludge reaches a dry matter content of 20%; from this point on, evapotranspiration alone accounts for the dewatering that takes place.

This study led to the conclusion that an 8-10-year period of operation and a 3-month final drying period could be enough for the sludge to reach an average dry matter content of about 40% for all of the sludge residue.

Other methods

Traditionally, most of the sludge produced in Denmark is mechanically dewatered (see Table 0.3).

Table 0.3: Dry matter content related to dewatering method (modified according to /23/).

Dewatering Method	% Dry Matter
Centrifuge	23 (15 - 20) *
Filter Belt Press	24 (15 - 20) *
Filter Press	32
Traditional Sludge Bed	20 **
Biological Sludge Treatment	40

* Normally observed values.

** Variable, dependent on the duration of the treatment period. Traditional sludge beds often dewater the sludge to a dry matter content of 10 - 20%.

Mechanical dewatering

Mechanical sludge dewatering involves conditioning with chemicals, usually in connection with the dewatering process itself. Either organic polyelectrolytes or inorganic conditioning substances are used.

Biological dewatering

In biological dewatering, the sludge is conditioned naturally, either with rood exudates or by natural freezing. The reject is more easily separated from the sludge particulate after thawing.

In biological dewatering, the process is governed by sun and wind energy, gravity and the vegetation. In the case of activated sludge (0.4% dry matter), biological dewatering concentrates the sludge approximately 42, 40 or 20 times more respectively than if it had been dewatered in a concentration tank and a centrifuge, filter belt press or frame filter press.

Reject quality

Sludge dewatering puts a considerable load on the internal workings of many wastewater treatment plants, since the byproduct of dewatering, from the high-technological methods, the REJECT, is recirculated through the treatment plant.

The reject can cause interruptions or delays in treatment plant operations and thereby also cause problems in complying with effluent requirements.

Mechanical dewatering

The reject from the high-technological methods comes from different sources. Before mechanical dewatering, the excess sludge in the concentration tank must be concentrated. The reject from this first source is then decanted and returned to the treatment plant. The second source is the mechanical dewatering process itself, which also produces reject. The third source is the washwater from cleaning the dewatering equipment.

Biological dewatering

Reject from biological dewatering of activated sludge is much less of a burden on treatment plants than reject from mechanical dewatering. In particular, nitrogen (total N), BI₅ and COD concentrations are very low, respectively about 13, 76 and 22 times lower than the corresponding concentrations in reject from mechanical dewatering (reject from the concentration tank not included).

Biological treatment of 1200 m³ of activated sludge saves a wastewater treatment plant the necessity of treating about 150 kg N and BI₅, corresponding to about 980 kg of O₂. This means that the internal load on the plant would be about 4 and 50 times less respectively for total N and BI₅.

Thus using biological sludge treatment instead of mechanical dewatering would involve a relative "capacity improvement" of the wastewater treatment plant itself.

Final disposal

How long sludge plants can continue to operate depends on the extent of the sludge loading. Such systems often have a lifetime of 8-10 years, after which the beds are emptied. The contents of the sludge must be declared before final disposal.

Comparing the analyses of sludge residues from July 1990 with the maximum permissible levels stated in the statutory order valid from 1 July 1995, the following comments can be made on heavy metals.

Looking at the limits for total phosphorus, it must be noted that neither the sludge in the beds at Allerslev nor the sludge produced in the Strandvejen treatment plant complies with the present or future limits. Unless measures are taken to change the quality of the sludge and thereby also the final disposal declaration, then the sludge from the Strandvejen plant must still be disposed of at a waste dump, even after processing in the beds at Allerslev.

At Regstrup, however, it is apparent that both the sludge at loading and the sludge residue in all four beds meets the limits, the current ones as well as the ones valid from 1 July 1995. Thus it would still be possible to use the sludge/sludge residue on agricultural land. Judging by the July 1990 sludge residue declaration and the present volume of the sludge residue, 1-2 hectare is necessary per bed. This would burden the agricultural land thus used with 2-9 tonnes of dry matter per hectare.

1. Indledning

1.1 Baggrund

Vandmiljøplanens betydning

Det danske samfund har (allerede) idag problemer med håndtering og disponering af slam fra renselanlæg. Slamproduktionen fra specielt de kommunale rensningsanlæg øges i forbindelse med gennemførelsen af Vandmiljøplanen. På baggrund heraf er der behov for udvikling af alternative slamhåndteringsmetoder.

Anlægstypens udviklingsforløb

Gennem kontakter til udenlandske forskere /1-14/ har Hedeselskabet erfaret, at der blandt andet i England, Frankrig og Vesttyskland på forsøgsplan blev arbejdet med afvanding og mineralisering af spildevandsslam i tagrørsbeplantede slambede med speciel filter- og bundopbygning. Disse anlæg har udmærket sig med meget lave driftsomkostninger kombineret med høj afvandingseffektivitet og reduktion af tørstofmængden.

I Hedeselskabet blev der i 1987 nedsat en arbejdsgruppe, som på baggrund af de udenlandske forsøg, udarbejdede en procesteknisk model, der beskrev anlægsopbygning og -funktion samt klarlagde proces- og konstruktionsmæssige sammenhænge.

Finansiering

Udvikling, projektering og etablering af anlæg blev finansieret af Hedeselskabet, hovedentreprenøren JME BYG, Jernløse og Præstø kommuner samt suppleret med lån fra Industri- og Handelsstyrelsen.

Som et praktisk resultat af de hidtidige samarbejder blev Danmarks 2 første biologiske slamanlæg sat i drift sommeren 1988.

Anlæggene i Regstrup (Jernløse kommune) og Allerslev (Præstø kommune) blev indviet henholdsvis den 25/8 1988 og den 29/9 1988.

I forbindelse med indkøring af anlæggene, blev der iværksat et knapt 3-årigt overvågningsprojekt. Projektet blev finansieret af Miljøstyrelsen (30%), Industri- og Handelsstyrelsen (20%) og Hedeselskabet (50%). Projektet blev varetaget af Hedeselskabet i samarbejde med de deltagende kommuner.

1.2 Formål

Udover at indkøre anlæggene under danske forhold, skal overvågningsprojektet dokumentere:

- Anlæggets afvandingseffektivitet.
- Anlæggets mineraliseringseffektivitet.
- Massebalance for vand, kvælstof, fosfor og tungmetaller.
- Optimal konstruktion af drænsystemet.

- Anlæggets tolerance og effektivitet overfor forskellige slamtyper (aktivt, anaerobt, tungmetalbelastet og eventuelt septisk slam).
- Kvalitet og anvendelighed af den afvandede og delvist mineraliserede slamrest.

1.3 Målgruppe

Kommuner og industrier

Projektets resultater vil tjene til at fastlægge dimensioneringsgrundlaget for og anvendeligheden af metoden i kommuners og industriers slambehandling. Desuden indgår resultaterne i optimeringen af anlægstypens driftfunktioner i forbindelse med samkøringen af slam- og renseanlæg.

På grund af arealkravet vil anlægstypen først og fremmest være anvendelig ved renseanlæg og virksomheder med disponible arealer i umiddelbar nærhed.

1.4 Teknisk baggrund

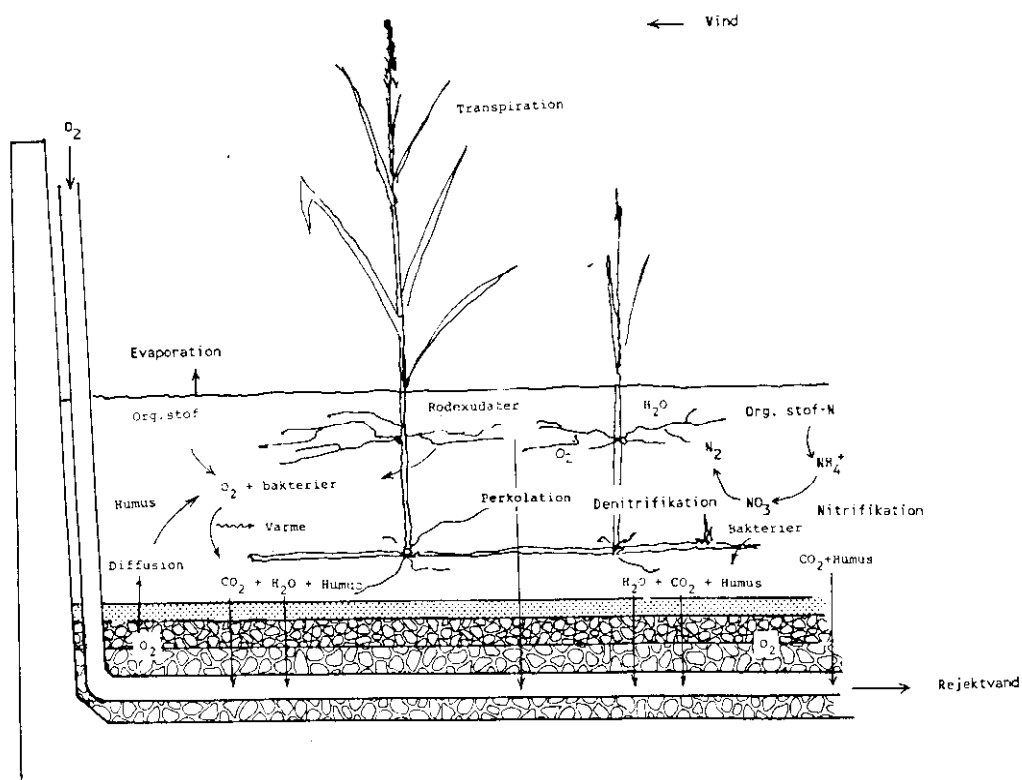
I biologiske slamanlæg forløber en hel række biologiske, fysiske og kemiske processer (figur 1.1), hvilket resulterer i, at der foregår en afvanding og mineralisering af slammet.

1.4.1 Slamafvanding

Vegetationens betydning

Tagrørene optager vand gennem rødderne og fordamper dette i et omfang, der svarer til ca. 2 gange den årlige nedbør (afsnit 3.8.1). Ved rødders og rodstænglers vækst sikres, at slamfasen ikke clogger til. Rodnettets senere henfald skaber et fint og tæt poresystem, der fremmer vandets mulighed for at løbe af. Fra rødder og rodstængler udskilles endvidere rodexudater (plantesaft, -slim og -gelé), der "kitter" slampartiklerne sammen i uensartede klumper, hvorved udviklingen mod en krummestruktur i slammet fremmes, og vandets evne til at løbe ned igennem substratet øges (figur 1.1) /15,47/.

De organiske stoffer, der udskilles fra planterne, kan tillige nedsætte vandets overfladespænding, hvilket også øger afvandingen /15/.



Figur 1.1: Principskitse for processer i og opbygning af biologiske slam anlæg (modificeret efter /15/).

Teori

1.4.2 Slammineralisering

Ved mineraliseringen tjener slammets indhold af partikulært- og opløst organisk stof som næring for de mikroorganismer (bakterier, svampe og mikroskopiske dyr), der findes i slambassinerne /16,21/. Mikroorganismernes levevilkår og evne til at optage og nedbryde slammet, forbedres betydeligt ved planternes tilstedeværelse i bassinet. Rodexudater er således udsøgt næring for mikroorganismene, og de medvirker til at optimere CN-forholdet i slammet, hvilket fremmer omsætningen /17/. Desuden skabes der ved diffusion af ilt fra rødderne og ud i slammet mulighed for, at iltkrævende mikroorganismer kan eksistere tæt ved rødderne /18-20/. Endelig foregår den overvejende del af alle de mikrobielle aktiviteter i anlægget i tilknytning til "grænseflader", og rødderne er en fortræffelig overflade for mikroorganismer at "sidde på" (figur 1.1) /15/.

2. Anlægsbeskrivelse

2.1 Anlægsopbygning og funktion

Opbygning

Slamanlægget består af betonbassiner med dræn- og beluftningssystemer i bunden.

I bassinerne er opbygget et filter bestående af succesive lag af sten- og grusfraktioner. Øverst i filteret er anlagt et vækstlag af sandmuld beplantet med tagrør (figur 1.1).

Anlæggets hovedfunktion er at REDUCERE slammængden. Slamreduktionen kan opdeles i en afvandingsfase og en mineraliseringsfase.

Funktionsprincip

Princippet i metoden er, at slammet via fordelingsrør ledes til det tagrørsbeplantede slambassin, hvor det fordeles jævnt på overfladen.

Efter slamtilledningen filtreres slammet, idet vandet afdrænes lodret igennem filteret med en efterfølgende aflejring af det partikulære materiale på slamoverfladen.

Den mængde vand, der siver ned gennem anlægget, optages af drænsystemet og ledes til rejktvandsbrøndene. I brøndene kvantificeres rejktvandet ved hjælp af vippekar, inden det returneres til rensningsanlægget (sandfanget). Udover at lede vandet bort udfylder drænsystemet den vigtige funktion at lede ilt til anlæggets bund, hvorfra det ved korrekt opbygning diffunderer op i anlægget og dermed sikrer en mere effektiv mineralisering af det organiske materiale i slammet.

Lufttilledningen blev vurderet i forhold til 2 drænsystemer. Det første system blev opbygget med spaltegulv og krybekælder. Systemet blev anlagt i bassin 1 i henholdsvis Regstrup og Allerslev. De øvrige 4 bassiner fik udlagt almindelige drænslinger.

2.2 Full Scala-anlæg

2.2.1 Regstrup slam- og renseanlæg (figur 2.1)

Renseanlæggets opbygning

Regstrup renseanlæg belastes med husspildevand svarende til ca. 2.500 PE. Anlægget er dimensioneret til ca. 5.000 PE og består af et mekanisk og et biologisk trin.

Hovedelementerne er et sandfang, et aktivt slamanlæg, en koncentreringsstank (slamtykner) af den diskontinuerte type /22/, en efterklaringsstank samt en efterklaringslagune.

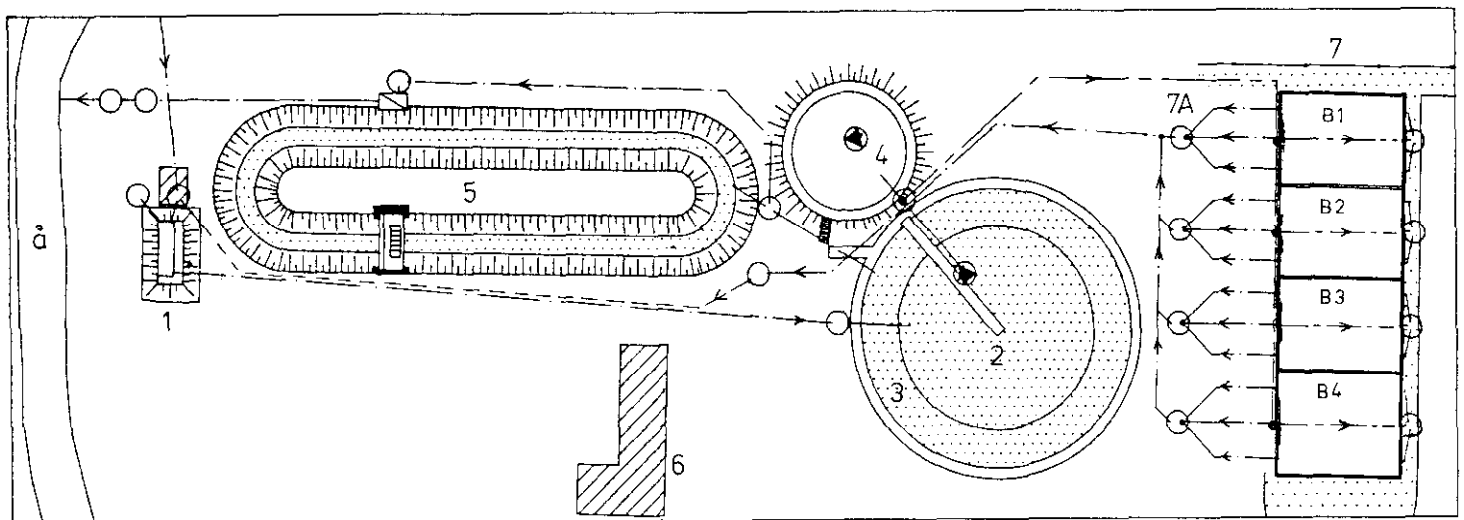
Sandfanget blev suppleret med et nyt beluftet sandfang, der blev sat i drift den 5. december 1989.

Årligt udgør den samlede slamproduktion ca. 55 tons tørstof.

Slamhåndtering

Hele slamproduktionen blev, indtil etableringen af det biologiske slamanlæg, mekanisk afvandet og derefter slutdisponeret på nærliggende landbrugsarealer. I dag håndterer det biologiske slamanlæg ca. 50% af slamproduktionen.

Slamanlægget består af 4 tagrørsbeplantede bassiner med et samlet areal på 415 m². Bassinerne er tilkøbet renseanlægget, således at slammet fra det aktive slamanlæg og koncentreringstanken kan tilledes direkte.



Figur 2.1: Regstrup slam- og renseanlæg - plantegning.

- | | |
|---------------------|------------------------|
| 1. Sandfang | 5. Lagune |
| 2. Aktivt slamanlæg | 6. Mandskabsbygning |
| 3. Efterklaring | 7. Biologisk slamanlæg |
| 4. Slamsilo | B1 - B4: Bassin 1-4 |
| | 7A. Rejektvandsbrønde |

Slamflow

Slammet pumpes til bassinerne og volumet af de tilledte slammængder registreres ved hjælp af timetællere på de 2 pumpeværker.

I det aktive slamanlæg har slammet ved rotordrift et tørstofindhold på ca. 0,4 % inden det ledes til bassin 1, 2 og 4 i det biologiske slamanlæg.

Fra det aktive slamanlæg overføres en del af overskudsslammet til koncentreringstanken. Herfra udpumpes det efter en opholdstid på ca. 1-3 måneder til bassin 3.

Det opkoncentrerede slam har et tørstofindhold på ca. 3 % og er uden lugt af svovlbrinte, hvilket indikerer, at udrådningen endnu ikke er nævneværdig [22].

Renseanlæggets opbygning

2.2.2 Allerslev slamanlæg

Allerslev slamanlæg, der består af 2 tagrørsbeplantede bassiner med et samlet areal på 215 m², er anlagt som separatanlæg ved Allerslev renseanlæg.

Slamanlægget behandler slam fra Præstø-Strandvejens renseanlæg, der består af et mekanisk- og biologisk trin og hovedsagelig bliver belastet med husspildevand fra ca. 1.000 PE. Dog medfører spildevandets indhold af tungmetaller, især kviksølv, at de producerede slam-mængder har atypisk høje kviksølvkoncentrationer.

Kviksølvforureningen stammer fra ukendte diffuse kilder. Opsporingen af forureningskilderne pågår i forsøgsperioden.

Renseanlæggets hovedelementer er et sandfang, en forfældningstank, et biologisk filteranlæg (rislefilter) og en efterklaringstank.

Slammet blev indtil september 1988 mekanisk afvandet og derefter slutdeponeret på losseplads. I dag anvendes kun biologisk slamhåndtering.

Slamflow

Primærslammet fra forfældningstanken pumpes diskontinuerligt til koncentreringstanken. Det biologiske slam fra efterklaringstanken ledes til sandfanget og recirkuleres på ny. Den samlede slamproduktion er ca. 10 tons tørstof pr. år.

Det opkoncentrerede slam tilføres efter en opbevaring på ca. 2-3 måneder det biologiske slamanlæg ved hjælp af slamsugere, der ligeledes registrerer volumentilførelsen.

I koncentreringstanken opnår slammet et tørstofindhold på ca. 4 % før det ledes til bassinerne. Slammet er anaerobt, sort og har en lugt af svovlbrinte, hvilket indikerer en begyndende udrådning /22/.

2.3 Dimensionering

Belastning af slamanlæg

De generelle erfaringer fra udenlandske anlæg /1-14/ var ved projektets start, at en belastning svarende til 4-5 personækvivalenter (PE) pr. m², var optimal /15/, hvilket også er dimensioneringsgrundlaget for de her omtalte anlæg.

Senere er dimensioneringsnøglen blevet ændret til kg tørstof/m²/år, idet mængden af slam produceret pr. PE er afhængig af, hvor mange trin i renseprocessen (bilag 2.1) der er på det enkelte renseanlæg /23/.

Den samlede belastning i Regstrup og Allerslev blev ved projektets start fastlagt til henholdsvis ca. 25 og ca. 14 ton tørstof pr. år.

2.4 Tilledningsprocedure

Slammet fordeles i Regstrup via en fordelingsrende med bundhuller og overløbskant. Under bundhullerne er der udlagt fliser.

I Allerslev fordeles slammet via et fordelerrør med 2 udsprøjtningsdysser. Udsprøjtningen sker på fliser.

Begge steder ledes slammet langsomt til bassinerne, uden tryk, således at den eksisterende slamstruktur ikke slås i stykker. Endvidere sikres det, at unge tagrørsplanter og nye skud ikke vælter eller oversprøjtes.

Endelig tilstræbes det via tilledningsproceduren, at slammet løber ud på overfladen af den gamle slamfase, således at strukturen i slam og muldfasen ikke forstyrres.

3. Overvågningsprogrammet

Overvågningen af anlæggenes drift og effekt blev gennemført i 3 faser i perioden fra september 1988 til april 1991.

3.1 Projektfaser

Fase 1 (september 1988 - august 1989)

Driftsforhold

Slam- og renseanlæggenes operationelle systemer blev gennemgået og testet ved forskellige driftssituationer.

Slamtillædningsproceduren blev efterprøvet. Ventiler og slamfordelere i de enkelte bassiner blev justeret, således at slamtilledningen havde et jævnt forløb ud over hele bassinoverfladen.

Vippekarrene blev indstillet og prøvetagningsproceduren afprøvet.

Fase 2 (september 1989 - marts 1990)

Samkøring

I denne fase blev samkøringen mellem det biologiske slam anlæg og renseanlægget effektiviseret. Anlægsdriften blev vurderet ved forskellige arealbelastninger og ved forskellige hvileperioder mellem belastningerne.

Fase 3 (april 1990 - april 1991)

Normal drift

Tagrørsvegetationens etableringsgrad blev i denne periode (2. vækstsæson) tilnærmelsesvis 100 %.

Det biologiske slam anlæg blev således i denne fase fulgt ved en antaget normaldrift, hvilket vil sige fuld belastning.

Perioden blev afsluttet med en samlet vurdering af afvandings- og mineraliseringseffektiviteten, af vand- og stofbalancer samt en vurdering af anlægstypens anvendelighed og kapacitet i forhold til traditionel slamhåndtering.

3.2 Løbende aktiviteter

Driftsparametre og analyser

I alle 3 faser blev der foretaget intensive registreringer af mængden og kvaliteten af de tilførte slamvolumener, de afvandede restvolumener samt af rejktvandsvolumenerne fra de enkelte bassiner. De enkelte driftssituationer blev løbende revideret ud fra opstillingen af massebalancer for vand, tørstof og næringssalte. Specielt var det af interesse at følge rejktvandskvaliteten.

Kampagnemålinger

Den løbende overvågning blev suppleret med intensive kampagnemålinger (afsnit 3.5), hvor udviklingen i afvandingshastigheder og stofkoncentrationsvariationerne i slamrest og rejktvand blev fulgt med hyppige målinger før, under og efter en slamtilledning.

3.3 Analyseprogrammet og metoder

Analyseparametre

3.3.1 Analyseprogrammet

Analyseprogrammet for de anvendte slamtyper, slamresten i bassinerne og rejektivandet fra alle 6 bassiner fremgår af tabel 3.1. Analysemetoderne for samtlige parametre er angivet i bilag 3.1.

Tabel 3.1: Analyseparametre

Basis-parametre	pH Tørstof % Glødetab % COD BI ₅ Total-N NH ₃ /NH ₄ ⁺ NO ₃ +NO ₂ Total-P Ortho-P SO ₄ ²⁻ H ₂ S Calcium Jern
Special-parametre	Cadmium Bly Kobber Kobolt Nikkel Krom Zink Kviksølv

Analyseprogrammets formål

Hensigten med analyseprogrammet var at opnå kendskab til de anvendte slamtyper (afsnit 4.2), kvaliteten af rejektivandet (afsnit 4.3) samt kvaliteten af den resulterende slamrest (afsnit 4.6).

Endvidere blev der i analyseprogrammet indlagt kampagnemålinger i 1989 og i 1990 (afsnit 3.5 - tabel 3.9).

Ud fra kampagnemålingerne og de ordinære målinger blev det vurderet, om der var årsvariationer i rejektivandskvaliteten eller om kvaliteten af rejektivandet og slamresten udvikledes i en bestemt retning.

Endelig indgik analyseresultaterne i opstillingen af stofbalancer for udvalgte parametre (afsnit 4.7).

3.3.2 Slamanalyser

Prøverne blev analyseret for de i analyseprogrammet angivne parametre (tabel 3.1). Analyseprogrammets omfang og prøvetagningshyppigheden for de enkelte parametre fremgår af tabellerne 3.2 - 3.4.

Udover at indgå i basisanalyserne er slamtypernes tørstofindhold og glødetab yderligere blevet analyseret et antal gange ved stikprøver.

*Regstrup slamanlæg
analyseomfang*

Fra det aktive slamanlæg blev der i perioden fra den 30. august 1988 til den 9. oktober 1990 udtaget slamprøver. Hovedvægten af prøverne, ca. 90 % blev udtaget i 1988 og 1989.

I 80% af prøverne blev der analyseret for specialparametre (tabel 3.2). I 1990 blev der kun taget prøver i forbindelse med kampagnemålingen, når prøver til tørstof og glødetab undtages.

Aktivt slam

Tabel 3.2: Aktivt slam - Analyseomfang og prøvetagningshyppighed - (Regstrup) - antal prøver pr. år.

Slamtype	Aktivt slam			
	1988	1989	1990	Antal prøver
Basisparametre	5	4	1	10
Specialparametre	5	2	1	8
Tørstof	6	4	3	13
Glødetab	4	4	3	11

Koncentreret slam

Prøvetagning og analyse af det opkoncentrerede slam påbegyndtes først i 1989. Perioden strakte sig fra den 6. juli 1989 til den 9. oktober 1990. Prøveantallet udgjorde ca. 60% af prøveantallet for det aktive slam.

Hovedparten af prøvetagningen blev foretaget i 1989 og med næsten samme hyppighed for basis- og specialparametrene (tabel 3.3).

Tabel 3.3: Koncentreret slam - Analyseomfang og prøvetagningshyppighed - (Regstrup) - antal prøver pr. år.

Slamtype	Koncentreret slam			
	1988	1989	1990	Antal prøver
Basisparametre	-	4	2	6
Specialparametre	-	4-5	1	5 (enkelte 6)
Tørstof	-	5	3	9
Glødetab	-	5	3	8

*Allerslev slamanlæg
analyseomfang*

Hovedparten af prøveudtagningen, ca. 80 % fordeler sig ligeligt mellem 1988 og 1989. Basis- og specialparametrene blev i hele perioden (27. september 1988 - 11. december 1990) analyseret i tilnærmelsesvis samme omfang (tabel 3.4).

Koncentreret slam

Tabel 3.4: Koncentreret slam - Analyseomfang og prøvetagningshyppighed - (Allerslev) - antal prøver pr. år.

Slamtype	Koncentreret slam			
	1988	1989	1990	Antal prøver
Basisparametre	5	5	2	12
Specialparametre	5	5 (enkelte 6)	1 (enkelte 6)	11
Tørstof	5	5	6	16
Glødetab	5	5	6	16

3.3.3 Rejektvandsanalyser

I 1988 blev der udtaget stikprøver af rejeftvandet. På baggrund af disse blev det endelige analyseprogram fastlagt. Resultaterne af disse analyser indgår ikke i den videre resultatbearbejdning. I 1989 og 1990 blev der kun udført flowproportional prøvetagning.

*Prøvetagnings-
hyppighed*

Prøvetagningshyppigheden og analyseprogrammets omfang for de enkelte parametre fremgår af tabel 3.5 og 3.6. Siden juli 1989 er der med jævne mellemrum blevet udtaget mængdeproportionale prøver af rejeftvandet fra bassinerne i Regstrup og Allerslev.

Regstrup slamanlæg

For alle 4 bassiner blev ca. 60% af de flowproportionale prøver udtaget i 1989.

Specialparametrene blev stort set kun analyseret i forbindelse med kampagnemålingerne.

Tabel 3.5: Rejeftvand - Prøvetagningshyppighed og analyseomfang - (Regstrup) - antal prøver pr. år.

	År	1988	1989	1990	Antal prøver
	Bassin 1	Basisparametre	3 (stikprøver)	5 (+ 1 stikprøve)	5
Specialparametre		1 (stikprøve)	2	-	2
Bassin 2	Basisparametre	4 (stikprøver)	8 (+ 1 stikprøve)	3	11
	Specialparametre	2 (stikprøver)	2	-	2

Tabel 3.5: Fortsat

	År	1988	1989	1990	Antal prøver
	Bassin 3	Basisparametre	3 (stikprøver)	3	3
Specialparametre		2 (stikprøver)	1	2	3

	År	1988	1989	1990	Antal prøver
	Bassin 4	Basisparametre	2 (stikprøver)	6	4
Specialparametre		1 (stikprøve)	2	2	4

Allerslev slam anlæg

Prøvetagningen i 1989 og 1990 havde tilnærmelsesvis samme omfang.

Generelt blev specialparametrene analyseret langt hyppigere end de tilsvarende i rejktvandet fra Regstrup. Specielt blev kviksølv og cadmium hyppigt analyseret (tabel 3.6).

Tabel 3.6: Rejktvand - Prøvetagningshyppighed og analyseomfang - (Allerslev) - antal prøver pr. år.

	År	1988	1989	1990	Antal prøver
	Bassin 1	Basisparametre	4 (stikprøver)	5	4
Specialparametre		4 (stikprøve)	2 (enkelte 4-5)	1 (enkelte 3-4)	3 (enkelte 8)

	År	1988	1989	1990	Antal prøver
	Bassin 2	Basisparametre	4 (stikprøver)	4	3
Specialparametre		4 (stikprøver)	2 (enkelte 4-5)	3 (enkelte 4)	5 (enkelte 8)

3.3.4 Slamrestanalyser

For begge anlæg blev prøvetagningen først startet op i 1989. Generelt blev der kun udtaget prøver i forbindelse med kampagnemålingerne. Enkelte specialparametre, samt udviklingen i tørstof- og glødetabsforholdene, blev fulgt mere intensivt (tabel 3.7 - 3.8).

Table 3.7: Slamrest - Analyseomfang og prøvetagningshyppighed - (Regstrup) - antal prøver pr. år.

	År	1988	1989	1990	Antal prøver
	Bassin 1	Basis-parametre	-	2 (3-6 fraktioner)	1 (5 fraktioner)
Special-parametre		-	1-(2) (3-6 fraktioner)	1 (1 fraktion)	2
Tørstof		-	3 (3-6 fraktioner)	8 (5-10 fraktioner)	11
Glødetab		-	3 (3-6 fraktioner)	4 (5-9 fraktioner)	7

	År	1988	1989	1990	Antal prøver
	Bassin 2	Basis-parametre	-	2 (3-6 fraktioner)	-
Special-parametre		-	1 (6 fraktioner)	-	1
Tørstof		-	3 (3-6 fraktioner)	8 (5-10 fraktioner)	11
Glødetab		-	3 (3-6 fraktioner)	4 (5-9 fraktioner)	7

	År	1988	1989	1990	Antal prøver
	Bassin 3	Basis-parametre	-	2 (4-6 fraktioner)	1 (5 fraktioner)
Special-parametre		-	1-(2) (6 fraktioner)	1 (1 fraktion)	2
Tørstof		-	3 (4-6 fraktioner)	10 (5-10 fraktioner)	13
Glødetab		-	3 (4-6 fraktioner)	5 (5-9 fraktioner)	8

	År	1988	1989	1990	Antal prøver
	Bassin 4	Basis-parametre	-	2 (4-6 fraktioner)	1 (5 fraktioner)
Special-parametre		-	1-(2) (4-6 fraktioner)	1 (1 fraktion)	2
Tørstof		-	3 (4-6 fraktioner)	9 (5-10 fraktioner)	12
Glødetab		-	3 (4-6 fraktioner)	5 (5-9 fraktioner)	8

Tabel 3.8: Slamrest - Analyseomfang og prøvetagningshyppighed - (Allerslev) - antal prøver pr. år.

	År	1988	1989	1990	Antal prøver
Bassin 1	Basis-parametre	-	2 (3-6 fraktioner)	1 (5 fraktioner)	3
	Special-parametre	-	1-(2) (3-6 fraktioner)	1-(2) (1 fraktion)	2
	Tørstof	-	2 (3-6 fraktioner)	5 (5-9 fraktioner)	7
	Glødetab	-	2 (3-6 fraktioner)	5 (5-9 fraktioner)	7

	År	1988	1989	1990	Antal prøver
Bassin 2	Basis-parametre	-	2 (5-6 fraktioner)	1 (5 fraktioner)	3
	Special-parametre	-	1-(2) (5-6 fraktioner)	1-(2) (5 fraktioner)	2
	Tørstof	-	2 (5-6 fraktioner)	5 (5-9 fraktioner)	7
	Glødetab	-	2 (5-6 fraktioner)	5 (5-9 fraktioner)	7

3.3.5 Prøveudtagningsprocedure

Slamprøver

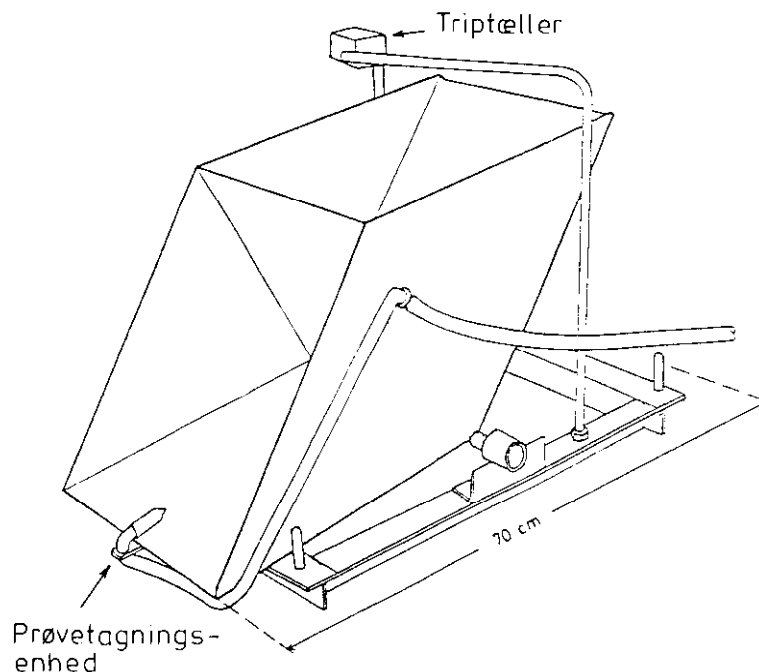
For alle 3 slamtyper (afsnit 3.3.2) gælder, at slamprøverne er blevet udtaget under slamtilledningen. I selve tilledningsperioden, blev der udtaget delmængder, således at slamprøven var repræsentativ for hele det tilledte slamvolumen.

Samlet udgjorde det udtagede prøvevolumen ca. 1 liter.

De enkelte delmængder blev udtaget ved hjælp af 0,5 - 1,0 liters prøvedunk monteret på en stav.

Prøverne i Allerslev blev udtaget fra slamfordelernes udsprøjtningssdyser. I Regstrup blev prøverne udtaget lige i slamfordelerens tilslutning til tilledningsslangen.

Ved hjælp af vippekarrene (figur 3.1) i rejektivandsbrøndene blev der udtaget flowproportionale prøver.



Figur 3.1: Vippekar

Prøvetagningsprocedure og opstilling

På hvert vippekar var der således monteret en prøvetagningsstuds. Studsen var, via slanger, forbundet til en prøvetagningsdunk med en kapacitet på 5 liter. Prøvetagningsdunken blev påmonteret køleelementer i hele prøvetagningsperioden.

Ved udtagningen af flowproportionale rejektivandsprøver var det nødvendigt at afpasse lysningen i studsene efter belastningens størrelse.

På grund af vippekarrets konstruktion var det ikke muligt at udtage delvolumener større end gennemsnitlig 20 ml.

Ved belastninger større end 10 m³ og ved belastninger med slamtyper, hvor slamafvandingen foregår relativt hurtigt, var det nødvendigt at reducere det udtagne delvolumen, således at prøvetagningsdunkens kapacitet rakte til 24 timers prøvetagning.

Omvendt var det, ved små belastninger og ved belastninger med slamtyper, hvorfra der forventedes en langsom afvandning, nødvendigt at justere lysningen i prøvetagningsstudsene, således at delprøven var så stor som muligt.

Ved prøvetagningen af rejektivand fra afvandningen af opkoncentreret slam var det endvidere til tider nødvendigt, at forlænge prøvetagningsperioden til 3 døgn. Dels for at få repræsenteret så stor en del af afvandningen i flowprøven, dels for at have tilstrækkeligt volumen til analyse.

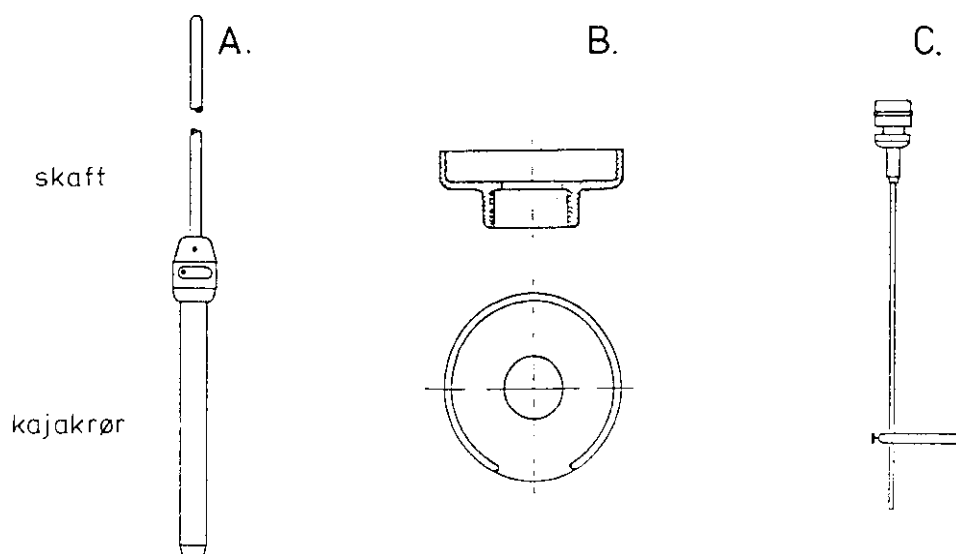
Prøverne blev udtaget som 3 enkelte flowprøver og senere efter optøningen puljet i forhold til det afvandingsvolumen, de repræsenterede.

På baggrund af målinger af afvandingshastigheden (afsnit 3.5.1) og In Situ målingerne (afsnit 3.6), var det muligt at fastslå starttidspunktet for prøveudtagningerne, således at flowprøverne kun repræsenterede rejeftvandet fra den tilhørende slamtilledning.

Efter påbegyndelsen af slamtilledningen var der en forsinkelse på ca. 1-1½ time før afvandingen begyndte eller før afvandingshastigheden og kvaliteten af rejeftvandet ændrede sig markant. I denne periode blev der fra slamfasen og filteret fortrængt en restvandmængde på ca. 1-2 m³ rejeftvand, stammende fra forrige tilledning incl. evt. nedbør.

Slamrest

Ved udtagningen af slamrestprøver (slamsøjler) anvendtes kajakrør monteret på en bundprøvetager med skaft (figur 3.2).



Figur 3.2: Prøvetager til slamrest.

A: Bundprøvetager (Kajakrør)

B: Fraktioneringsbakke

C: Stempel

Prøvetagningsprocedure

Ved hver prøveudtagning blev der udtaget ca. 5 søjler pr. bassin, således at prøvematerialet (udfra organoleptiske betragtninger) udgjorde et repræsentativt grundlag.

De udtagne slamsøjler blev senere fraktioneret op i lige høje fraktioner. Fraktionerne, der repræsenterede samme niveau i slamsøjlerne, blev puljet og grovhomogeniseret.

Fraktionsantal

Fraktionsantallet blev bestemt på baggrund af de aktuelle slamhøjder og de enkelte parametres dybdeviation.

I prøvetagningsproceduren og ved fraktioneringen blev der lagt vægt på, at få frasorteret evt. plantemateriale (store synlige bestanddele) samt i videst muligt omfang at undgå at få forurenede slamfraktionerne med jord fra vækstlaget.

Prøvetagningsproceduren medførte komprimering af slamsøjlen i kajakrøret, hvilket medførte en forskydning af den "reelle fraktions dybde".

Søjlerne blev opdelt i lige høje fraktioner, idet det blev antaget at komprimeringsgraden var den samme i hele søjlen. Ud fra slamlagets højde og antallet af fraktioner, blev det "reelle fraktionsniveau" estimeret.

3.5 Kampagnemålinger

Kampagneperioder

I overvågningsprogrammet blev der indlagt 3 kampagneperioder ved hvert anlæg. Tidspunktet for kampagnerne og periodernes længde fremgår af tabel 3.9.

Tabel 3.9: Kampagnemålinger

Anlæg	Perioder		
	1989		1990
Allerslev	14 - 19/8	13 - 19/11	09 - 23/7
Regstrup	21 - 25/8	20 - 27/11	16 - 26/7

I kampagnemålingerne blev der udført detaljerede målinger af de tilledte slammængder, afvandingsforløbet (afsnit 4.5.2) samt af rejktvands varierende kvalitet (afsnit 4.3.2) i forbindelse med det arealspecifikke afvandingsforløb. Endelig blev udviklingen i de fysiske og kemiske forhold i slamresten undersøgt (afsnit 4.6).

Afvandingseffektivitet

3.5.1 Arealspecifik afvanding

Ved arealspecifikke afvandingsmålinger registreres dels afvandingshastighedens variation ($l/min/m^2$), dels det afvandede volumen (m^3 -akkumuleret). Begge målinger registreres i forhold til tiden og slamtilledningsperioden (afsnit 4.5.2).

Registreringen blev foretaget manuelt i 1988 og 1989 samt i hver kampagnemåling, ialt ca. 5 - 10 målinger pr. bassin. I det første døgn efter slamtilledningen blev afvandingen målt med korte tidsintervaller.

Fra august 1989 blev afvandingen fra bassinerne endvidere periodevis registreret ved hjælp af datalogger.

Via en forbindelse fra de mekaniske tællere (triptællere) registrerede dataloggeren hvert tyvende minut, afvandingen og dermed vippekarrenes aktivitet fra maksimalt 4 bassiner samtidigt.

In Situ - målinger

3.5.2 Rejktvand

Ud fra In Situ-målingerne (afsnit 3.6) samt variationen i afvandingshastigheden, blev der udtaget stikprøver af rejktvandet således, at analyseparametrenes variation i afvandingsforløbet blev bedst muligt repræsenteret, ialt blev der udtaget 20-30 prøver pr. bassin.

På baggrund af afvandingsforløbet og in situ-målingerne blev en delmængde på 7-12 af stikprøverne udvalgt til laboratorieanalyse. Prøverne dækker en tidsperiode på op til 14 døgn efter slamtilledningen. Generelt blev der udtaget 2 prøver før, 5-6 prøver i det første døgn efter slamtilledningen og endelig ca. 3-4 i de efterfølgende døgn.

Det reducerede analyseprogram omfatter følgende laboratorieanalyser: COD, BI₅, Total-N, NH₄-N, NO₂₊₃-N, Total-P, PO₄-P, samt en enkelt specialanalyse omfattende Cd, Hg og Ni.

3.5.3 Slamresten

Slamrestens volumener blev løbende registreret, minimum en gang om ugen. I 1988 og i første halvdel af 1989 ved hjælp af skalapæle. Disse, skalapæle, 4 i hvert bassin, var placeret på indersiden af bassinerne.

I den resterende del af overvågningsperioden blev skalapælene afløst af målestoksaflæsninger, der blev foretaget ved skalapælene.

I kampagnemålingerne blev der endvidere foretaget intensive registreringer af de tilledte slammængder.

I slamresten og i de øverste filterlag blev der endvidere udført redoxmålinger.

Endelig blev vegetationens betydning for tørstofindholdet i slamresten, undersøgt i bassin-arealer med og uden planter. Generelt blev slamrestens tørstofindhold hyppigt bestemt.

3.6 In Situ-målinger

I kampagnemålingerne og i forbindelse med de arealspecifikke afvandingsmålinger blev der udført vejledende målinger af temperatur, pH, redoxpotentiale og iltkoncentration i de udtagne slamprøver (tabel 4.5) samt i rejektvandet både før, under og efter slamtilledningen. Rejektvandet blev endvidere analyseret for nitrat og ammonium (afsnit 4.3.2).

Det i felten anvendte målcudstyr er beskrevet i bilag 3.2.

3.7 Vegetationsanalyse

Ved projektets start var det intentionen at foretage følgende vegetationsanalyser:

- Månedlige beskrivelser af planternes trivsel ud fra skudlængde, antal nodier, antal blade, bladarealet samt biomasse bestemmelser af de enkelte skud.
- Optælle overjordiske skud i faste prøvekvadrater ved månedlige registreringer.
- 2 årlige bestemmelser af over- og underjordisk biomasse fra hvert bassin.

Analyseprogrammet for plantematerialet var planlagt til at omfatte bl.a. tørstof %, TOC, total-N, total-P, calcium og tungmetaller, som er betydende i den pågældende slamtype.

På grund af et meget inhomogent plantedække i 1988 og 1989 måtte ambitionsniveauet for vegetationsanalyserne imidlertid reduceres betydeligt, hvorfor der kun er udført enkelte planteanalyser.

De økonomiske ressourcer er i stedet anvendt i det øvrige overvågningsprogram.

3.8 Balanceberegninger

3.8.1 Vandbalance

Slam består af partikler opslemmet i vand. En afvanding af slammet medfører, at en del af vandet føres bort i form af rejktvand (slamvand), hvorved det resterende slam opkoncentreres. Ved opkoncentreringen sker der en opdeling i en vandfase og i en slamfase med et højere tørstofindhold.

Slamvand

Vand i slam med 5 % tørstofindhold kan opdeles i hulrumsvand (66,7 %), kapillarvand (25 %) adsorptionsvand samt strukturelt bundet vand (8,3 %) /24/ (figur 3.3).

Ved afvandingen af hulrumsvandet opkoncentreres slammet til et tørstofindhold på ca. 15 %. Yderligere afvanding af kapillarvandet kan opkoncentrere slammet til et tørstofindhold på ca. 50 %. Det resterende vandindhold i slammet kan fjernes ved tørring /24/. Af figuren fremgår endvidere slammets fysiske kvalitet ved de forskellige afvandingsgrader.

Vandbalance

Anlægsstrukturen muliggjorde opstillingen af en simpel vandbalance.

Opgørelsen blev foretaget ud fra vandindholdet i slamresten i starten og slutningen af en periode (VIS₁ og VIS₂), slamtilledningen (S), nedbør (N) og rejktvandet (R). Vandmængden i filteret anses for konstant i hele perioden.

Fordampningen kan herefter beregnes som eneste ubekendt i nedenstående udtryk.

$$VIS_1 + S + N = VIS_2 + R + F$$

Vandbalancer for de enkelte bassiner opstilles ved at registrere følgende vandmængder:

Slamtilledning

- Slamtilledning opgøres ved hjælp af henholdsvis timetællere (Regstrup) og måleapparater på slamsugere (Allerslev). I kampagnemålingerne registreres lagtykkelsen af hver enkelt dosering tillige ved aflæsninger af skalapæle. De tilledte volumener korrigeres for tørstofindhold. I Regstrup blev tilledningen af slam til bassinerne 1, 2 og 4 endvidere korrigeret. Korrektionsfaktorene for tilledningen til de 3 bassiner var henholdsvis 1,08, 0,97 og 0,89.

Slamrest

- Slamrestens højde registreres mindst 1 gang hver uge som et gennemsnit af aflæsningerne på de 4 aflæsningssteder i hvert bassin. Løbende, samt i kampagnemålingerne, blev der udtaget prøver af slamresten og af vækstlaget til tørstof bestemmelser, og dermed slamrestens vandindhold.

Nedbør

- Nedbør registreres ved daglige lokale målinger på anlæggene. Disse målinger sammenholdes med nedbørsdata fra Meteorologisk Institut.

Almindeligvis er den målte nedbør mindre end den faldne, idet læforholdene omkring nedbørsmåleren har afgørende betydning for resultatet af målingerne. Ved meget frit opstillede nedbørsmålere fås for små nedbørsmængder /25/.

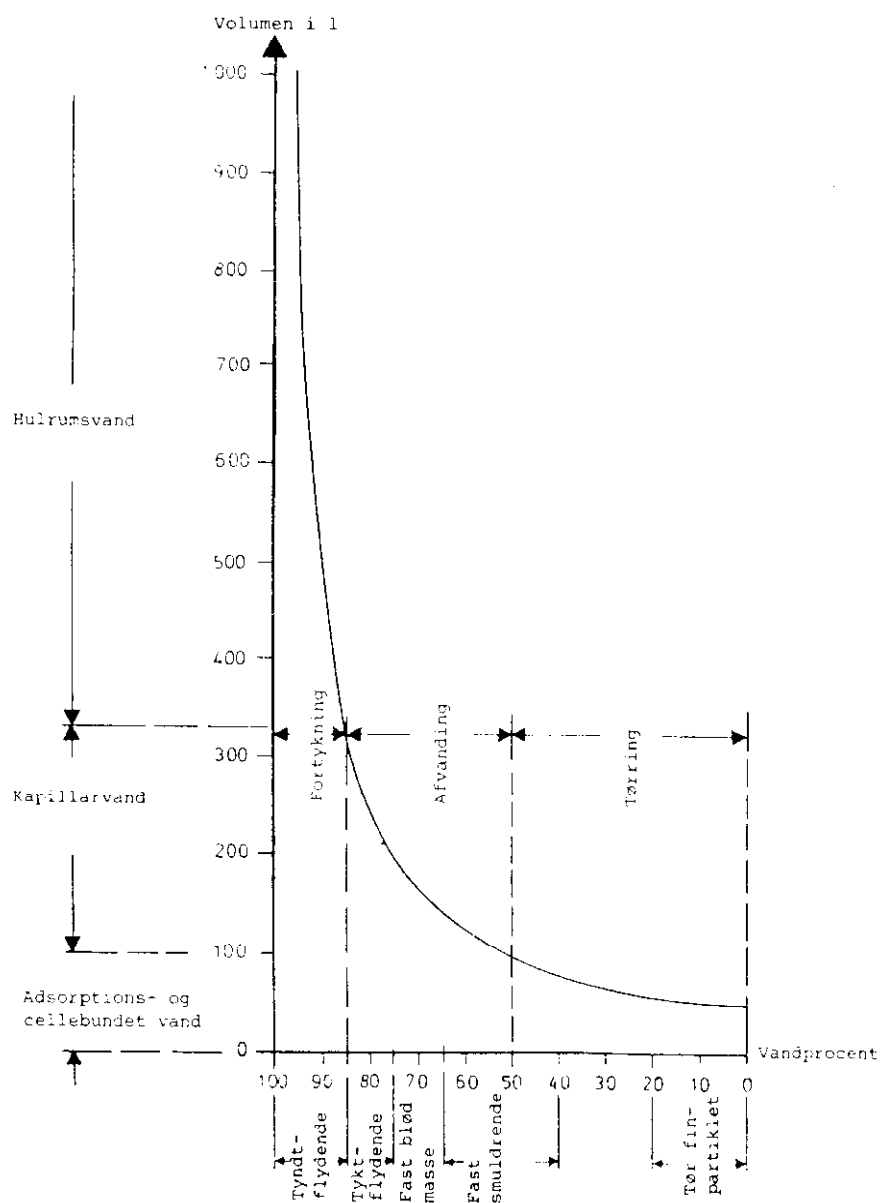
De målte nedbørsmængder i Regstrup og Allerslev blev korri-
geret for wetting-effect /26/, svarende til den gennemsnitlige
korrektion for moderat til ubeskyttede nedbørsmålere (bilag 3.3).

Afvanding

- Afvanding, afløbsmængden registreres løbende ved hjælp af vippekarrene. Disse er indstillet således, at der udløses impulser for hver 14 liter. Registreringen sker med en mekanisk impuls-tæller, der aflæses dagligt (Regstrup) og hver uge (Allerslev). Afvandingen følges endvidere periodevis ved hjælp af en datalogger, der med faste tidsintervaller registrerer antallet af impulser fra triptællerne.

Fordampning

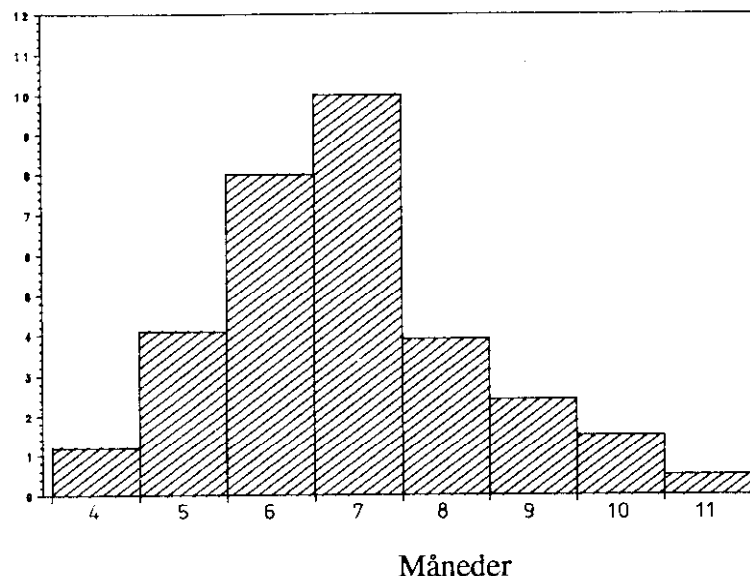
- Fordampning estimeres ud fra ovenstående parametre. Det forventes af fordampningen fra bassinerne øges i takt med tagrør-svegetationens udbredelse. Fordampningsestimaterne sammenlignes endvidere med litteraturværdier.



Figur 3.3: Variationen i slammets vandbindingsevne i forhold til tørstofindholdet. Modificeret efter /24/.

<i>Fordampning (teori)</i>	<p>En ikke uvæsentlig del af det vand, der via slammet tilføres de biologiske slam anlæg, forlader anlæggene igen ved evapotranspirationsprocesserne.</p> <p>For at fordampe 1 mm vand kræves en energitilførsel på ca. 2,47 MJ · m⁻², og denne energitilførsel skal komme fra solen.</p> <p>Den globale indstråling målt i 1990 ved Roskilde var 3744 MJ · m⁻² /27/. Hvis hele denne indstråling anvendtes til fordampning, kunne der fordampes ca. 1500 mm/år.</p>
<i>Indstråling</i>	<p>Imidlertid er det ikke hele globalindstrålingen, der kan give anledning til fordampning.</p> <p>Dels sker der en langbølget varmeafgivelse fra jordens (vegetationens) overflader. Den energimængde, der forsvinder på denne måde, er for kortklippet græs 1337 MJ · m⁻² /28/. Det er sandsynligt, at langbølget varmeafgivelse er af samme størrelsesorden fra tagrør.</p> <p>Desuden vil den del af den globale kortbølgede indstråling blive reflekteret fra plantedækkets overflade. Denne andel er for kort græs 22-25%, for majs og sukkerrør 18-22%, for løvskov 15-20% og for nåleskov 10-15% /28/.</p>
<i>Varmeafgivelse</i>	<p>Regnes optimistisk med 15% refleksion fra rørskov og med en langbølget varmeafgivelse 1337 MJ · m⁻², så vil der til rest være en netto indstråling 1780 MJ · m⁻². Denne indstråling kan maksimalt give en fordampning på 720 mm/år. Den potentielle fordampning, her defineret som fordampningen fra en kort, tæt, homogen og grøn afgrøde, der dæk-ker jorden på et betydeligt areal og er optimalt forsynet med vand, blev i 1990 i Svinninge (nær Regstrup) og i Karise (nær Allerslev) målt til henholdsvis 574 mm og 543 mm /27/.</p>
<i>Tagrørenes vandforbrug</i>	<p>Tagrørenes vandforbrug er meget højt. I den produktive periode (190 dage) forbruger 1 m² tagrør ca. 1 m³ vand. Transpirationen for en tagrørsskov blev i 1967 målt i en randzone af en sø (Neusiedler See - Østrig). På årsbasis (produktionsperioden) fordelte transpirationen sig som angivet i figur 3.4. Transpirationen blev relateret til et bevoksningsareal på 1 m² overflade /29/.</p>
<i>Transpirations-hastigheder</i>	<p>De højeste transpirationshastigheder blev målt i juni (8 l/m²/dag) og juli (10 l/m²/dag), hvilket svarer til henholdsvis 8 og 10 mm/dag. Den samlede transpiration i den produktive periode (figur 3.4) svarer til ca 970 mm. Evaporationen blev endvidere i samme område fra den frie overflade mellem tagrørene, målt til ca. 400 mm/år /29/. I flere europæiske lande er transpirationen blevet målt til årlig at udgøre mellem 1000 - 2000 mm fra tæt bevoksede tagrør områder /20/.</p>

Transpiration (l/m²/dag)



Figur 3.4: Tagrørsvegetationens transpiration i den produktive periode i forhold til overfladeareal (Modificeret efter /29/).

Den totale daglige transpiration pr. m² grundareal (littoral-zone) blev i 1969 i Tjekkoslaviet henholdsvis den 4. juli og den 7. juli målt til 7,3 og 7,9 l/m²/dag /30/. Den højere værdi den 7. juli blev begrundet med relativt stærkere vind den pågældende dag.

Evapotranspiration

Studier af evapotranspirationen fra en række vandplanter viste, at Smalbladet Dunhammer (*Typha augustifolia*) havde en evapotranspiration, der var ca. 60-70% større end evaporationen fra en fri vandoverflade /31/.

Energiregnskabet (globalindstråling - (reflektion + langbølget udstråling)) giver ikke mulighed for en fordampning af dette omfang. Fra mindre områder vil vindpåvirkningen imidlertid kunne medføre høje fordampningstal, sandsynligvis også fordampning af op til 2000 mm/år.

Fordampningskrav

Hvis en sådan fordampning skal realiseres, skal en række krav dog være opfyldt /32/ .:

- Beplantningen skal være lille i udstrækning
- Bladarealindexet skal være stort
- Der skal være ringe fordampning fra naboarealerne
- Arealet må ikke være lavtliggende

På baggrund af litteraturværdierne må det således forventes, at det samlede vandtab på årsbasis i form af samlet fordampning typisk er af størrelsesorden ca. 1000 mm. Særlige klimatiske- og fysiske forhold kan yderligere bevirke, at evapotranspirationen øges væsentligt op til ca. 2000 mm.

3.8.2 Stofbalancer

Stofbalancerne blev udregnet på baggrund af de opstillede vandbalancer og blev opstillet for perioderne mellem de 2 sidste kampagnemålinger i henholdsvis november 1989 og juli 1990 (afsnit 4.7).

Stofpuljer

Opgørelserne blev foretaget ud fra indholdet af total-kvælstof og total-fosfor i de tilledte slamtyper (SS), rejeckt vandet (SR) og i slamresten i starten og slutningen af perioderne (SISR₁ og SISR₂).

Stofbalancerne kan således opstilles i følgende udtryk.

$$\text{SISR}_1 + \text{SS} = \text{SR} + \text{SISR}_2 + \text{D}$$

D udgør de stofmængder, der omfatter fosfor og kvælstof bundet i plantematerialet, ophobet i filteret og for kvælstof, de mængder der har forladt bassinerne i form af gasser.

4. Resultater

Datamateriale

Resultaterne af overvågningsprogrammets aktiviteter udgør et omfattende datamateriale. For overskuelighedens skyld præsenteres de indsamlede data hovedsageligt i tabelform. For enkelte udvalgte bassiner suppleres tabellerne med en grafisk præsentation af typiske resultater.

Det resterende resultatmateriale for de øvrige bassiner (tabeller og kurver) vedlægges som bilag.

Drænsystemer

Der er ikke noget i resultaterne, der tyder på betydende effektivitetsforskelle i afvandingen, mineraliseringen samt i rejktvandskvaliteten i de to afprøvede drænsystemer. Drænsystemernes betydning er derfor ikke yderligere kommenteret.

4.1 Vandbalance

Vandbalancerne, der blev opstillet for de enkelte bassiner, omfatter kun perioder fra 1989 og 1990 (tabel 4.1 og 4.2). Vandbalancerne for de enkelte bassiners delperioder fremgår af bilag 4.1 (A-C) og 4.2 (A-B).

Vegetationens udbredelse

I 1989 var vegetationen endnu ikke fuldt udviklet, og udbredelsen havde en dækningsgrad på ca. 60-70%. I 1990 havde bassinerne næsten 100% dækningsgrad og tilnærmelsesvis en fuldt udviklet tagrørsvegetation. 1990 var således det første år, hvor det kunne antages, at det biologiske slamanlæg fungerede tilnærmelsesvis ved fuld kapacitet. Vandbalancerne er opstillet på baggrund af det i afsnit 3.8.1 beskrevne udtryk samt betingelserne for de enkelte puljer.

Tabel 4.1: Vandbalance - Regstrup 1989 og 1990

Anlæg	Bassin	Periode	Vand i slam (start)	Belastning	Nedbør	Vand i slam (slut)	Rejektvand	Fordampning (beregnet)	Fordampning (beregnet)
			m ³			m ³		m ³	mm
Regstrup	1	1/5 - 21/8 1989	1,5	892,9	32,6	5,6	856,4	65	650
	2		3,3	705,2	32,6	5,6	669,1	66,4	660
	3		4,6	268,7	32,6	6,4	175,4	124,1	1240
	4		1,9	738,6	37,6	4,1	677,7	96,3	840
Regstrup	1	12/2 - 8/10	38,7	710,3	50,8	42,1	592,3	165,4	1650
	2	1990	34,4	666	50,8	59,2	587,3	104,7	1050
	3	12/2 - 21/11	40,4	149,8	55	61,4	153,6	30,2	300
	4	1990	31,8	827,9	63,2	42,3	684,5	196,1	1700

*Beregnet
evapotranspiration*

Den beregnede fordampning (evapotranspiration) inkluderer vandtabet fra både evaporationen fra bassinoverfladen (slamoverfladen) og transpirationen fra tagrørene. Af tabellerne fremgår, at den beregnede evapotranspiration i 1990 gennemsnitlig er tilnærmelsesvis en faktor 2 større end i 1989, hvilket yderligere understreger vegetationens væsentlige indflydelse på den samlede evapotranspiration (afsnit 3.8.1) og dermed vandbalancen.

± vegetation

Variationen i evapotranspirationen fra de enkelte bassiner tillægges forskelle i omfanget af vegetationens udbredelse og dens morfologiske amplitude. Undersøgelsen har vist, at slamrestens tørstofindhold var væsentligt større, op til 10 % større i områder med tæt tagrørvækst, end fra områder uden tagrør. Anvendes udtrykket skrevet i afsnit 3.8.1 kan den samlede evapotranspiration beregnes til gennemsnitlig ca. 1,50 m³/m² og 0,54 m³/m² fra henholdsvis Regstrup og Allerslev.

Evapotranspirationen blev beregnet for hele perioden på henholdsvis 260 dage og 292 dage i Regstrup og Allerslev og udgjorde omregnet ca. 1500 mm og ca. 540 mm.

I forhold til den samlede afvanding (rejektvand + evapotranspiration) udgjorde vandtabet i form af evapotranspiration ca. 23 % og 80 % henholdsvis i Regstrup og Allerslev.

Tabel 4.2: Vandbalance - Allerslev (1989 og 1990)

Anlæg	Bassin	Periode	Vand i slam (start)	Belastning	Nedbør	Vand i slam (slut)	Rejekt- vand	Fordampning (beregnet)	Fordampning (beregnet)
			m ³			m ³		m ³	mm
Allerslev	1	14/8 - 13/11	5,5	19,2	23,4	3,6	26,8	17,7	180
	2	1989	4,4	19,2	26,9	3,5	14,8	32,2	280
Allerslev	1	26/2 - 11/12	11,5	60,8	61,4	13,5	86,2	34,0	340
	2	1990	12,4	58,1	70,7	14,9	52,9	73,4	640

*Aktuel og potentiel
fordampning*

Den store fordampning i Regstrup i 1990 på gennemsnitlig ca. 1500 mm (excl. bassin nr. 3 p.g.a at vegetationen havde en atypisk udvikling og misvækst samt en ringere dækningsgrad) ligger i den øvre ende af skalaen i forhold til tidligere observationer (afsnit 3.8.1). En mulig forklaring på den væsentlig større fordampning i Regstrup kan være, at slamresten på grund af langt hyppigere belastninger generelt var langt vådere og dermed har haft forhold, der bevirkede, at den aktuelle fordampning ikke adskilte sig væsentligt fra den potentielle. I Allerslev, hvor belastningerne var langt sjældnere, og hvor tørstofindholdet i slamresten var markant højere, må det formodes, at den aktuelle fordampning var langt mindre end den potentielle (se endvidere afsnit 4.6.1). Fordampningen indgår endvidere i teoretiske redegørelser omhandlende en prognose for slamrestens tørstofindhold (afsnit 5.1).

4.2 Slamkarakteristik

Slamkvaliteten, koncentrationen af næringssalte, organisk stof og tungmetaller, hænger nøje sammen med spildevandets sammensætning, renselanlæggenes drift og slamhåndteringsprocedure.

Slamproduktion og håndteringsprocedure

4.2.1 Aktivt slam

Det aktive slam anlæg i Regstrup modtager dagligt spildevand og belastes endvidere med jævne mellemrum med dekanteringsvand fra koncentreringsstanken og med septisk slam leveret af slamsuger. Det septiske slam tilledes mellem sandfanget og det aktive slam anlæg og blandes således delvist med det indkomne spildevand.

Det antages, at indflydelsen fra disse belastninger var ringe og kortvarige, idet de tilførte volumener var relativt små i forhold til slamvolumenet i det aktive slam anlæg. Eventuelle effekter blev hurtigt udlignet af den resulterende beluftning.

I overvågningsprogrammet blev renselanlæggets drift, slamhåndteringsproceduren, samt tilledning af slam til det biologiske slam anlæg tilpasset og standardiseret for derigennem, at sikre en ensartet slamkvalitet.

Ved prøvetagningen og ved slamtilledningen blev der ikke taget højde for ændringer af det aktive slams kvalitet som følge af den diskontinuerte belastning med dekanteringsvand og septisk slam.

Opholdstid og tilledning

4.2.2 Koncentreret slam

Kvaliteten af det opkoncentrerede slam afhænger dels af opholdstid i koncentreringsstanken og dels af den diskontinuerte tilledning.

I overvågningsprogrammet er variationen i de enkelte parametres koncentration ikke blevet relateret til slamhåndteringen.

4.2.3 Analyseresultater

Koncentrationsniveauet for de enkelte parametre, målt i de 3 slamtyper, kan opdeles i 3 hovedgrupper.

- Konstant niveau
- Stigende/faldende
- Variabel

Overvågningsprogrammets parametre fordeler sig på følgende udviklingsforløb (tabel 4.3). Analyseresultaterne fremgår af tabel 4.4.

Koncentrationsintervaller

Der er således opnået kendskab til slamkvaliteten for de anvendte slamtyper (tabel 4.4) samt opstillet koncentrationsintervaller for analyseparametrene (bilag 4.3 (A-C)). Variationsbredden udgør referencgrundlaget for fremtidige slamanalyser. Analyseresultaterne af slamprøverne er blandt andet blevet anvendt til fastlæggelse af analysehyppigheden for de enkelte parametre samt til at afgrænse programmet til relevante parametre.

Resultatet af de indledende analyser har medført, at de efterfølgende slamprøver fra Regstrup kun analyseres for tungmetaller, i forbindelse med kampagnemålingerne.

Tabel 4.3: Slam - Beskrivelse af parametrene udviklingsforløb og variationer

Parametre	REGSTRUP		ALLERSLEV
	Aktivt slam	Koncentreret slam	Koncentreret slam
pH	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT
Tørstof	KONSTANT Afhængig af rotordrift Tørstofindholdet falder med ca. en faktor 2 ved rotordrift. Generelt re- lativ konstant ved hver driftssituation	KONSTANT	RELATIV KONSTANT Dog afspejles tønningshy- pigheden på tørstof %
Glødetab	KONSTANT Det må dog forventes at glødetabet med tiden vil stige, p.g.a. etablering- en af et nyt sandfang. (5/12-1989) Dette er imidlertid ikke sket i overvågningsperio- den, hvilket formodes at hænge sammen med et stort lager af tidligere op- hobet materiale	KONSTANT	KONSTANT
COD	RELATIV KONSTANT Dog med en faldende tendens i 1990	RELATIV KONSTANT Dog med en faldende tendens i 1990	VARIABEL
BI ₅	VARIABEL	VARIABEL	RELATIV KONSTANT --> VARIABEL
Total-N	KONSTANT	KONSTANT	RELATIV KONSTANT
NH ₃₊₄	VARIABEL Afhængig af rotordrift	VARIABEL Høj niveau	RELATIV KONSTANT
NO ₂₊₃	VARIABEL	KONSTANT	VARIABEL

Tabel 4.3: (fortsat)

Parametre	REGSTRUP		ALLERSLEV
	Aktivt slam	Koncentreret slam	Koncentreret slam
Total-P	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT
PO ₄	RELATIV KONSTANT	RELATIV KONSTANT Dog tydelig stigning i 1990 til et nyt niveau	STIGENDE TENDENS Specielt højt i 1990
SO ₄	RELATIV KONSTANT	RELATIV KONSTANT	VARIABEL
H ₂ S	RELATIV KONSTANT Afhængig af rotordrift	VARIABEL	RELATIV KONSTANT Dog med højere værdier i 1988
Calcium	RELATIV KONSTANT	RELATIV KONSTANT	RELATIV KONSTANT
Bly	RELATIV KONSTANT	RELATIV KONSTANT	VARIABEL
Chrom	RELATIV KONSTANT	RELATIV KONSTANT	VARIABEL
Cobolt	RELATIV KONSTANT --> VARIABEL	RELATIV KONSTANT --> VARIABEL	VARIABEL
Nikkel	VARIABEL	RELATIV KONSTANT	VARIABEL
Kviksølv	VARIABEL	VARIABEL	VARIABEL
Kobber	KONSTANT	KONSTANT	RELATIV KONSTANT (høje værdier i 1988)
Zink	RELATIV KONSTANT	RELATIV KONSTANT	VARIABEL
Cadmium	RELATIV KONSTANT	RELATIV KONSTANT	RELATIV KONSTANT
Jern	RELATIV KONSTANT	RELATIV KONSTANT	RELATIV KONSTANT (dog lavere værdier i 1990)

Slamtyperne, slamhåndteringsprocesserne og dermed betingelserne for de biologiske-, fysiske- og kemiske processer afspejles tydeligt i koncentrationen og sammensætningen af de enkelte stoffer i slammet. Specielt driftsforhold, der påvirker iltindholdet, udgør en styrende faktor.

Ud fra analyseresultaterne fremgår det tydeligt, at slamhåndteringen på renseanlæggene i særdeleshed har betydning for redoxpotentialet (afsnit 4.2.4), tørstofindhold samt forholdet mellem $\text{NH}_3+4/\text{NO}_2+3$ og $\text{H}_2\text{S}/\text{SO}_4$.

Table 4.4: Slamkarakteristik. Gennemsnitlige analyseresultater.

Parametre	Regstrup		Allerslev
	Aktivt slam	Konc. slam	Konc. slam
pH	7,3	6,8	7,0
Tørstof (%)	0,41	2,8	4,0
Glødetab (%)	62,1	64,6	54,4
COD (g O_2 /kg TS)	967	1080	560
BI_5 "	310	241	193
Total-N (g/kg TS)	46,5	55,3	28,0
NH_{3+4} "	1,8	4,0	3,4
NO_{2+3} "	0,189	0,014	0,006
Total-P "	16,5	17,3	11,9
PO_4 "	2,48	6,52	1,88
SO_4 "	5,54	2,73	1,58
H_2S "	0,334	3,13	2,40
Calcium "	47,3	37,8	34,8
Jern "	13,3	14,3	19,6
Bly (mg/kg TS)	72,4	78,4	226
Cadmium "	2,1	2,0	2,6
Kobber "	448	484	255
Kobolt "	7,1	6,6	7,9
Krom "	32	33	35
Kviksølv "	1,3	1,2	10,0
Nikkel "	22,9	20,4	17,4
Zink "	761	720	1710

Det ligger i sagens natur, at slammets tørstofindhold stiger som følge af opkoncentrering. Gennemsnitlig opkoncentreres slammene i siloerne til 2,8 % og 4,0 % i henholdsvis Regstrup og Allerslev.

Beluftningen af det aktive slam og opkoncentreringen medførte at $\text{NH}_3+4/\text{NO}_2+3$ og $\text{H}_2\text{S}/\text{SO}_4$ forholdene varierede mellem henholdsvis 9,5 - 566 og 0,06 - 0,7.

I Regstrup var slamtypernes indhold af fosfor, calcium, jern samt tungmetallerne relativt ens (tabel 4.4).

Tungmetaller

I de tilledte slamtyper er koncentrationen af tungmetallerne cadmium, kobolt, krom, nikkel og tildels kobber i samme størrelsesorden. Koncentrationen af bly, kviksølv og zink er væsentlig højere i slammet, der ledes til bassinerne i Allerslev. (tabel 4.4)

Måleomfang

4.2.4 In Situ målinger

In Situ-målingerne blev udført løbende og altid i forbindelse med kampagnemålingerne.

Samlet blev det aktive, og det koncentrerede slam fra Regstrup samt det koncentrerede slam fra Allerslev, analyseret henholdsvis 40, 5 og 26 gange. Resultaterne fremgår af tabel 4.5.

In Situ-målingerne viste, at det aktive slam, naturligt nok, havde den højeste aerobitet med et redoxpotentiale på ca. 360 mV.

Redoxforhold

Redoxforholdene i det aktive slam varierede imidlertid meget ($\div 95 - 440$ mV), hvilket skyldtes forskellige måletidspunkter i forhold til den aktuelle belastning af det aktive slamanlæg (afsnit 4.2.1), tidspunktet på dagen, og hvornår der blev målt i forhold til rotor-driften. Ved optimale driftsbetingelser blev der registreret redoxpotentialer, hvis niveau lå øverst i den oxiderede zone eller i overgangen til den diskontinuerte zone (figur 4.14).

Redoxpotentialet i de opkonstruerede slamtyper var derimod mere konstant og væsentligt lavere, gennemsnitlig ca. $\div 64$ og 24 mV, svarende til niveauer i overgangen mellem den diskontinuerte- og reducerede zone, hvor processerne er bredt repræsenteret dog med denitrifikationen som den mest markante (figur 4.14).

Tabel 4.5: Slamkvalitet - In Situ-målinger. Gennemsnit af analyseresultater, standardafvigelse samt variationsbredden for hele perioden

Parametre	Regstrup		Allerslev
	Aktivt slam	Konc. slam	Konc. slam
pH	7,5 ± 0,2	6,5 ± 0,1	6,8 ± 0,3
Ilt (mg O ₂ /l)	1,99 ± 1,1 (0,2 - 5,1)	0,26 ± 0,5 (0 - 1,2)	0,4 ± 0,6 (0 - 1,9)
Redoxpotentiale (mV)	357 ± 66 (95 - 440)	$\div 64 \pm 34$ ($\div 104 - \div 26$)	24 ± 81 ($\div 90 - 160$)

4.3 Rejektvandskarakteristik

Intern belastning

Rejektvandet fører en række stoffer tilbage til rensningsanlægget, hvoraf nogle er uønskede. Fra andre afvandsningsmetoder er erfaret, at disse stoffer kan medføre driftsforstyrrelser på renseanlæggene, f.eks. i form af forringede sedimentationsegenskaber, flydeslam og øget ilt eller kemikalieforbrug (afsnit 5.2).

Renseanlæggets effektivitet

I forbindelse med slammineraliseringen er der evt. mulighed for, at fosfor og tungmetaller recirkuleres til rensningsanlægget. Derfor følges udviklingen i rejektvandets sammensætning og belastningen af rensningsanlægget i forhold til den eksterne belastning. Desuden følges udviklingen i rensningsanlæggets rensningseffektivitet og iltforbrug (afsnit 5.2).

Koncentrationsintervaller

4.3.1 Analyseresultater

Variationsbeskrivelsen samt koncentrationsniveauet for de enkelte parametre målt i rejektvandet fra de 6 bassiner, fremgår af tabel 4.6 og 4.7.

Koncentrationsintervaller i rejektvandet for analyseprogrammets parametre er for de enkelte bassiner opstillet i bilag 4.4 (A-F).

Variationsbeskrivelsen for de enkelte parametre kan opdeles i 3 hovedgrupper.

- konstant niveau
- stigende/faldende
- variabel

Overvågningsprogrammets parametre fordeler sig på følgende udviklingsforløb (tabel 4.6):

Tabel 4.6: Variationsbeskrivelse for de enkelte rejektvandsparametre.

Parametre	Regstrup				Allerslev	
	Bassin 1	Bassin 2	Bassin 4	Bassin 3	Bassin 1	Bassin 2
Tørstof	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT	STIGENDE svagt	STIGENDE
Glødetab	VARIABEL → stigende i 1990	VARIABEL → stigende i 1990	VARIABEL	KONSTANT	VARIABEL faldende i 1990	KONSTANT
pH	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT
COD	VARIABEL → stigende i 1990	VARIABEL → svag stigende i 1990	VARIABEL	VARIABEL → stigende i 1990	VARIABEL	VARIABEL
BI ₅	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT	VARIABEL	VARIABEL	VARIABEL
Total-N	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT	VARIABEL	VARIABEL	STIGENDE

Tabel 4.6: fortsat

Parametre	Regstrup				Allerslev	
	Bassin 1	Bassin 2	Bassin 4	Bassin 3	Bassin 1	Bassin 2
NH ₃ +NH ₄ ⁺	STIGENDE svag tendens	KONSTANT svagt variabel	KONSTANT	VARIABEL	VARIABEL 2 niveauer lavest i 1990	VARIABEL
NO ₃ +NO ₂	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT	VARIABEL	VARIABEL	VARIABEL
Total-P	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT	VARIABEL	VARIABEL	KONSTANT
Ortho-P	KONSTANT	VARIABEL → faldende i 1990	KONSTANT	VARIABEL	VARIABEL	KONSTANT
Sulfat	STIGENDE svag tendens	KONSTANT	VARIABEL	VARIABEL	VARIABEL	STIGENDE
H ₂ S	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT	*	VARIABEL 2 niveauer +/-	2 niveauer +/-
Calcium	KONSTANT → stigende i 1990	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT	STIGENDE	STIGENDE
Jern	VARIABEL	(VARIABEL) → konstant	KONSTANT	VARIABEL	STIGENDE svagt	KONSTANT
Bly	*	*	KONSTANT	(KONSTANT)	KONSTANT	KONSTANT
Cadmium	*	KONSTANT	KONSTANT	*	VARIABEL i 1989 konstant i 1990	VARIABEL i 1989 konstant i 1990
Kobber	*	*	KONSTANT	*	*	KONSTANT dog stigende i 1990
Kobolt	*	*	KONSTANT	KONSTANT	KONSTANT	VARIABEL
Krom	*	*	STIGENDE	KONSTANT	KONSTANT	STIGENDE
Kviksølv	*	*	VARIABEL → konstant	VARIABEL	VARIABEL	VARIABEL → stigende
Nikkel	*	*	VARIABEL	*	VARIABEL	VARIABEL
Zink	*	*	VARIABEL	*	VARIABEL	FALDENDE svagt faldende → konstant

* Maksimalt 2 analyser

*Basis- og special-
parametre*

I Regstrup havde de enkelte parametre i rejektivandet fra bassin 1, 2 og 4 generelt det samme udviklingsforløb. Hovedparten af parametrene havde et relativt konstant niveau i hele overvågningsperioden. Generelt var specialparametrene mere variable end basisparametrene. I rejektivandet fra bassinerne 2 og 3 blev der foretaget for få analyser (0-2) af specialparametrene (afsnit 3.3.3 - tabel 3.5) til at det var muligt at foretage en vurdering af parametrenes variation.

Tabel 4.7: Rejektvandskaraktistik fra de anvendte slamtyper. Gennemsnitlige analyseresultater.

Slamtype	Aktivt slam				Koncentreret slam	
	Bassin 1	Bassin 2	Bassin 4	Bassin 3	Allerslev Bassin 1	Allerslev Bassin 2
Parametre	Regstrup					
pH	7,8	7,9	7,9	8,0	7,9	8,0
Tørstof (%)	0,1	0,1	0,1	0,15	0,4	0,46
Glødetab (%)	24,6	24	20,5	43	33	33
COD (mg O ₂ /l)	78	59	63	228	809	779
BI ₅ "	21,5	13	17,4	85	219	227
Total-N (mg/l)	39	38	38	166	168	201
NH ₃₊₄ -N "	17	12	14	38	42	41
NO ₂₊₃ -N "	15	20	17	108	87	114
Total-P "	16	13	16	16,4	17	14,3
PO ₄ -P "	13	11	14	8,8	6	3,4
SO ₄ "	40	45	38	66	472	618
H ₂ S "	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	11	6,0
Calcium "	139	133	137	236	423	594
Jern "	0,7	0,4	0,5	0,65	3,5	3,4
Bly (µg/l)	< 10	< 10	8	7,3	43	45,4
Cadmium "	< 1	< 1	0,8	1,0	1,6	1,2
Kobber "	13,5	10	12,3	58	108	150
Kobolt "	< 10	< 10	8,8	10,3	12,3	18,4
Krom "	< 10	< 10	11,8	8,3	8,3	19,4
Kviksølv "	1,6	< 0,2	0,1	1,7	2,2	1,8
Nikkel "	< 10	< 10	13,8	39	48,3	41,6
Zink "	18	18	31	62	1070	1110

Rejektvandets sammensætning er tydeligt afhængig af den tilledte slamtype (tabel 4.7).

Slamtype og rejektivandskvalitet

Koncentrationen af de enkelte parametre er generelt højere i rejektivandet, når bassinerne belastes med opkoncentreret slam fra koncentreringstanken. Dog synes rejektivandets pH-værdi, indhold af total-P, kobolt, krom og kviksølv næsten uafhængig af de tilledte slamtypers kvalitet og deres håndteringsniveau (beluftet eller opkoncentreret).

Omvendt synes indholdet af ortho-P at være eneste parameter, der er lavere i rejektivandet fra opkoncentreret slam end i rejektivandet fra det aktive slam. Fra bassiner belastet med aktivt slam består fosforindholdet næsten udelukkende af ortho-P, ca. 80%, i modsætning til rejektivandet fra bassinerne belastet med opkoncentreret slam, hvor ortho-P kun udgør ca. 40%.

Ammonium

Den relativt høje ammoniumkoncentration i rejektivandet ved håndteringen af opkoncentreret slam skyldes, at slammet fra koncentreringsstankene er meget anaerobt, (tabel 4.5), nitrifikationen er dermed hæmmet, hvilket medfører en stigning i ammoniumkoncentrationen.

Nitrifikation

I rejektivandet fra de bassiner, der belastes med slam fra det aktive slamanlæg, er ammoniumkoncentrationen ca. en faktor 3 lavere. Beluftningen af slammet før og under tilledningen bevirkede nitrifikation og dermed en reduktion af ammoniumindholdet inden slammet ledes til bassinerne.

I den forbindelse er det bemærkelsesværdigt, at de højeste nitrit- og nitratkoncentrationer findes i rejektivandet fra opkoncentreret slam, der jo i forhold til ammoniumindholdet har relativt lave nitrit-nitratkoncentrationer (tabel 4.4).

En mulig forklaring kunne være, at afvandingen af opkoncentreret slam er væsentligt langsommere (afsnit 4.5.2), og dermed er der længere kontakttid i filtret, bedre iltning og dermed en mere effektiv nitrifikation.

Ved at samkøre beluftningen af slammet i det aktive slamanlæg med belastningen af bassinerne sikres et højt iltindhold i det tilledte slam (afsnit 4.2.4) og dermed bedre forudsætninger for vækst og omsætning i det biologiske slamanlæg. Desuden sikres en bedre kvalitet i rejektivandet, hvilket medfører en minimal forstyrrelse af renseanlæggets drift.

Rejektivandet fra slamanlæggene renses endvidere i et sådant omfang, i kraft af filtreringen, omsætningen og iltningen i filteret, at det har en kvalitet, der svarer til næringsstofkoncentrationerne i tyndt til moderat spildevand (tabel 5.3). Undtaget herfor er nitrit - nitrat og ortho-P, idet disse stoffer netop forventes i rejektivandet fra et biologisk slamanlæg.

Tungmetaller

I rejektivandet er koncentrationen af cadmium, kobolt, krom og kviksølv i samme størrelsesorden uanset tilledt slamtype. På trods af, at kviksølvkoncentrationen i det tilledte slam varierer med ca. en faktor 8 (tabel 4.4), synes kviksølvkoncentrationen i rejektivandet at være uafhængig af denne variation.

Koncentrationerne af både bly og zink, men også kobber og nikkel er markant større i rejektivandet fra Allerslev end i rejektivandet fra Regstrup. Dog synes opkoncentreringsen af slammet at medføre forøgede indhold af kobber og nikkel i rejektivandet fra bassin 3.

Tungmetalkoncentrationerne i rejektivandet er generelt meget små. Som det fremgår af tabel 4.7 er anlæggenes evne til at tilbageholde tungmetaller særdeles god.

Grænseværdier for udledning

I bekendtgørelserne /33, 34/ om grænseværdier for udledning af cadmium og kviksølv med f.eks. spildevand fra industrianlæg fastsættes grænseværdierne til henholdsvis 50 $\mu\text{g/l}$ og 200 $\mu\text{g/l}$. Grænseværdierne er således gennemsnitlig ca. 40 og ca 180 gange større end de målte værdier i rejektivandet.

Det kan endvidere fremhæves, at rejektivandet for alle tungmetallerne overholder grænseværdierne for acceptabelt indhold af tungmetaller i drikkevand /35/.

4.3.2 Kampagnemålinger

I forbindelse med slamafvandningen kan rejktvandet bevirke, at renseanlægget stødbelastes med driftsforstyrrelser til følge (afsnit 5.2). Kampagnemålingerne havde bl.a. til formål at undersøge renseanlæggenes egen belastning som følge af slamafvanding i biologiske slam anlæg.

Variationen af nærings-salte og redoxforhold i rejktvandet i forhold til belastning og afvanding

Ved kampagnemålingerne (afsnit 3.5) blev der udført intensive målinger af næringsalte, iltindhold og redoxpotentialet i rejktvandet (figur 4.1 A-F). Variationen i koncentrationen af de enkelte parametre blev registreret i forhold til den arealspecifikke afvanding (figur 4.1 A).

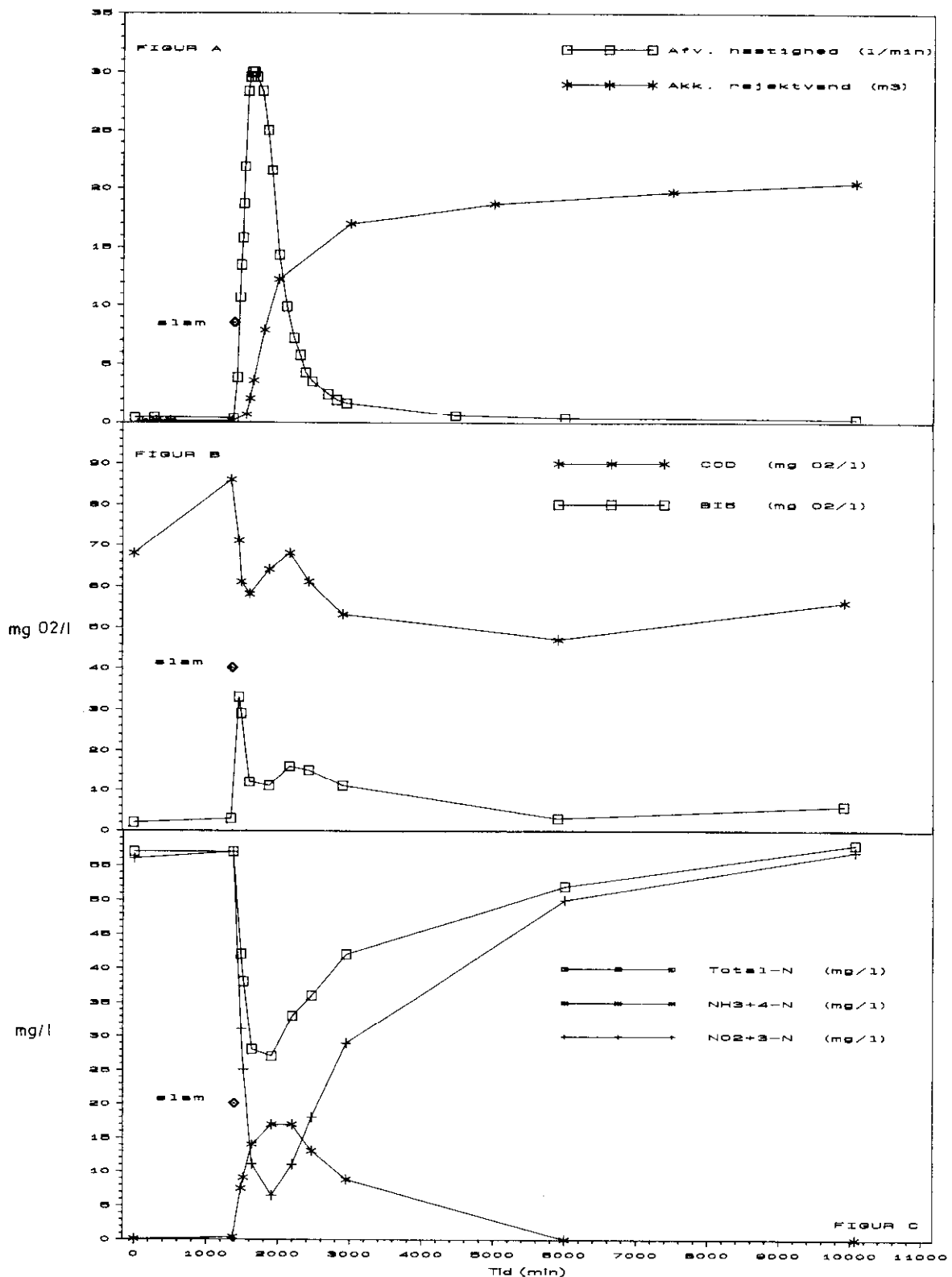
Prøverne blev taget før (ca. 24 timer), under og op til ca. 14 dage efter slamtilledningen (figur 4.1 A).

Ialt blev der udtaget 18 prøver, hvoraf 11 prøver på baggrund af afvandings- og In Situ målinger, viste sig at være tilstrækkelig til at karakterisere forløbet (afsnit 3.5.1 og 3.6). De udvalgte prøver er angivet med deres nummer i figur 4.1 A, således at det fremgår hvor i afvandingsforløbet de blev udtaget. Ilt- og redoxmålingerne blev målt i felten (afsnit 3.6), hvor også afvandingen blev målt manuelt.

På figurerne angives endvidere den relative tidsmæssige placering af slamtilledningsperioden. Tilledningen, der blev udført i 2 omgange, havde en samlet varighed på ca. 40 min. i Regstrup og ca. 15 min. i Allerslev. De tilledte slamvolumener var henholdsvis 21,6 m³ aktivt slam og 5 m³ koncentreret slam i Regstrup og Allerslev.

Figurerne viser typiske måleresultaterne for den 2. kampagneperiode i november 1989 udført på rejktvandet fra bassin 1 i henholdsvis Regstrup og Allerslev.

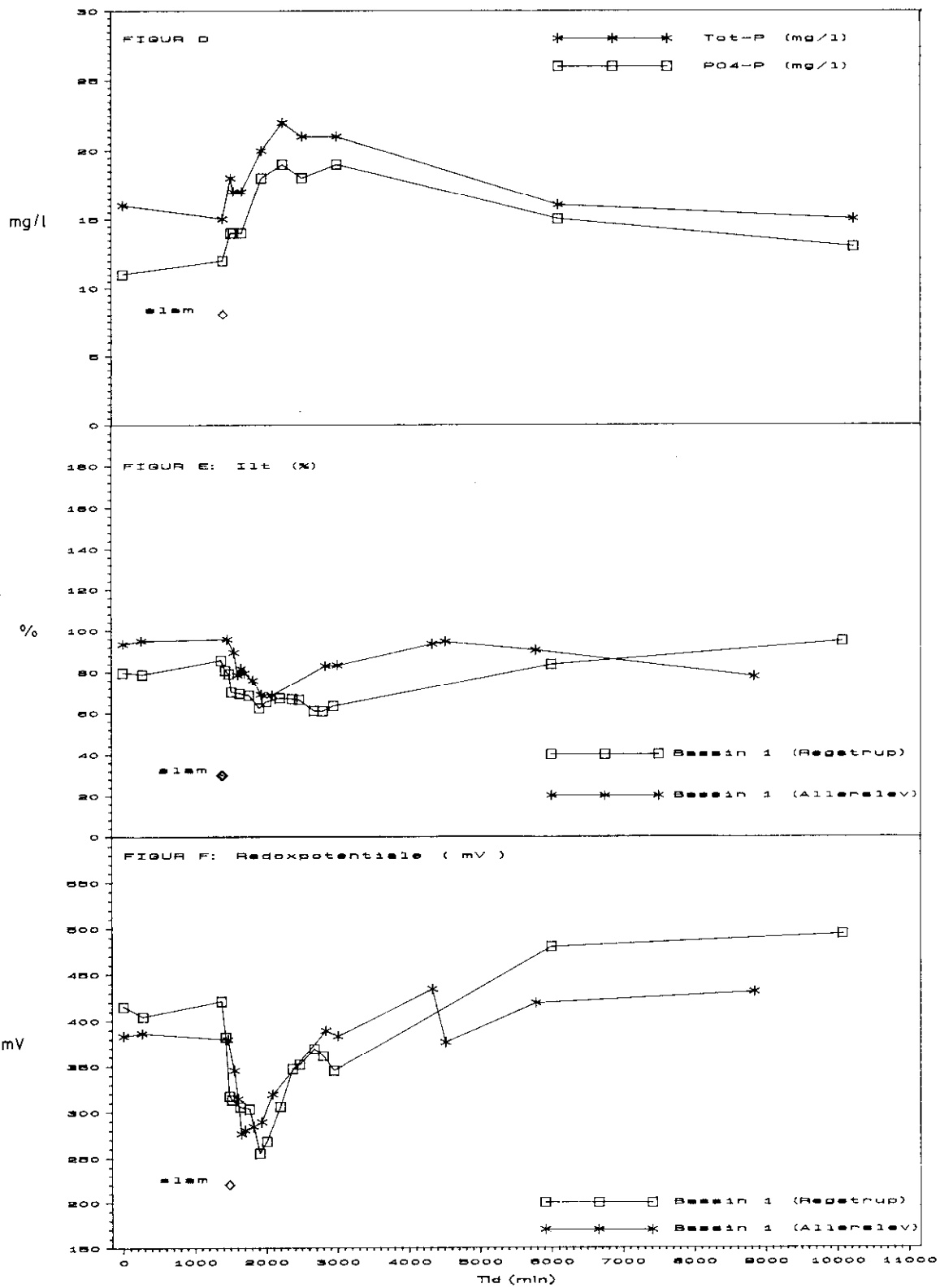
Afvandingsens forløb og registreringen af rejktvandsmængden beskrives nærmere i afsnit 4.5.1. I forbindelse med afvandingen blev der endvidere udtaget flowproportionale rejktvandsprøver. Antallet af flowproportionale prøver fremgår af tabellerne 3.5 og 3.6. De gennemsnitlige analyseresultater er opstillet i tabel 4.7.



Figur 4.1 (A - C):

Kampagnemåling. Variationen i afvandingshastigheden og i nærings-saltkoncentrationen (Regstrup - bassin 1) samt ilt-procenten og redox-potentialet (bassin 1 i Regstrup og Allerslev) i forbindelse med et specifikt afvandingsforløb.

- A: Afvandingshastighed (l/min) og akkumuleret rejektivand (m³).
- B: COD og BI₅, (mg O₂/l).
- C: Total -N, NH₃+4 -N og NO₂+3 -N, (mg/l).



Figur 4.1 (D - F):

- D: Total-P og PO₄ -P, (mg/l)
- E: Ilt (%)
- F: Redoxpotentiale (mV)

Figureerne 4.1 A - F viser næringssaltene-, iltindholdets- og redoxpotentialens variation i rejektivandet i forhold til afvandingen og tiden. Generelt bevirkede slamtilledningen, at de enkelte parametres koncentration, i en periode på ca. 2 - 3 dage, enten havde et stigende eller faldende udsving i forhold til basisniveauet mellem belastningerne.

Iltmætning

Før slambelastningen havde rejektivandet en iltmætning mellem 80 -90 % (figur 4.1 E). Slambelastningerne medførte et fald i iltindholdet til et minimumsniveau på ca. 60% mætning. I løbet af ca. 1 - 2 døgn øgedes iltindholdet i rejektivandet i takt med afvandingen til niveauet mellem belastningerne.

Gennemsnitlig havde rejektivandet, i hele måleperioden, uanset kvalitet af det tilledte slam (tabel 4.5), en iltmætning på ca. 72 % og 84 % for henholdsvis det aktive - og det opkoncentrerede slam.

Redoxforhold

Redoxpotentialen mellem belastningerne lå i den oxiderede zone (figur 4.14 - s. 84) på et niveau svarende til ca. 400 mV. I forbindelse med belastningsforløbet faldt redoxpotentialen ca. 200 mV. På intet tidspunkt blev der målt reducerede forhold i rejektivandet. Rejektivandet fra det aktive slam er mere oxideret end rejektivandet fra det opkoncentrerede slam (figur 4.1 F). Generelt lå redoxpotentialen i rejektivandet, efter slamtilledningen, på samme niveau uanset den tilledte slamtype. Dog med de laveste niveauer i rejektivandet fra det aktive slam, hvilket muligvis skyldtes beluftningens omfang før slamtilledningen. Endvidere medvirker den relativt langsommere afvanding af det opkoncentrerede slam (afsnit 4.5.1) og de dermed bedre iltningmuligheder i filtrene til højere redoxpotentialer. Koncentrationerne af ioner med høje redoxpotentialer var endvidere højest i rejektivandet fra det koncentrerede slam (tabel 4.7).

COD og BI₅

Variationen i COD koncentrationen var lille og af relativ kort varighed (figur 4.1 B). Stigningen i BI₅ -koncentrationen (figur 4.1 B) var langt større. Basisniveauet mellem belastningerne var ca. 1 - 3 mg O₂/l. Efter belastningen blev der målt BI₅ koncentrationer på op til ca. 33 mg O₂/l.

Kvælstof

Mellem belastningerne var rejektivandets kvælstof næsten udelukkende på nitrit/nitrat form (figur 4.1 C). Slambelastningen resulterede i et betydeligt fald i nitrit/nitrat koncentrationerne. Faldet i total-N var knap så udtalt, idet stigningen i ammoniumkoncentrationen kompen- cerede for faldet i nitrit/nitrat koncentrationerne.

Ammoniumkoncentrationen var kun i ca. 2 - 3 døgn større end 2 mg N/l. Faldet i ammoniumkoncentrationen og stigningen i nitrit/nitratkoncentrationen i rejektivandet tillægges nitrifikationen, hvilket igen viser, at rejektivandet iltes i filtrene via drænsystemet. Iltningen af rejektivandet og slamfasen forstærkes i takt med afdræningen af slammet.

Fosfor

Fosforindholdet (total-P) i rejektivandet mellem belastningerne (figur 4.1 D) var gennemsnitlig ca. 16 mg/l. Slamtilledningen medførte, at fosforindholdet i løbet af ca. 13 timer steg 70 % til ca. 22 mg/l. Efter ca. 2½ dage var koncentrationen faldet til basisniveauet mellem belastningerne. Indholdet af fosfor i rejektivandet bestod næsten udelukkende af ortho-P, der mindst udgjorde 86 % af total-P.

Styringsparametre

Set ud fra en driftsmæssig synsvinkel udgør variationen i næringssaltkoncentrationen i rejktvandet, en indirekte styringsparameter i forbindelse med fastlæggelsen af belastningshyppigheden.

Det er af hensyn til anlæggets mineraliseringseffektivitet væsentligt, at der mellem belastningerne er perioder, hvor slamfasen er "beluftet".

4.4 Slamreduktion

Reduktionsprocesser

Slamreduktionen består dels af en afvandingsproces, dels af en mineraliseringsproces. Hovedparten af reduktionen tillægges afvandingen i form af afdræning og fordampning.

Slamanlæggene i Regstrup og Allerslev har været i drift i knapt 3 år. Belastningsprogrammerne for de enkelte bassiner blev tilrettelagt således, at der blev indhentet driftserfaringer ved forskellige arealbelastninger (kg TS/m²/år) og ved forskellige belastningshyppigheder.

Volumeopgørelse

Volumenerne af de tilledte samt de reducerede slammængder er opstillet i tabel 4.8 og 4.9. Af tabellerne fremgår følgende:

- Slamvolumenet tilledt til de enkelte bassiner.
- Den teoretiske slamhøjde, (højden, det tilledte slamvolumen ville have udgjort, hvis slammet hverken var blevet afvandet eller mineraliseret. (Bemærk, bassin 4 (Regstrup) og bassin 2 (Allerslev) er 115 m², de øvrige bassiner er alle 100 m²).
- De nuværende restvolumener.
- Slamlagenes højde.
- Slamreduktionen.

Opkoncentrering

De tilledte slammængder var blevet reduceret ca. 98% (aktivt slam) og 91% (opkoncentreret slam). Den samlede slamreduktion for hele overvågningsperioden resulterede således i, at det aktive slam og det opkoncentrerede slam blev opkoncentreret ca. 40, 10 (Regstrup) og 13 gange (Allerslev).

Ud fra de gennemsnitlige analyseresultater på tørstof for de tilledte slamtyper på henholdsvis $0,4 \pm 0,1\%$, $2,8 \pm 0,3\%$ og $4,0 \pm 2,2\%$ (tabel 4.4) samt de estimerede koncentreringsfaktorer, kan tørstofindholdet i slamresten den 15. april 1991 (Regstrup) og 24. april 1991 (Allerslev) estimeres til $16 \pm 4\%$, $28 \pm 3\%$ og $52 \pm 29\%$.

Tabel 4.8: Slambelastning og reduktion (Regstrup)
- periode 19.08.88 - 15.04.91

Bassin	Slamvolumen (tillædt) (m ³)	Slamhøjde (teoretisk) (m)	Restvolumen (m ³)	Slamlag (m)	Reduktion %
1	2313 *	23,13	58	0,58	97,5
2	2132 *	21,32	51	0,51	97,6
3	685 **	6,85	71	0,71	89,6
4	2154 *	18,73	56	0,49	97,4

* Tørstofindholdet i slammet udgør ca. 0,4%.

** Tørstofindholdet i slammet udgør ca. 3%.

Tabel 4.9: Slambelastning og reduktion (Allerslev)
- periode 14.09.88 - 24.04.91

Bassin	Slamvolumen (tillædt) (m ³)	Slamhøjde (teoretisk) (m)	Restvolumen (m ³)	Slamlag (m)	Reduktion %
1	263 *	2,63	18	0,18	93,2
2	253 *	2,20	23	0,20	90,9

* Tørstofindholdet i slammet udgør ca. 4%.

Den store usikkerhed på specielt tørstof estimerer for slamresten i Allerslev skyldes hovedsageligt den store variation på tørstofprocenten i det tillædte slam.

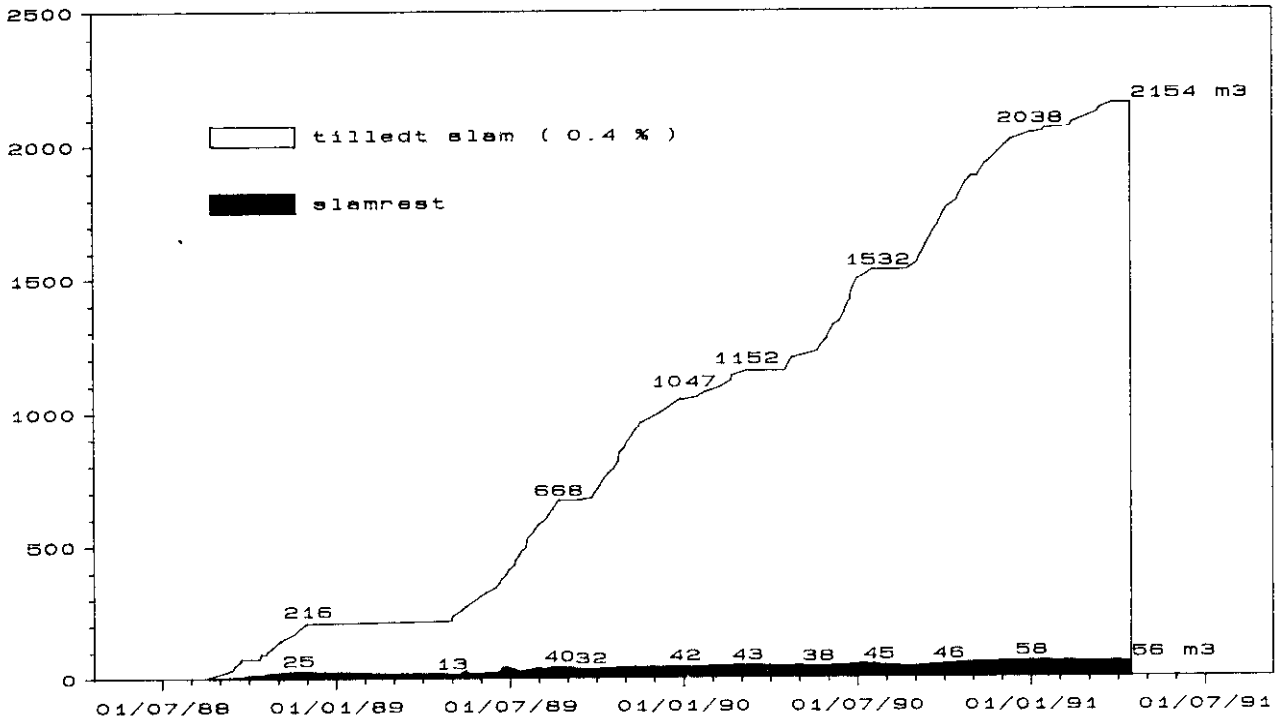
Belastningsperioder og pauser

Sammenhængen mellem de tillædte og de afvandede slammængder blev løbende fulgt. (figur 4.2 - 4.3). Figurerne afbilder de akkumulerede volumener af de tillædte slammængder. Endvidere angives variationen i volumen af den resulterende slamrest i forhold til belastningsperioder og pauser. Registreringerne fra de øvrige bassiner fremgår af bilag 4.5 -4.6.

I hele indkøringsperioden, fra august 1988 til april 1991, fik bassin 4 (figur 4.2) samlet tilført 2154 m³ aktivt slam, fordelt på ialt 5 belastningsperioder med mellemliggende belastningspauser af varierende længde.

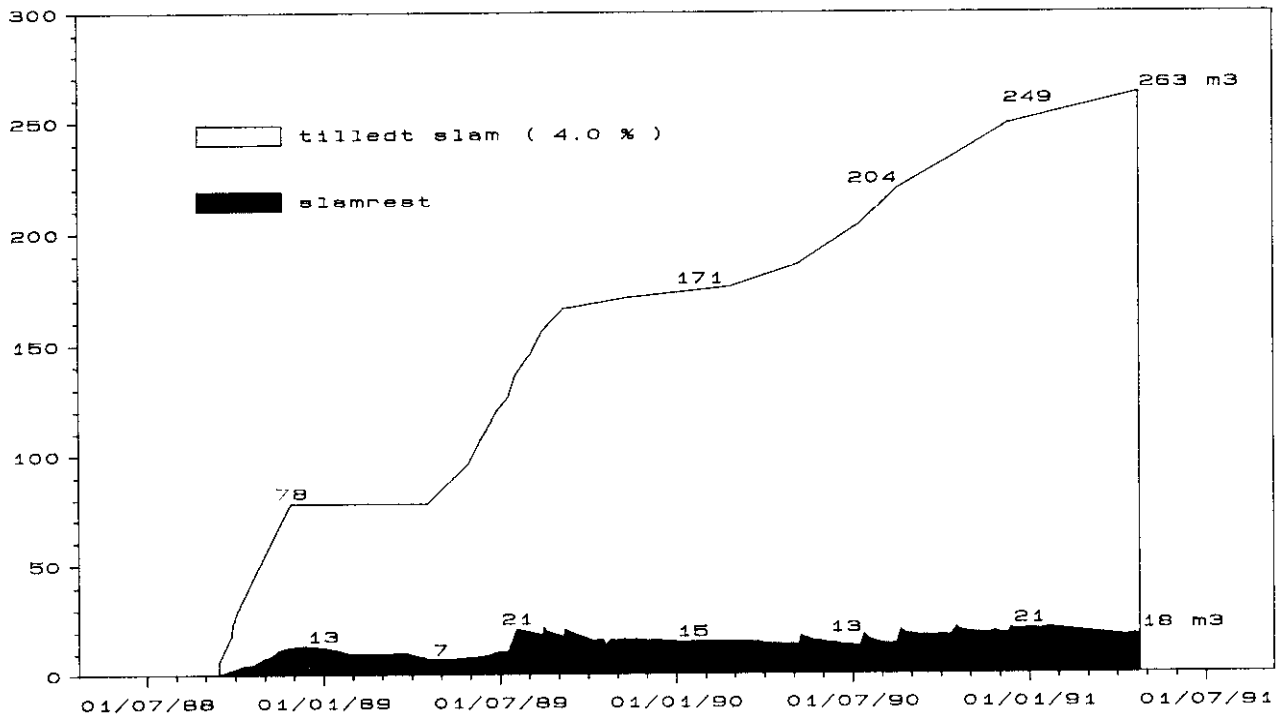
I Allerslev udgjorde den samlede belastning af bassin 1 ca. 263 m³ koncentreret slam (figur 4.3). Slanhåndteringen medførte, at der kun i 1988 og 1. halvår af 1989 var tale om decideret belastningsperioder, derefter blev slammet tillædt som punktbelastninger.

M3



Figur 4.2: Slamreduktion - bassin 4 (Regstrup)
Driftperiode: 19.08.1988 - 15.04.1991

M3



Figur 4.3: Slamreduktion - bassin 1 (Allerslev)
Driftperiode: 14.09.1988 - 24.04.1991

Tabel 4.10: Slambudget i m³ for bassin 4 (Regstrup) og bassin 1 (Allerslev)

Anlæg	År	Slamtype (m ³)	Periode		Tilvækst	Tilvækstfaktor
			1. januar	31. december		
Regstrup	1989	slamrest	21 (13) *	42	21 (29) *	2,5%
		tillædt slam	216	1047	831	(3,5%)
	1990	slamrest	42	58	16	1,6%
		tillædt slam	1047	2038	991	
Allerslev	1989	slamrest	13 (7)	15	2 (8)	2,2%
		tillædt slam	78	171	93	(8,6%)
	1990	slamrest	15	21	6	7,7%
		tillædt slam	171	249	78	

* () Angiver slamrestniveauet ved genoptagelsen af belastningen.

I Regstrup forøgedes slamresten på baggrund af slamtilledningerne på 831 m³ og 991 m³ med 21 m³ og 16 m³ i henholdsvis 1989 og 1990.

Tilvæksten i slamresten i forhold til vegetationens udbredelse

Tilvækstfaktorerne for de 2 driftsår kan beregnes til 2,5% (3,5%) og 1,6% (tabel 4.10).

Tilvæksten var således mindre end i 1989, når der korrigeres for forskellen i slamtilledning, i 1990 36%.

Belastningen i 1989 var skævt fordelt, idet den først blev genoptaget i maj måned. Den lange pause på 5 måneder havde således bevirket, at slamresten var væsentligt reduceret (figur 4.2).

Beregnes tilvækstfaktoren for 1989 fra tidspunktet for genoptagelsen af belastningen (tabel 4.10) kan faldet i tilvæksten i 1990 estimeres til 54% mindre end i 1989.

I Allerslev var de tillædte slamvolumener væsentligt mindre, til gengæld var tørstofindholdet ca. 10 gange større (tabel 4.4).

Tilvæksten i 1989 var i forhold til belastningen relativt beskedne (tabel 4.10), hvilket i en vis udstrækning skyldes den lange belastningspause i starten af året. Sammenlignes de reelle driftsperioder i 1989 og 1990, var tilvæksten i 1990 ca. 10% mindre end i 1989.

For begge anlæg medførte belastningen specielt i 1988, men også i 1989, en hurtig tilvækst i slamresten.

Tilvæksten i disse perioder tillægges overbelastning samt tagrørens beskedne udviklingsstadiet. Tagrørsvegetationen blev udplantet i juli (Regstrup) og september (Allerslev) 1988. Vegetationens udviklingsstadiet udgjorde maksimalt 1½ vækstsæson og dækkede endnu ikke hele bassinoverfladen.

Vegetationen havde således ingen (1988) og relativt ringe (1989) indflydelse på omsætningen, konditioneringen, afvandingen og dermed den samlede slamreduktion.

I 1990 havde vegetationen betydeligt bedre fat, om end ikke 100%, så dog i et omfang der væsentligt forbedrede anlæggenes effektivitet, hvilket stiller i forventning, at tilvækstfaktorerne yderligere mindskes, når driften har stabiliseret sig.

Det må således konstateres, at reduktionen i slamresten er bestemt af den tilledte slamtype samt vegetationens udviklingsstadiet og tilstand.

Endvidere anses belastningsfrekvensen og delbelastningens størrelse for operationelle parametre, der har betydeligt indflydelse på anlæggenes effektivitet og dermed slamrestens tilvækst.

4.5 Slamafvanding

Kontinuerlig og specifik registrering af afvandingen

Et af overvågningsprogrammets hovedformål er, at registrere afvandingseffektiviteten i forhold til:

- Slamtypen (aktivt- og anaerobt slam)
- Slammets tørstofindhold

Generelt blev slamafvandingen fulgt kontinuerligt. De akkumulerede rejktvandsmængder blev registreret mekanisk (afsnit 3.8.1) og indgik i opstillingen af vandbalancerne (afsnit 4.1).

Afvandingen blev lejlighedsvis og ved kampagnemålinger (afsnit 3.5.1) registreret i forbindelse med specifikke belastninger.

Afvandingseffektiviteten blev fulgt og vurderet i forhold til slamtypen, tykkelsen af den voksende slamrest og i forhold til vegetationens udvikling. (afsnit 4.5.2).

Slamkvalitet og afvandingseffektivitet

4.5.1 Areal-specifikke afstrømningsmålinger

Afvandingshastigheden er afhængig af de tilledte slamtypers kvalitet og tørstofindhold (fig. 4.4 A - B). Figurerne viser typiske arealspecifikke afvandingsforløb for de 3 anvendte slamtyper samt de akkumulerede rejktvandsmængder i forhold til tiden og slamtilledningen. Målingerne blev foretaget i november 1989 (Bassin 1 - Regstrup) og i juli 1990 (øvrige - afsnit 3.5). Af sammenligningsmæssige årsager blev der udvalgt målinger, hvor belastningerne var i samme størrelsesorden.

I Regstrup blev bassin 1 belastet med 21,6 m³ aktivt slam og bassin 3 med 25 m³ koncentreret slam. Belastningen af bassin 1 i Allerslev udgjorde 18 m³ koncentreret slam. Belastningernes størrelse er angivet på figur 4.4 B. Tørstofindholdet i de tilledte slamtyper fremgår af tabel 4.4.

Registreringen af afvandingsforløbet indledtes ca. 24 timer før belastningen af bassinerne. Basisafvandingen mellem slamtilledningerne var generelt mindre end 0,01 l/min/m².

Slamtilløderne påbegyndte til tiden 0. Tillødningsperioderne varede ca. 15 min. (Allerslev) til ca. 40 min. (Regstrup).

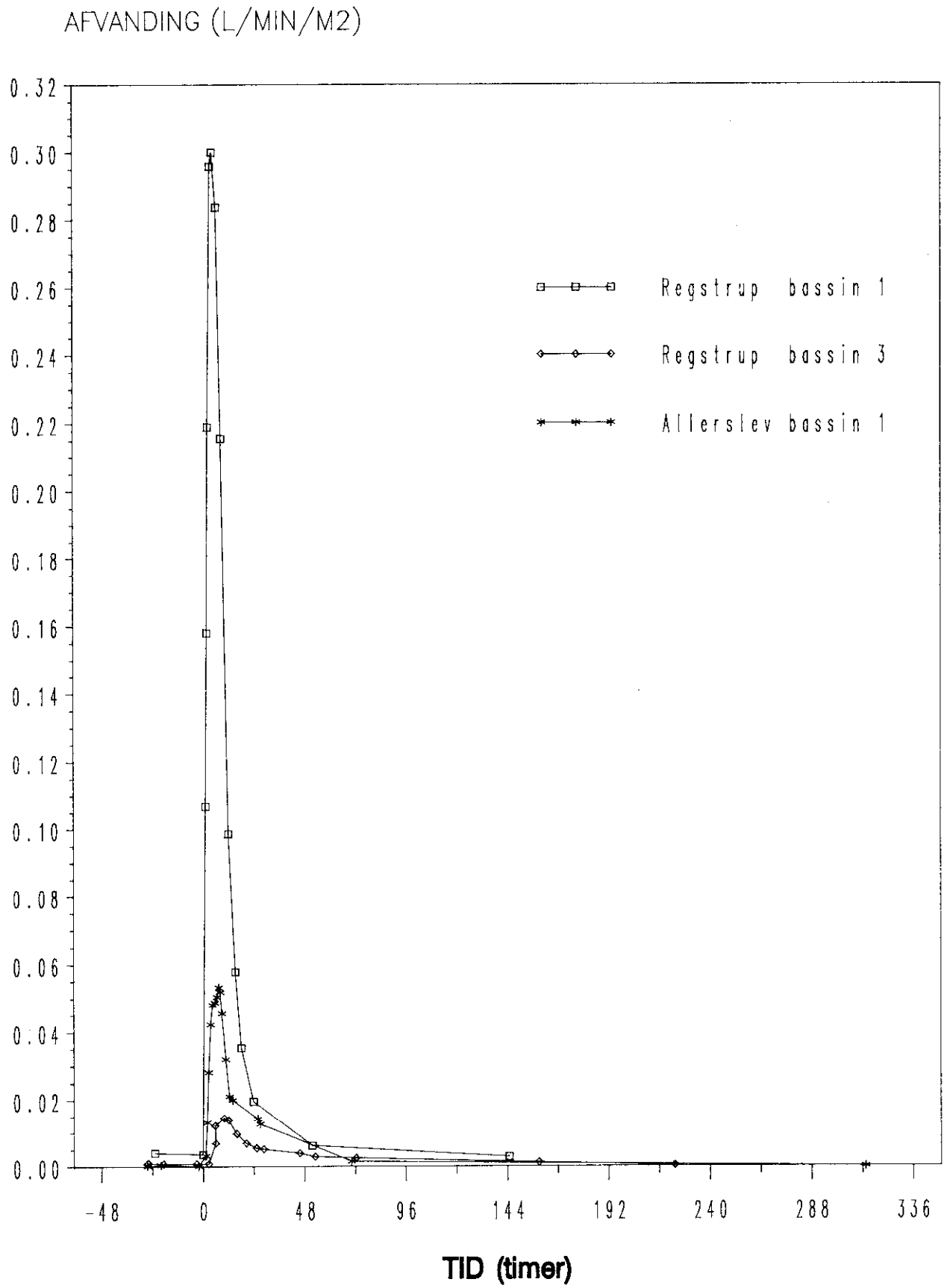
Afvandingshastigheder

De maksimale afvandingshastigheder på henholdsvis 0,30, 0,015 og 0,053 l/min/m² blev opnået ca. 4, 10 og 8 timer efter påbegyndelse af slamtilløderne. Allerede 24 timer efter slamtilløderne er afvandingshastigheden tilbage på et niveau, der tilnærmelsesvis svarer til basisafstrømningen.

I løbet af de første 24 timer efter slamtilløden blev ca. 17,2 m³ (80 %), 1,8 m³ (7,2 %) og 5 m³ (28 %) af de tillødte slamvolumener afvandet.

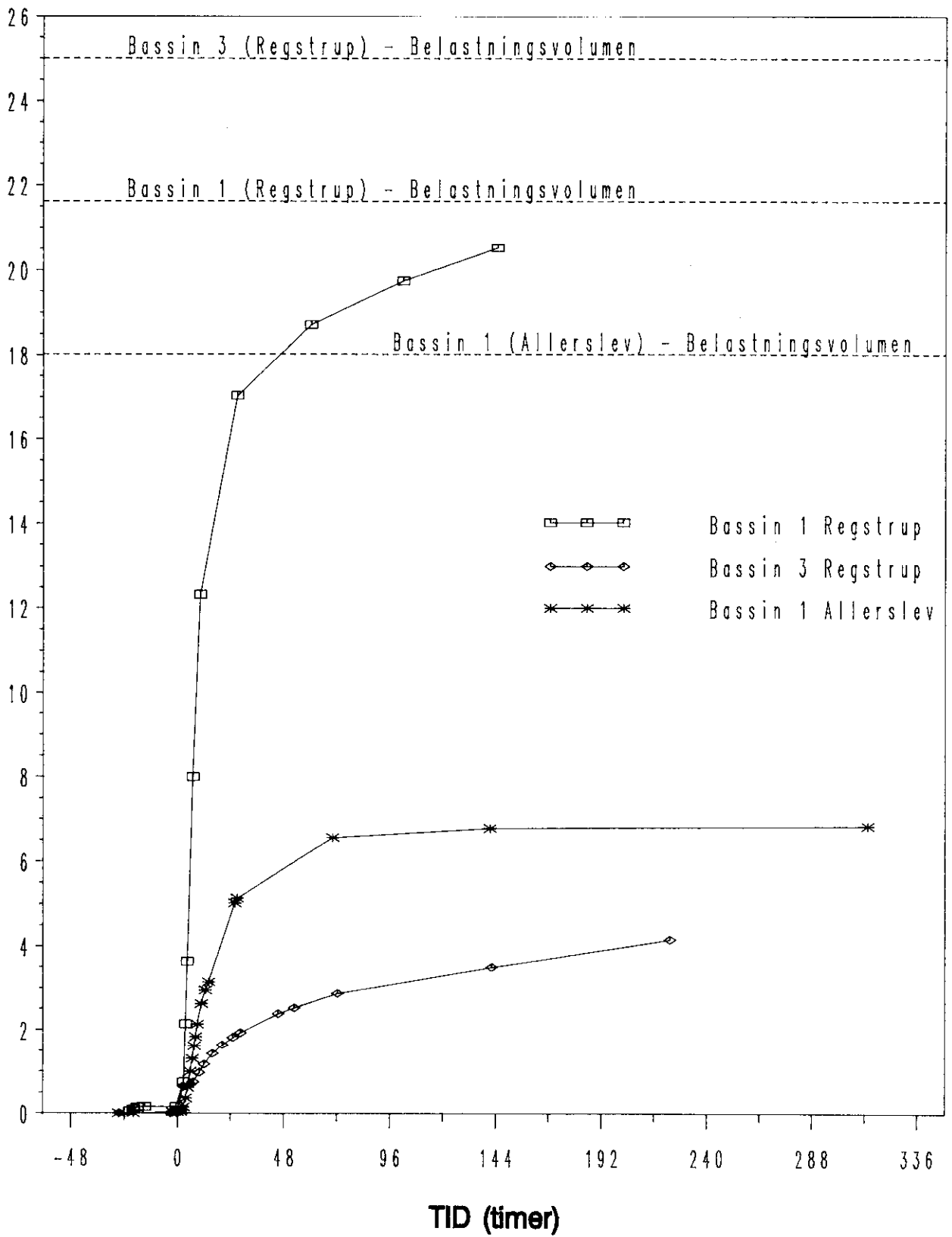
Efter 144 timer var ca. 98 %, 18 % og 55 % af hulrumsvandet afvandet. Alene ud fra vandbalancen for afvandingen af det aktive slam skønnes det, at opkoncentreringen til ca. 15 % tørstof tager ca. 6 døgn. Tages der yderligere højde for fordampningen, er denne periode formentlig kortere, specielt i tagrørens produktive periode (afsnit 3.8.1).

Afdræningen fra bassin 3 i Regstrup var allerede efter 6 døgn yderst ringe ca. 0,001 l/min/m². Over en periode på 40 døgn blev der samlet afdrænet ca. 7 m³. I Allerslev synes afdræningen allerede efter knap 3 døgn at ophøre fra bassin 1, og det på trods af, at der ifølge vandbalancen, stadig skulle restere ca. 10 m³ vand i det tillødte volumen.



Figur 4.4 A: Areal-specifikke afvandingsforløb for de 3 anvendte slamtyper.

AKKUMULERET VOLUMEN (M3)



Figur 4.4 B: Akkumuleret rejektivand.

Teoretisk fordampning

Medregnes en teoretisk fordampning på ca. 1,3 m³/bassin/dag (afsnit 3.8.1) skønnes det, at der i forhold til de tilledte volumener resterer ca. 3 m³ og 14 m³ henholdsvis i bassin 1 (Allerslev) og bassin 3 (Regstrup). Afvandingen har således resulteret i en opkoncentrering af de tilledte volumener til ca. 24 % og 5 % tørstof i løbet af ca. 6 dage.

Det må formodes, især for bassinerne, der belastes med opkoncentreret slam, at hulrumsvandet i langt højere grad afvandes, som en kombination af afdræning og fordampning. Formentlig med fordampningen som den mest betydende.

Slamrestens betydning for afvandingen

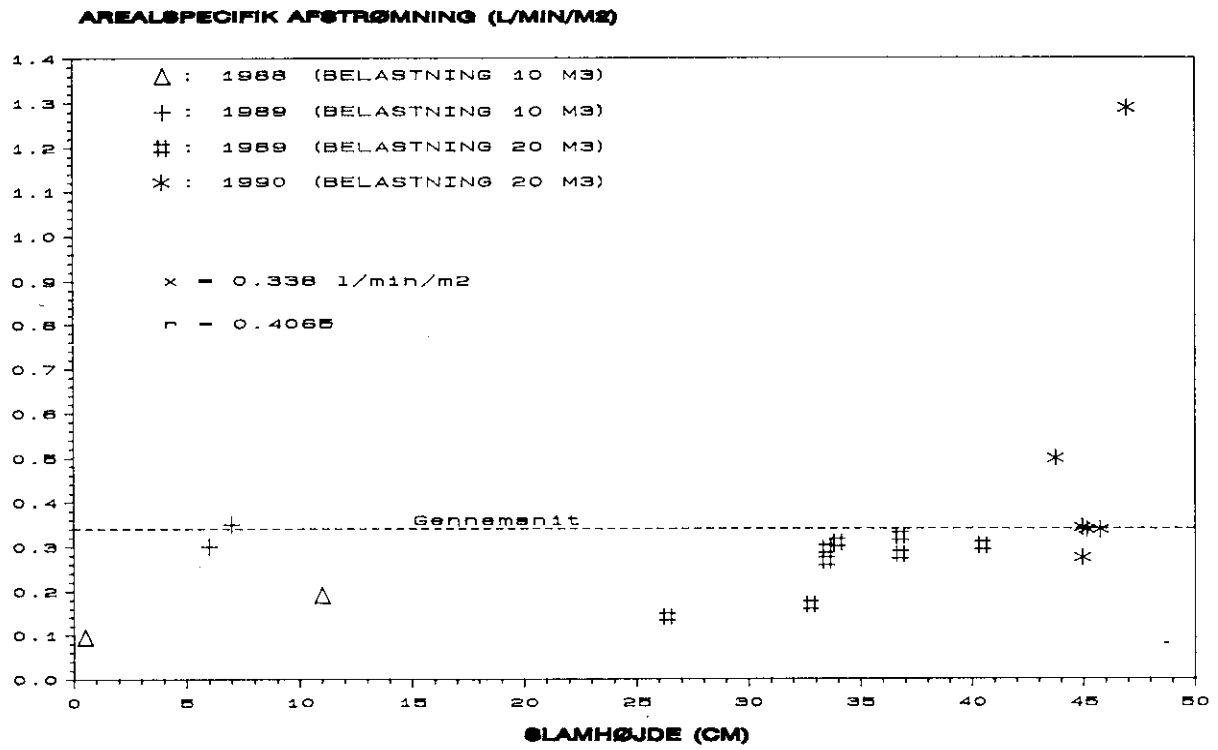
4.5.2 Slamhøjden

For at få klarhed over afvandingseffektivitetens afhængighed af den udviklede tagrørsvegetation samt betydningen af den stadigt voksende slamfase, udføres arealspecifikke afvandingsmålinger (afsnit 4.5.1).

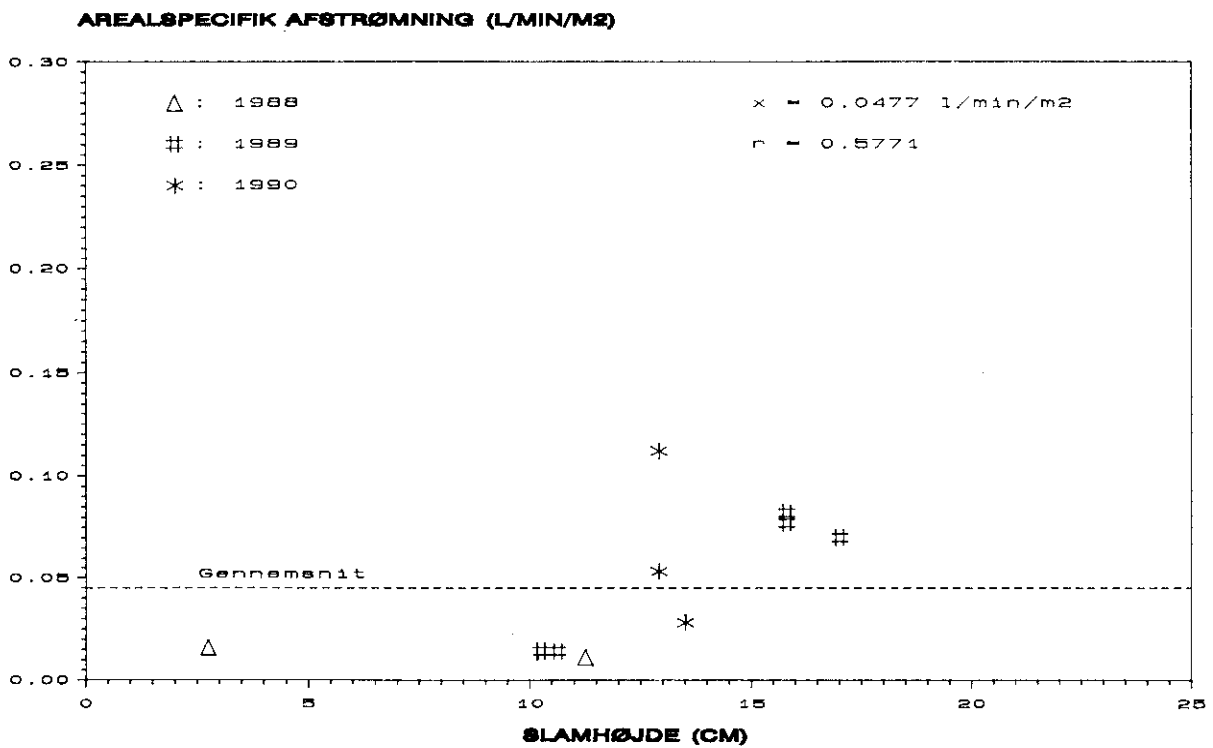
Ved hver måling er den maksimale afstrømning blevet relateret til slamhøjden på måletidspunktet (figur 4.5 og 4.6). På figur 4.5 er endvidere angivet belastningernes størrelse, samt hvilket år de blev tilledt. Belastningens størrelse var i Allerslev variabel (5 - 20 m³), hvorfor deres størrelse ikke er angivet (figur 4.6). Sammenhængen for de øvrige bassiner fremgår af bilag 4.7 - 4.8.

Målingerne viste, at afvandingen var uafhængig af belastningens størrelse i de angivne belastningsintervaller.

Det kunne forventes, at afvandingen ville blive forringet efterhånden som slamresten vokser. Sammenhængen mellem den arealspecifikke afstrømning og den voksende slamrest, udtrykt ved korrelationskoefficienterne 0,40 og 0,58, viser imidlertid, at afvandingen er uafhængig af slamrestens højde. Årsagen til dette tillægges vegetationens voksende etableringsgrad. Figureerne antyder ligefrem, når afvandingsværdierne betragtes isoleret, at afvandingen er blevet bedre med tiden.



Figur 4.5: Areal specifik afstrømning i forhold til slamhøjden (Bassin 1 - Regstrup)



Figur 4.6: Areal specifik afstrømning i forhold til slamhøjden (Bassin 1 - Allerslev)

4.6 Slamresten

Analyseresultater

Koncentrationsniveauet samt dets eventuelle udviklingstendenser for de enkelte parametre fremgår af tabel 4.11, 4.12 og 4.13. Variationsbredden for enkelte parametre (COD, Total-N, $\text{NH}_{4+3}\text{-N}$, SO_4) er opstillet i bilag 4.9 (A-B) og 4.10 (A-B).

Værdierne er opnået som gennemsnit af fraktionsværdierne og derefter som gennemsnit hovedsageligt fra de 3 kampagnemålinger.

Enkelte parametre er angivet med variationsbredden, der samtidig indikerer en stigende eller en faldende tendens.

Tabel 4.11: Slamrest. Gennemsnitlige analyseresultater eller udviklingstendenser.

Parametre	Regstrup				Allerslev	
	Bassin 1	Bassin 2	Bassin 3	Bassin 4	Bassin 1	Bassin 2
pH	7,4	7,5	7,7	7,4	7,4	7,5
COD (gO ₂ /kgTS)	804	773	745	766	780-210	718-220
BI ₅ "	-	-	-	-	-	-

Total-N(g/kgTS)	41-48,6	39	45-32,9	46-40	26,2	26,5
NH ₃₊₄ -N "	7,85-2,84	7,1-3,97	7,6-2,24	8,83 - 1,11	5,05-0,283	5,13-0,238
NO _{2,3} -N "	-	-	-	-	3,55	2,35
Total-P "	17,8	16,2	16,2	16,8	12,8	12,0
PO ₄ -P "	14,6	11,8	12,2	12,9	10,0	10,6
SO ₄ "	0,19-5,61	0,15-2,43	0,185-9,62	1,610-11,0	0,86-22,4	0,104-24,2
H ₂ S "	0,716	0,447	0,347	0,430	0,767	0,928
Calcium "	41,5-14,0	38,3-22,0	35,4	38,2	32,8	39,0
Jern "	16,2	19,1	18,8	17,6	21,7	25,8

Bly (mg/kgTS)	115	130	73	91,8	244	244
Cadmium "	2,4	2,0	2,71	2,18	4,85	4,10
Kobber "	590	-	650	640	293	341
Kobolt "	7,2	-	7,3	6,8	11,3	12,3
Krom "	25	-	30	29	33,8	37,4
Kviksølv "	1,39	1,2	1,06	1,38	11-20	14,5-37
Nikkel "	21,4	31,3	24,1	24,2	36,1	41,5
Zink "	946	1070	965	953	1620-2200	2150

Udviklingstendenser

I løbet af den samlede driftsperiode har især koncentrationerne af COD, ammonium, ortho-P, sulfat og H₂S gennemgået markante udviklingsforløb (tabel 4.11) i forhold til de oprindelige niveauer (tabel 4.4).

COD

Generelt er COD indholdet faldet, muligvis først efter en beskedent stigning. Denne tendens tages som et udtryk for mineralisering (afsnit 4.6.2) af de organiske materialer.

Tilsyneladende skete der i 1988 og frem til 1. kampagnemåling i 1989 en ophobning af ammonium i slamresten på op til 5 gange niveauet i det tilledte slam. Herefter faldt niveauet, foreløbig frem til 3. kampagnemåling (sommeren 1990). I Allerslev endda ca. 14 gange under den oprindelige koncentration i det tilledte slam.

De markante udsving skyldes formentlig, at vegetationen i 1990 var bedre etableret, hvorfor en større ammoniumoptagelse var mulig. Planter har endvidere bevirket en større aerobitet i slamresten og dermed en nitrificering.

Fosfor og svovl

Forholdet mellem total-P og ortho-P er blevet væsentligt mindre. Ortho-P udgør ca 80 % af total-P i slamresten mod før 15 - 40 %.

Den formodede begyndende større aerobitet i slamresten i 1990 har endvidere medført ganske iøjnefaldende ændringer i tilstandsformen for svovl - først i vegetationens etableringsfase fandtes næsten alt svovl på reduceret form eller som organisk bundet svovl. Ved overvågningsprogrammets afslutning er sulfatkoncentrationen steget kraftigt, hvilket antagelig skyldes mineralisering af organisk stof.

Denne tendens forstærkes endvidere af, at H₂S niveauet i slamrest i bassiner belastet med opkoncentreret slam i samme periode er faldet til ca 1/3 af det oprindelige niveau.

Tungmetaller

Generelt er tungmetalkoncentrationerne (incl. jern) i slamresten en anelse større end i det tilledte slam. Specielt er kviksølvkoncentrationen i Allerslev steget ganske væsentligt, ca. med en faktor 3 i forhold til det tilledte slam (tabel 4.4). Ophobningen af tungmetaller i slamresten stemmer godt overens med resultaterne fra rejektvandsanalyserne (afsnit 4.3.1), der viser meget små niveauer. I forhold til det tilledte slam er der dog tale om en beskedent ophobning af tungmetaller i slamresten.

Vurderingen af slamresten i forhold til bekendtgørelsen samt redegørelsen for den endelige slutdeponering foretages i afsnit 5.3.

Tabel 4.12: Slamrest. Gennemsnitlige analyseresultater af tørstof og glødetab (Regstrup).

År	Dato	Tørstof (%)				Glødetab %			
		Bassin				Bassin			
		1	2	3	4	1	2	3	4
1989	01.05	24,2	14,8	18,6	17,0	57,2	60,2	56,8	58,6
	21.08 *	15,0	15,7	18,0	12,3	54,5	53	56,7	57,7
	25.09	13,3	13,7	14,7	12,5	59,5	57,3	61	54,3
	20.11 *	13	13,3	14,4	12,5	59	56,2	57,5	57
1990	12.02	14	13,9	14,6	11,3	58,2	56,7	57,5	63
	29.03	15,1	13,0	-	-	-	-	-	-
	30.03	-	-	14,7	14,7	-	-	-	-
	17.04	16,2	15,5	27,1	18,9	-	-	-	-
	08.05	16,7	16,3	16,7	14,0	-	-	-	-
	17.07 *	14,2	17,4	18,2	16,8	60,8	53,8	58,6	56,2
	06.08	17,5	20,0	22,5	16,1	-	-	-	-
	29.08	22,3	23,1	21,1	15,3	59,6	49,5	56,4	60
	08.10	17,1	14,8	17,1	14,1	61,3	55,6	56,8	60,5
	21.11	-	-	14,4	12,6	-	-	58,1	61

* Kampagnemålinger

Tabel 4.13: Slamrest. Gennemsnitlige analyseresultater af tørstof og glødetab (Allerslev).

År	Dato	Tørstof (%)		Glødetab (%)	
		Bassin		Bassin	
		1	2	1	2
1989	14.08 *	30	26,3	51,3	47,5
	13.11 *	22,8	21	46,3	47,5
1990	26.02	24,6	21,7	46,6	47,8
	07.05	30	29,5	40,8	41,3
	10.07 *	29	30,3	47,4	47,4
	16.08	35,6	32	-	-
	16.10	29,8	31	44,6	43,2
	11.12	27,3	26,8	46,7	48
1991	24.04	29,2	29,2	47,8	46,8

* Kampagnemålinger

Anlæggenes tilbageholdelse af tungmetaller kan skyldes, at tungmetallerne ofte er bundet i organiske og uorganiske partikulære komplekser, der filtreres fra i afvandingsprocessen.

I organiske forbindelser frigøres tungmetallerne først ved mineralisering, mens frigørelsen fra uorganiske komplekser bl.a. er afhængig af pH og bindingstypen. Specielt kviksølv og bly bindes meget stærkt i slam og vækstlaget i form af tungt opløselige forbindelser /36-37/. Metallerne er således temmelig immobile, hvorfor en opkoncentrering må forventes i slamresten.

Slamrestens gennemsnitlige tørstofindhold i forhold til tiden samt udviklingen i den vertikale variation for glødetab og tørstofindhold i samme periode behandles særskilt i afsnit 4.6.1 og 4.6.2.

4.6.1 Slamrestens tørstofindhold

Anlæggets afvandingseffektivitet vurderes først og fremmest ud fra det afvandede slams tørstofindhold.

Siden maj 1989 er der løbende blevet udtaget prøver af slamresten til tørstofbestemmelse (tabel 4.12 og 4.13).

Slamtype

I løbet af året og i forhold til belastningsperioder og hvilepauser, varierer tørstofprocenten i slamresten betydeligt. Tørstofindholdet i slamresten, hidrørende fra henholdsvis det aktive slamanlæg (Regstrup) og koncentrationstanken (Allerslev) varierer mellem 13 - 24 % og 25 - 35 % (figur 4.7). Figuren viser udvalgte eksempler fra bassin 1 i henholdsvis Regstrup og Allerslev.

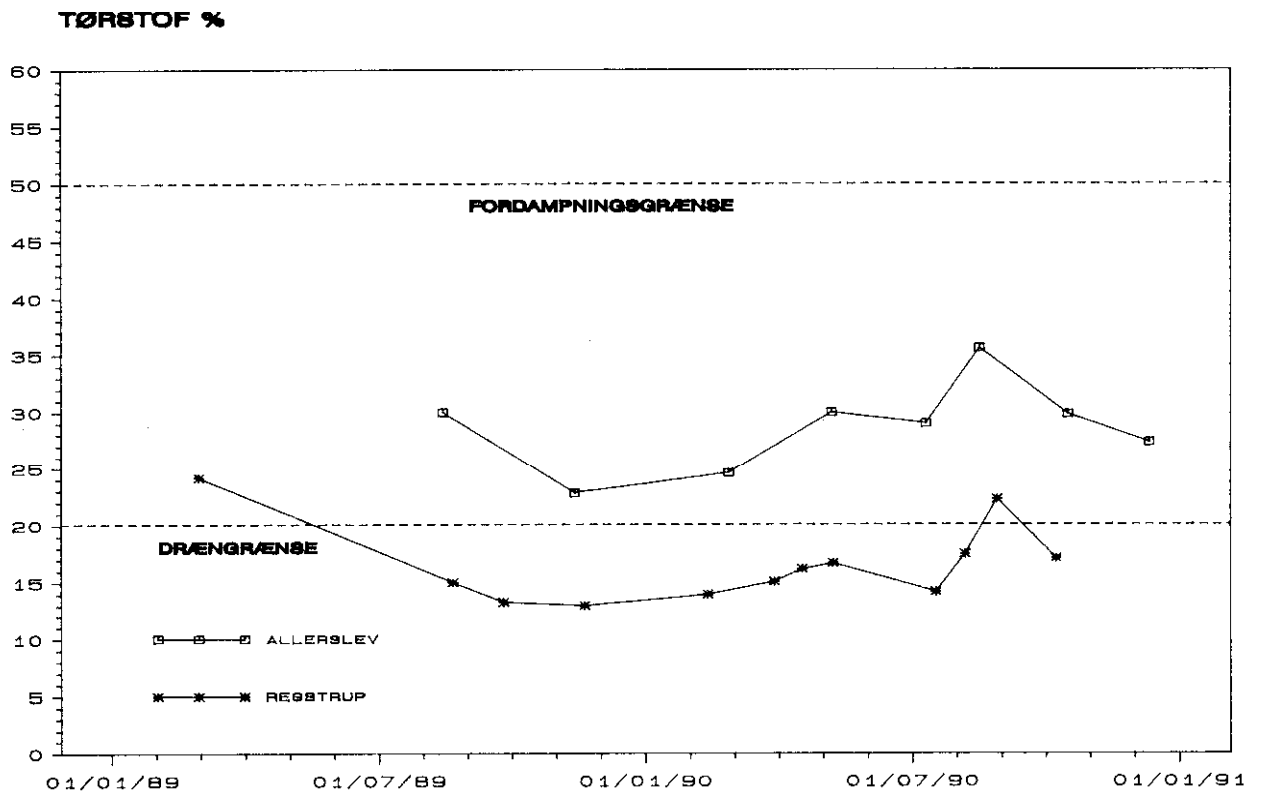
Gennemsnitlig afvandes det aktive- og det opkoncentrerede slam til henholdsvis 17% og 29%, hvilket er en opkoncentrering på henholdsvis 43 og 7 gange, i forhold til det tilledte slam (tabel 4.4).

Dræn- og fordampningsgrænse

På figuren angives endvidere dræn- og fordampningsgrænserne. Det er konstateret ved feltobservationer, at afdræningen ophører, når tørstofindholdet i slamresten bliver større end ca. 20 %. Herefter afvander slammet kun i kraft af fordampningen. Det skønnes, at slammet maksimalt i kraft af fordampningen kan opnå et tørstofindhold på 50 % (fordampningsgrænsen). Øges tørstofindholdet yderligere, anses det for at være letalt for tagrørene (se endvidere afsnit 5.1).

Teoretisk afvandingseffektivitet

I juli måned (17/7 og 10/7-1990) var tørstofindholdet henholdsvis 14 % og 29 % (figur 4.7). Frem til henholdsvis den 29/8 og 16/8 steg tørstofindholdet til 22 og 36 % (tabel 4.12 og 4.13). Antages tørstofprocenten at stige lineært, og hvis belastningen ikke var blevet genoptaget, ville slamresten være blevet afvandet til henholdsvis 33 % og 45 %, hvis perioden f.eks. strakte sig frem til 1. oktober 1990. Ud fra de teoretiske betragtninger (afsnit 3.8.1) vurderes disse procenter, at være optimistiske for den valgte periode. Var perioden startet tidligere, omkring 1. juni og frem til 1. september, anses de anslåede niveauer for at være mere realistiske.



Figur 4.7: Variationen i slamrestens gennemsnitlige tørstofindhold fra bassin nr. 1 i henholdsvis Regstrup og Allerslev.

Tørstofindholdets vertikale variation i forhold til tiden og den stadig varierende slamrest fremgår af figur 4.8 og 4.9. Af figurene ses endvidere vækstlagets tørstofindhold.

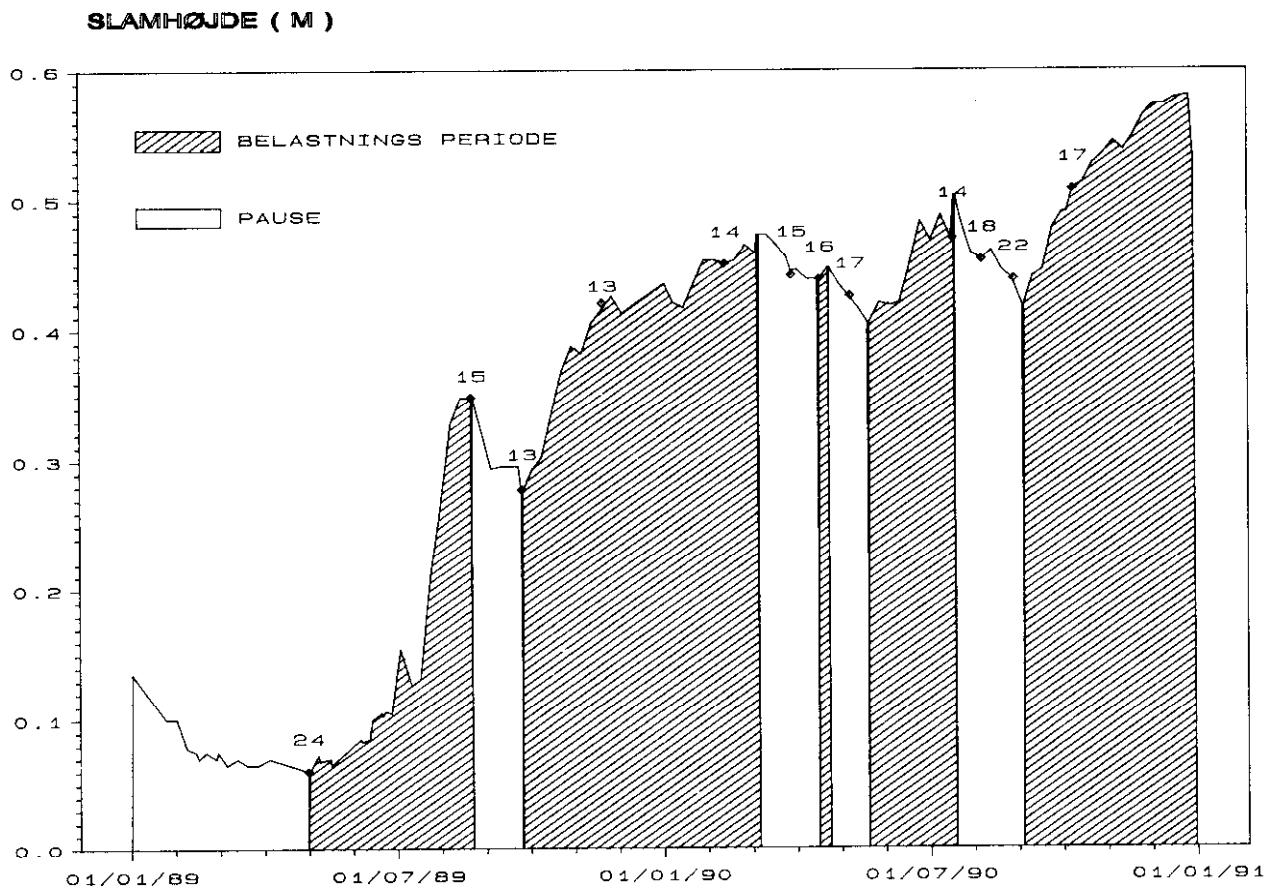
*Vertikal variation i
slamrestens tørstofindhold*

I Regstrup i perioden frem til juli 1990 var slamresten generelt relativt homogent afvandet og uden tydelige tendenser til gradienter, dog ofte med de højeste tørstofværdier i overfladen og bunden af slamresten (figur 4.8).

De seneste målinger efter hvilepausen, i august 1990, (figur 4.10) viste tydelige gradienter med stigende tørstofprocent ned gennem slamresten. Gradienten tænkes opstået på grund af, at de yngste slamlag endnu indeholder en del hulrumsvand.

I Allerslev er slamresten generelt afvandet til langt højere tørstofindhold, over 40 %. I belastningsperioderne var ligeledes her gradienter med stigende tørstofindhold ned gennem slamresten.

Det gennemsnitlige tørstofindhold i slamresten er afhængig af belastnings- og hvileperiodernes længde samt overflade/volume forholdet (figur 4.10).



Figur 4.10: Variationen i slamrestens tørstofindhold (i procent) i forhold til belastnings- og hvileperioder. (Bassin 1 - Regstrup).

Hvileperioder

Bassinet havde 4 hvileperioder, hvor slamrestvolumenet blev reduceret med en opkoncentrering til følge. I 1990, henholdsvis i det tidlige forår og om sommeren, faldt slamhøjden med 0,7 cm/uge og 1,2 cm/uge. Det er endvidere i bassin 4 (Regstrup) blevet konstateret, at slamhøjden gennemsnitlig reduceres med henholdsvis 0,5 cm/uge og 1,7 cm/uge om vinteren og sommeren samt, at reduktionen per uge i 1990 er 20 - 50 % større end i 1989.

Årstid

Slamreduktionen er således ca. en faktor 3 større om sommeren end om vinteren. Forskellen skyldes antagelig sommerens gunstige temperaturforhold, den øgede fordampning (afsnit 3.8.1.1) og ikke mindst vegetationen. Vegetationen antages endvidere at være den mest betydende årsag til den større reduktion i 1990, idet tagrørene var væsentligt bedre etableret.

Længden af den afsluttende hvileperiode, samt hvilket tørstofindhold, der kan opnåes i slamresten, beskrives nærmere i afsnit 5.1.

4.6.2 Slammineraliseringen

I overvågningsprogrammet relateres anlæggets slammineraliseringseffektivitet til:

- belastningshyppighed
- slamtype
- tørstofprocent.

Glødetab

Mineraliseringen følges ved at analysere for glødetab i slamresten. Prøverne blev udtaget i hele perioden og fraktioneret. Mineraliseringseffektiviteten estimeres som differencen mellem glødetabet i de tilledte slamtyper og i de resulterende slamrester i bassinerne.

De gennemsnitlige glødetabsværdier for de anvendte slamtyper (aktivt slam, koncentreret slam og opkoncentreret slam (Allerslev)) udgjorde relative konstante niveauer på henholdsvis 62 %, 65 % og 54 % (tabel 4.4).

Full-Scala anlæg

Generelt må det konstateres, ved sammenligninger med de gennemsnitlige glødetabsværdier for slamresten i de enkelte bassiner i Regstrup, at glødetabet både i slamresten fra det aktive og koncentrerede slam ikke er væsentligt forskellig fra glødetabet i det tilledte slam (tabel 4.12).

I Allerslev derimod er det gennemsnitlige glødetab i slamresten tydeligt lavere op til 10-14 % (tabel 4.13) i forhold til det tilledte slam.

Vertikal variation

Sammenligninger med slamrestens gennemsnitlige glødetabsværdier kan give et forvrænget billede af mineraliseringens omfang, idet slamresten består af slam med forskellig alder. Bassinerne bliver jo løbende belastet, især i Regstrup, hvilket er medvirkende til at holde de gennemsnitlige glødetabsværdier på relativt høje niveauer.

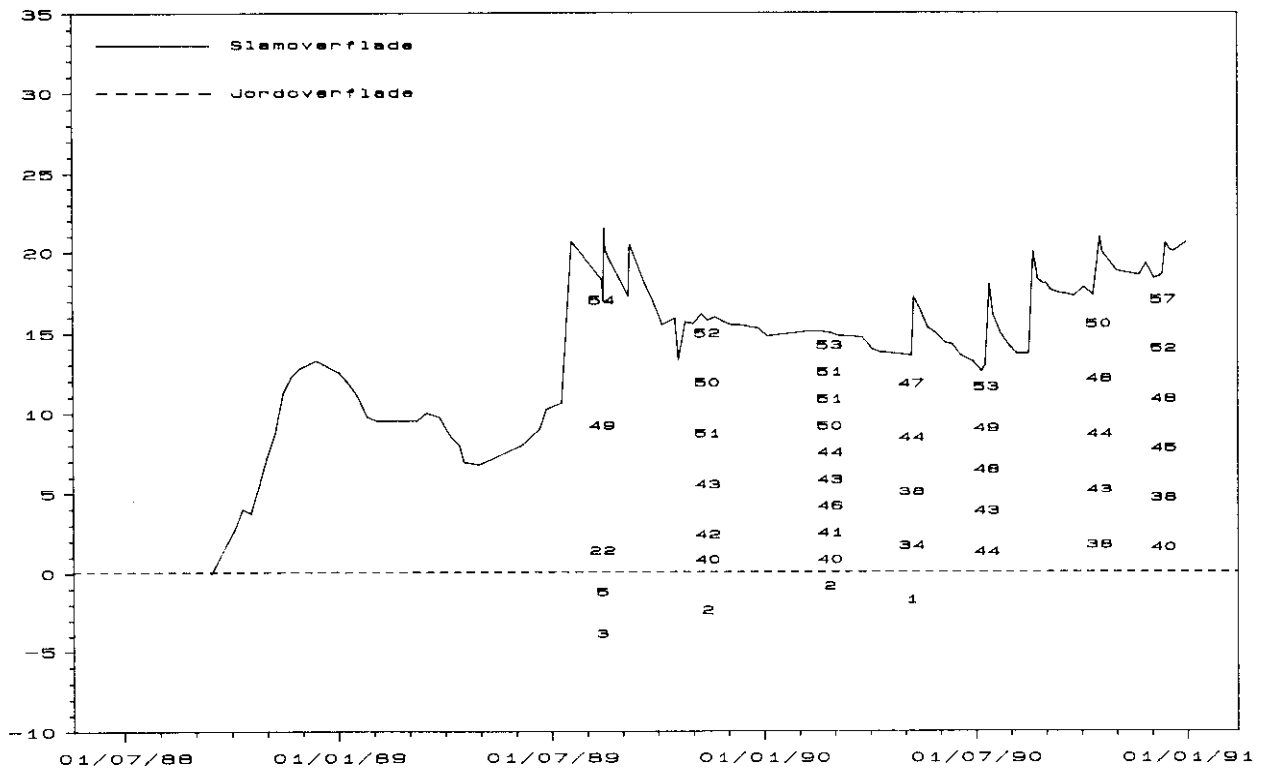
Et mere realistisk billede af mineralisering fås ved at vurdere glødetabets vertikale variation i slamresten med glødetabet i de tilledte slamtyper.

Lagdeling af slamresten

Slamtildedningen resulterer i en lagdeling af slamresten. Det forventes, at mineraliseringen hovedsagelig vil have en vertikalgradient med det mest mineraliserede slamlag liggende nederst, lige over jordlaget. Af figurerne 4.11 og 4.12 ses udviklingen i glødetabets vertikale variation i forhold til tiden og den stadig voksende slamrest. Figurerne viser endvidere glødetabet i de øverste zoner af vækstlaget. Resultaterne fra de øvrige bassiner fremgår af bilag 4.11 (A-B).

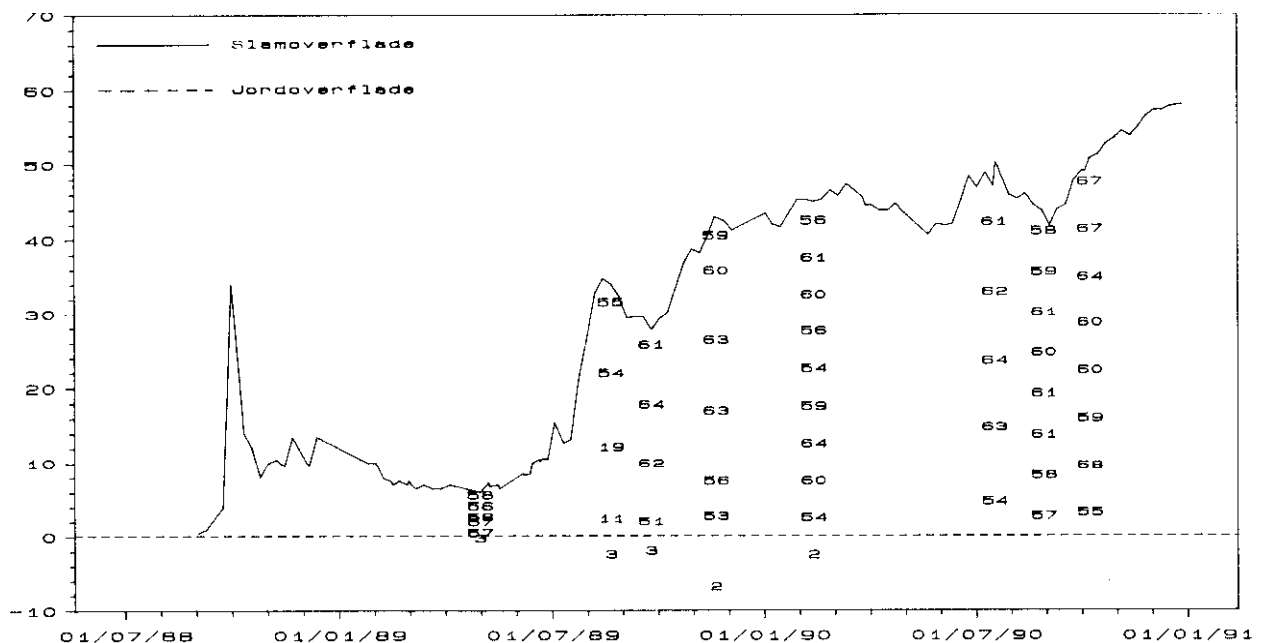
Det skal fremhæves, at prøveudtagningen bevidst undgik kontaminering af slamresten med jord fra vækstlaget. I august 1989 tillægges de lave glødetabsværdier dog kontaminering. Disse værdier indgår ikke i de gennemsnitlige værdier - opstillet i tabel 4.12 og 4.13.

Slamhøjde (cm)



Figur 4.11: Glødetabets vertikale variation (i procent) i forhold til tiden og den stadig voksende slamrest (Allerslev - bassin 1).

Slamhøjde (cm)



Figur 4.12: Glødetabets vertikale variation (i procent) i forhold til tiden og den stadig voksende slamrest (Regstrup - bassin 1).

Allerslev slam anlæg

Ved igen at sammenholde slamrestens glødetabsværdier med de gennemsnitlige glødetabsværdier for de tilledte slamtyper (tabel 4.4) fås en indikation af mineraliseringens omfang.

I Allerslev ses en tydelig vertikal gradient med de højeste glødetab i slamrestens overflade. Glødetabet i disse lag (de yngste) varierede ikke nævneværdigt fra glødetabet i det tilledte slam.

Ned gennem slamresten var der allerede i november 1989 en tydelig gradient, hvor glødetabet faldt ca. 12 % til ca. 40 % i en slamhøjde på godt 15 cm. Denne tendens blev vedvarende konstateret i 1990. Endda med en glødetabsdifferens på ca. 20 % i forhold til det tilledte slam.

Regstrup slam anlæg

I Regstrup fremtræder analyseresultaterne mere varieret og uden en tydelig gradient, dog med de laveste værdier i de ældste slam lag. Især de seneste resultater viser en gradient, hvorfor det skønnes, at mineraliseringen udgør en reduktion på mellem 5 og 10 % i forhold til det aktive slam.

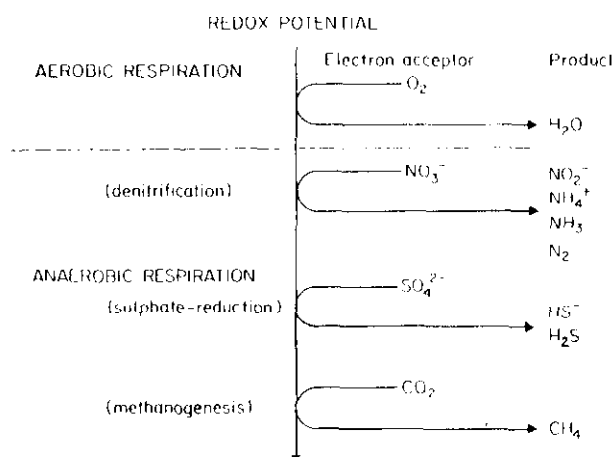
I overvågningsprojektet var det ikke muligt at kvantificere, hvilke volumenreduktioner mineraliseringen medførte.

Driftsforhold

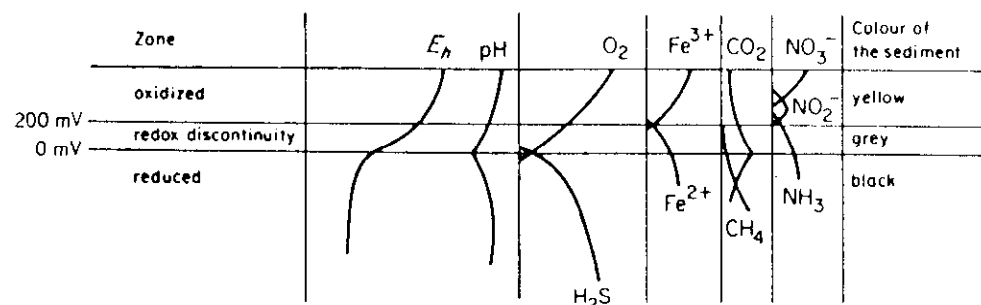
4.6.3 Redoxpotentialet

Det antages, at de forskellige slamtyper og belastningsfrekvenser har betydning for mineraliseringens omfang. Specielt formodes iltindholdet, udtrykt ved redoxpotentialet i slamresten, at variere i forhold til vandindholdet og dermed at være afhængig af, hvornår det måles i forhold til de enkelte belastninger.

Redoxpotentialet tages som et indirekte gennemsnitligt udtryk for hvilke omsætningsprocesser, der foregår i slamresten (figur 4.13).



Figur 4.13: Redoxpotentialet i sedimenter kan indikere, hvilke uorganiske elektronacceptorer, der bliver brugt i den mikrobielle omsætning /38/.



Figur 4.14: Skematisk opstilling af det relative forhold mellem redoxpotentialet og redoxparrenes koncentrationsforhold. (Modificeret efter /38/).

Teori

Redoxpotentialet (E_h) kan opdeles i 3 zoner (figur 4.14) den oxiderede ($E_h > 200 \text{ mV}$), den diskontinuerte ($0 < E_h < 200 \text{ mV}$) og den reducerede zone ($E_h < 0 \text{ mV}$) /38/.

I velilte vandvolumener er redoxpotentialet ca. 500 mV og det forbliver i dette niveau så længe iltkoncentrationen er større end 1 mg/l /38/.

I reducerede og anoxiske områder, hvor redoxpotentialet er faldet til ca 200 mV, øges denitrifikationen /39/.

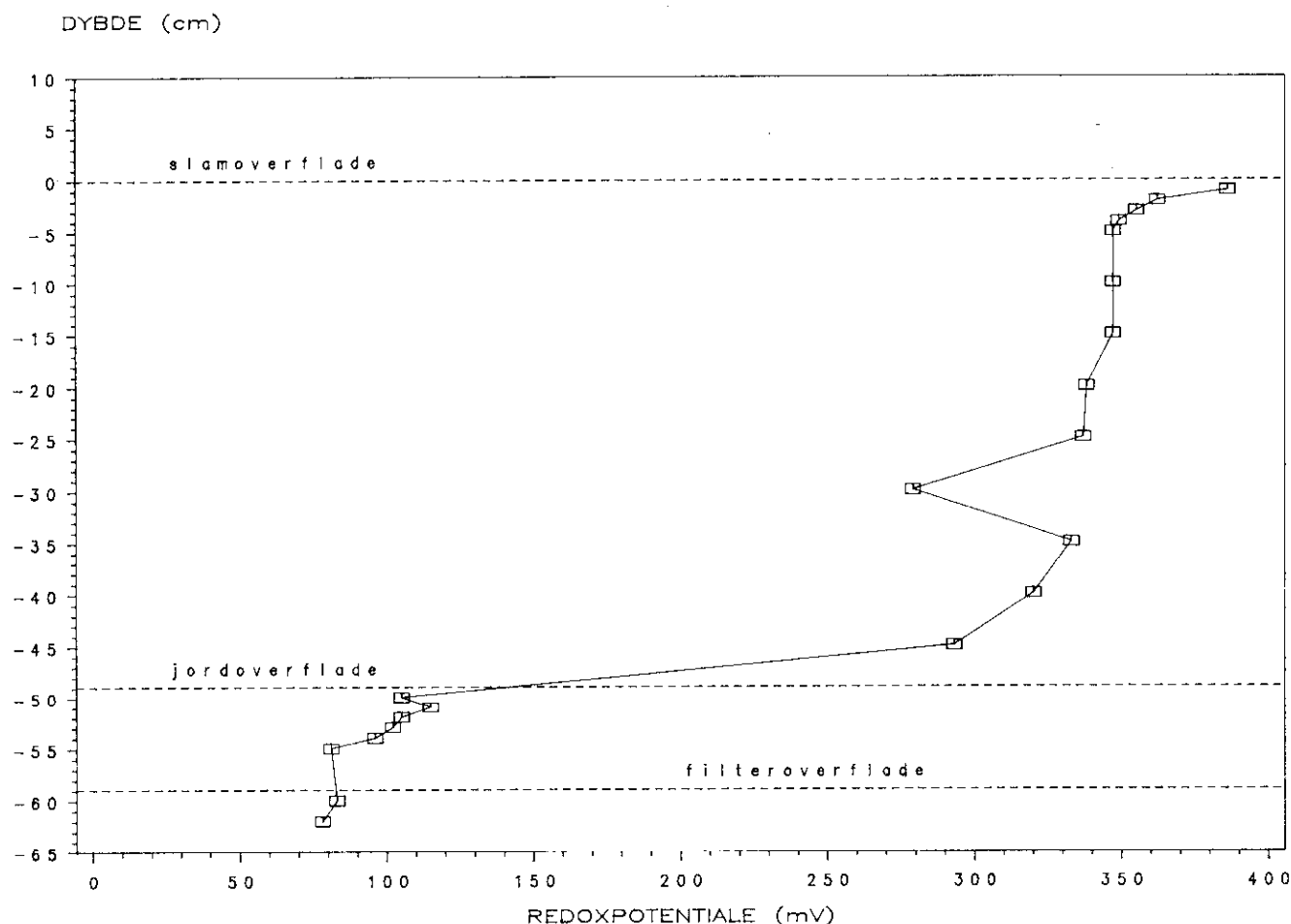
Ved omsætning af organisk stof reduceres iltindholdet med et fald i redoxpotentialet tilfølgende. Herefter reduceres nitrat, mangan og jern. Ved yderligere fald i redoxpotentialet reduceres sulfat (SO_4) og kuldioxid (CO_2). (figur 4.13)

Reducerede forhold ($E_h < \div 100 \text{ mV}$) opstår, når ilt diffusionen er ekstremt langsom. Ilt diffunderer meget langsomt gennem vand i forhold til luft /40/.

Ved neutral pH forekommer sulfatreduktion generelt mellem potentialer på $\div 150 \text{ mV}$ og $\div 200 \text{ mV}$, mens methandannelse forekommer ved $\div 250$ til $\div 300 \text{ mV}$ /38/.

Feltmålinger

Enkelte målinger af de aktuelle redoxpotentialer blev gennemført i slamresten (figur 4.15, bilag 4.12). Målingerne blev foretaget ca. 8 dage efter sidste belastning.



Figur 4.15: Den vertikale variation i det aktuelle redoxpotentiale ned igennem slamresten og de øverste filterlag. (Regstrup - Bassin 1. - 17. juli 1990).

Redoxpotentialet i slamresten ligger hovedsageligt i den oxiderede zone (figur 4.15). I overfladen af slamresten (øverste 5 cm) blev der målt redoxpotentiale omkring 360 mV. Generelt var redoxpotentialet relativt konstant i hovedparten (5 - 35 cm) af slamresten, ca. 340 mV og i samme størrelsesorden som målt under beluftning af det aktive slam (tabel 4.5).

Potentialet faldt yderligere i overgangen mellem slamresten (de nederste 15 cm) og ned til midt i vækstlaget med ca. 200 mV til 100 mV. Generelt var redoxpotentialet i vækstlaget og i det øverste filterlag lavere end i slamfasen. Redoxpotentialet var dog aldrig så lavt, at der var tale om direkte reducerede forhold.

Omsætningsprocesser

Ud fra målingerne og de teoretiske overvejelser skønnes det, at der i slamresten foregår aerobe omsætningsprocesser. Dog anses det for mest sandsynligt, at nitrat, mangan og jern anvendes i omsætningsprocesserne, og denitrifikationen nok er den mikrobielle proces, der bidrager mest til mineraliseringen.

Redox-forholdene i vækst- og filterlag tillægges, at disse lag endnu tilbageholder en del vand, hvilket nedsætter ilt-diffusionshastigheden.

Den relativt beskedne reduktion i glødetabet (figur 4.12) i Regstrup anses at hænge sammen med for hyppige belastninger af bassinerne. Generelt har vandindholdet i slamresten været for højt mellem belastningerne, og før næste belastning, hvilket har bevirket en langsommere ilt-diffusion ind i slamresten. Endvidere har mineraliseringens iltforbrug yderligere bidraget til et forøget iltunderskud. Samlet har disse processer hæmmet den aerobe mineralisering.

I Allerslev, hvor glødetabsreduktionen var langt mere betydelig (figur 4.11), blev bassinerne belastet sjældnere. Bassinerne har dermed haft længere perioder mellem belastningerne, hvorved slamresten er blevet beluftet bedre.

Driftsfaktorer

Med de rette belastningsfrekvenser forventes det, at slamrestens glødetab yderligere kan reduceres. I driftsperioder på ca. 8-10 år vil mineraliseringen af det organiske materiale kunne resultere i en halvering af glødetabet til ca. 30 % i de ældste slamlag. Det forventes, alt afhængig af den afsluttende belastningsfrie periodes længde, at det gennemsnitlige glødetab i slamresten på tømningstidspunktet henholdsvis i Regstrup og Allerslev, vil blive reduceret til ca. 40 % og 30 %, hvilket er ca. 25 % under det oprindelige niveau i det tilledte slam.

Hastigheden, hvormed anlægget afvander de tilledte slammængder, har indflydelse på anlægsdriften, idet belastningshyppigheden skal afpasses således, at der mellem belastningerne er perioder, hvor slamresten og bassinfilteret er afvandet tilstrækkeligt til at sikre en effektiv beluftning og dermed en betydende mineralisering.

Det må derfor konkluderes, at belastningshyppigheden bør planlægges således, at den er omvendt proportionalt med slammets tørstofindhold.

4.7 Stofbalance

Fosfor og kvælstof

Stofbalancerne er opstillet på baggrund af vandbalancerne (afsnit 4.1) og udregnet efter udtrykket beskrevet i afsnit 3.8.2. Stofbalancerne for total-kvælstof og for total-fosfor (tabel 4.14 og tabel 4.15) er opstillet for perioden mellem 2. og 3. kampagnemåling. Øvrige resultater fremgår af bilag 4.13.

I de nævnte perioder, ca. 240 dage, blev henholdsvis gennemsnitlig 75 % og 45 % af det indkomne kvælstof tilbageholdt i Regstrup og Allerslev. Fosforretentionen, der synes afhængig af slamkvaliteten, var noget bedre, i det gennemsnitlig 75 % og 95 % blev tilbageholdt i bassiner belastet med henholdsvis aktivt og koncentreret slam.

Den gennemsnitlige daglige kvælstofudvaskning var ca. 0,9 g N/m²/dag og ca. 0,4 g N/m²/dag i henholdsvis Regstrup og Allerslev.

Tabel 4.14: Kvælstofbalance (total-N)

Anlæg	Periode	Bassin	Slamrest (start)	Slam (tilledt)	Rejektvand	Slamrest (slut)	Difference (beregnet)
			kg N		kg N		kg N
Regstrup	20.11.89	1	211	115	21	323	÷ 18
	-	4	200	86	31	298	÷ 43
	16.07.90	3	284	83	16	351	0
Allerslev	13.11.89	1	91	19	12	89	9
	-						
	10.07.90	2	104	19	9	146	÷ 32

Tabel 4.15: Fosforbalance (total-P)

Anlæg	Periode	Bassin	Slamrest (start)	Slam (tilledt)	Rejektvand	Slamrest (slut)	Difference (beregnet)
			kg P		kg P		kg P
Regstrup	20.11.87	1	84	40	9	113	2
	-	4	86	36	10	125	÷ 13
	16.07.90	3	110	33	0,8	139	3,2
Allerslev	13.11.89	1	45	11	0,9	50	5,1
	-						
	10.07.90	2	52	7	0,4	56	2,5

Fosforudvaskningen udgjorde ca. 0,4 g P/m²/dag og ca. 0,03 g P/m²/dag fra bassiner belastet med henholdsvis aktivt- og opkoncentreret slam.

Beregningsen af de totale balancer for kvælstof og fosfor resulterer i både positive og negative balancer. Differencerne tillægges de stofmængder, der omfatter fosfor og kvælstof, de mængder der har forladt bassinerne i form af gasser samt usikkerhed på bestemmelserne af de enkelte puljer.

5. Diskussion

5.1 Slamreduktion i forhold til andre metoder

Afvanding

I belastningsperioderne afvandes det aktive slam (0,4 % TS) og det opkoncentrerede slam (4,0 % TS) til gennemsnitlig 17 % og 29 % (afsnit 4.5.3).

Dræning

Før tømningen af bassinerne henligger disse i ca. 3-4 mdr. for yderligere at opkoncentrere slamresten. I denne periode vil slamresten blive opkoncentreret i kraft af afdræning og fordampning. Afdræningen ophører, når slammet opnår tørstofindhold på ca. 20 %, herefter afvandes slammet udelukkende ved fordampning (afsnit 4.6.1).

Evapotranspiration

Antages de beskrevne forhold (afsnit 3.8.1) for at være potentielle kan den teoretiske evapotranspiration beregnes. Tagrørstranspirationen i juni, juli og august udgjorde henholdsvis 8, 10 og 3,9 l/m²/dag. Evaporation for et tagrørsområde udgjorde 400 mm. Den daglige evaporation medførte således et vandtab på ca. 3 l/m²/dag.

På baggrund af disse opgørelser kan fordampning for juni, juli og august for et 100 m² stort bassin estimeres til henholdsvis 33, 40 og 31 m³.

I de 3 måneder kan der således teoretisk fordampes ca. 95 m³ vand eller ca. 1 m³/dag fra 100 m² under optimale forhold.

I afvandingsprocesserne antages det, at slammet maksimalt kan afvandes til et tørstofindhold på 50 %, hvilket er ensbetydende med, at det resterende vandindhold kun består af adsorptionsvand og strukturelt vand (afsnit 3.8.1).

Kapillarvand

Ved restvolumer på ca. 100 m³ slam med tørstofindhold på henholdsvis 15 %, 20 % eller 25 % i begyndelsen af henlæggelsesperioden består vandindholdet udelukkende af kapillarvand samt adsorption og strukturelt bundet vand (afsnit 3.8.1). I de 3 restvolumer udgør kapillarvandvolumenerne således 64 m³, 60 m³ og 56 m³, hvilket antages at være de volumener de naturlige afvandingsprocesser maksimalt kan afvande.

På baggrund af de nævnte forudsætninger, de teoretiske betragtninger samt erfaringstal fra overvågningsprojektet kan de teoretisk opnåelige værdier for tørstofindholdet i slamresten beregnes.

Teoretisk tørstofindhold

Sammenhængen mellem det opnåelige tørstofindhold, tørstofindholdet ved henlæggelsesperiodens start, totalvolumet og den teoretiske fordampning fremgår af nedenstående udtryk /41/. Grundlaget for udtrykket er yderligere uddybet i bilag 5.2.

$$TS(t) = TS(t_{\infty}) + \left[TS(t_0) \div TS(t_{\infty}) \right] \cdot \exp \left[- \left(100 \frac{E_p}{V_{tot} \cdot TS(t_{\infty})} \right) t \right]$$

hvor

- $TS(t_{\infty})$ er den maksimalt opnåelig tørstofprocent.
- $TS(t_0)$ er tørstofprocenten ved udtørningsperiodens begyndelse.
- E_p er potentiel totalfordampning (m^3/dag).
- V_{tot} er totalvolumet (vand + slam) ved udtørningsperiodens start (m^3).
- t er tiden i dage.

Eksponentialfunktionen angiver, hvor mange gange pr. dag vandet i bassinet fordamper bort.

I det teoretiske udtryk ses der bort fra vandtabet i form af afdræning, da dette ret hurtigt bliver ubetydelig eller helt ophører, når tørstofindholdet i slammet bliver større end 20 %.

Teoretiske værdier og erfaringstal

Indsættes teoretiske værdier ($E_p = 1,0 m^3/dag$, $TS(t_{\infty}) = 50 \%$) og erfaringstal ($V_{tot} = 100 m^3$, $TS(t_0) = 15 \%$, 20% og 25%) i udtrykket fås følgende 3 ligninger:

1. $TS(t) = 50 - 35 e^{-0,02 t}$

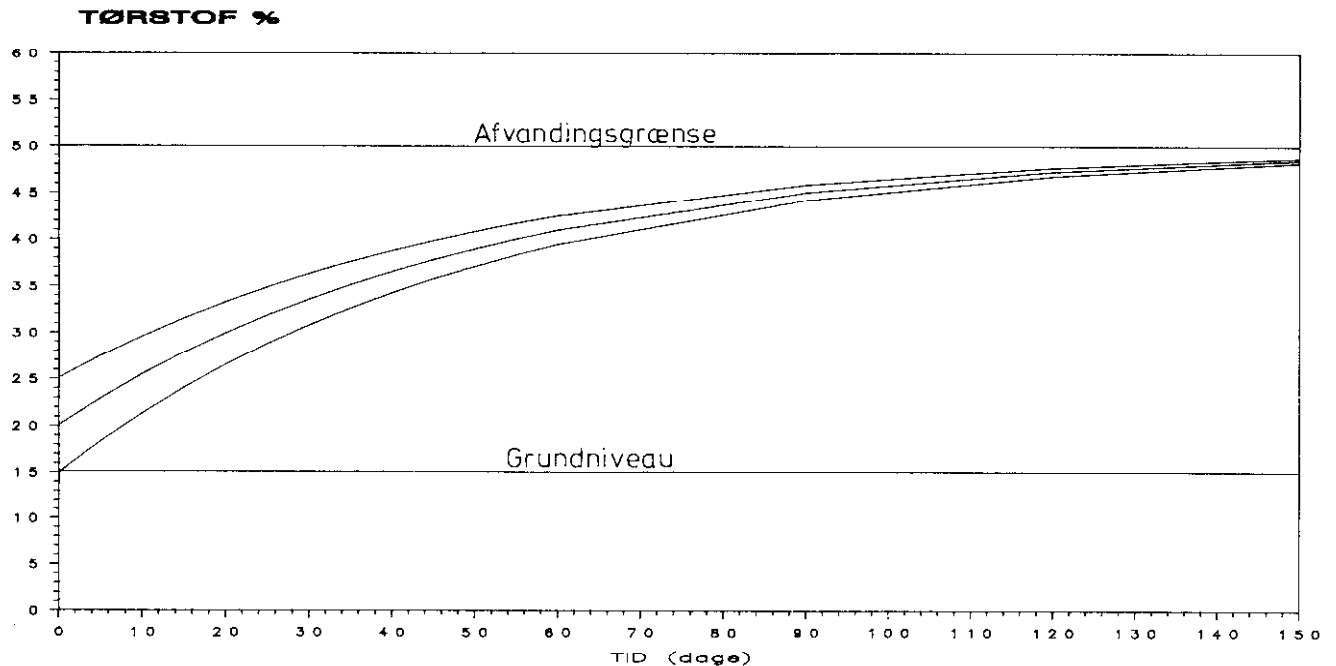
2. $TS(t) = 50 - 30 e^{-0,02 t}$

3. $TS(t) = 50 - 25 e^{-0,02 t}$

Teoretisk afvanding af slam i forhold til tiden

Løsningen af ligningerne med hensyn til t er grafisk afbildet i figur 5.1.

På figuren er angivet tørstofindholdets grundniveau på ca. 15 %, hvilket er det niveau slamresten som minimum er afvandet til, uanset belastningsforhold. Maksindholdet på 50 % tørstof skønnes at være grænsen for anlægstypens kapacitet (afsnit 4.6.2).



Figur 5.1: Teoretisk afvanding af slamresten i forhold til tiden.

Henligger bassinerne i juni, juli og august i f. eks. 30, 60 eller 90 dage kan slammet teoretisk maksimalt opkoncentreres til 46 % tørstof i løbet af 90 dage, hvis tørstofindholdet i slamresten ved periodens begyndelse var 25 % (tabel 5.1).

Table 5.1: Teoretisk tørstofindhold og opkoncentreringsfaktorer.

Dage	Tørstofindhold		Opkoncentreringsfaktorer	
	(Start)	(Slut)	*aktivt slam	^koncentreret slam
30	15 %	31 %	75	7,8
	20 %	34 %	85	8,5
	25 %	36 %	90	9
60	15 %	39 %	97,5	9,8
	20 %	41 %	102,5	10,3
	25 %	42 %	105	10,5
90	15 %	44 %	110	11
	20 %	45 %	112,5	11,3
	25 %	46 %	115	11,5

* aktivt slam : 0,4 % tørstof
 ^ koncentreret slam : 4,0 % tørstof

Nedbør

Det må påregnes, at bassinerne i udtøringsperioden udsættes for nedbør, hvilket vil medføre, at de teoretiske tørstofprocenter ikke opnås indenfor perioderne (tabel 5.1).

De teoretiske tørstofprocenter anses for at være overestimerede, idet der ikke tages hensyn til evt. nedbør i beregningsperioden, samt at den potentielle evapotranspiration regnes for konstant.

Det forventes, at slammet efter en driftperiode på 8-10 år og en afsluttende udtøringsperiode på 3 måneder kan opnå et gennemsnitligt tørstofindhold for hele slamresten på godt 40 %. Ud fra de observerede data (afsnit 4.6.1) skønnes dette at være en rimelig forventning.

Mekanisk afvanding

Traditionelt bliver hovedparten af den i Danmark producerede slammængde mekanisk afvandet. Afvandingsmetoderne fordeler sig således, at kammerfilterpresser, centrifuger og sibåndspreser afvander henholdsvis 31 %, 27 % og 21 % af slammængden /23/. Af tabel 5.2 fremgår afvandingsmetodernes afvandingskapacitet ved optimal drift. Slamafvandingen til henholdsvis 23 og 24% tørstof ved hjælp af centrifuge og sibåndspresse anses for at være i den øvre ende af metodernes kapacitet. Erfaringsmæssigt resulterer afvandingen i et tørstofindhold på ca. 15-20%.

Tabel 5.2: Tørstofprocentens afhængighed af afvandingsmetode (modificeret efter /23/).

Afvandingsmetode	Tørstof %
Centrifuge	23 (15-20)
Sibåndspresse	24 (15-20)
Filterpresse	32
Traditionelle slambede	20 *
Biologisk slambehandling	40

* Variabel, afhængig af behandlingsperiodens længde. Ofte afvander traditionelle slambede slammet til tørstofindhold på 10 - 20 %.

Slamkonditionering

Når slammet afvandes mekanisk, konditioneres det med kemikalier sædvanligvis i forbindelse med selve afvandingen. I konditioneringen anvendes enten organiske polyelektrolytter eller uorganisk konditioneringsmidler /22/.

I den biologiske afvandingsproces konditioneres slammet naturligt enten via rodexuater (afsnit 1.4.1) eller ved naturlig frysning. Rejektvandet skilles lettere fra slampartiklerne ved den efterfølgende optøning /22/.

Biologisk afvanding

Ved den biologiske afvanding er det tyngdekraften, sol- og vindenergi samt vegetationen, der driver processerne. I afvanding af f.eks. aktivt slam (0,4 % tørstof) opkoncentrerer den biologiske slambehandling slammet ca. 42, 40 og 20 gange mere, end hvis det via en koncentreringskølle var blevet afvandet i henholdsvis en centrifuge, sibåndspresse og kammerfilterpresse.

5.2 Rejektvandskvalitet i forhold til andre metoder

Intern belastning

Slamafvandingen medfører på mange renseanlæg en betydende intern belastning, idet biproduktet herfra, REJEKTVANDET, recirkuleres på renseanlæggene og ledes til den eksterne spildevandsstrøm tidligt i renseprocessen (sandfanget).

Kvaliteten af rejeckt vandet, og dermed belastningens omfang, afhænger af den benyttede slamafvandingsmetode.

Rejekt vandet kan bevirke driftsforstyrrelser på renseanlæggene og dermed problemer med at overholde afløbskravene /22/.

Rejekt vandet kan endvidere medføre unødige høje belastninger på renseprocessen og slambehandling, i form af øget el-forbrug og konditioneringskemikalier.

Rejektvandsrensning

Erkendelsen af rejeckt vandets negative effekt på spildevandsrensningen har bl.a. medført, at den interne belastning medregnes ved evt. kapacitetsudvidelser, og at der foretages driftstilpasninger. Endelig er der sket en udvikling af særskilte renseprocesser for rejeckt vandet /42, 43/.

Kvalitet

Sammenlignes rejeckt vandet fra biologiske slam anlæg (tabel 4.7) med typiske indhold af næringssalte og organisk stof i husspildevand (tabel 5.3) kan det konstateres, at rejeckt vandet fra afvandingen af opkoncentreret slam, generelt svarer til kategorien "tykt til moderat spildevand". Specielt værdierne for total-N, NO_{2+3} og COD er relativt høje.

Tabel 5.3: Spildevandstyper - typisk indhold af næringssalte og organisk stof i husspildevand, /44/.

Analyseparametre	Enhed	Spildevandstype		
		Tykt	Moderat	Tyndt
Total kvælstof	mg N/l	80	50	30
Ammoniak *	mg N/l	50	30	18
Nitrit + Nitrat	mg N/l	0,6	0,6	0,6
Total-fosfor	mg P/l	23	16	10
Ortho-fosfat	mg P/l	14	10	6
BI ₅	mg O ₂ /l	350	250	150
COD	mg O ₂ /l	740	530	320

* $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$

Afvandingen af det aktive slam producerer et rejektivand, der overvejende har et koncentrationsniveau svarende til "tyndt spildevand". Specielt værdierne for COD og BI₅ er meget små. Undtaget herfra er naturligvis nitrit/nitrat og ortho-P, idet disse stoffer netop forventes i rejektivandet fra biologiske slam anlæg.

Rejektivandskvaliteten fra andre afvandingsmetoder (tabel 5.2) sammenlignes i tabel 5.4 med rejektivandet fra biologisk afvandning af det aktive slam.

Tabel 5.4: Kvaliteten af rejektivandet i forhold til afvandingsmetoden.

Analyseparametre	Enheder	Konc. tank	Mek. presse *	Mek. presse * (gennemsnit)	Sum ▲	# Biologisk slam anlæg (aktivt slam)
Total kvælstof	mg N/l	120-140	59-1010	365	495	40
Ammoniak	-	-	19-927	273	-	14
Nitrit + Nitrat	-	-	-	-	-	17
Total fosfor	mg P/l	-	21-66	37	-	15
Ortho fosfor	-	-	-	-	-	13
BI ₅	mg O ₂ /l	800-1100	80-490	341	1291	17
COD	-	-	570-3400	1503	-	67

* Analyseverdier i rejektivandet fra centrifuge-Sibåndspresse /45/.

▲ Sum = rejektivand fra koncentreringsstank og mekanisk afvander.

Gennemsnit af rejektivandet fra bassin 1, 2 og 4 (tabel 4.7).

Mekanisk afvandning Rejektivandskvalitet og puljer

Rejektivandet fra de højt teknologiske metoder består af flere bidrag. Før selve den mekaniske afvandning iværksættes en opkoncentrering af over skudsslammet i koncentreringsstanken. Herfra dekanteres 1. rejektivandspulje tilbage til renseanlægget. 2. pulje består af rejektivand fra selve den mekaniske afvandning. Endelig udgør rengøringen af afvandingsudstyret, spulevand, en 3. pulje. Det vides ikke, om rejektivandet fra den mekaniske afvandning i tabel 5.4, inkluderer alle 3 puljer.

Af tabel 5.4 fremgår, at rejektivandet fra biologisk afvandning af det aktive slam udgør en væsentlig mindre belastning af renseanlægget i sammenligning med rejektivandet fra mekaniske afvander. Specielt kvælstof (total-N), BI₅ og COD koncentrationerne er meget små, ca. 13, 76 og 22 (formentlig mere, idet bidraget fra koncentreringsstanken mangler) gange mindre end koncentrationerne for de tilsvarende parametre i rejektivandet fra mekanisk afvandning.

Afvandes f.eks. 1.200 m³ slam med 0,5 % tørstof mekanisk og biologisk, kan den interne stofbelastning beregnes (tabel 5.5 (A-B)).

Table 5.5A: Den interne stofbelastning - Mekanisk afvanding.

Slamtype	Slam (m ³)	Rejektvand (m ³)	Total-N (mg N/L)	BI ₅ (mg O ₂ /L)	Total-N (sum) (kg N)	BI ₅ (sum) (kg O ₂)
Aktivt slam (0,5 % TS)	1200	1000	130	950	190	1000
Opkoncentreret slam (3,0 % TS)	200	167	365	341		
Presset slam (20 % TS)	33					

Table 5.5B: Den interne stofbelastning - Biologisk afvanding.

Slamtype	Slam (m ³)	Rejektvand (m ³)	Total-N (mg N/L)	BI ₅ (mg O ₂ /L)	Total-N (sum) (kg N)	BI ₅ (sum) (kg O ₂)
Aktivt slam (0,5 % TS)	1200	1164	38	17	44	20
Slamrest (20 % TS)						

Kapacitetsforbedring

Hver gang, der biologisk behandles 1.200 m³ aktivt slam, aflastes renseanlægget i forhold til belastningen fra mekanisk afvanding med ca. 150 kg N og BI₅ svarende til ca. 980 kg O₂. Den interne belastning nedsættes således ca. 4 gange og 50 gange for henholdsvis total-N og BI₅.

Undersøgelser har vist /43/, at renseanlægget kan aflastes med kvælstofmængder svarende til ca. 13 % af de kvælstofmængder, der tilføres renseanlægget med spildevandet, hvis rejecktandets kvælstofindhold bortrenses, inden det ledes tilbage til renseanlægget.

Slamafvandingen kan således udgøre en betydelig egenforurening. Anvendes biologisk slambehandling i stedet for mekanisk afvanding, indebærer det således en relativ "kapacitetsforbedring" af selve renseanlægget.

5.3 (Endelig) Slutdeponering

Levetid

Slamanlæggenes driftsperioder afhænger af slambelastningens omfang. Ofte vil slamanlæggene have en levetid på ca. 8-10 år. Herefter tømmes bassinerne. Inden slutdeponering deklarerer slammet.

Slamrestkvalitet og grænseværdier

Slamanlæggene i Regstrup og Allerslev er blevet belastet siden august-september 1988 (afsnit 4.4). I juli 1990 blev den ophobede slamrest analyseret for bl.a. indhold af tungmetaller og fosfor (Regstrup den 17. juli og Allerslev den 10. juli) (afsnit 3.3.4). I tabel 5.6 relateres tungmetalindholdet til tørstof- og det totale fosforindhold i slamresten. Af tabellen fremgår endvidere kvaliteten af det tilledte slam samt grænseværdierne for tungmetallerne i slam ved deponering af slam på landbrugsarealer.

Tabel 5.6:

Koncentrationen af tungmetaller i slamresten (udtaget juli 1990) og i det tilledte slam (gennemsnitværdier for hele overvågningsperioden (afsnit 4.2, tabel 4.4), angivet i parentes), i forhold til tørstof og totalfosfor samt bekendtgørelsens grænseværdier for tungmetaller i slam /46/.

Parametre	Enhed	Regstrup				Allerslev		Grænseværdier	
		Bassin 1	Bassin 2	Bassin 4	Bassin 3	Bassin 1	Bassin 2	**	***
Cadmium	mg/kg TS	2,9 (2,1)	* 2,6 (2,1)	2,1 (2,1)	3,2 (2,0)	2,9 (2,6)	3,1 (2,6)	1,2	0,8
Kviksølv	"	1,3 (1,3)	* 1,1 (1,3)	1,1 (1,3)	1,2 (1,2)	19 (10,0)	37 (10,0)	1,2	0,8
Bly	"	97 (73)	* 130 (73)	95 (73)	49 (78)	200 (230)	290 (230)	120	120
Nikkel	"	27 (23)	* 27 (23)	30 (23)	32 (20)	21 (17)	25 (17)	45	30

Cadmium	mg/kg TP	170 (130)	* 150 (130)	130 (130)	200 (120)	210 (220)	240 (220)	320	200
Kviksølv	"	76 (79)	* 64 (79)	65 (79)	74 (69)	1400 (840)	2800 (840)	320	200
Bly	"	5700 (4400)	* 7500 (4400)	5700 (4400)	3000 (4500)	15000 (19000)	22000 (19000)	15000	10000
Nikkel	"	1600 (1300)	* 1600 (1300)	1800 (1300)	2000 (1200)	1500 (1500)	1900 (1500)	4000	2500

* Prøver udtaget og analyseret 20/11 1989.

** Gældende til 30. juni 1995.

*** Gældende fra 1. juli 1995.

Tungmetaller i forhold til tørstofindhold

Generelt er tungmetalkoncentrationerne i slamresten en anelse højere end i det tilledte slam (afsnit 4.6), hvilket indikerer en ophobning af tungmetaller i slamresten. Specielt synes kviksølv (Allerslev) at ophobe sig i slamresten (tabel 5.6).

Fosforindhold

I forhold til slamtypernes (de tilledte og resterne i bassinerne) tørstofindhold overholder kun bly og nikkel i Regstrup samt nikkel i Allerslev grænseværdierne.

Generelt overskrider cadmium grænseværdien med en faktor 3-4. I Regstrup overskrider kviksølv grænseværdien med ca. 50%, mens overskridelserne i Allerslev er på henholdsvis 13 og 24-46 gange for henholdsvis det tilledte slam og slamresten.

Relateres tungmetallerne i forhold til det totale fosforindhold overholder samtlige metaller grænseværdierne for henholdsvis slamresten og det tilledte slam i Regstrup.

I Allerslev overholder kun nikkel grænseværdien. Specielt for kviksølv er grænseværdien væsentligt overskredet. Ca. 4 og 7-14 gange for henholdsvis det tilledte slam og slamresten, men også blyindholdet er ca. 50-100% højere end grænseværdien.

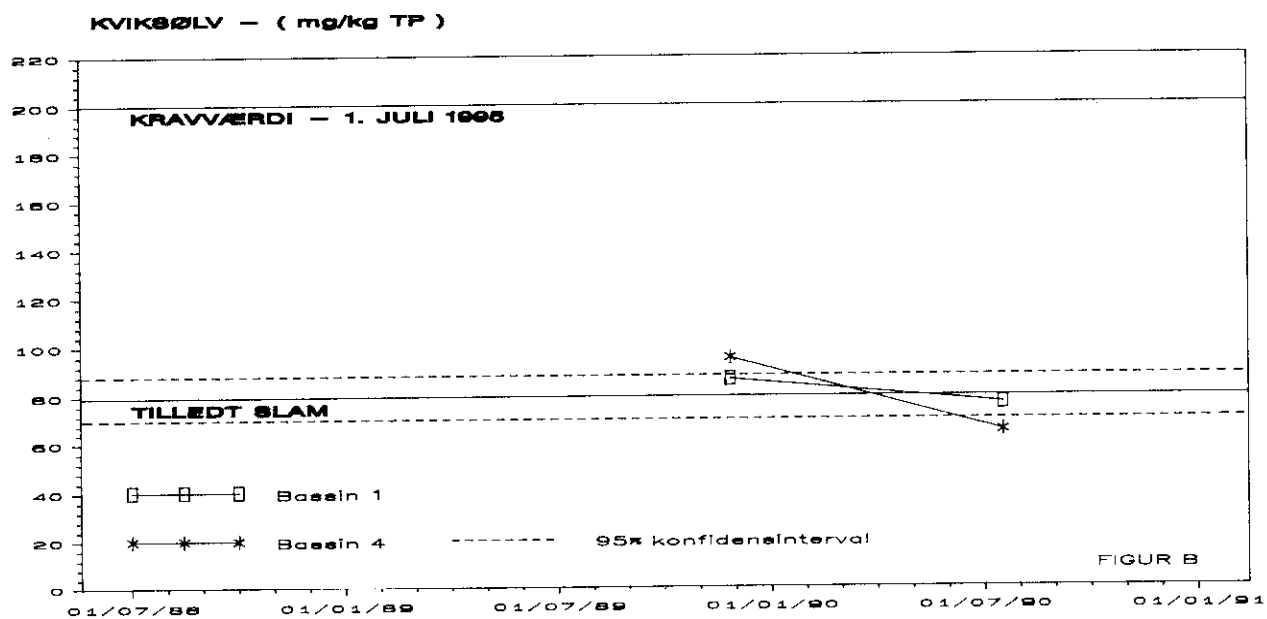
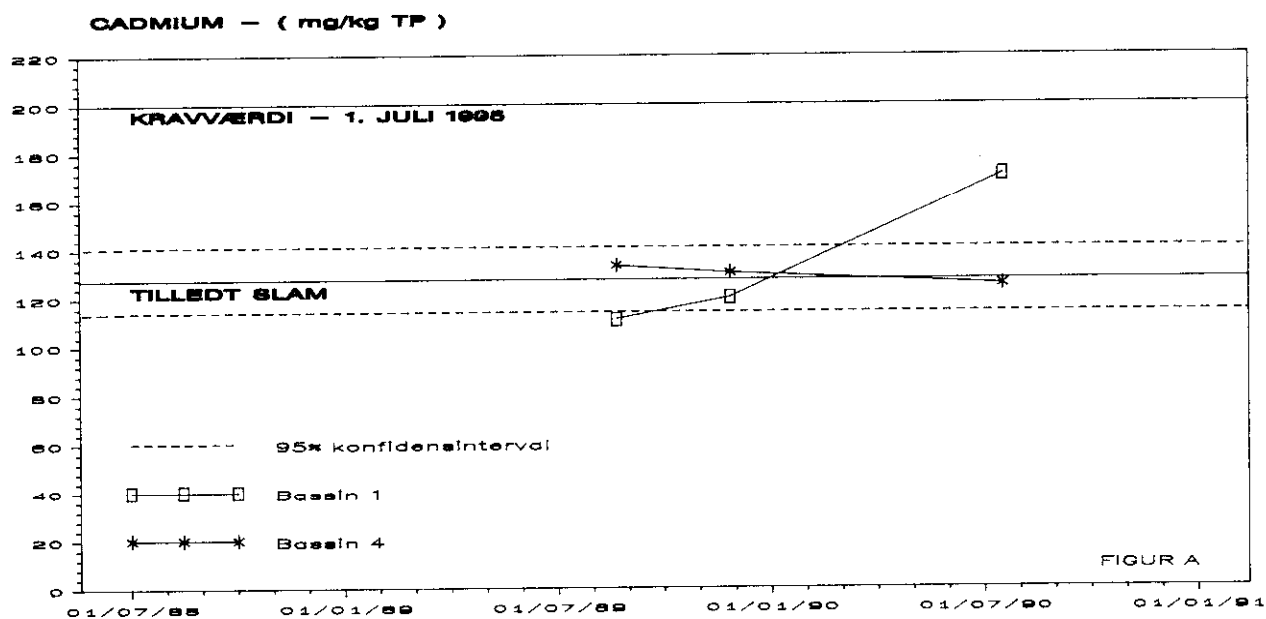
*Udvikling i forholdet
mellem tungmetaller
fosfor i slammet*

Udviklingen i forholdet mellem tungmetallerne og det totale indhold af fosfor i slamresten fremgår af figur 5.2 (A - D) og 5.3 (A - D), hvor variationen præsenteres for udvalgte bassiner fra Regstrup og Allerslev. Resultaterne fra de øvrige bassiner fremgår af bilag 5.1 (A-D).

På figurene angives bekendtgørelsens grænseværdier for udspredding af slam på landbrugsjord efter 1. juli 1995 samt niveauet for det tilledte slam. Kurverne repræsenterer analyseresultater fra de 3 kampagner for bassin 1 og 4 i Regstrup og begge bassiner i Allerslev. Det er ikke muligt på baggrund af usikkerheden på analyseresultaterne at vurdere, om total-P har ophobet sig i slamresten (tabel 4.4 og tabel 4.11).

Generelt er kurvematerialet for bly og nikkel repræsenteret af for få punkter. I forhold til det tilledte slam synes der dog i Regstrup og Allerslev generelt at være en tendens til, at forholdet mellem tungmetallerne og total-P er faldende i forhold til niveauerne i det tilledte slam. Dog lige med undtagelse af kviksølvindholdet i Allerslev, hvor ophobningen synes markant.

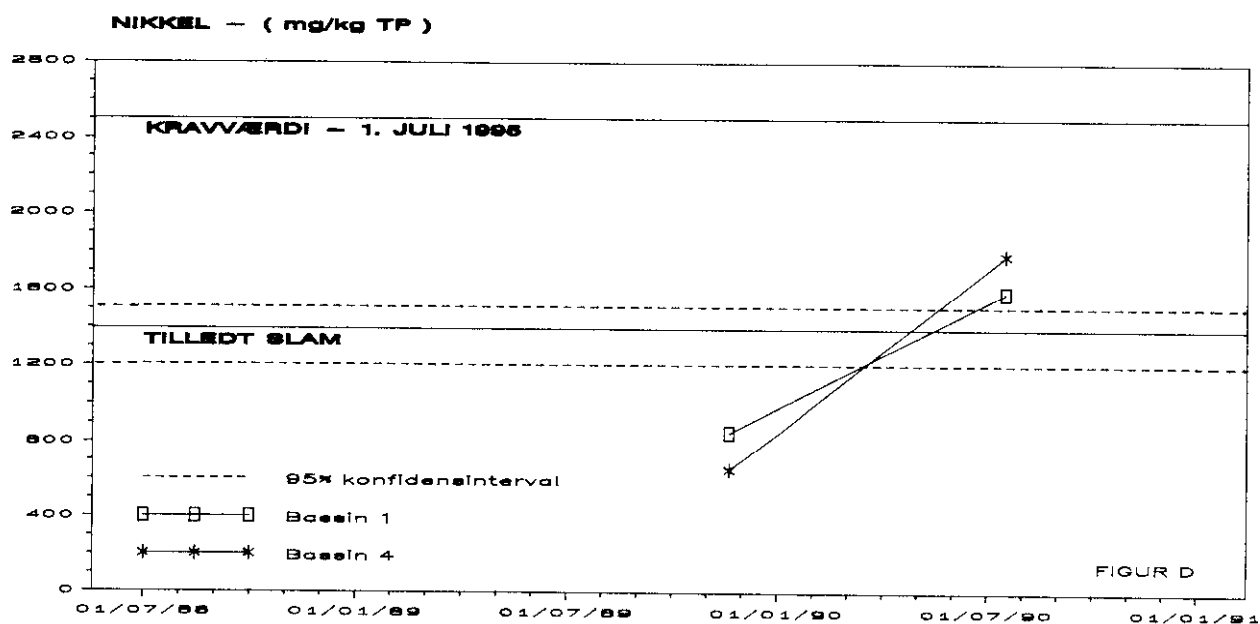
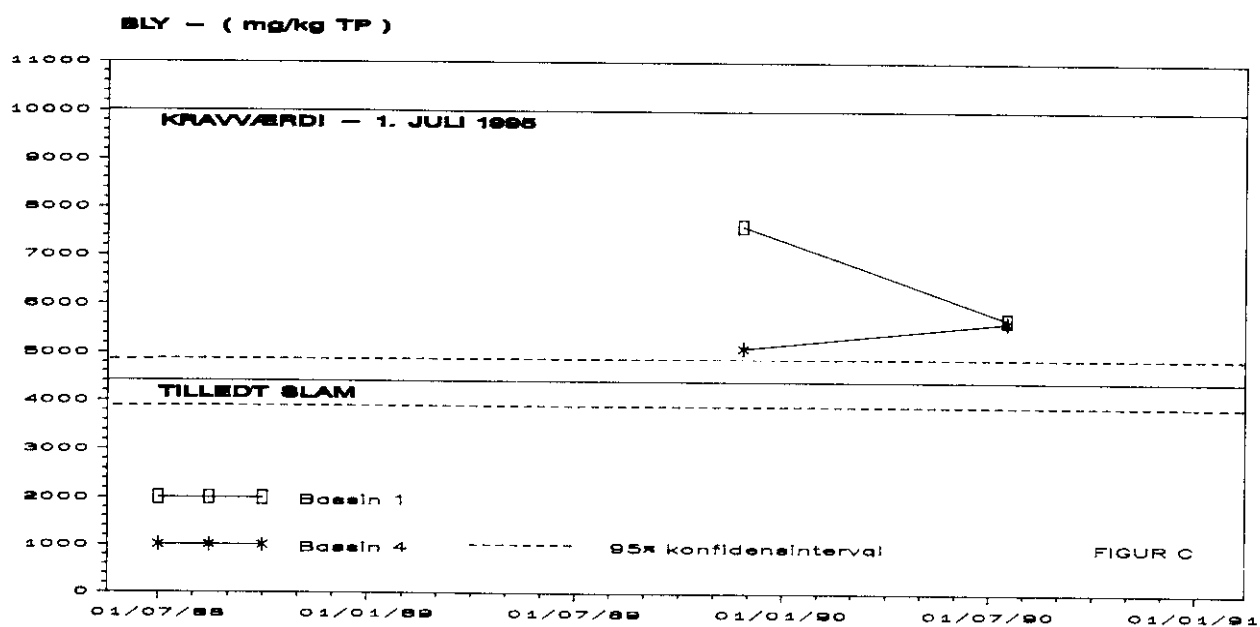
Holder denne tendens i Regstrup i bassinernes levetid, kan slamresten slutdisponeres på landbrugsjord.



Figur 5.2 (A-B): Udviklingen i tungmetalkoncentrationen i forhold til slamrestens fosforindhold - Bassin 1 og 4 i Regstrup.

A: Cadmium(mg/kg TP)

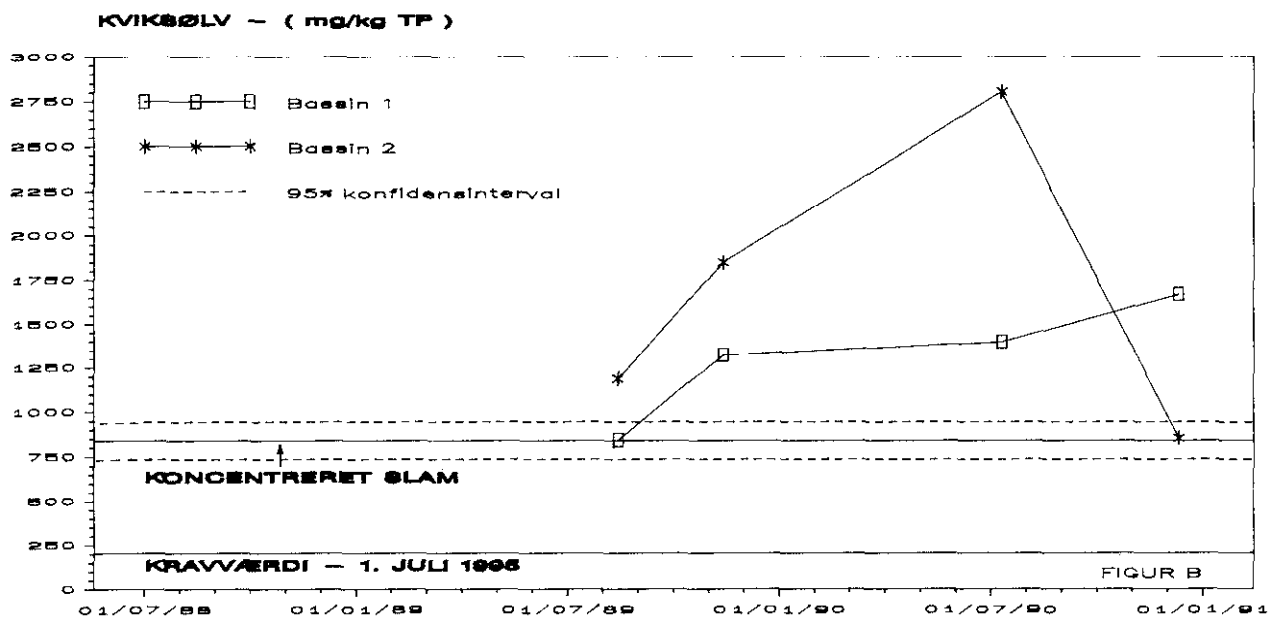
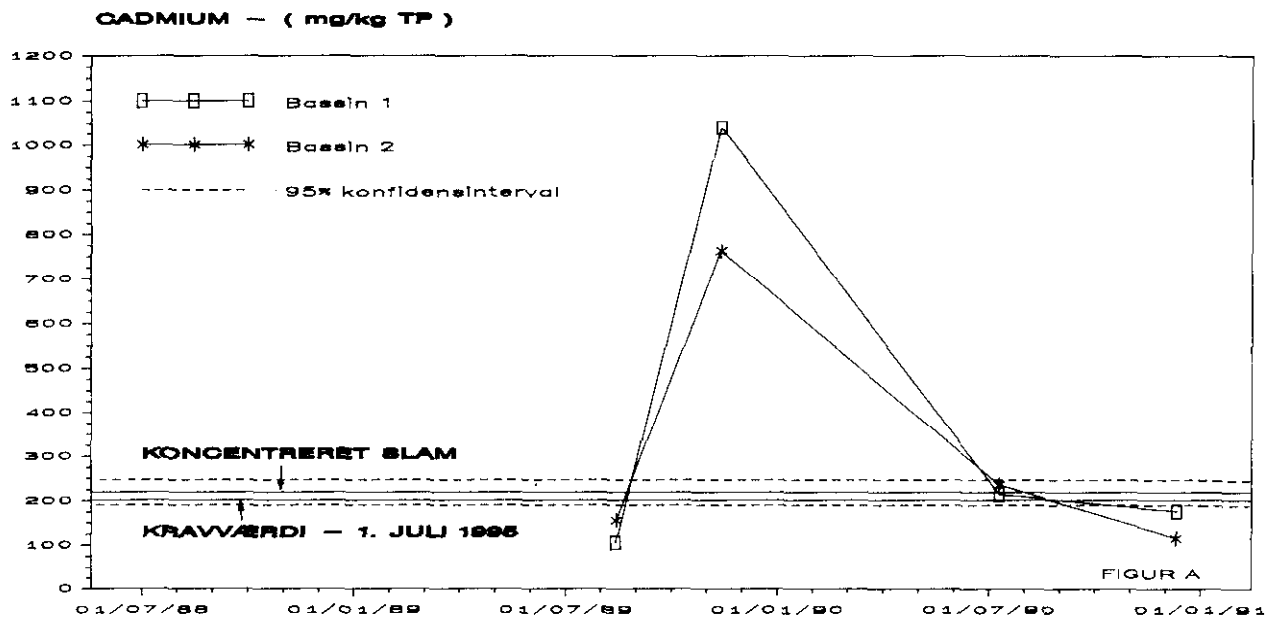
B: Kviksølv(mg/kg TP)



Figur 5.2 (C-D): Udviklingen i tungmetalkoncentrationen i forhold til slamrestens fosforindhold - Bassin 1 og 4 i Regstrup.

C: Bly(mg/kg TP)

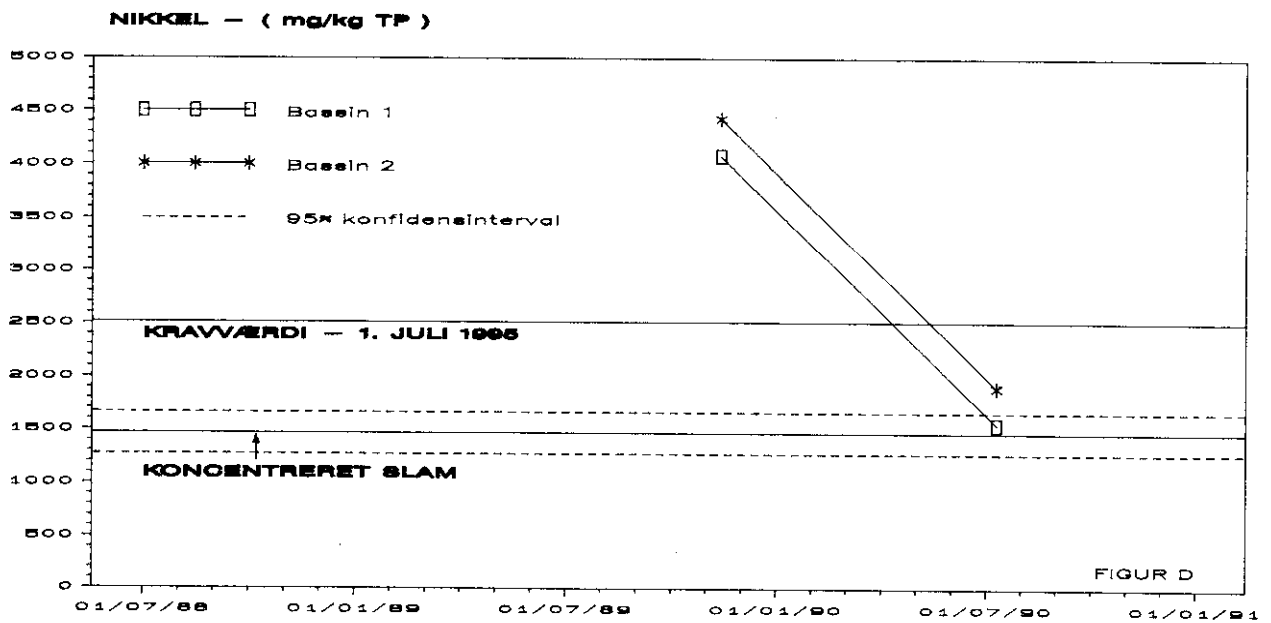
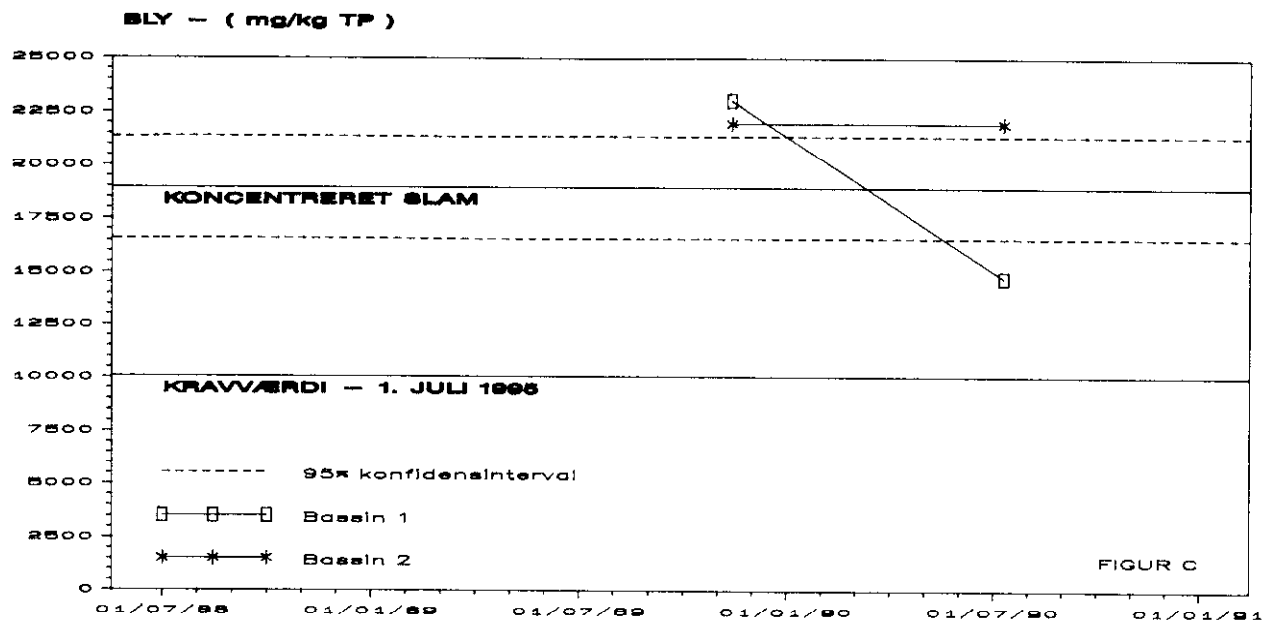
D: Nikkel(mg/kg TP)



Figur 5.3 (A-B): Udviklingen i tungmetalkoncentrationen i forhold til slamrestens fosforindhold - Bassin 1 og 2 i Allerslev.

A: Cadmium(mg/kg TP)

B: Kviksølv(mg/kg TP)



Figur 5.3 (C-D): Udviklingen i tungmetalkoncentrationen i forhold til slamrestens fosforindhold - Bassin 1 og 2 i Allerslev.

C: Bly(mg/kg TP)

D: Nikkel(mg/kg TP)

Ses analyseresultaterne i tabel 5.6 i relation til bekendtgørelsens grænseværdier /46/ gældende fra 1. juli 1995, kan følgende kommentarer knyttes til de enkelte tungmetaller.

Allerslev slamanlæg

Ved sammenligninger med bekendtgørelsens grænseværdier i forhold til total-fosfor (tabel 5.6) må det konstateres, at slammet i bassinerne i Allerslev samt det producerede slam fra Strandvejens renseanlæg, hverken overholder de nuværende eller de kommende grænseværdier. Med mindre der iværksættes foranstaltninger, der væsentligt kan medvirke til at ændre slamrestens kvalitet og dermed slutdeklareringen, så skal slammet fra Strandvejens renseanlæg stadig, via bassinerne i Allerslev, slutdeponeres på losseplads.

Regstrup slamanlæg

I Regstrup derimod, ses det, at både det tilledte slam og slamresten i alle 4 bassiner overholder både de nuværende og de fra den 1. juli 1995 gældende grænseværdier. Det vil således stadig være muligt at udbringe slam/slamresten på landbrugsarealer.

Udbringning

Udbringningen skal relateres til slamrestens indhold af næringsstoffer, således at den samlede tilførsel af næringsstoffer ikke overstiger 250 kg totalkvælstof og 40 kg totalfosfor pr. ha. pr. år. Fosfor kan dog beregnes som et gennemsnit over 5 år /46/.

Arealkrav

På baggrund af deklarereringen af slamresten, juli 1990, samt slamrestens nuværende volumen, skønnes udbringningen at kræve ca. 1-2 ha/bassin. Udbringningen vil i så fald medføre, at de anvendte landbrugsarealer belastes med ca. 2-9 tons tørstof/ha ca. hvert 5. år, afhængig af den valgte dosering.

6. Konklusion

Hovedresultat

Hovedresultatet af overvågningsprogrammets undersøgelser er, at biologiske slam anlæg har vist deres berettigelse. I forhold til eksisterende løsninger kan det konstateres, at deres slamreduktionseffektivitet er fuldt ud på højde med, hvad højteknologiske alternativer kan præstere. Anlægstypen kan behandle et bredt spektrum af slamtyper - kemisk-, aktivt- og opkoncentreret slam med tørstofindhold på op til ca. 10%, fra både kommunale- og industrielle renselanlæg.

Nedenfor opsummeres i punktform overvågningsprogrammets vigtigste resultater.

Slamreduktion

Hovedparten af slammets volumenreduktion tillægges afvandingen i form af afdræning og fordampning. Mineraliseringens andel af den totale volumenreduktion blev ikke kvantificeret. Samlet blev det aktive og det koncentrerede slam reduceret henholdsvis 98 % og 91 %, hvilket er opkoncentreringer på henholdsvis ca. 40 og ca. 12 gange.

Slamreduktionens omfang er således afhængig af slamtype, belastningsfrekvens og omfang.

Slamafvanding i forhold til slamtype og slamrest

Afvandingshastigheden er afhængig af de tilledte slamtypers kvalitet og omvendt proportional med slammets tørstofindhold. Af de tilledte volumener afvandes ca. 80 % (aktivt slam) og 7 - 28 % (koncentreret slam) i løbet af 24 timer. De maksimale arealspecifikke afvandingshastigheder udgør ca. 0,3 l/min/m² for det aktive slam og 0,02 - 0,05 l/min/m² for det opkoncentrerede slam. Afvandings effektiviteten påvirkes ikke af den voksende slamrest. På 4 - 6 døgn afvandes det aktive slam til ca. 15 % tørstof og det opkoncentrerede slam til 24 % tørstof. Fordampningen i vegetationens produktive periode blev målt til ca. 1.500 mm i Regstrup og ca. 540 mm i Allerslev.

Tørstof

I slamresten blev der målt gennemsnitlige tørstofindhold på op til ca. 35 %. Ved tømningen af bassinerne forventes tørstofindholdet at være ca. 40 %.

Opkoncentrering

Ved den biologiske afvanding er det tyngdekraften, sol- og vindenergi samt vegetationen, der driver processerne. I afvanding af f.eks. aktivt slam (0,4 % tørstof) opkoncentrerer den biologiske slambehandling slammet ca. 42, 40 og 20 gange mere, end hvis det via en koncentreringskammer var blevet afvandet i henholdsvis en centrifuge, sibåndspresse og kammerfilterpresse.

<i>Slammineralisering</i>	<p>Mineraliseringen vurderes ud fra reduktioner i glødetabet. De gennemsnitlige glødetabsreduktioner udgjorde op til 10 - 14 %. Når der var relativt lange pauser mellem belastninger, blev der observeret tydelig vertikale gradienter med glødetabs differencer på op til ca. 20 % i forhold til det tilledte slam.</p>
<i>Glødetab</i>	<p>Det forventes, at glødetabet i slamresten efter 8 - 10 års drift, gennemsnitlig vil være reduceret ca. 25 %.</p> <p>Anlægsdriften, belastningshyppigheden, skal afpasses således, at der mellem belastningerne er perioder, hvor slamresten og bassinfilteret er afvandet tilstrækkeligt til at sikre en effektiv beluftning og dermed en betydende mineralisering.</p> <p>Det må derfor foreløbig konkluderes, at belastningshyppigheden bør planlægges således, at den er omvendt proportionalt med slammets tørstofindhold.</p>
<i>Stofbalance</i>	<p>Kvælstofretentionen var gennemsnitlig 75 % (Regstrup) og 45 % (Allerslev).</p> <p>Fosforretentionen var afhængig af slamtypen og udgjorde ca. 75 % (aktivt slam) og ca. 95 % (koncentreret slam).</p>
<i>Rejektvand</i>	<p>Slamafvanding kan udgøre en betydelig egenforurening. Ved biologisk afvanding af opkoncentreret slam ligger egenforureningen i samme størrelsesorden som fra mekanisk afvanding.</p>
<i>Intern belastning</i>	<p>Ved biologisk slambehandling af aktivt slam nedsættes den interne belastning ca. 4 og 50 gange for henholdsvis total-N og BI₅ i forhold til belastningen fra mekanisk afvanding.</p> <p>Rejektvandskvaliteten ved biologisk afvanding af aktivt slam svarer til tyndt spildevand.</p> <p>Biologisk slambehandling af aktivt slam indebærer således en relativ "kapacitetsforbedring" af selve renseanlægget.</p>
<i>Slutdeponering</i>	<p>Den biologiske slamhåndtering har ikke, i forhold til de oprindelige slutdisponeringer, henholdsvis landbrugsarealer (Regstrup) og lossepladser (Allerslev), medført ændringer i slamresten, således at disse dispositioner skal ændres. Slamresten overholder endvidere grænseværdierne gældende fra juli 1995. I forhold til det tilledte slam, synes der til og med, at være en tendens til at forholdet mellem tungmetallerne og total-P er faldende.</p>

Afslutning

Den nye bekendtgørelses bestemmelser for slamudbringning samt landbrugsorganisationernes krav om miljøgaranti for at modtage slammet medfører nødvendigvis affaldsproblemer i kommunerne. En del kommuner har ikke tilstrækkelige disponible landbrugsarealer, mens andre ikke kan opfylde kvalitetskravene til slammet.

Slutdeponering på lossepladser

Det må derfor forventes, at den del af slamproduktionen, der genanvendes i f.eks. landbruget, vil være faldende samt at en stigende mængde slam vil blive slutdeponeret på lossepladser, hvilket er en dyr og uhenigtsmæssig løsning.

Deponering af slam på lossepladser vanskeliggøres endvidere af, at den nuværende kapacitet er begrænset, samtidig med at det bliver stadig sværere at finde nye lokaliteter, der er egnede til lossepladser.

Billig og driftssikker løsning

Håndtering af slam i plantebaserede slamanlæg er en helt ny slamhåndteringsmetode, der udmærker sig ved at være et billigt alternativ til traditionelle afvandingssystemer, og ved at afvandingen ikke belaster renseanlægget.

Anlæggene udgør både et alternativ til udspreddingen af slam på landbrugarealer samt til slutdeponeringen på lossepladser, idet kommunerne opnår en økonomisk gevinst idet producerede slammængder minimeres ved hjælp af naturens kræfter.

Den endelige deponering af slamresten i bassinerne vil afhænge af slutdeklareringen.

Ved omdriften af slamanlæggene, når bassinerne tømmes, har slamresten en konsistens, der gør det nemt at udsprede på landbrugarealer, i skove eller at anvende det som afdækning på lossepladser.

Miljøvenlig

Anvendelsen af plantebaserede slamanlæg udgør således et miljøvenligt alternativ til højteknologisk slamhåndtering.

Metoden er driftssikker og giver brugeren, kommunerne og industrien, en langsigtet løsning på slamproblemet.

7. Litteratur

7.1 Referencer

- /1/. Bittmann, M., Seidel, K. 1967. Entwässerung und Aufbereitung von chermieschlamm mit hilfe von Planzen. Wasser-Abwasser. 1967 nr. 18, s. 488-491.
- /2/. Seidel, K. 1976. Macrophytes and Water purification. Biological control og Water Pollution 1976. Vol. 14.
- /3/. Kickuth, R. 1983. Über die behandlung von schlämmen aus hausklargruben mit hilfe beplanzter trockenbeete. Gangbarkeitsstudie für Die gemeinde Süsel.
- /4/. Rausck, F. 1983. Abwasserreinigung und Klärschlammveredung durck Planzen. 4. Internationale Gartenbauersstellung. München 1983.
- /5/. Neurohr, G. A. 1984. Schilfbeetfiltration - ein einfaches Schlammbehandlungsverfahren. Monatsschrift für Brauwissenschaft, 1984 nr. 8, s. 353-358.
- /6/. Scholl, W., Wurster, H., Thalmann, A., Möller, J. 1985: Klärschlammeveredung in Schilfbecken. Ergebnisse und erkenntnisse einer praxisbezogenen Pilotprojekts. Korrespondenz Abwasser, 1985, nr. 5, s. 386-395.
- /7/. Wurster, H. 1985. Die natürliche Umwandlung von Müll und Klärschlamm zu Humus mit Hilfe einer sanften mittleren Technologie.
- /8/. Hofmann, K. 1986. Wachstumsverhalten von Schilf in klärschlammbeschickten Filterbeeten. Arch. Hydrobiol. 107, 3, s. 385-409.
- /9/. Zacher, B. 1987. Schilf entwässert klärschlamm. Biotechnologie. Umwelt nr. 7-8, 1987, s. 102-404.
- /10/. Zacher, B., Hanisch, B., Phillipp, W., Strauch, D. 1987. Untersuchungen über den Einsatz von Plantzen zur Klärschlamm - Entwässerung. Teil I: Abwassertechnische und seuchenhygienische Untersuchungen. Korrespondenz Abwasser nr. 9, 1987, s. 922-931.
- /11/. Klee, O., Hofmann, K. 1987. Untersuchungen über den Einsatz von Planzen zur klärschlamm-Entwässerung. Teil II: Biologisch - bakterieologische Untersuchungen. Korrespondent Abwasser. 1987 nr. 11, s. 1197-1203.

- /12/. Lieward, A., Esser, D., Deguin, A., Virloget, F. Sludge dewatering and drying in reed beds: an interesting solution? General investigation and first trials in France. Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Proceedings of the International Conference on the use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control, held in Cambridge, UK, 24-28 September 1990. Editors: P. F. Cooper and B. C. Findlater, WRc Swindon, Wiltshire, UK.
- /13/. Hoffmann, K. Use of Phragmites in sewage sludge treatment. Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Proceedings of the International Conference on the use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control, held in Cambridge, UK, 24-28 September 1990. Editors: P. F. Cooper and B. C. Findlater, WRc Swindon, Wiltshire, UK.
- /14/. Neurohr, G. A. 1983. Use of Aquatic Macrophytes for Sludge Treatment. 6. Symposium for waste water treatment. Nov. 16-17 1983 Montreal.
- /15/. Klein, T. 1988. Som jord skal det atter genopstå, Vækst nr. 3/1988.
- /16/. Green, M. B. 1983. The macrofauna of Sludgedrying Beds. Ecological Aspects of Used Water Treatment 1983. Vol. 2. Chapter 6. Ed. Curds, C. R. and Hawkes, H. A. Academic Press.
- /17/. Reddy, K. R., Sacco, P. D., Graetz, D. A. 1980. Nitrat Reduction in an Organic Soil-Water System. J. Environ. Qual., vol. 9, no. 2, 1980.
- /18/. Armstrong, W., Armstrong, J., Beckett, P. M. Measurement and modelling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*. Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Proceedings of the International Conference on the use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control, held in Cambridge, UK, 24-28 September 1990. Editors: P. F. Cooper and B. C. Findlater, WRc Swindon, Wiltshire, UK.
- /19/. Brix, H., Schierup, H.-H. Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Proceedings of the International Conference on the use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control, held in Cambridge, UK, 24-28 September 1990. Editors: P. F. Cooper and B. C. Findlater, WRc Swindon, Wiltshire, UK.
- /20/. Lawson, O. J. 1985. Cultivating Reeds (*Phragmites australis*) for rootzone treatment and Sewage. Institute of Terrestrial ecology, Contract report to the Water Research Centre ite Project 965.
- /21/. Miljøstyrelsen. 1979. Jord som recipient for spildevand.

- /22/. Thorsen, E., Rantala, P., Baamler, P. Nordstrøm, B. Håndbog om drift af rensningsanlæg. Miljøstyrelsen og Spildevandsteknisk Forening, 1982.
- /23/. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 10, 1987. Spildevandsslam fra kommunale renseanlæg i 1987.
- /24/. Teknologistyrelsen. 1987. Biologiske metoder til behandling og genanvendelse af slamprodukter.
- /25/. Allerup, P., Madsen, H. 1979. Accuracy of Point Precipitation measurements. Det danske Meteorologiske Institut. Klimatologiske meddelelser. 1979.
- /26/. Madsen, H. 1972. Korrektion af nedbørsmålinger. Det Danske Meteorologiske Institut. Klimatologiske meddelelser nr. 2.
- /27/. Olesen, J. E. Jordbrugsmeteorologisk årsoversigt 1990. Beretning nr. S2130-1991. Statens Planteavlsvforsøg.
- /28/. Aslyng, H. C. Klima, jord og planter. 1976.
- /29/. Burian, K. 1971. Primary Production, Carbon Dioxide exchange and Transpiration in *Phragmites communis* Trin on the Lake Neusiedler See, Austria. *Hydrobiologia*, 12, s. 203-218, 1971.
- /30/. Květ, J. Transpiration of South Moravian *Phragmites communis*. Littoral of the Nesyt Fishpond, edited by J. Květ. *Studie CSAV* 15. s. 143-146.
- /31/. Brezny, O., Metha, I., Sharma, R. K. 1973. Studies on Evapotranspiration of some Aquatic Weeds. *Weed Science*. Vol 21, 3, s. 197-204.
- /32/. Teoretisk redegørelse (ikke publiceret). Waagepetersen, J. Det Danske Hedeselskab.
- /33/. Bekendtgørelse om grænseværdier for udledning af cadmium med processpildevand fra visse industrianlæg, nr. 181 af 25. marts 1986.
- /34/. Bekendtgørelse om grænseværdier for kviksølv ved udledning af spildevand fra visse industrianlæg, nr. 736 af 27. oktober 1986.
- /35/. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, nr. 515 af 29. august 1988.
- /36/. Miljøstyrelsen, 1989. Bly. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1 1989.
- /37/. Miljøstyrelsen, 1987. Kviksølvreddegørelse. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 5. 1987.
- /38/. *Microbial Ecology, A Conceptual Approach*. Edited by Lynch, J. M., Poole, N. J. 1997.

- /39/. Wetzell, R. G. 1983. Limnology 2. ed.
- /40/. Skaarup, J. 1983. Rensemekanismer i rodzoneanlæg. Vandkvalitetsinstituttet - ATV.
- /41/. Teoretisk redegørelse (ikke publiceret). Jan Høybye. Det Danske Hedeselskab.
- /42/. Dyhr-Jensen, S., Thonsdahl, V. 1991. Rejektvand og rejektivandsrensning. Stads- og Havneingeniøren nr. 4. 1991.
- /43/. Pedersen, B. 1991. Rejektvand - kvælstoffjernelse. Vand og Miljø nr. 4. 1991.
- /44/. Henze, M. 1982. Husspildevands sammensætning. Stads- og Havneingeniøren 1982, s. 386-387.
- /45/. Personlig meddelelse. Præstø kommune, Esbjerg kommune, Bjerringbro kommune, Aalestrup kommune, Frederikshavn kommune.
- /46/. Bekendtgørelse om anvendelse af slam, spildevandsslam og kompost m.v. til jordbrugsformål. Nr. 736 af 26. oktober 1989.
- /47/. Reiner, K. 1983. Rodzonemetoden. Et alternativ til konventionel spildevandsrensning.

7.2 Publikationer

I forbindelse med projektets udførelse er følgende udgivet:

- Klein, T., 1988. Som jord skal det atter genopstå.
Vækst nr. 3, 1988. s. 9-11
- Nielsen, S., 1989. Naturens eget slam anlæg.
Vækst nr. 3, 1989. s. 16-20
- Nielsen, S., 1989. Tagrørsbeplantede slamafvandings- og mineraliseringsanlæg.
Statusrapport over 1. fase i overvågningsprogrammet (september 1988 - september 1989, (ikke publiceret).
- Nielsen, S., 1990. Sludge dewatering and mineralisation in reed bed systems.

"Constructed Wetlands in Water Pollution Control".
Proceedings of the International Conference on the use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control, held in Cambridge, UK, 24-28 September 1990.
Editors: P. F. Cooper and B. C. Findlater.
WRc Swindon, Wiltshire, UK.
- Nielsen, S., 1990. 90'ernes slamproduktion og håndtering.
Vækst nr. 3, 1990 s. 23 - 28.
- Nielsen, S., 1991. Biological Sludge Drying in Constructed Wetlands (in press). International Symposium on Constructed Wetlands for Wastewater Quality Improvement. 21-24 October, 1991. Hosted by the University of West Florida.

Desuden er projektet omtalt i følgende tidsskrifter:

- Landsbladet (Sjælland), 4. maj 1990 s. 24
- Miljøner, september 1990, 5. årg. nr. 3 s. 12-13
- Ingeniøren, 16. november 1990, nr. 46 s. 2
- Water Quality International, 1990, nr. 4, s. 32-34

8. Figurliste

- Figur 1.1: Principskitse for processer i og opbygning af biologiske slamanlæg.
- Figur 2.1: Regstrup slam- og renseanlæg - plantegning.
- | | |
|---------------------|------------------------|
| 1. Sandfang | 5. Lagune |
| 2. Aktivt slamanlæg | 6. Mandskabsbygning |
| 3. Efterklaring | 7. Biologisk slamanlæg |
| 4. Slamsilo | B1 - B4: Bassin 1-4 |
| | 7A. Rejektvandsbrønde |
- Figur 3.1: Vippekar.
- Figur 3.2: Prøvetager til slamrest
- A: Bundprøvetager (Kajakrør)
B: Fraktioneringsbakke
C: Stempel
- Figur 3.3: Variationen i slammets vandbindingsevne i forhold til tørstofindholdet.
- Figur 3.4: Tagrørsvegetationens transpiration i den produktive periode i forhold til overfladeareal.
- Figur 4.1 A - F: Kampagnemåling. Variationen i afvandingshastigheden og i næringssaltkoncentrationen samt iltprocenten og redoxpotentialen i forbindelse med et specifikt afvandingsforløb.
- A: Afvandingshastighed (l/min) og akkumuleret rejeckt vand (m³)
B: COD og BI₅, (mgO₂/l)
C: Total -N, NH₃₊₄ -N og NO₂₊₃ -N, (mg/l)
D: Total-P og PO₄ -P, (mg/l)
E: Ilt (%)
F: Redoxpotentiale (mV)
- Figur 4.2: Slamreduktion - Bassin 4 (Regstrup)
Driftsperiode: 19.08.1988 - 15.04.1991
- Figur 4.3: Slamreduktion - Bassin 1 (Allerslev)
Driftsperiode: 14.09.1988 - 24.04.1991
- Figur 4.4 A: Arealspecifikke afvandingsforløb for de 3 anvendte slamtyper
- Figur 4.4 B: Akkumuleret rejeckt vand (hulrumsvand).
- Figur 4.5: Arealspecifik afstrømning i forhold til slamhøjden (Bassin 1 - Regstrup)
- Figur 4.6: Arealspecifik afstrømning i forhold til slamhøjden (Bassin 1 - Allerslev)
- Figur 4.7: Variationen i slamrestens gennemsnitlige tørstofindhold.

- Figur 4.8: Tørstofindholdets vertikale variation i forhold til tiden og den stadig voksende slamrest (Regstrup - Bassin 4).
- Figur 4.9: Tørstofindholdets vertikale variation i forhold til tiden og den stadig voksende slamrest (Allerslev - Bassin 1).
- Figur 4.10: Variationen i slamrestens tørstofindhold i forhold til slamresthøjden og belastningsperioder. (Bassin 1 - Regstrup).
- Figur 4.11: Glødetabets vertikale variation i forhold til tiden og den stadig voksende slamrest (Allerslev - Bassin 1).
- Figur 4.12: Glødetabets vertikale variation i forhold til tiden og den stadig voksende slamrest (Regstrup - Bassin 1).
- Figur 4.13: Redoxpotentialet i sedimenter kan indikere hvilke uorganiske elektronacceptorer, der bliver brugt i den mikrobielle omsætning.
- Figur 4.14: Skematisk opstilling af det relative forhold mellem redoxpotentialet og redoxparrenes koncentrations forhold.
- Figur 4.15: Den vertikale variation i det aktuelle redoxpotentiale ned igennem slamresten og de øverste filterlag. (Regstrup - Bassin 1. - 17. juli 1990).
- Figur 5.1: Teoretisk afvanding af slamresten i forhold til tiden.
- Figur 5.2 A - B: Udviklingen i tungmetalkoncentrationen i forhold til slamrestens fosforindhold - Bassin 1 og 4 i Regstrup.
- A: Cadmium (mg/kg TP)
B: Kviksølv (mg/kg TP).
- Figur 5.2 C - D: Udviklingen i tungmetalkoncentrationen i forhold til slamrestens fosforindhold - Bassin 1 og 4 i Regstrup.
- C: Bly (mg/kg TP)
D: Nikkel (mg/kg TP)
- Figur 5.3 A - B: Udviklingen i tungmetalkoncentrationen i forhold til slamrestens fosforindhold - Bassin 1 og 2 i Allerslev.
- A: Cadmium (mg/kg TP)
B: Kviksølv (mg/kg TP)
- Figur 5.3 C - D: Udviklingen i tungmetalkoncentrationen i forhold til slamrestens fosforindhold - Bassin 3 og 4 i Allerslev.
- C: Bly (mg/kg TP)
D: Nikkel (mg/kg TP)

9. Tabelliste

- Tabel 3.1 Analyseparametre
- Tabel 3.2 Aktivt slam - Analyseomfang og prøvetagningshyppighed - (Regstrup) - antal prøver pr. år.
- Tabel 3.3 Koncentreret slam - Analyseomfang og prøvetagningshyppighed - (Regstrup) - antal prøver pr. år.
- Tabel 3.4 Koncentreret slam - Analyseomfang og prøvetagningshyppighed - (Allerslev) - antal prøver pr. år.
- Tabel 3.5 Rejktvand - Prøvetagningshyppighed og analyseomfang - (Regstrup) - antal prøver pr. år.
- Tabel 3.6 Rejktvand - Prøvetagningshyppighed og analyseomfang - (Allerslev) - antal prøver pr. år.
- Tabel 3.7 Slamrest - Analyseomfang og prøvetagningshyppighed - (Regstrup) - antal prøver pr. år.
- Tabel 3.8 Slamrest - Analyseomfang og prøvetagningshyppighed - (Allerslev) - antal prøver pr. år.
- Tabel 3.9 Kampagnemålinger.
- Tabel 4.1 Vandbalance - Regstrup (1989 og 1990)
- Tabel 4.2: Vandbalance - Allerslev (1989 og 1990).
- Tabel 4.3: Slam - Beskrivelse af parametrene udviklingsforløb og variation.
- Tabel 4.4: Slamkarakteristik. Gennemsnitlige analyseresultater.
- Tabel 4.5: Slamkvalitet - In Situ-målinger. Gennemsnit af analyseresultater, standard afvigelse samt variationsbredden for hele perioden.
- Tabel 4.6: Variationsbeskrivelse for de enkelte rejktvandsparametre.
- Tabel 4.7: Rejktvandskarakteristik. Gennemsnitlige analyseresultater. Typiske resultater for opkoncentreret slam er markeret.
- Tabel 4.8: Slambelastning og reduktion (Regstrup) - periode 19.08.88 -15.04.91.
- Tabel 4.9: Slambelastning og reduktion (Allerslev) - periode 14.09.88 - 24.04.91.

- Tabel 4.10: Slambudget i m³ for bassin 4 (Regstrup) og bassin 1 (Allerslev).
- Tabel 4.11: Slamrest. Gennemsnitlige analyseresultater eller udviklingstendenser.
- Tabel 4.12: Slamrest. Gennemsnitlige analyseresultater af tørstof og glødetab (Regstrup).
- Tabel 4.13: Slamrest. Gennemsnitlige analyseresultater af tørstof og glødetab (Allerslev).
- Tabel 4.14: Kvælstofbalance.
- Tabel 4.15: Fosforbalance.
- Tabel 5.1: Teoretisk tørstofindhold og opkoncentreringsfaktorer.
- Tabel 5.2: Tørstofprocentens afhængighed af afvandingsmetoden.
- Tabel 5.3: Spildevandstyper - typisk indhold af næringssalte og organisk stof i husspildevand.
- Tabel 5.4: Kvaliteten af rejeckt vandet i forhold til afvandingsmetoden.
- Tabel 5.5A: Den interne stofbelastning - Mekanisk afvanding.
- Tabel 5.5B: Den interne stofbelastning - Biologisk afvanding.
- Tabel 5.6: Koncentrationen af tungmetaller i slamresten (udtaget juli 1990) og det tilledte slam (gennemsnitsværdier for hele overvågningsperioden - afsnit 4.2, tabel 4.4), angivet i parentes, i forhold til tørstof og totalfosfor samt bekendtgørelsens grænseværdier for tungmetaller i slam /46/.

10. Bilagsliste

- Bilag 2.1: Renseniveau og enhedstal.
- Bilag 3.1: Analysemetoder.
- Bilag 3.2: Feltnåleudstyr.
- Bilag 3.3: Nedbørskorrektionsfaktorer.
- Bilag 4.1 (A-C): Vandbalancer - 1990
- A. Bassin 1 - Regstrup
Bassin 2 - Regstrup
 - B. Bassin 3 - Regstrup
Bassin 4 - Regstrup
 - C. Bassin 1 - Allerslev
Bassin 2 - Allerslev
- Bilag 4.2 (A-B): Vandbalancer - 1989
- A. Bassin 1 - Regstrup
Bassin 2 - Regstrup
Bassin 4 - Regstrup
 - B. Bassin 3 - Regstrup
Bassin 1 - Allerslev
Bassin 2 - Allerslev
- Bilag 4.3 (A-C): Slamkarakteristik - analyseresultater
- A. Aktivt slam - Regstrup
 - B. Koncentreret slam - Regstrup
 - C. Koncentreret slam - Allerslev
- Bilag 4.4 (A-F): Rejektvandskarakteristik - analyseresultater
- A. Bassin 1 - Regstrup
 - B. Bassin 2 - Regstrup
 - C. Bassin 3 - Regstrup
 - D. Bassin 4 - Regstrup
 - E. Bassin 1 - Allerslev
 - F. Bassin 2 - Allerslev
- Bilag 4.5: Slamreduktion.
- Bassin 1 - Regstrup
 - Bassin 2 - Regstrup

- Bilag 4.6: Slamreduktion
 Bassin 3 - Regstrup
 Bassin 2 - Allerslev
- Bilag 4.7: Areal-specifik afstrømning i forhold til slamhøjden
 Bassin 2 - Regstrup
 Bassin 3 - Regstrup
- Bilag 4.8: Areal-specifik afstrømning i forhold til slamhøjden
 Bassin 4 - Regstrup
 Bassin 2 - Allerslev
- Bilag 4.9 (A-B): Slamrestkarakteristik - analyseresultater - vertikal variation
 A. COD
 B. Total-N
- Bilag 4.10 (A-B): Slamrestkarakteristik - analyseresultater - vertikal variation
 A. $\text{NH}_{3+4}\text{-N}$
 B. SO_4
- Bilag 4.11 (A-B): Slamrestens glødetab - den vertikale variation
 A. Bassin 2 - Regstrup
 Bassin 3 - Regstrup
 B. Bassin 4 - Regstrup
 Bassin 2 - Allerslev
- Bilag 4.12: Slamrest - redoxpotentialets vertikale variation
 Bassin 2 - Regstrup
 Bassin 4 - Regstrup
- Bilag 4.13: Stofbalancer.
- Bilag 5.1 (A-B): Udvikling i tungmetalkoncentrationen i forhold til slamrestens fosforindhold (Regstrup - bassin 2 og 3).
 A. Cadmium
 Kviksølv
 B. Bly
 Nikkel
- Bilag 5.2: Teoretisk fordampning.

REGISTRERINGSBLAD

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K

Serietitel, nr.: Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, 38

Udgivelsesår: 1992

Titel:

Biologisk slambehandling

Undertitel:

Undersøgelse af tagrørsbeplantede slamafvandings- og mineraliseringsanlæg

Forfatter(e):

Nielsen, Steen; Christensen, Lars Bo; Andersen, Kresten

Udførende institution(er):

Vandrensningsrådet (spons); Industri- og Handelsstyrelsen (spons); Danske Hedeselskab

Resumé:

Projektet omhandler dimensioneringsgrundlaget for og anvendeligheden af tagrørsbeplantede slamafvandings- og mineraliseringsanlæg. Det bygger på et 3-årigt overvågningsprogram for 2 biologiske slambehandlingsanlæg i henholdsvis Regstrup og Allerslev.

Emneord:

slamanlæg; biologiske metoder; dimensionering; slam; afvanding; sammensætning

ISBN: 87-503-9811-3

ISSN:

Pris (inkl. moms): 108 kr.

Format: A4

Sideantal: 112

Md./år for redaktionens afslutning: oktober 1991

Oplag: 250

Andre oplysninger:

Tryk: P. J. Schmidt Tryk, Vojens

Trykt på 100% genbrugspapir **Cyclus**

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

- Nr. 1: Proces- og funktionsgarantier samt rådgiveransvar
- Nr. 2: Fagligt indhold af renseanlæggets driftsdatabase
- Nr. 3: Datagrundlag for dimensionering af renseanlæg
- Nr. 4: Bestemmelse af belastningen fra regnvandsbetingede udløb
- Nr. 5: Lavteknologisk spildevandsrensning i danske landsbyer
- Nr. 6: Kvalitetsstyring af afløbsprojekter
- Nr. 7: Rodzoneforsøgsanlæg
- Nr. 8: Spildevandsrensning i rodzoneanlæg
- Nr. 9: Kompostering af spildevandsslam med andet organisk affald
- Nr. 10: Fjernelse af tungmetaller fra spildevandsslam
- Nr. 11: Udledning af industrispildevand til renseanlæg
- Nr. 12: Effektivisering af olieudskillere
- Nr. 13: Udarbejdelse af fornyelsesplaner for afløbssystemer
- Nr. 14: Energi til renseanlæg
- Nr. 15: Økonomi ved rensning af industrispildevand i renseanlæg
- Nr. 16: Septiktanke
- Nr. 17: Fjernelse af kvælstof fra rejeckt vand
- Nr. 18: Integreret styring af afløbssystem og renseanlæg i Tårnby
- Nr. 19: Optimering af slamafvanding på kommunale renseanlæg
- Nr. 20: Spildevandskontrol i Europa
- Nr. 21: Hygiejnisk kvalitet af spildevand fra renseanlæg
- Nr. 22: Renovering af afløbssystemer
- Nr. 23: Håndtering af septisk slam samt industrislam
- Nr. 24: Overdækkede bassinanlæg i fællessystemer
- Nr. 25: Reduktion af farve i industrispildevand
- Nr. 26: Forbedret rensning af tungmetalholdigt spildevand
- Nr. 27: Optimering af kontaktfiltrering
- Nr. 28: Slam og halmaske til gødning
- Nr. 29: Biologiske sandfiltre
- Nr. 30: EDB-program for rensningsanlæg
- Nr. 31: Fældningskemikalier af jernindustriens affaldsprodukter
- Nr. 32: Afskæring af infiltrationsvand fra utætte kloakledninger
- Nr. 33: Fornyelse af afløbssystemer
- Nr. 34: Kalkbehandling af slam
- Nr. 35: Bundfældningsegenskaber for aktiv slam
- Nr. 36: Lokal afledning af regnvand
- Nr. 37: Afledning af olieholdigt processpildevand
- Nr. 38: Biologisk slambehandling

Biologisk slambehandling

Projektet omhandler dimensioneringsgrundlaget for og anvendeligheden af tagrørsbeplantede slamafvandings- og mineraliseringsanlæg. Det bygger på et 3-årigt overvågningsprogram for 2 biologiske slambehandlingsanlæg i henholdsvis Regstrup og Allerslev.



Pris kr. 108,- inkl. 25% moms

ISBN nr. 87-503-9811-3

Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29 · 1401 København K · Tlf 31 57 83 10