

GUDENAUNDERSGELSEN
Spildevandsundersøgelser



RAPPORT NR. 7

MILJØSTYRELSENS
FERSKVANDSLABORATORIUM
Lysbrogade 52
8600 Silkeborg
Telefon 06 - 81 07 22
14/277.

G U D E N A U N D E R S Ø G E L S E N

1973 - 1975

SPILDEVANDSUNDERSGELSER

VANDKVALITETSINSTITUTTET, ATV
Agerø Alle 11, 2970 Hørsholm

Sagsnr.: 25.4.157

1976-03-31 - LR-WF-MWT

Sagsbehandlere:
Civ.ing. Sv. Dige Pedersen
Civ.ing. Poul B. Højse

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

SIDE

0.	RESUME		1
1.	INDLEDNING		4
	1.1 FORMÅL		4
2.	AFGRÆNSNING AF UNDERSØGELSEN		5
3.	GENNEMFØRELSE AF UNDERSØGELSEN		8
	3.1 BEARBEJDNING AF DATA FRA AMTER OG KOMMUNER		8
	3.2 VKI'S MÅLINGER		8
	3.2.1 SPILDEVANDSBELASTNING		9
	3.2.2 SLAMUNDERSØGELSER FOR TUNGMETALLER		13
	3.2.3 SLAMAKTIVITETSMÅLINGER VED ATP-BESTEMMELSE		15
4.	RESULTATER AF UNDERSØGELSEN		16
	4.1 SPILDEVANDSBELASTNING		16
	4.2 SLAMKARAKTERISERING		24
	4.2.1 SLAMUNDERSØGELSER FOR TUNGMETALLER		24
	4.2.2 SLAMAKTIVITETSBESTEMMELSER VED ATP-MÅLING		36

INDHOLDSFORTEGNELSE

SIDE

5.	KONKLUSION	41
6.	REFERENCER	43
	BILAG 1:	B 1
	BILAG 2:	B 3

I forbindelse med Gudenåundersøgelsen er der i perioden 1973-75 foretaget undersøgelser af spildevandet fra en række rensningsanlæg i Gudenåsystemet.

Formålet med spildevandsundersøgelsen var at vurdere mængde og sammensætning af spildevand, som via rensningsanlæg tilledes Gudenåsystemet.

Endvidere skulle undersøgelsen omfatte en vurdering af, i hvor høj grad recipienterne via rensningsanlægene blev tilført tungmetaller.

Endelig omfattede undersøgelsen en biokemisk karakterisering af slamaktiviteten i aktivretet slam fra rensningsanlæg af forskellig type og belastning.

Spildevandsundersøgelsen konkluderer, at rensnings-effektiviteten for hovedparten af anlæggene er god. Rensningsanlæggene i Tørring, Klovborg, Silkeborg, Ale, Hammel, Ulstrup og Rødkærbro er overbelastede, og der målt fra disse rensningsanlæg større udledningsmængder af kvælstof, fosfor og/eller organisk materiale (B₅) i forhold til, hvad der måtte forventes under optimale driftsforhold. (Visse af anlæggene vil i løbet af 1976 - 1977 være under ændring og udbygning).

Undersøgelsen af tungmetallindholdet i slam fra 26 rensningsanlæg viser, at tungmetallbelastningen af 23 anlæg gennemgående er lav, og recipienterne bliver således kun i ringe grad tilført tungmetaller via rensningsanlæggene. Tre anlæg har høj tungmetallbelastning. Disse er:

undersøgelsen af slamaktiviteten i aktiviseret slam fra 5 rensningsanlæg i Gudenåsystemet viste, at der på Bjerringbro rensningsanlæg var toksisk virkende materiale i spildevandet. Herefter konstateredes det, at den toksiske virkning kunne henføres til tungmetallbelastningen, og nikkeludledningen er den sandsynlige årsag til slamforgiftningen. De øvrige undersøgte anlægs aktive slam viste normal slamaktivitet.

Biochemisk karakterisering af slamaktiviteten ved måling af ATP giver et godt grundlag for forståelse af rensningsprocesserne i aktiv-slamdelen af rensningsanlæggene og kan bidrage til at påvise en begyndende forgiftning af det aktive slam.

Slutdisponering af det undersøgte slam fra rensningsanlæggene vil på basis af resultaterne fra denne undersøgelse kunne foregå ved udbringning på landbrugsjord i mængder, varierende mellem 1,6 og 5 ton slamtørstof pr. hektar pr. år. Da metal-koncentrationen i slammet kan udvise årstidsvariationer, bør der foretages løbende kontrolundersøgelser af slammets tungmetallindhold i forbindelse med vurderingen af slamdisponeringsmulighederne.

Gennem kildeporing bør tungmetallidderne findes, og det anbefales, at stofudledningen reduceres eller bringes til ophør.

Silkeborg: høj belastning med chrom og nikkel.

Kjellerup: høj belastning med kviksølv og chrom.

Bjerringbro: høj belastning med nikkel og i mindre grad med chrom.

Det anbefales, at der foretages rutinemæssige ATP-
målinger af de aktiverede slam anlægs aktive slam
for ad denne vej at få et hurtigt kendskab til den
aktuelle slamaktivitet og hermed viden om eventu-
elle toksiske stoffers tilstedeværelse i spildevan-
det.

1. INDLEDNING

I GUDENÅVUNDEKSØGELSEN 1973-75 indgår undersøgelser af stofbelastningen af Gudenåsystemets recipienter med spildevand. Spildevandet kan f.eks. stamme fra henholdsvis husholdning, industri og dambrug.

Undersøgelser af spildevand fra udvalgte industri-er er rapporteret i Gudenåudvalgets rapport nr. 4, "Hospitalrapport" / 1/ og i rapporterne, "Under-søgelse af spildevand fra papir- og papfabrikker" / 2/ og "Spildevandsundersøgelse af Post fjærkræ-slagteri" / 3/.

I nærværende rapport beskrives resultaterne af un-dersøgelser af en række rensningsanlæg beliggende inden for Gudenåens afstrømningsområde.

1.1

FORMÅL

Formålet med undersøgelsen var at vurdere mængde-og sammensætning af spildevand, som via rensnings-anlæg tilledes Gudenåsystemet.

Endvidere skulle undersøgelsen omfatte en vurdering af, i hvor høj grad recipienterne via rensningsan-læggene blev tilført tungmetaller.

Endelig omfattede undersøgelsen en biokemisk karak-terisering af slamaktiviteten i aktivveret slam fra rensningsanlæg af forskellig type og belastning.

2. AFGRÆNSNING AF UNDERSØGELSEN

I Gudenåsystemet er der ca. 240 bysamfund. Ca 200 af bysamfundene belaster recipienterne med spildevand svarende til 1.000 PE eller mindre, og spildevandsbelastningen fra disse udgør ca. 17 % af den samlede spildevandsbelastning i Gudenåsystemet opstrøms Randers. De øvrige ca. 40 bysamfund udgør således ca. 83 % af den samlede spildevandsbelastning fra bysamfund, og undersøgelsen blev derfor koncentreret om disse udlødningsgrader.

Kriteriet for udførelse af belastningsundersøgelser ved enkelte af de mindre bysamfund var forureningsgradsangivelsen for vandløbsrecipienterne (Gudenåudvalgets kort over området (februar 1973)). Der blev således hovedsagelig foretaget undersøgelser ved bysamfund, hvor forureningsgraden var angivet til III, III-IV og IV.

Tabel 2.1 viser de lokaliteter, hvor der er foretaget belastningsundersøgelser.

Figur 2.1 viser undersøgte rensningsanlægs placering i Gudenåsystemet.

Gudena - systemet

Undersøgte rensingsanlæg



Figur 2.1.

Tabel 2.1 Oversigt over rensningsanlæg, hvor der er foretaget belastningsundersøgelser.

Amt	Kommune	Lokalitet	Person- ækv. DIM	Rensnings- type 1974	
Vejle	Givle	Vonge	1.000	bio.	
		Gedved	2.000	bio.	
	Tørring-Uldum	Østbirk	3.300	bio.	
		Åle	1.050	mek.	
	Nr. Snede	Uldum	3.500	bio.	
		Klovborg	600	bio.	
	Brædstrup	Brædstrup	9.500	bio.	
		Nr. Vissing	570	bio.	
	Århus	Hørning	Skanderborg Vold	16.000	mek.
			Skanderborg gl. by	6.750	bio.
Ry		Ry	6.000	bio.	
		Bryrup	1.500	bio.	
Them		Them	3.500	bio.	
		Silkeborg Søholt	42.000	mek.	
Silkeborg		Resenbro	1.600	bio.	
		Lina	430	bio.	
Hammel		Hammel	15.000	mek.	
		Hadsten	30.000	urensset	
Langa	Hadsten	5.000	bio.		
	Langa	5.000	bio.		
Viborg	Hvorslev	Ulstруп	1.200	bio.	
		Thorsø	10.000	bio.	
	Kjellerup	Torning	2.500	bio.	
		Kjellerup	15.000	bio.	
	Bjerringbro	Ans	3.000	bio.	
		Rødkærsgårde	3.400	bio.	
	Bjerringbro	Tange	400	mek.	
		Bjerringbro	33.000	bio.	
	Viborg	Viborg	61.300	bio.	

3. GENNEMFØRELSE AF UNDERSØGELSEN

Datamateriale til bedømmelse af belastningen af Gudenåsystemet med spildvand er indhentet dels fra amternes halvårlige undersøgelser af afløbene fra rensningsanlæg og kommunernes halvårlige drifts-kontrolundersøgelser, dels ved en række målinger gennemført af VKI på rensningsanlæggene, angivet i tabel 2.1.

3.1 BEARBEJDNING AF DATA FRA AMTER OG KOMMUNER

I perioden 1973-75 er der fra amter og kommuner indkommet et stort datamateriale, omhandlende af-løbsanalyser og driftskontrolanalyser fra rensnings-løbsanlæg i Gudenåsystemet. Dataene er blevet sorteret efter omfang af analyser på rensningsanlægsaf-løb-ene, idet kun undersøgelser, hvor der er analyseret for B₅ og/eller total kvælstof og total fosfor, er medtaget ved den videre bearbejdning.

Kun i få tilfælde er der samtidig med udtagning af prøverne til analyse foretaget en måling af vandførningen, således at disse analysedata ikke i fuldt omfang giver oplysning om belastningen fra rensningsanlæggene.

3.2 VKI'S MÅLINGER

Der er af VKI i perioden efterår 1973 - vinter 1975 udført en række målinger på rensningsanlæg i områ-

det som supplement til amter og kommuners undersø-
gelses. Saledes er der udført målinger til bestem-
melse af:

Splidevandsbelastning

Tungmetalinhold i slam

ATP-koncentration i slam som mål for slam-
aktivitet.

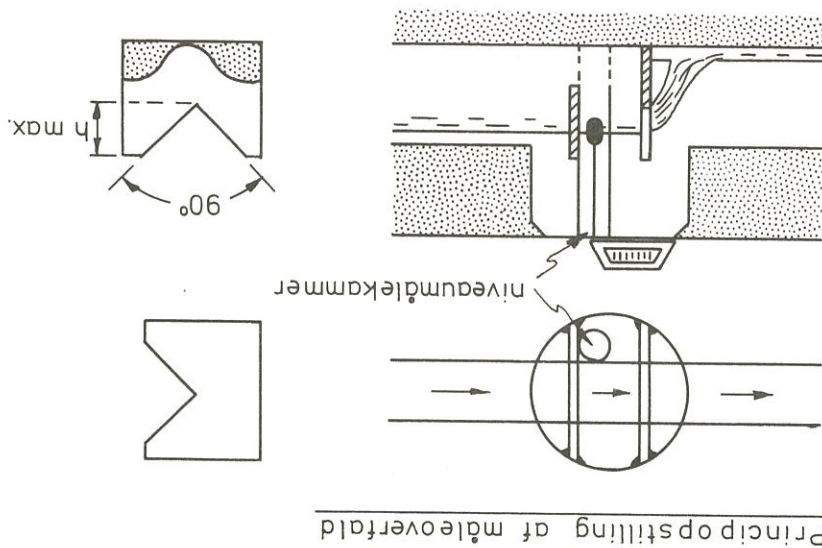
3.2.1 SPILDEVANDBELASTNING

Undersøgelserne af splidevandsbelastning er udført
som døgnmålinger.

Prøvedtagning er foretaget i afløbene fra rensnings-
anlægene, dels som tidsproportionale gennemsnits-
prøver, dels som mængdeproportionale gennemsnits-
prøver og dels som enkeltprøver, udtaget hver hele
time. Vandføringsmålinger er foretaget i tilløb
eller afløb afhængigt af, hvor det var praktisk
muligt. Der er anvendt følgende metoder til måling
af vandføringen:

1. V måleoverfald (eks. Klovborg r.anlæg)
2. Rektangulære måleoverfald (eks. Ry r.
anlæg)
3. Parshall-rende (eks. Hammel r.anlæg)
4. Thompson-overfald (eks. Brædstrup r.an-
læg)
5. Pumpeid/pumpeeffekt (eks. Østbirk r.
anlæg)
6. Areal-hastighedsmetoden (eks. Viborg r.
anlæg, neddykket vingel).

Variationer i vandhøjden er registreret dels ved hjælp af niveauflydere, dels ved hjælp af kapacitiv vandstandsmaaling (aqua-propor-sonde). Figur 3.1 viser en principopstilling af et Thomson-måleoverfald ($V = 90^\circ$) med vandstandsregistrering ved hjælp af niveauflyder.



Figur 3.1 Eksempel på vandføringsmåling.

I tabel 3.1 er givet en oversigt over de udførte belastningsundersøgelser.

Prøverne er analyseret for følgende:

BI ₅	- 5 døgns biokemisk iltforbrug
TN	- total kvælstof
TP	- total fosfor
NH ₃ -N	- ammoniakkvælstof
COBerm	- iltforbrug med kaliumpermanganat
pH	
LE	- ledningsevne.

Prøverne er desuden i varierende omfang analyseret for følgende:

PO₄-P - orthofosfat
NO₃ + NO₂ - N - nitrat- + nitritkvælstof.

Analyserne er udført i henhold til VKI's analyseforskrift, metodik angivet i Interkalibreringsrapporten, Gudenåundersøgelsen 1973-75, Vandanalyser / 4/.

Rensnings- anlæg	Belastningsundersøgelse			
Vonge	21.-22.11.73	25.-26.6.74	15.-16.10.74	24.-25.2.75
Østbirk	19.-20.11.73	25.-26.6.74	11.-12.12.74	19.-20.2.75
Tørring	21.-22.11.73	25.-26.6.74	11.-12.12.74	19.-20.2.75
Uldum	19.-20.11.73	25.-26.6.74		24.-25.2.75
Åle	19.-20.11.73	25.-26.6.74		24.-25.2.75
Kløvborg	19.-20.11.73	4.-5.7.74		20.-21.2.75
Bræstrup	19.-20.11.73	15.-16.10.74	11.-12.12.74	20.-21.2.75
Nr. Vissing	19.-20.11.73	15.-16.10.74	11.-12.12.74	18.-19.2.75
Skanderborg	14.-15.11.73	25.-26.7.74	9.-10.12.74	18.-19.2.75
Vrold	14.-15.11.73	25.-26.7.74	9.-10.12.74	18.-19.2.75
Skanderborg	14.-15.11.73	25.-26.7.74	9.-10.12.74	19.-20.2.75
gl. by	14.-15.11.73			19.-20.2.75
Ry	14.-15.11.73	20.-21.8.74	12.-13.12.74	19.-20.2.75
Brlyrup	14.-15.11.73			18.-19.2.75
Them				24.-25.2.75
Silkeborg	11.-12.11.73		10.-11.12.74	24.-25.2.75
Søholt	11.-12.11.73			24.-25.2.75
Resenbro	21.-22.11.73			
Lina	21.-22.11.73			
Hammel	13.-14.11.73	25.-26.7.74		
Hadsten	13.-14.11.73		29.-30.8.74	
Langa	13.-14.11.73			25.-26.2.75
Ulstруп	27.-28.8.74			24.-25.2.75
Thorsø				24.-25.2.75
Torning	25.-26.7.74			24.-25.2.75
Kjellerup	11.-12.11.73	10.-11.6.74	12.-13.12.74	26.-27.2.75
Ans	11.-12.11.73			26.-27.2.75
Rødkærbro	13.-14.11.73			24.-25.2.75
Tange	11.-12.11.73			24.-25.2.75
Bjerringbro	25.-26.7.74	27.-28.8.74	9.-10.12.74	25.-26.2.75
Viborg	21.-22.8.73	25.-26.7.74	15.-16.10.74	9.-10.12.74

Tabél 3.1 Oversigt over udførte belastningsundersøgelser.

3.2.2 SLAMUNDERSØGELSER FOR TUNGMETALLER

Slamprøverne til tungmetallundersøgelser er udtaget som enkeltprøver. Tabel 3.2 viser, på hvilke og hvor på anlæggene prøverne er udtaget. Prøverne er så vidt muligt udtaget som råslam.

Slamprøverne er analyseret for følgende:

tørstof
bly
cadmium
chrom
kobber
kviksølv
zink.

Enkelte af prøverne er desuden analyseret for nikkel.

Analysemetoder er angivet i Interkalibreringsrapporten, Gudenåundersøgelsen 1973-75, Sedimentanalyse / 5 /.

Kviksølvanalyser er foretaget af Isotopcentralen. De øvrige metalanalyser er foretaget på VKI.

Rensningsanlæg	Slamprøven udtaget	Dato
Vonge	primærtank	23.1.74
Østbirk	ringkanal	23.1.74
Tørring	primærtank	23.1.74
Lindved	primærtank	23.1.74
Uldum	primærtank	23.1.74
Åle	primærtank	23.1.74
Klovborg	ringkanal	23.1.74
Brædstrup	primærtank	21.1.74
Skanderborg	primærtank	21.1.74
Vrold	primærtank	21.1.74
Skanderborg	primærtank	21.1.74
gl. by	primærtank	21.1.74
Ry	primærtank	23.1.74
Resenbro	primærtank	23.1.74
Stikborg	primærtank	23.1.74
Søholt	primærtank	23.1.74
Bryrup	sekundærtank	23.1.74
Gjessø	sekundærtank	23.1.74
Søften	primærtank	23.1.74
Hammel	primærtank	23.1.74
Langa 1	bassin med overfladeluft	22.1.74
Langa 2	returslam	22.1.74
Ulstrup	primærtank	22.1.74
Torning	primærtank	21.1.74
Kjellerup	primær sedimentation	21.1.74
Ans	primærtank	21.1.74
Rødkærrebro	primær bassin	22.1.74
Tange	primærtank	22.1.74
Bjerringbro	primærtank (Lige tømte)	22.1.74
Bjerringbro	primærtank (Efter 1½ mdrs. drift)	22.1.74
Viborg	returslam	21.1.74
	aktivret slam	21.1.74

Tabel 3.2 Udtagessted og -tid for slamprøver.

3.2.3 SLAMAKTIVITETSMÅLINGER VED ATP-BESTEMMELSE

SE

Prøver til slamaktivitetsmålinger ved ATP-bestemmelse er udtaget af aktiveret slam fra følgende rensningsanlæg:

- Viborg
- Bjerringbro
- Langå
- Bryrup
- Brædstrup.

Slamprøverne er umiddelbart efter udtagningen fixeret i kogende tris-puffer og derpå dybfrosset med henblik på transport og opbevaring indtil analyseringen for ATP-indhold.

Analysemetodik i henhold til VKI's analyseforskrift / 6 / .

4, RESULTATER AF UNDERSØGELSEN

4.1 SPILDEVANDSBELASTNING

Bilag I viser et resumé af måleresultaterne på anlæggene, udført af amter og kommuner og af VKI. Ud fra disse resultater er der for de enkelte anlæg beregnet/skønnet en gennemsnitlig døgnbelastning. Disse værdier fremgår af tabel 4.1 - 4.3, som desuden viser dimensioneringsgrundlag og aktuelt belastning af anlæggene.

Afløbsmængderne i tabel 4.1 - 4.3 er anvendt ved stoftransportberegningerne i Gudenåsystemet / 7. Nogle af anlæggene er under og kort tid efter undersøgelsen 1973-75 blevet udbygget eller er under udbygning. Det gælder specielt:

Hadsten : Mekanisk-biologisk rensning i 1975

Hammel : Mekanisk-biologisk rensning i 1975

Nr. Vissing : Mekanisk-biologisk-kemisk rensning i 1975
(Ravnsløslæg)

Silkeborg Søholt : Mekanisk-biologisk (denitrifikation)-kemisk rensning i 1976

Ulstrup : Mekanisk-biologisk rensning i 1975

Vorudsbro : Mekanisk-biologisk rensning i 1975.

Spildevandsudledningen fra Silkeborg, Hammel og Hadsten udgjorde i 1973-75 89 % (BI⁵), 77 % (Total-N) og 75 % (Total-P) af den samlede udledning fra de undersøgte rensningsanlæg i Århus amt.

Dimensionseringsværdierne er oplyst af de enkelte kommuner og er normalt baseret på, at

1 PE svarer til 190 l/døgn,

1 PE svarer til 60 g org. stof/døgn.

Rensningsanlæg	PE	190 l/p.d	60 g BI ₅ /p.d		BI ₅ kg/døgn	Total-N kg/døgn	Total-P kg/døgn	Afløbsmængder	Vandføring målt m ³ /døgn
			min.	max.					
Tørring	3300	5315	1260	6450	30	15	3,7	1010	
Uldum	3500	4210	510	1200	10	13	2,8	800	
Kløvborg	600	1910	550	3630	7,0	6,0	1,6	365	
Lindved	1500	1090			1,4	1,3	1,1	95	*
Vonge	1000	1090			1,7	1,3	0,7	205	
Åle	1050				14	13	-	200	**
Østbirk	2000	2775		1670	4,0	11	3,3	525	
Bræstrup	9500	8810	1840	5580	20	28	9,2	1675	

*) Beregnet: 500 indb. à 190 l/p.d = 95 m³/døgn.

**) Beregnet: 1050 indb. à 190 l/p.d = 200 m³/døgn.

(En stor del af spildevandet passerer uden om rensningsanlægget.)

Tablel 4.1 Rensningsanlæg i Vejle amt. Dimensionseringsangivelse (PE) samt indløbsbelastning i PE og afløbsmængder for 1974.

Rensnings- anlæg	stone- ring	PE	190 l/p.d		BI ₅ /p.d	Indløbsbelastning PE	Afløbsmængder			Vandføring m ³ /døgn
			min.	max.			BI ₅ kg/døgn	Total-N kg/døgn	Total-P kg/døgn	
Nr. Vissing	600	1080					2,4	3,0	0,7	205
Skanderbg. Vrold	16000	19470	10360	400	130	37				3700
Skanderbg. gl. by	6750	1137	335	1155	5,0	6,9	1,3	12	1400	215
Ry	6000	7370		30	30				1400	215
Bryrup	1500	2460	420	605	4,1	5,9	1,4		465	270
Them	3500	1410		1,6	1,6				270	410*
Silkeborg Søholt	42000	71050	2275	470	120	13500			13500	410*
Resebro	1600	1975	9,6	18	2,6	375			375	440
Lina	430	2315	3,1	6,0	0,9	440			440	440
Hammel	15000	10420	11990	24690	850	134	31	1980	1980	1980
Langå	5000	5580	2120	2650	8,3	13	2,3	1060	1060	1060
Hadsten	30000		575	98	26					
Virkilund	2500		1000	6,3	10,1	2,9				

*) 2.150 indb. å 190 l/p.d = 410 m³/døgn.

**) skønnet værdi.

Tabel 4.2 Rensningsanlæg i Århus amt.
 Dimensioneringsangivelse (PE) samt ind-
 løbsbelastning i PE og afløbsmængder
 for 1974.

Rensnings- anlæg	Dimen- stone- ring	PE	Inløbsbelastning PE		Afløbsmængder			Vandføring m ³ /døgn	
			60 g BI ₅ /p.d	min.	max.	BI ₅ kg/døgn	Total-N kg/døgn		Total-P kg/døgn
Ulstруп	200	4265	69	13	4,6	13	16	2,1	665
Thorsø	10000	3490	13	1,3	1,8	1,8	0,8	265	2300
Torning	2500	1385	150	600	1500	11500	76	43	13
Kjellerup	15000	12100	8430	1980	2775	6500	40	17	4,4
Rødkærbro	3400	5525	40	4,9	2,5	2,5	0,7	56	1050
Ans	3000	4175	11	11	11	11	17	4,6	795
Rødkærbro	3400	5525	40	4,9	2,5	2,5	0,7	56	1050
Bjerring- bro	33000	14740	2350	23300	55	71	17	2800	12100
Viborg	61300	63684	309	309	267	267	84	43	12100
Rindsholm	600	225	4,9	1,4	0,5	0,5	43	12100	12100
Birgitte- lyst	350	630	13	3,0	1,1	1,1	120	12100	12100
Halå Ege	1800	1480	8,5	4,2	2,2	2,2	280	12100	12100

Tabel 4.3 Rensningsanlæg i Viborg amt.
 Dimensioneringsangivelse (PE) samt ind-
 løbsbelastning i PE og afløbsmængder
 for 1974.

Undersøgelse af afløbsbelastning fra rensningsanlæg i Gudenåsystemet viser, at anlægseffektiviteten for hovedparten af anlægene er god. Tabel 4.4 viser en sammenligning mellem målte udledningsmængder af kvælstof, fosfor og organisk materiale (B₅), og beregnede udledningsmængder af de nævnte stoffer. Beregningen er foretaget på grundlag af dimensioneringsangivelserne for de enkelte rensningsanlæg, idet der er anvendt følgende værdier for personkvaliteter (PE):

Urenset spildevand:

B ₅	60,0 g/p.d
TN	12,0 g/p.d
TP	4,0 g/p.d

Mekanisk rensset spildevand:

B ₅	42,0 g/p.d	30 % red
TN	9,6 g/p.d	20 % red
TP	3,6 g/p.d	10 % red

Mekanisk-biologisk rensset spildevand:

B ₅	6,0 g/p.d	90 % red
TN	8,4 g/p.d	30 % red
TP	2,8 g/p.d	30 % red

Ved følgende rensningsanlæg er der målt højere udledningsmængder af kvælstof, fosfor og/eller organisk materiale (B₅) end svarende til de beregnede værdier ved optimale driftsbetingelser:

- Tørring
- Kløvborg
- Silkeborg Søholt *)
- Hammel *)
- Ulstrup *)
- Rødkærsgårde *)

De med *) markerede rensningsanlæg er under ud-/ombygning.

I Klovborg er der efter udbygning af mejeriet opstået problemer med slamflugt. Det skyldes formentlig ændring af slammets karakter efter den øgede belastning med mejerisplidvand.

Søften-anlægget (Skanderborg gl. by) er meget lavt belastet, idet dele af kloakeringsoplandet er overført til centralrensningsanlægget (Skanderborg Vrold).

Tabel 4.4 (tekst se næste side).

Rensnings- anlæg	Dimen- sion- ret PE	Total-N		Total-P		B ₅		Anlægs- effektivitet 1973-75	Bemærkninger
		målt bereg- net	kg/døgn	målt bereg- net	kg/døgn	målt bereg- net	kg/døgn		
Tørring	3300	15	32	3,7	12	30	20	dårlig	overbelastet
Uldum	3500	13	29	2,8	9,8	10	21	god	overbelastet
Kløvborg	600	6	5	1,6	1,7	7	3,6	dårlig	slamflugt
Lindved	1500	1,3	13	1,1	4,2	1,4	9	god	slamflugt
Vonge	1000	1,3	8,4	0,7	2,8	1,7	6	god	slamflugt
Åle	1050	1,3	10	-	3,8	14	44	dårlig	overbelastet
Østbirk	2000	11	17	3,3	5,6	4	12	tillfredsstillende	overbelastet
Brædstrup	9500	28	80	9,2	27	20	57	god	overbelastet
Nr. Vissing	600	3	5	0,7	1,7	2,4	3,6	tillfredsstillende	lavt belastet
Skbg. Vrold	16000	130	154	37	58	400	672	tillfredsstillende	lavt belastet
Skbg. gl. by	6750	6,9	57	1,3	19	5	41	god	meget lavt belastet
Bryrup	1500	5,9	13	1,4	4,2	4,1	9	god	meget lavt belastet
Them	3500	1,6	29	1,5	9,8	1,6	21	god	meget lavt belastet
Sliskeby, Søholt	42000	470	403	120	151	2275	1764	dårlig	ikke fuldt tilsluttet
Resenbro	1600	18	21	2,6	7	9,6	15	tillfredsstillende	udbygges
Lingå	430	6	3,6	0,9	1,2	3,1	2,6	tillfredsstillende	udbygges
Hammel	15000	134	144	31	54	850	630	dårlig	udbygges
Langå	5000	13	42	2,3	14	8,3	30	god	udbygges
Hadsten	30000	98	360	26	120	575	1800	urenset	ikke fuldt tilsluttet
Virkbund	2500	10	21	2,9	7	6,3	15	god	opbygges
Ry	6000	30	50	12	17	30	36	tillfredsstillende	opbygges
Ulstrup	1200	13	12	4,6	4,3	69	50	dårlig	opbygges
Thorsø	10000	16	84	2,1	28	13	60	god	udbygges
Torning	2500	1,8	21	0,8	7	1,3	15	god	ikke fuldt tilsluttet
Kjellerup	15000	43	126	13	42	76	90	god	ikke fuldt tilsluttet
Ans	3000	11	25	4,6	8,4	11	18	god	ikke fuldt tilsluttet
Rødkærbro	3400	17	29	4,4	9,5	40	20	dårlig	udbygges
Tange	400	2,5	3,8	0,7	1,4	4,9	17	tillfredsstillende	udbygges
Bjerringbro	33000	71	277	17	92	55	198	god	ikke fuldt tilsluttet
Viborg	61300	267	514	84	172	309	368	god	ikke fuldt tilsluttet
Rindsholm	600	1,4	5,8	0,5	2,2	4,9	25	god	ikke fuldt tilsluttet
Birgittelevst	350	3	3,4	1,1	1,3	13	15	tillfredsstillende	ikke fuldt tilsluttet
Hald Ege	1800	4,2	15	2,2	5	8,5	11	god	ikke fuldt tilsluttet

NB. Ovenstående vurdering er baseret på undersøgelse, der hovedsageligt belyser anlæggenes virkemåde under normale forhold, d.v.s. under stort set normale hydrauliske og stoffmæssige belastninger. I Regnvandsrapporten / 8 / er beskrevet undersøgelse af Viborg rensningsanlæg, der illustrerer rensningsanlæggenes mindre gode funktion i forbindelse med regnsituationer.

Tabel 4.4 Sammenligning mellem målte og beregnede udløsningsmængder af kvælstof, fosfor og organisk materiale (BI₅).

4.2 SLAMKARAKTERISERING

Undersøgelserne til slamkarakterisering skulle tjene dels til at fremskaffe et vurderingsgrundlag for belastningen med tungmetaller i Gudenåsystemet, dels til at afprøve en ny og hurtig metode til karakterisering af slamaktiviteten i aktiverede slam anlæg på rensningsanlæg i Gudenåsystemet.

4.2.1 SLAMUNDERSØGELSE FOR TUNGMETALLER

Undersøgelser herhjemme / 9 / og i udlandet / 10 / har vist, at koncentrationen af tungmetaller i slam fra rensningsanlæg er et godt bedømmelsesgrundlag for belastningsvurdering af tilførsler af tungmetaller til anlæggene og således også recipienten. For at få et overblik over tungmetalbelastningen i hele Gudenåsystemet undersøgtes slammet fra 26 rensningsanlæg. Resultaterne fra denne undersøgelse skulle eventuelt være bestemmende for et videre arbejde dels med kildesporing og dels med undersøgelse af, hvordan en eventuelt konstateret tungmetalbelastning påvirker recipienten.

Tabel 4.5 viser resultaterne af tungmetalanalyserne på slam.

På figur 4.1 er analyseværdierne for tungmetaller i slam afbildet i form af histogrammer over hyppighedsfordelingen.

Rensningsanlæg	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	% TS VKI	% TS IC
Kjellerup	5,0	80	130	11,1		210	1100	6,75	10,2
Torning	7,0	29	110	0,51		210	1250	5,86	2,93
Ry	7,0	48	255	0,55		310	1625	4,30	1,29
Bryrup	4,5	19	105	0,60		160	1150	6,66	6,79
Skanderborg gl. by	4,0	15	135	4,65	1,2	270	1200	9,28	3,58
Skanderborg Vold	5,0	20	140	1,18		150	1325	3,18	5,3
Silkeborg Søholt	3,0	300	90	2,97	83	100	700	4,59	1,13
Langå- returslam	7,8	17	93	0,79		230	1010	2,77	0,84
Langå- aktiveret slam	8,0	15	143	0,67	41	215	1075	2,42	0,54
Hammel	3,0	13	60	1,19	13	60	760	6,53	1,56
Kløvborg	4,0	15	95	1,06		170	1000	2,73	0,48
Resenbro	4,0	13	95	1,06		160	640	2,07	1,39
Gjessø	9,3	25	155	1,33		320	1275	3,22	2,2
Ans	3,8	25	60	0,45		70	750	10,7	8,47
Viborg	6,8	34	180	0,20	25	320	1575	4,13	0,96
Vonge	8,8	27	123	0,66	33	360	1100	4,24	2,39
Brædstrup	3,5	30	85	2,00		50	760	0,80	0,17
Tange	6,3	28	130	3,74		200	2200	4,09	0,87
Tørring	5,5	25	120	3,16		115	1300	14,4	14,8
Åle	7,0	14	105	1,20		100	860	21,4	17,5
Lindved	7,5	40	133	1,16		195	1350	16,5	18,0
Uldum	6,3	41	170	1,18		250	1825	11,0	9,74
Østbirk	5,5	25	155	3,98		170	1175	1,91	0,48
Rødkærbro	6,8	22	118	0,54		220	1125	1,02	0,41
Søften	5,0	30	168	0,94		115	1150	1,09	0,46
Ulstrup	7,3	26	115	1,13		220	1575	1,50	0,38
Bjerringbro	1,0	82	132	0,68	121	165	1080	2,84	1,76

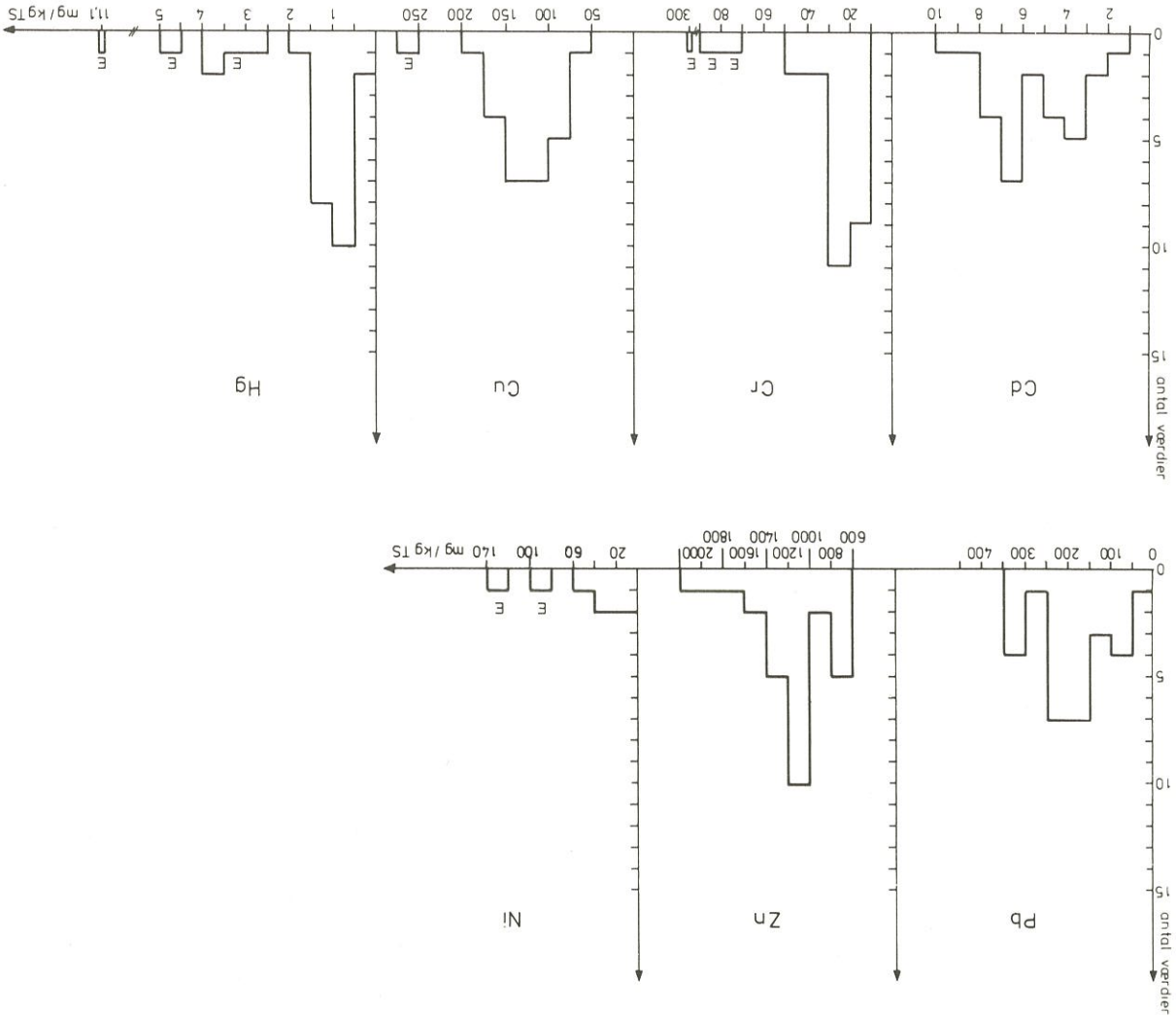
*) Prøve, udtaget februar 1975.

***) Der er udført dobbeltbestemmelser ved separate analyser på to delprøver.

Tabel 4.5

Tungmetalanalyser på slam. Alle værdier er mg/kg tørstof. De to yderste kolonner angiver tørstofindholdet i prøverne, analyseret af VKI og IC. (De to sæt prøver er udtaget fra samme råprøve).

Figur 4.1 Histogrammer over hyppighedsfordelinger af tungmetalkoncentrationer i slam. E betegner ekstremt høje koncentrationer.



På basis af tabel 4.5 og figur 4.1 og 4.2 er der defineret et 0-niveau for tungmetalkoncentrationen i slam fra rensningsanlæg i Gudenåsystemet, idet snitsværdien for hovedpopulationen af værdier, bestemmes som ekstrem og kan henregnes til en for det område normal høj belastning. Tabel 4.6 viser ekstremværdier, og i tabel 4.7 er 0-niveauet for rensningsanlæg i Gudenåsystemet sammenlignet med belastningsgruppe 0, som Pauly / 9 / anfører fra undersøgelsen af 22 danske rensningsanlæg, der er belastet med spildevand fra mere end 5.000 personer, samt et 0-niveau, angivet ud fra en undersøgelse af slam fra 182 rensningsanlæg i England og Wales / 11/.

Rensningsanlæg	Cr	Cu	Hg	Ni
Bjerringbro	82			121
Kjellerup	80		11	
Ry		(255)		
Silkeborg Søholt	300		(3,0)	83
Skanderborg gl. by			(4,7)	
Østbirk			(4,0)	
Tange			(3,7)	
Tørring			(3,2)	

Tabel 4.6 Ekstremværdier for tungmetalinhold i slam. Alle værdier mg/kg tørstof. Tal i parentes ligger over Gudenå-0-niveau, men under Pauly's 0-niveau.

Årsagen til, at der optræder højere koncentrationer af kviksølv i slam fra Skanderborg, Østbirk, Tange og Tørring kendes ikke. I Silkeborg kan det forhøje- de kviksølvniveau skyldes Centralsygehuset /1/. Ge- nerelt må det dog fremhæves, at kobber- og kviksøl- koncentrationen i slam fra rensningsanlæg i Gudena- systemet er væsentligt lavere end i de af Pauly angiv- ne 0-gruppe-anlæg, jvf. tabel 4.7.

Kilden til ekstremsværdierne for chrom i slam fra Kjel- lerup rensningsanlæg er endnu ikke lokaliseret.

Ekstremsværdierne for chrom og nikkel i slam fra Bjerringbro kan henføres til en forkrømnings- anstalt i byen. Det samme er tilfældet i Silke- borg. Det forøgede kobberindhold i slam fra Ry kan henføres til en imprægneringsvirksomhed.

Tabel 4.7 Gudena 0-niveau, sammenlignet med Pauly's belastningsgruppe 0 og belastningsgruppe 0-værdier fra engelske anlæg. Alle værdi- er er mg/kg tørstof.

*) sandsynligvis en trykfejl i referencetabellen.

	Gudena (0)	Gudena (0)	Gudena (0)	Gudena (0)	Gudena (0)	Gudena (0)	Gudena (0)	England (0)
Cd	3-9,3	5,7	5-13	8	8	25-46	38	70
Cr	13-48	24	151-474	286	30*)	3-9	6	30*)
Cu	0,2-2,0	0,8	16-42	21	40	251-475	340	340
Hg	1,2-41	23	1316-3274	2000	1320	50-320	188	180
Ni	640-2200	1180						
Pb								
Zn								

Sammenligning af Gudenå 0-niveauet med Paulys be-
lastningsgruppe 0 (tabel 4.7) viser overensstemmen-
de niveauer for cadmium, chrom og nikkel, medens
Gudenå 0-niveauet for kobber, kviksølv, bly og zink
er væsentligt lavere end Paulys belastningsgruppe 0.

Sedimentet i Tange å nedstrøms Kjellerup bærer ty-
deligt præg af kviksølvelastningen fra Kjellerup.
Undersøgelse af sediment og fisk i bl.a. Tange å
og Tange sø er udført af Isotopcentralen og er rap-
porteret i /12/.

perioden december 1973.
maksimalt er udlødt fra sygehuset i undersøgelses-
get pr. døgn, svarende til den samme mængde, som
= 3,6 g partikelbundet kviksølv til rensningsanlæg-
målt til 25 mg/kg. Der tilledes således 149 · 25 mg
trationen i slamtørfet er det pågældende døgn
således 149 kg partikulært tørstof. Kviksølvkoncen-
stof. Ved en døgnvandrøring på 2.130 m^3 tilledes
blev der i tilløbet målt 70 mg/l partikulært tør-
Ved undersøgelsen på rensningsanlægget den 10.-11.6.74

tilkøbt kviksølv fra sygehuset pr. døgn.
ledes der således maksimalt 41 · 87 mg = 3,6 g par-
det til den organiske fraktion af tørfet, ud-
til 87 mg/kg. Antages det, at alt kviksølv er bun-
i slamtørfet er i den pågældende periode målt
kulært organisk materiale. Kviksølvkoncentrationen
vandføring på 245 m^3 afledes således 41 kg parti-
størrelsen 168 mg/l / l/. Ved en gennemsnitlig døgn-
(~ organisk materiale) i opslømmet materiale af
gehuset er der målt (december 1973) et glødetab
partikulært organisk materiale. I afløbet fra sy-
hus / l/. Kviksølv findes hovedsagelig bundet til
skyldes hovedsagelig udløding fra Kjellerup syge-
Ekstremkoncentrationen af kviksølv i Kjellerup

En forklaring på dette kan være, at Gudena 0-niveau-
 et hovedsagelig er fremkommet via analyser på rå-
 slam, medens Paulys belastningsgruppe 0 hovedsage-
 ligt er fremkommet via analyser på udrådnet slam.
 Analyserne af slam fra Kjellerup rensningsanlæg er
 ved begge undersøgelser foretaget på råslam, og de
 viser rimelig overensstemmelse, jvfør tabel 4.8.

	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Gudenaun- dersøgelsen	5	-	80	130	11,1	25	-	210
Paulys un- dersøgelse	5±1	7±3	71±14	152±20	21,7	26±8	251±43	1316±198

Tabel 4.8 Sammenligning mellem metalundersøgelser
 i råslam fra Kjellerup rensningsanlæg
 udført af VKI januar 1974 og Mineralo-
 gisk Institut januar-oktober 1972. Alle
 værdier er mg/kg tørstof.

Værdien på 25 mg Hg/kg er fremkommet som resultat
 af en analyse, udført på en gennemsnitsprøve af
 råslam, udtaget over et døgn, idet en delstrøm af
 råsplidevandet konstant pumpes op i en 25 l behol-
 der og sedimenterer. De to værdier for kviksølv i
 slammet fra Kjellerup rensningsanlæg fra undersø-
 gelsen i 1974 giver således ikke noget entydigt
 svar på, om kviksølvsudledningen fra sygehuset i pe-
 rioden 1972-74 er blevet reduceret.
 Årsagen til, at koncentrationer af metaller i ud-
 rådnet slam kan forventes at være større end i rå-
 slam (på tørstofbasis) er, at der ved udrådningen

sker en omsætning af en del af tårstofet. Et konservativt stof som metallerne, der i rådnetaiken hovedsagelig findes bundet som nopløselige sulfider, vil således i det udrådne slam optrede i en højere koncentration pr. tårstofenhed end i råslammet. Dette er ikke generelt gældende, idet kvik-sølv eksempelvis kan omsættes til en organokviksølvforbindelse og forflygtiges.

Værdierne for belastningsgruppe 0 fra engelske anlæg (tabel 4.7) er med undtagelse af kobber højere end Gudenå 0-niveauet. Disse undersøgelser er - så vidt det fremgår af artiklen - foretaget på udrådnet slam, og højere koncentrationer kan således forventes. Den anførte værdi for kobber er sandsynligvis en trykfej, idet andre tabeller i artiklen sandsynliggør, at den skulle være af størrelsesordenen 200 mg/kg tårstof.

En undersøgelse, udført på rensningsanlægget i Oxford, England /13/, viser, at der kan være stor variation mellem metal-koncentrationer i råslam og udrådnet slam - tabel 4.9.

	Cd		Pb		Cu
	middel	var. bredde	middel	var. bredde	
Råslam	32	0-200	1320	580-1950	930
Udrådnet slam	31	0-120	2260	1190-3010	1380
Konsolideret aktivt slam	22	0-120	1300	700-1760	1150
					230-1550

Tabel 4.9 Middelkoncentrationer og variationsbrede for metalindhold i slam fra Oxford rensningsanlæg. Alle værdier er mg/kg tårstof.

Dette anlæg er stærkt industribelastet og med stor variation i belastningen.

På enkelte rensningsanlæg i Gudenåsystemet er der lokalt foretaget undersøgelser af metalindhold i slammet. Tabel 4.10 viser resultaterne af disse undersøgelser, sammenholdt med resultaterne fra nærværende undersøgelse.

Rensningsanlæg	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Dato	Lab.
Silkeborg Søholt	3,0	-	300	90	3,0	83	100	700	23. 1.74	1
-	-	5,5	15	270	15	155	300	1700	-	2
Vonge	8,8	-	27	123	0,66	320	360	1100	23. 1.74	1
-	-	-	24	37	314	395	348		8. 1.74	3
-	6,0		23	4,1	93	348			6.11.74	3
Brødstrup	3,5	-	30	85	2,0	50	760		21. 1.74	1
-	0	0	0	920	0	92	1330		2. 4.74	4
Bjerringbro	1,0	-	82	132	0,63	121	165	1080	10.12.74	1
-	6,3		62	222	3,6	262	178	2600	9. 8.74	5
Viborg	6,8	-	34	180	0,20	25	320	1575	21. 1.74	1
-	4,1	8,3	75	83	15	13	14	2000	12. 4.72	6
-	6,8	13	44	220	5,1	40	180	4000	5. 2.73	6
-	9				2,3	240	1080	1590	15. 8.73	6
-	5,4	12	33	240	6,0	38	400	1590	4.12.73	6
-	3,0	11	37	180	4,7	15	190	1200	15. 5.74	6
-	6,2	18	36	290	5,7	24	140	1260	9. 7.74	6

Tabel 4.10 Sammenligning af metalanalyser på slam,

undersøgt af

1. VKI/IC
2. Silkeborg Levnedsmiddelkontrol
3. Vejle Levnedsmiddelkontrol
4. Horsens Levnedsmiddelkontrol
5. Jydsk Teknologisk Institut
6. Hedeselskabet, Viborg.

Det fremgår ikke af de lokale analyser, hvor på anlæggene slammets er udtaget, eller hvordan analyserne er udført. Derfor er en vis variation ikke overraskende, især ikke for de anlæg, der er industribeholdede, jævnfør tabel 4.9, men generelt er der en rimelig overensstemmelse mellem de forskellige undersøgelser. De høje nikkelkoncentrationer i slammets fra Vonge rensningsanlæg er overraskende, da der ikke findes nogen fornikklingsanstalt i byen. Fra en ekstremt høj koncentration i januar 1974 falder den dog i løbet af 1974 til normalområdet ved undersøgelsen i januar 1975.

Ved Viborg rensningsanlæg er der den 5.5.1975 foretaget metalanalyser af tilløb og afløb. Analyserne er udført af Hedeselskabet, Viborg. Disse analyser værdier, sammenholdt med analyseværdierne for metalindhold i slam fra anlægget og kendskab til belastningen af anlægget, muliggør en opstilling af en metalbalance for anlægget. En sådan beregning er foretaget i tabel 4.11.

Døgnvandføring : 12.000 m³

Døgnbelastning : 43.600 PE

Slamførstøfudbytte (skønnet) : 0,6

Døgnproduktion af slamtørstof :

$$43.600 \cdot 60 \cdot 0,6 = 1.570 \text{ kg.}$$

Metal	Inkløb		Afløb		Beregnet i 1.570 kg slamtørstof g/døgn
	µg/l	g/døgn	µg/l	g/døgn	
Cadmium	6	72	4	48	24
Chrom	9	108	9	108	0
Kobber	85	1020	17	204	816
Kviksølv	1,4	16,8	0,6	7,2	9,6
Mangan	180	2160	23	276	1880
Nikkel	18	216	17	204	12
Bly	45	540	25	300	240
Sølv	50	600	7	84	516
Zink	560	6720	520	6240	480

Tabel 4.11 Metalbalance over Viborg rensningsanlæg.

Metabalancer på rensningsanlæg er ret vanskelige at udføre, idet det er meget svært at få en repræsentativ prøve af råspildevandet. Endvidere er analysesikkerheden i det pågældende koncentrationsområde for vand relativt stor. Endelig er beregningen foretaget ved hjælp af vandanalyseværdier fra maj 1975 og slamanalyser fra maj og juli 1974 samt

gennemsnitsværdier for belastning. Under indtryk af disse usikkerhedsfaktorer må balancen bedømmes som værende rimelig god.

Tabel 4.12 viser effektiviteten af metal fjernelse i et konventionelt aktiv-slamnæg /14/, sammenlignet med resultaterne fra Viborg (tabel 4.11).

Metal	% metal fjernelse i aktiv-slamnæg			
	Oakville, Ontario		totalt	vand-slam-analyser
	primært	sekundært		
Aluminium	69	20	75	-
Bismuth	3	3	6	-
Cadmium	60	50	80	33
Chrom	55	54	79	0
Kobber	33	60	73	80
Jern	49	55	77	-
Bly	66	79	93	44
Mangan	33	6	37	87
Kviksølv	60	>62	>85	57
Nikkel	15	1	16	6
Sølv	-	-	-	86
Strontium	10	2	12	-
Zink	54	50	77	7
				29

Tabel 4.12 % metal fjernelse i aktiv-slamnæg.

Undersøgelsen i Canada har strakt sig over 27 døgn, medens Viborg-værdierne er baseret på prøvetagning over 1 døgn.

Nikkel reduceres kun lidt ved passage af et aktivslamanlæg, idet det overvejende optæder som frie ioner eller komplekser i opløsning.

Slam fra rensningsanlæg bortskaffes ofte ved bortkørsel til landbrugsarealer, hvor dets indhold af næringsstoffer kan udnyttes. Denne form for slutdisponering af slam kan være uheldig, hvis der er høje koncentrationer af uønskede tungmetaller i slammet, og doseringen af slam kan således begrænses af tungmetalkoncentrationerne. En vurdering af Gudenå-slams slutdisponering viser (bilag II), at det undersøgte slam fra rensningsanlæggene vil kunne doseres på landbrugsjord i mængder, varierende fra 1,6 - 5,0 ton slamtørstof pr. hektar pr. år, beregnet på basis af metalsammensætningen af slammet, fundet ved denne undersøgelse. Da metalkoncentrationerne i slammet kan udvise årstidsvariationer /10/, bør der foretages løbende undersøgelser af slammets tungmetalinhold i forbindelse med vurderingen af slamdisponeringsmulighederne.

4.2.2 SLAMAKTIVITETSBESTEMMELSER VED ATP-MÅLING

Flere forfattere /15/, /16/ er i dag af den opfattelse, at kravene til regulering af aktiverede slam-anlæg kan fastsættes på grundlag af slamalderen, der angives at være godt korreleret med ATP-koncentrationen i slammet /17/. I modsætning til slamalder er ATP en mælelig parameter. Statham og Langton /16/ peger direkte på brugen af flow- og ATP-målinger til kontrol og regulering af aktivslamproduktionen af en bestemt slamalder. VKI's erfaringer med ATP-målinger er, at metoden synes at være et nyttigt redskab i vurderingen af biologiske rensningsanlægs funktion / 6/.

Ved slamaktivitet forstås et slams evne til at om-
 danne organisk materiale. ATP-bestemmelsen kan vi-
 se, om et rensningsanlægs slamaktivitet svarer til
 den slambelastning, anlægget er dimensioneret for.

Analysen for ATP er en enzymkatalyseret biokemisk
 reaktion, og som sådan vil den være følsom over
 for toksisk materiale i prøven / 18/. Ved at gennem-
 føre analysen på forskellige fortyndinger af prø-
 ven har man således samtidig en mulighed for at
 konstatere, om der er toksisk virkende materiale
 i spildevand og slam. Tabel 4.13 viser resultater-
 ne af ATP-bestemmelserne på aktiveret slam fra rens-
 ningsanlæg i Gudenåsystemet.

Rensningsanlæg	Fortynding ved ATP-bestemmelser	ATP µg/ml	Tørstof g/l	Glødetab g/l
Viborg	20 gange	2,72	4,5	3,2
	50 gange	3,30		
Bjerringbro	20 gange	0,52	5,0	3,5
	50 gange	3,25		
Langå	20 gange	0,44	3,9	1,9
	50 gange	0,44		
Bryrup	20 gange	2,60	4,4	3,3
	50 gange	3,70		
Brædstrup	20 gange	0,56	1,0	0,46
	50 gange	0,78		

Tabel 4.13 Analyseresultater til slamaktivitets-
 bestemmelser.

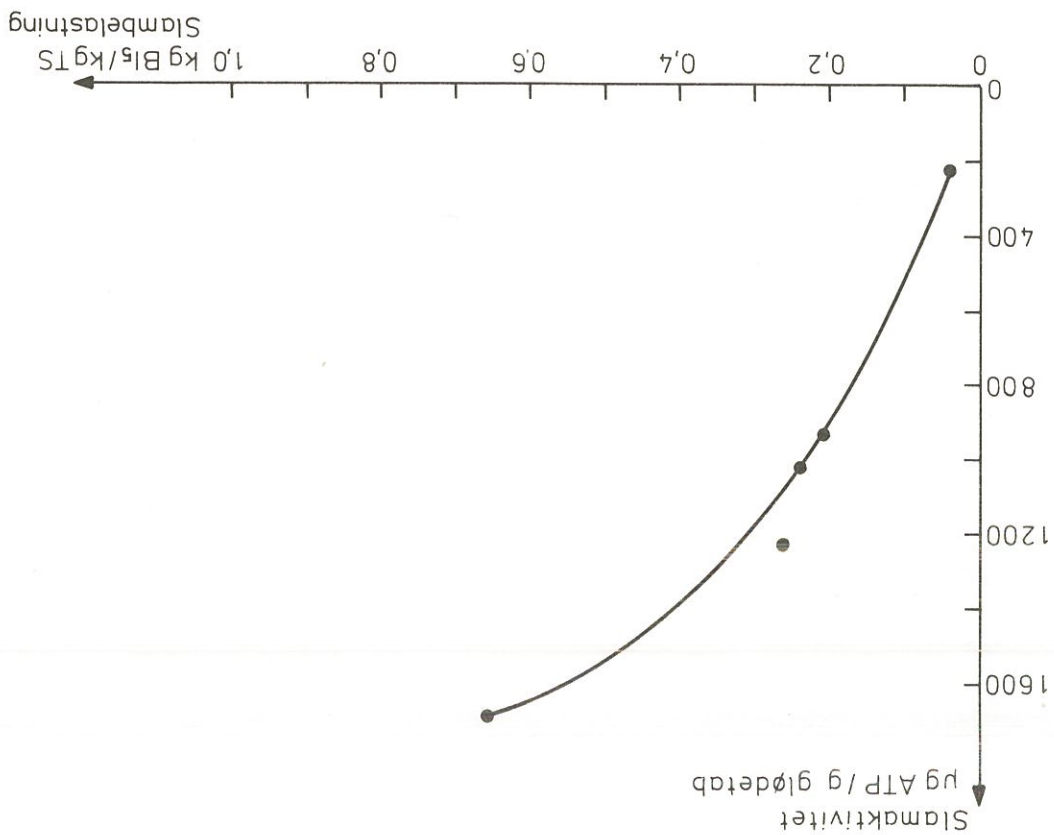
Det fremgår, at slamaktiviteten vokser med voksen-
 de slambelastning. Ved atblidning af slamaktivitet
 som funktion af slambelastningen (figur 4.2) fin-
 des for de undersøgte rensningsanlæg i Gudenåsystemet
 et kurveforløb, der svarer ret nøje til det for-
 løb, Eckenfelder /17/ har påvist (figur 4.3).

Tabel 4.14 Slamaktivitet og slambelastning for de undersøgte rensningsanlæg.

Rensnings- anlæg	Slamaktivitet		Slambelastning	
	$\mu\text{g ATP} / \text{g tørstof}$	$\mu\text{g ATP} / \text{g glødetab}$	$\text{kg BI}_5 / \text{kg TS}\cdot\text{dag}$	$\text{kg TOC} / \text{kg GT}\cdot\text{dag}$
Viborg	733	1019	0,24	0,17
Bjerringbro	650	926	0,21	0,15
Långå	113	227	0,037	0,037
Bryrup	840	1121	0,26	0,17
Brædstrup	780	1696	0,66	0,72
				normalt
				lavt
				normalt
				normalt
				højt

I tabel 4.14 er slamaktiviteten sammenholdt med
 slambelastningen for anlæggene.
 Rensningsanlægget i Långå er ikke belastet med in-
 dustri-spildevand, og der kan således ikke foren-
 tes nogen toksisk indvirkning af metaller på enzym-
 reaktionen. Det bemærkes da også, at man finder
 den samme aktivitet, uanset fortyndningen af prøven.
 Det fremgår af tabel 4.13, at der i spildevand og
 aktiveret slam fra Bjerringbro rensningsanlæg er
 toksisk virkende materiale, der hæmmer enzymreaktio-
 nen. Dette stemmer godt overens med fundet af eks-
 tremt høje nikkelkoncentrationer i slammet fra an-
 lægget og det faktum, at anlægget i lang tid ikke
 har virket tilfredsstillende.

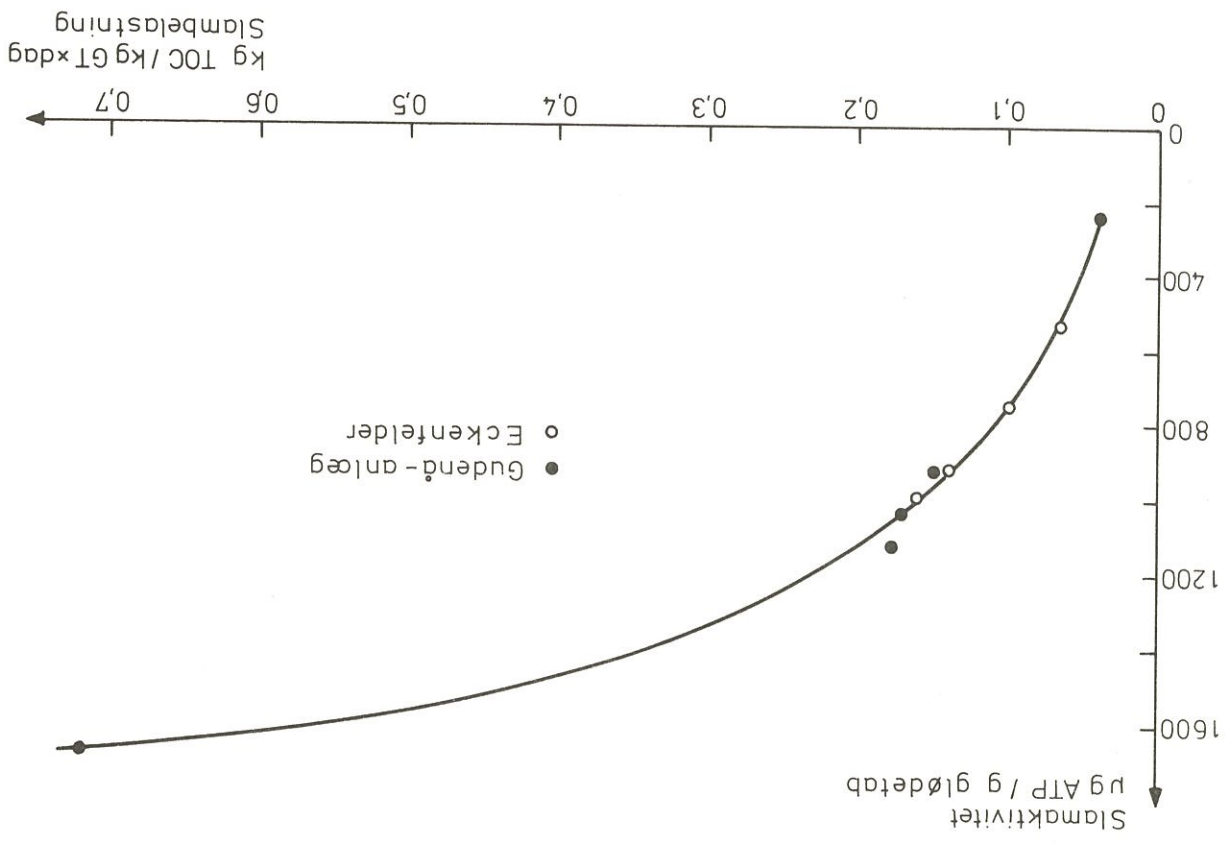
Figur 4.2 Diagram over slamaktivitet som funktion af slambelastningen for de fem undersøgte rensningsanlæg i Gudenåsystemet.



Den lave slambelastning for rensningsanlægget i Langå bevirker, at anlægget i øjeblikket nærmest fungerer som en langtidslufter. Derfor er slamaktiviteten i dette anlæg meget lav.

Slambelastningen i Brædstrup er høj, med en deraf følgende høj slamaktivitet. Dette anlæg indtager en særstilling i forhold til de øvrige anlæg, idet spildvandet først passerer et højtbløstet biologi- og gask filter, inden det behandles i det aktiverede slam anlæg. Ved beregning af slambelastningen for luftningsstanken er der regnet med en 70 % reduktion af B₅ i filteret. Det bemærkes (tabel 4.14), at slamaktiviteten beregnet på tørrstofbasis for dette anlæg ikke er højere end for de lavere belastede

anlæg. Årsagen til dette kan være, at totaltørstof-
 fet i dette anlæg i forhold til de øvrige er svare-
 re nedbrydeligt eller ikke-nedbrydeligt, idet ho-
 vedparten af det let-nedbrydelige tørstof allere-
 de er omsat i filtreret.



Figur 4.3 ATP-kurve for Gudend-anlæg sammenlignet med ATP-kurve for Eckenfelders undersø-
 gelser ($BI_5 \approx 2 \cdot TOC$).

5. KONKLUSION

Undersøgelsen af rensningsanlæg i Gudenåsystemet i perioden 1973-75 viser følgende:

1. Rensningseffektiviteten for hovedparten af anlæggene er god.

2. Rensningsanlæggene i Tørring, Klovborg, Silkeborg, Hammel, Ulstrup og Rødkærsgårde er overbelastede, og der måles fra disse rensningsanlæg større udlødningsmængder af kvælstof, fosfor og/eller organisk materiale (BI_5) i forhold til, hvad der måtte forventes under optimale driftsforhold.

Undersøgelsen af tungmetaller i slam fra rensningsanlæg i Gudenåsystemet viser følgende:

Metallbelastningen er gennemgående lav, og recipienterne bliver således kun i ringe grad tilført tungmetaller via rensningsanlæggene.

Undtagelsen fra dette er:

Bjerringbro,

hvor rensningsanlægget er højt belastet med nikkel og, i mindre grad, med chrom.

Kjellerup,

hvor rensningsanlægget er højt belastet med kviksølv og chrom.

Silkeborg,

hvor rensningsanlægget er højt belastet med chrom og nikkel.

Slutdisponering af det undersøgte slam fra rensningsanlæggene vil på basis af resultaterne fra denne undersøgelse kunne foregå ved udbringning på landbrugsjord i mængder, varierende mellem 1,6 og 5 ton slamtørstof pr. hektar pr. år. Da metal-koncentrationerne i slammene kan udvise årstidsvariationer, bør der foretages løbende kontrolundersøgelser af slammets tungmetalinhold i forbindelse med vurderingen af slamdisponeringsmulighederne.

Blokemisk karakterisering af slamaktiviteten ved maling af ATP giver et godt grundlag for forståelsen af rensningsprocesserne i aktiv-slambøden af rensningsanlæggene og kan bidrage til at påvise en begyndende forgiftning af det aktive slam.

Undersøgelsen af slamaktiviteten i aktivslambøden fra 5 rensningsanlæg i Gudenåsystemet viste, at der på Bjerringbro rensningsanlæg var toksisk virkende materiale i spildevandet. Herefter konstateredes det, at den toksiske virkning kunne henføres til tungmetallbelastningen, og nikkelindledningen er den sandsynlige årsag til slamforgiftningen. De øvrige undersøgte anlægs aktive slam viste normal slamaktivitet.

Det anbefales, at der foretages rutinemæssige ATP-malinger af de aktive slamanlægs aktive slam for at denne vej at få et hurtigt kendskab til den aktuelle slamaktivitet og dermed viden om eventuelle toksiske stoffers tilstedeværelse i spildevandet.

6. REFERENCE

- /1/ Vandkvalitetsinsitutet, ATV: Gudenåundersøgelsen 1973-75. Hospitalrapport. Gudenåudvalget 1975.
- /2/ Vandkvalitetsinsitutet, ATV: Gudenåundersøgelsen 1973-75. Undersøgelse af spildvand fra papir- og papfabrikker. Gudenåudvalget 1976.
- /3/ Vandkvalitetsinsitutet, ATV: Gudenåundersøgelsen 1973-75. Spildevandsundersøgelse af Post Fjærkræ- slagteri i Holmstol. Gudenåudvalget 1975-
- /4/ Vandkvalitetsinsitutet, ATV: Gudenåundersøgelsen 1973-75. Interkalibreringsrapport. Vandanalyser. Gudenåudvalget 1974.
- /5/ Vandkvalitetsinsitutet, ATV: Gudenåundersøgelsen 1973-75. Interkalibreringsrapport. Sedimentanalyser. Gudenåudvalget 1974.
- /6/ Vandkvalitetsinsitutet, ATV: Biokemiske analysemetoder til hæmningsun- dersøgelse af industrispildvand og drifts- kontrol af biologiske rensningsanlæg. Analy- sekursus d. 13. januar 1976.
- /7/ Vandkvalitetsinsitutet, ATV: Gudenåundersøgelsen 1973-75. Stoftransport i Gudenåsystemet 1974. Gudenåudvalget.

- 8 / Vandkvalitetsinstituttet, ATV: Gudenåundersøgelsen 1973-75. Regnvaundsundersøgelser. Gudenåudvalget 1976.
- 9 / Pauly, H. og Simonsen, A.: Kommunalt spildevandsslam. Mineralogisk Institut, Lyngby, marts 1973.
- 10 / Odén, S.: Tungmetaller i røtslam från kommunala reningsverk i Sverige. Nordiske Jordbrugsforskeres Forening-seminar i Ladelund, 21. oktober 1975.
- 11 / Williams, R.O.: A survey of the heavy metal and inorganic content of sewage sludges. Water Pollution Control, 74, 607 - 608, 1975.
- 12 / Isotopcentralen, ATV: Gudenåundersøgelsen 1973-75. Kviksølv i sediment og fisk. Gudenåudvalget 1976.
- 13 / Lewin, V.H. and Rowell, M.J.: "Trace metals in sewage effluent". Effluent & Water Treatment Journal, 13, 273-77. 1973.
- 14 / Oliver, B.G. and Cosgrove, E.G.: "Metal concentrations in the sewage, effluents, and sludges of some Southern Ontario waste water treatment plants. Environmental Letters, 9, 75-90, 1975.

Grady, C.P.L., Jr. and Roper, R.E., Jr.: "A model for the bio-oxidation process which incorporates the viability concept". Water Research, 8, 471-483, 1974.

Statham, M. and Langton, D.: "The use of adenosine triphosphate measurements in the control of the activated sludge process by the solids retention time method". Process Biochemistry, 10, 25-28, 1975.

Upadhyaya, A.K. and Eckenfelder, W.W., Jr.: "Biodegradable fractions as an activity parameter of activated sludge". Water Research, 9, 691-694, 1975.

Vandkvalitetsinstituttet, ATV: Spormetalkarakterisering. Forskningsrapport 1976.

Miljøstyrelsen: "Slam fra spildevandsanlæg". Rapport fra en arbejdsgruppe, februar 1975.

Chumbley, C.G.: Permissible levels of toxic metals in sewage used on agricultural land. A.D.A.S. advisory paper No. 10, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, 1971.

Berrow, M.L. and Webber, J.: "Trace elements in sewage sludges". Journal of the Science of Food and Agriculture, 23, 93-100, 1972.

/21/

/20/

/19/

/18/

/17/

/16/

/15/

BILAG 1

Resumé af måleresultater for afløb fra rensningsanlæg i Gudensåsystemet.

Afløbskoncentrationer er dels målt ved de halvårslige undersøgelser, udført af amter og kommuner, dels målt af VKI.

Rensnings- anlæg	B ₅ , mg/l			Total-N, mg/l			Total-P, mg/l			Vandføring, m ³ /døgn	
	min.	max.	middel	min.	max.	middel	min.	max.	middel	min.	max.
Tørring	9,5	56	30	6,1	19,2	14,9	0,2	6,8	3,7		1010
Uldum	6	19	13	11,9	18	16,3	1,6	4	3,5	730	855
Kløvborg	9	400	19	9,9	87,4	16,4	2,6	9,2	4,4		365
Lindved	12	18	15		13,2			11,4			95
Vonge	3,4	17	8,3	3,7	17	6,3	2,7	5,5	3,4		205
Østbirk	5,2	40	7,6	8,5	32,9	21	5,4	10,7	6,3		525
Brædstrup	4,5	39	12	10,1	22	16,7	2	8	5,5	1160	1675
Nr. Vissing		12			14,6			3,4			205
Skanderbg. Vold	35	193	108	7,8	46,3	35,1	3,4	14	10	2850	3700
Skanderbg. gl.by	15	29	23	22,4	38,6	32,1	5,2	7,8	6		215
Ry	8,1	40	21	8,2	40,3	21,4	2,2	15	8,6		1400
Bryrup	4,5	73	8,8	9,2	34,2	12,7	2,9	9	3		465
Them		5,9			5,9			5,6			270
Silkeborg Søholt	42	241	169	10,5	42	34,8	2,6	11,3	8,9		13500
Resenbro		25,6			48			6,9			375
Lina	1,8	26	7	11,5	15,5	13,6		2,1			440
Hammel	382	536	429	36,6	112	67,7	8,2	17,3	15,7		1980
Langa	3	14	7,8	7,7	17,5	12,3	0,75	6,1	2,2		1060
Viklund	7,3	20	15	13,8	29,2	24,6	4	10,4	7,1		410
Ulstrup		85			16			5,7			810
Thorsø	5,4	80	20	19,4	27	24,1	2,6	3,5	3,2		665
Torning	2	9	4,9		6,8			3			265
Kjellerup	21	60	33	17,4	22	18,7	3,4	9,6	5,7	2035	2300
Ans	4	26	14	13,4	17,4	13,8	5,6	6,6	5,8		795
Rødkærbro	23	47	38	12,1	18,3	16,2	2,8	4,7	4,2	1260	1050
Tange	26	97	88	10,5	59	44,6	2,3	19,3	12,5		56
Bjerringbro	11	21	19	13,5	26	25	2,4	6,8	6,1	2680	2800
Viborg	16	34	26	13,8	25	22,1	4,5	7,8	6,9	9100	12100
Rindsholm	68	155	114		32,6			11,6	38		43
Birgittelyst	64	155	108		25			9,2	99		120
Hald Ege	12	105	30		12			9,9	175		280

Tabel B 1.1 Resume af måleresultater for afløb fra rensningsanlæg i Gudenåsystemet.

VURDERING AF GUDENÅSLAMS SLUTDISPONERING

BILAG 2

I Miljøstyrelsens rapport om slam fra spildevandsanlæg /19/ bemærkes følgende:

"Ud fra slammets kvælstofindhold opgøres den ønskede slamdoserings i ton TS/ha/år. Ud fra cadmium- og blyindholdet opgøres den tilladelige slamdoserings i ton TS/ha/år. Det mindste af tallene bliver herefter vejledende for den endelige dosering. Er perioden mellem 2 doseringer større end 1 år, kan dosis pr. gang øges tilsvarende"

Der er i denne rapport kun opstillet normer for anvendelsen af slam ud fra indholdet af cadmium og bly. Ved anvendelse i landbrug bør cadmiumbelastningen være under 15 g/ha/år og blybelastningen under 600 g/ha/år. Ved anvendelse i skovbrug og plantagedrift, planteskoler, park- og vej anlæg o. lign. bør cadmiumbelastningen være under 30 g/ha/år og blybelastningen under 1.200 g/ha/år.

Slam med et cadmiumindhold over 30 mg/kg TS og/eller et blyindhold over 1.200 mg/kg TS bør ikke udbringes på jord.

Ved Gudenaundersøgelsen er der maksimalt i rensningsanlægsslam fundet 9,3 mg Cd/kg TS (Gjessø) og 360 mg Pb/kg TS (Vonge).

Tabel B 2.1 viser den maksimalt tilladelige slamdoserings, i henhold til slamrapporten, fra de rensningsanlæg, der er medtaget i denne undersøgelse.

Det engelske Landbrugsministerium har i 1971 udsendt et "Advisory Paper" om tilladelige niveauer af toksiske metaller i slam, anvendt på landbrugsjord /20/. Her koncentrerer man sig især om zink, kobber, og nikkel i slamm. Man anser kobber for at være dobbelt så toksisk som den samme mængde zink, og nikkel er angivet at være otte gange så toksisk som den

Maksimalt tilladelig slamdosering på landbrugsjord i henhold til Miljøstyrelsens vejledende retningslinier. Ved dosering i skovbrug, plantager, planteskoler, park- og vej anlæg o.lign. er den maksimalt tilladelige slamdosering det dobbelte af de i tabellen anførte værdier.

Tabel B 2.1

Rensningsanlæg	ton TS/ha/år	Rensningsanlæg	ton TS/ha/år
Kjellerup	2,9	Viborg	1,9
Thorning	2,1	Vonge	1,7
Ry	1,9	Bræstrup	4,3
Bryrup	3,3	Tange	2,4
Skanderbg. gl. by	2,2	Tørring	2,7
Skanderbg. Vold	3,0	Åle	2,1
Silkeborg Søholt	5,0	Lindved	2,0
Langa	1,9	Uldum	2,4
Hammel	5,0	Østbirk	2,7
Kløvborg	3,5	Rødkærsgro	2,2
Resenbro	3,8	Søften	3,0
Gjessø	1,6	Ulstrup	2,1
Ans	3,9	Bjerringbro	3,6

samme mængde zink. På baggrund af dette opstiller man et zinkækvivalent, der er defineret således:

$$\text{mg/kg TS zinkækvivalent} = \text{mg/kg TS Zn} + 2 \cdot \text{mg/kg TS Cu} + 8 \cdot \text{mg/kg TS Ni}.$$

Tabel B 2.2 viser vejledende retningslinier for maksimalt tilladelig slamdosering.

Foreslået anvendelses- frekvens	Foreslået doseringsgrad ton TS/ha				
	Hvert år	Hvert andet år	Hvert tredje år	Hvert fjerde år	Hvert femte år
12,4	1510	3020	4530	6040	7550
24,7	750	1510	2260	3020	3770
49,4	370	750	1110	1510	1880
74,1	250	500	750	1010	1260
98,8	190	380	570	750	940
124	150	300	450	600	750

Tabel B 2.2 Vejledende retningslinier for maksimalt tilladelig slamdosering i henhold til /20/. Værdierne i tabellen er zinkækvivalenter i mg/kg TS.

Tabel B 2.3 viser en sammenligning mellem den maksimalt tilladelige dosering i henhold til de danske og engelske vejledende normer for de rensningsanlæg, hvor slamanalyserne muliggør beregning af zinkækvivalent.

Rensningsanlæg	Zinkkvivalent	Engelsk vejledning ton TS/ha/år	Dansk vejledning ton TS/ha/år
	mg/kg TS		
Viborg (VKI)	2135	6,2	1,9
Viborg (HedeseL.)	2032	6,2	2,4
Bjerringbro (VKI)	2312	6,2	3,6
Bjerringbro (JTI)	5140	3,1	2,4
Søholt (VKI)	1544	6,2	5,0
Søholt (SLK)	3370	4,1	2,0
Hammel (VKI)	984	12,4	5,0
Vonge (VKI)	1610	6,2	1,7
Skbg. gl. by (VKI)	1480	12,4	2,2

Tabel B 2.3 Sammenligning mellem maksimalt tilladelig slamdosering efter engelske

(Zn - Cu - Ni) og danske (Cd - Pb)

vejledende normer.

For Bjerringbro og Silkeborg er den maksimalt tilladelige slamdosering af sammenlignelig størrelse, men generelt er de danske krav væsentlig strengere end de engelske.

I tabel B 2.4 er indholdet af 25 sporelementer i

slam fra 42 rensningsanlæg i England og Wales sammenlignet med indholdet i opdyrket jord /21/. Det

fremgår, at følgende sporelementer optræder i slam-tørstof i koncentrationer, der væsentlig overstiger det naturlige niveau:

sølv
bor
bismuth
cadmium
chrom
kobber
nikkel
bly
tin
zink.

Undersøgelsen omfatter ikke kviksølv og selen. Tabel B 2.5 viser danske analyseværdier for disse stoffer i slam, sammenlignet med det naturlige indhold i jord. Kviksølv hører således med til gruppen af elementer, der er beriget i slam i forhold til kulturfjord.

Der foreligger ikke analyseværdier for arsen i spildevandsslam.

Element	Slamtørstof			Jord, totalindhold	
	variations- bredde	middel	median	typisk niveau	normal variations- bredde
Ag	5-150	32	20	< 1	< 1
B	15-1.000	70	50	10	2-100
Ba	150-4.000	1.700	1.500	1.000	100-4.000
Be	1-30	5	3	3	< 1-40
Bi	< 12-100	34	25	< 1	< 1
Cd ^(*)	< 60-1.500	< 200	-	0,1	0,01-0,7
Co	2-260	24	12	15	1-40
Cr	40-8.800	980 ^(**)	250 ^(**)	100	5-1.000
Cu	200-8.000	970	800	20	2-100
Fe	6.000-62.000	24.000	21.000	40.000	10.000-200.000
Ga	1-20	8	8	25	10-70
La	30-150	72	60	50	3-200
Li	10-150	45	40	50	5-200
Mn	150-2.500	500	400	800	100-3.000
Ma	2-30	7	5	1	< 1-5
Ni	20-5.300	510 ^(**)	80 ^(**)	50	5-500
Pb	120-3.000	820	700	30	2-200
Sc	< 2-15	6	5	8	< 3-20
Sn	40-700	160	120	3	< 1-10
Sr	80-2.000	340	300	300	50-1.000
Tl	< 1.000-4.500	2.000	2.000	4.000	1.000-20.000
V	20-400	75	60	100	20-500
Y	15-100	42	40	40	3-150
Zn	700-49.000	4.100	3.000	80	10-300
Zr	30-3.000	310	150	500	60-2.000

Tabel B 2.4 (tekst se næste side).

*) Detektionsgrænse ved anvendt metode:
100 mg/kg TS.

**) Middelværdierne influeres af nogle få prøver med meget høje koncentrationer.

Tabel B 2.4 Analyser af slam fra 42 rensningsanlæg i England og Wales, sammenholdt med normalkoncentrationer i opdyrket jord. Alle værdier er mg/kg tørstof.

Element	Slamtørstof		Jord, totalindhold	
	Totalindhold	typisk niveau	normal variations-bredde	normal variations-bredde
Hg	3 - 9	0,03	0,01 - 0,3	0,01 - 2
Se	0,3 - 5,6	1,5	0,2	0,01 - 2

Tabel B 2.5 Danske analyser for kviksølv og selen, sammenlignet med normalkoncentrationer i opdyrket jord. Alle værdier er mg/kg tørstof.