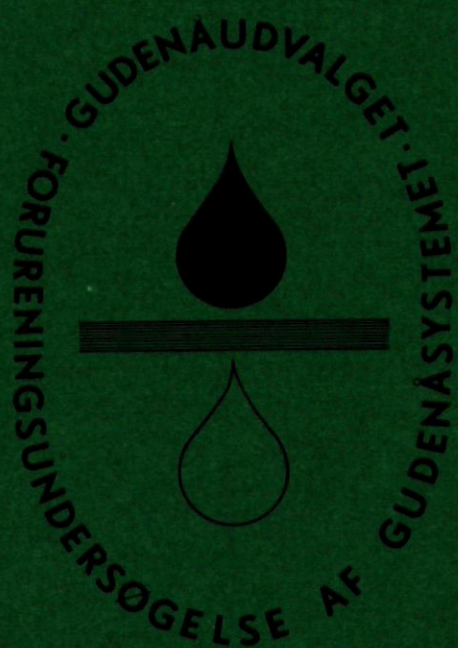


RAPPORT NR. 7



GUDENÅUNDERSØGELSEN
Spildevandsundersøgelser

G U D E N A U N D E R S Ø G E L S E N

1973 - 1975

S P I L D E V A N D S U N D E R S Ø G E L S E R

VANDKVALITETSINSTITUTTET, ATV
Agern Allé 11, 2970 Hørsholm

Sagsnr.: 25.4.157
1976-03-31 - LR-WF-WWT

Sagsbehandlere:

Civ.ing. Sv. Dige Pedersen
Civ.ing. Poul B. Heise

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

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

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

0. RESUMÉ

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 rensningsanlæggene blev tilført tungmetaller.

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

Spildevandsundersøgelsen konkluderer, at rensningseffektiviteten for hovedparten af anlæggene er god. Rensningsanlæggene i Tørring, Klovvborg, Silkeborg, Åle, Hammel, Ulstrup og Rødkærsgbro er overbelastede, og der målttes fra disse rensningsanlæg større udledningsmængder af kvælstof, fosfor og/eller organisk materiale (BI_5) 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 tungmetalindholdet i slam fra 26 rensningsanlæg viser, at tungmetalbelastningen af 23 anlæg gennemgående er lav, og recipienterne bliver således kun i ringe grad tilført tungmetaller via rensningsanlæggene. Tre anlæg har høj tungmetalbelastning. Disse er:

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

Kjellerup: høj belastning med kviksølv
og chrom.

Silkeborg: høj belastning med chrom
og nikkel.

Gennem kildesporing bør tungmetaludlederne findes, og det anbefales, at stofudledningen reduceres eller bringes til ophør.

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 metalkoncentrationen i slammet kan udvise årstidsvariationer, bør der foretages løbende kontrolundersøgelser af slammets tungmetalindhold i forbindelse med vurderingen af slamdisponeringsmulighederne.

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

Undersøgelsen af slamaktiviteten i aktiveret 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 tungmetalbelastningen, og nikkeludledningen er den sandsynlige årsag til slamforgiftningen. De øvrige undersøgte anlægs aktive slam viste normal slamaktivitet.

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

1. INDLEDNING

I GUDENÅUNDERSØGELSEN 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 industrier er rapporteret i Gudenåudvalgets rapport nr. 4, "Hospitalsrapport" / 1/ og i rapporterne, "Undersøgelse af spildevand fra papir- og papfabrikker" / 2/ og "Spildevandsundersøgelse af Post fjerkræslagteri" / 3/.

I nærværende rapport beskrives resultaterne af undersøgelser 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 rensningsanlæg tilledes Gudenåsystemet.

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

Endelig omfattede undersøgelsen en biokemisk karakterisering af slamaktiviteten i aktiveret 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 udledninger.

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.

Gudenå - systemet

Undersøgte rensningsanlæg



Figur 2.1.

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

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

3. GENNEMFØRELSE AF UNDERSØGELSEN

Datamateriale til bedømmelse af belastningen af Gudenåsystemet med spildevand er indhentet dels fra amternes halvårslige undersøgelser af afløbene fra rensningsanlæg og kommunernes halvårslige driftskontrolundersøgelser, 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 afløbsanalyser og driftskontrolanalyser fra rensningsanlæg i Gudenåsystemet. Dataene er blevet sorteret efter omfang af analyser på rensningsanlægsafløbene, idet kun undersøgelser, hvor der er analyseret for BI_5 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 analysering foretaget en måling af vandføringen, 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 undersøgelser. Således er der udført målinger til bestemmelse af:

Spildevandsbelastning

Tungmetalindhold i slam

ATP-koncentration i slam som mål for slamaktivitet.

3.2.1 SPILDEVANDSBELASTNING

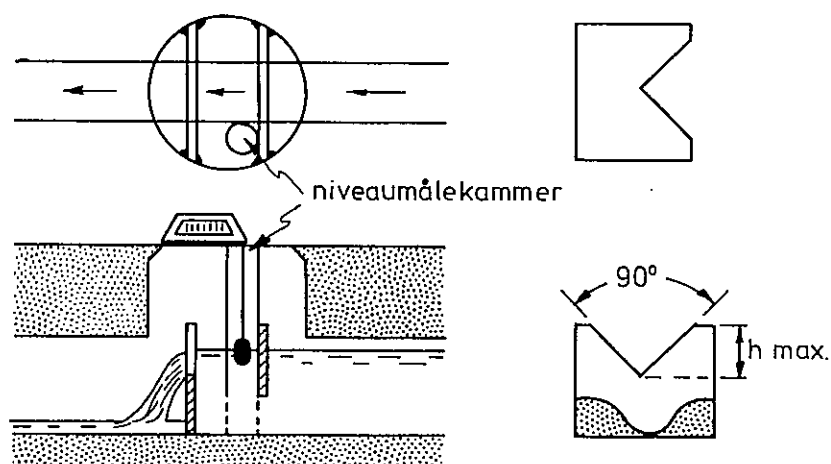
Undersøgelserne af spildevandsbelastning er udført som døgnmålinger.

Prøveudtagning er foretaget i afløbene fra rensningsanlæggene, dels som tidsproportionale gennemsnitsprøver, dels som mængdeproportionale gennemsnitsprøver 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. Brødstrup r.anlæg)
5. Pumpetid/pumpeeffekt (eks. Østbirk r. anlæg)
6. Areal-hastighedsmetoden (eks. Viborg r. anlæg, neddykket vinge).

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

Principopstilling af måleoverfald



Figur 3.1 Eksempel på vandføringsmåling.

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

Prøverne er analyseret for følgende:

- BI₅ - 5 døgns biokemisk iltforbrug
- TN - total kvælstof
- TP - total fosfor
- NH₃-N - ammoniakkvælstof
- CODperm - iltforbrug med kaliumpermanganat
- pH
- LE - ledningsevne.

Prøverne er desuden i varierende omfang analyseret for følgende:

$\text{PO}_4\text{-P}$ - orthofosfat

$\text{NO}_3 + \text{NO}_2 - \text{N}$ - nitrat- + nitritkvælstof.

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

Rensnings- anlæg	Belastningsundersøgelser				
Vonge	21.-22.11.73				24.-25.2.75
Østbirk	19.-20.11.73				19.-20.2.75
Tørring	21.-22.11.73	25.-26.6.74		11.-12.12.74	
Uldum	19.-20.11.73				24.-25.2.75
Åle		25.-26.6.74			
Klovborg	19.-20.11.73	4.- 5.7.74			20.-21.2.75
Brødstrup	19.-20.11.73		15.-16.10.74	11.-12.12.74	
Nr. Vissing					18.-19.2.75
Skanderborg Vrøld	14.-15.11.73	25.-26.7.74	15.-16.10.74	9.-10.12.74	
Skanderborg gl. by	14.-15.11.73				19.-20.2.75
Ry	14.-15.11.73	20.-21.8.74		12.-13.12.74	
Bryrup	14.-15.11.73				18.-19.2.75
Them					24.-25.2.75
Silkeborg Søholt	11.-12.11.73			10.-11.12.74	
Resenbro	21.-22.11.73				
Linå	21.-22.11.73				
Hammel	13.-14.11.73	25.-26.7.74			
Hadsten			29.-30. 8.74		
Langå	13.-14.11.73			11.-12.12.74	25.-26.2.75
Ulstrup		27.-28.8.74			
Thorsø					24.-25.2.75
Torning		25.-26.7.74			
Kjellerup	11.-12.11.73	10.-11.6.74	25.-26. 7.74	12.-13.12.74	26.-27.2.75
Ans	11.-12.11.73				
Rødkærsbro	13.-14.11.73			9.-10.12.74	24.-25.2.75
Tange	11.-12.11.73			10.-11.12.74	25.-26.2.75
Bjerringbro		25.-26.7.74	27.-28. 8.74	9.-10.12.74	
Viborg	21.-22. 8.73	25.-26.7.74	15.-16.10.74	9.-10.12.74	

Tabel 3.1 Oversigt over udførte belastningsundersøgelser.

3.2.2 SLAMUNDERSØGELSER FOR TUNGMETALLER

Slamprøverne til tungmetalundersøgelser 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, Sedimentanalyser / 5 /.

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

Rensningsanlæg	Slamprøven udtaget	Dato
Vonge	primærtank - råslam	23.1.74
Østbirk	ringkanal - aktiveret slam	23.1.74
Tørring	primærtank - råslam	23.1.74
Lindved	primærtank - råslam	23.1.74
Uldum	primærtank - råslam	23.1.74
Åle	primærtank - råslam	23.1.74
Klovborg	ringkanal - aktiveret slam	23.1.74
Brødstrup	primærtank - råslam	21.1.74
Skanderborg Vrold	primærtank - råslam	21.1.74
Skanderborg gl. by	primærtank - råslam	21.1.74
Ry	primærtank - råslam	23.1.74
Resenbro	primærtank - råslam	23.1.74
Silkeborg Søholt	primærtank - råslam	23.1.74
Bryrup	sekundærtank - aktiveret slam	23.1.74
Gjessø	sekundærtank - aktiveret slam	23.1.74
Søften	primærtank - råslam	23.1.74
Hammel	primærtank - råslam	23.1.74
Langå 1	bassin med overfladelufter - aktiveret slam	22.1.74
Langå 2	returslam - aktiveret slam	22.1.74
Ulstrup	primærtank - råslam	22.1.74
Torning	primærtank - råslam	21.1.74
Kjellerup	primær sedimentation - råslam	21.1.74
Ans	primærtank - råslam	21.1.74
Rødkørsbro	primærbassin - råslam	22.1.74
Tange	primærtank (lige tømt) - råslam	22.1.74
Bjerringbro	primærtank (efter 1½ mdrs. drift)	22.1.74
Viborg	returslam - aktiveret slam	21.1.74

Tabel 3.2 Udtagelsessted og -tid for slamprøver.

3.2.3 SLAMAKTIVITETSMÅLINGER VED ATP-BESTEMMELSE

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

Viborg
Bjerringbro
Langå
Bryrup
Brødstrup.

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 aktuel 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
(Ravnsløseanlæg)

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

Ulstrup : Mekanisk-biologisk rensning i 1975

Vorvadsbro : Mekanisk-biologisk rensning i 1975.

Spildevandsudledningen fra Silkeborg, Hammel og Hadsten udgjorde i 1973-75 89 % (BI_5), 77 % (Total-N) og 75 % (Total-P) af den samlede udledning fra de undersøgte rensningsanlæg i Århus amt.

Dimensioneringsværdierne 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	Dimensionering PE	Indløbsbelastning PE			Afløbsmængder			Vandføring målt m ³ /døgn
		190 l/p·d	60 g BI ₅ /p·d		BI ₅ kg/døgn	Total-N kg/døgn	Total-P kg/døgn	
			min.	max.				
Tørring	3300	5315	1260	6450	30	15	3,7	1010
Uldum	3500	4210	510	1200	10	13	2,8	800
Klovborg	600	1910	550	3630	7,0	6,0	1,6	365
Lindved	1500				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
Brødstrup	9500	8810	1840	5580	20	28	9,2	1675

^{*)} Beregnet: 500 indb. \cdot 190 l/p·d = 95 m³/døgn.

^{**)} Beregnet: 1050 indb. \cdot 190 l/p·d = 200 m³/døgn.
(En stor del af spildevandet passerer uden om rensningsanlægget.)

Tabel 4.1 Rensningsanlæg i Vejle amt.
Dimensioneringsangivelse (PE) samt indløbsbelastning i PE og afløbsmængder for 1974.

Rensnings- anlæg	Dimen- sione- ring PE	Indløbsbelastning PE			Afløbsmængder			Vandføring målt m ³ /døgn
		190 l/p·d	60 g BI ₅ /p·d		BI ₅ kg/døgn	Total-N kg/døgn	Total-P kg/døgn	
			min.	max.				
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	215
Ry	6000	7370			30	30	12	1400
Bryrup	1500	2460	420	605	4,1	5,9	1,4	465
Them	3500	1410			1,6	1,6	1,5	270
Silkeborg Søholt	42000	71050			2275	470	120	13500
Resenbro	1600	1975			9,6	18	2,6	375
Linå	430	2315			3,1	6,0	0,9	440
Hammel	15000	10420	11990	24690	850	134	31	1980
Langå	5000	5580	2120	2650	8,3	13	2,3	1060
Hadsten	30000				575	98	26 **)	
Virklund	2500	-	830	1000	6,3	10,1	2,9	410 *)

*) 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- sione- ring PE	Indløbsbelastning PE			Afløbsmængder			Vandføring målt m ³ /døgn
		190 l/p·d	60 g BI ₅ /p·d		BI ₅ kg/døgn	Total-N kg/døgn	Total-P kg/døgn	
			min.	max.				
Ulstrup	200	4265			69	13	4,6	810
Thorsø	10000	3490			13	16	2,1	665
Torning	2500	1385	150	600	1,3	1,8	0,8	265
Kjellerup	15000	12100	8430	11500	76	43	13	2300
Ans	3000	4175	1980	2775	11	11	4,6	795
Rødkærsbro	3400	5525		6500	40	17	4,4	1050
Tange	400	295			4,9	2,5	0,7	56
Bjerring- bro	33000	14740	2350	23300	55	71	17	2800
Viborg	61300	63684			309	267	84	12100
Rindsholm	600	225			4,9	1,4	0,5	43
Birgitte- lyst	350	630			13	3,0	1,1	120
Hald Ege	1800	1480			8,5	4,2	2,2	280

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

Undersøgelser af afløbsbelastning fra rensningsanlæg i Gudenåsystemet viser, at anlægseffektiviteten for hovedparten af anlæggene er god. Tabel 4.4 viser en sammenligning mellem målte udledningsmængder af kvælstof, fosfor og organisk materiale (BI₅), 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 personækvivalenter (PE):

Urenset spildevand:	BI ₅	60,0 g/p·d
	TN	12,0 g/p·d
	TP	4,0 g/p·d

Mekanisk rensset spildevand:	BI 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:	BI 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 (BI₅) end svarende til de beregnede værdier ved optimale driftsbetingelser:

Tørring
Klovborg
Silkeborg Søholt *)
Hammel *)
Ulstrup *)
Rødkærsgade *)

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 mejerispildevand.

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

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

Tabel 4.4 (tekst se næste side).

Tabel 4.4 Sammenligning mellem målte og beregnede udledningsmængder af kvælstof, fosfor og organisk materiale (BI_5).

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

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 slamanlæg på rensningsanlæg i Gudenåsystemet.

4.2.1 SLAMUNDERSØGELSER 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 undersøgte slammet fra 26 rensningsanlæg. Resultaterne fra denne undersøgelse skulle eventuelt være bestemmende for et videre arbejde dels med kildesporing og dels med undersøgelser af, hvordan en eventuelt konstateret tungmetalbelastning påvirker recipienten.

Tabel 4.5 viser resultaterne af tungmetalanalyserne på slam.

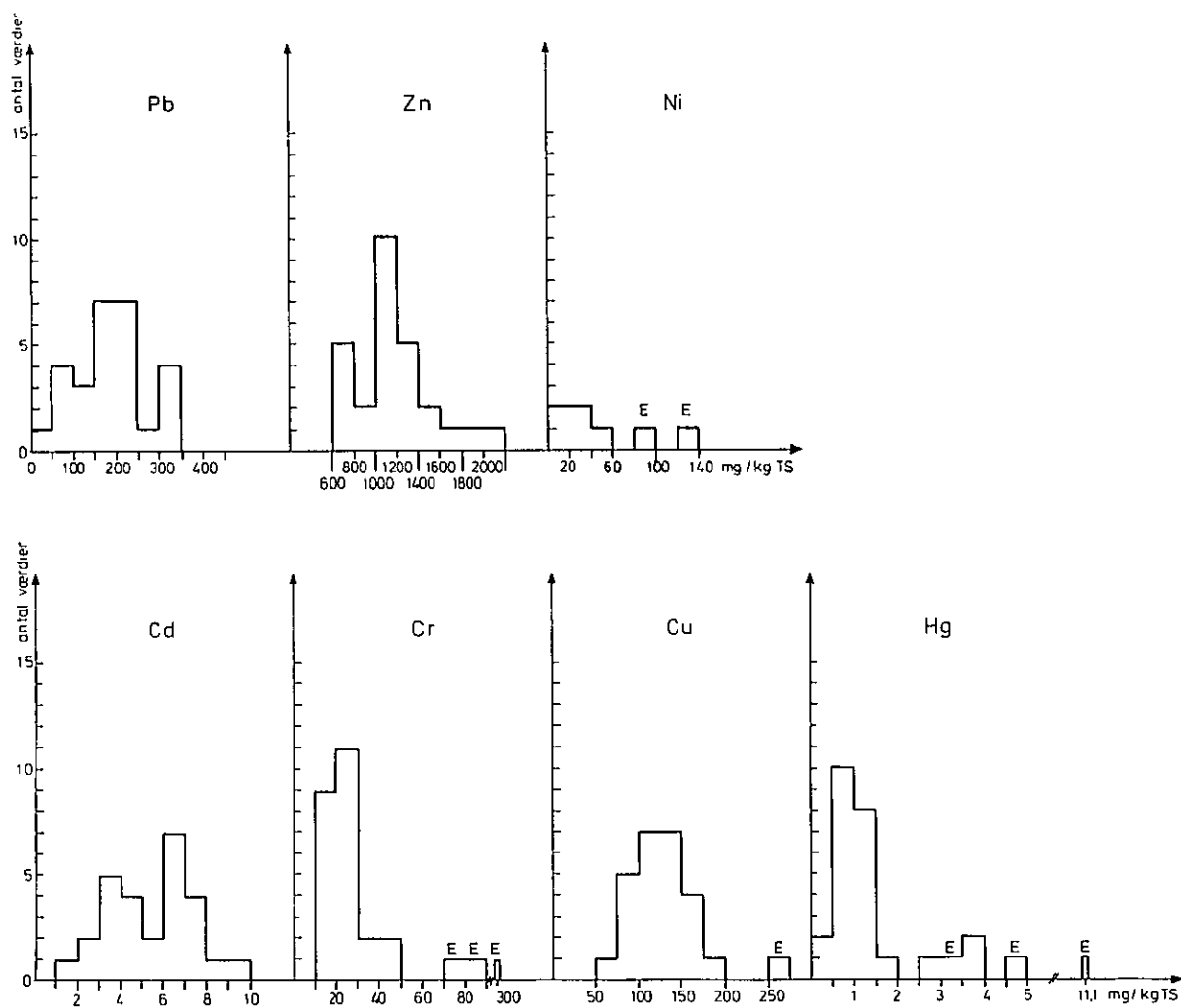
På figur 4.1 er analyseværdierne for tungmetal i slam afbildet i form af histogrammer over hyppighedsfordelingen.

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	8 58
Skanderborg Vrold	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 ^{**) 0,47}	13	60	760	6,53	1,56
Klovborg	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 ^{**) 1,23}		320	1275	3,22	2,2
Ans	3,8	25	60	0,45 ^{**) 0,29}		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 ^{*) 320}	1100	4,24	2,39
Brødstrup	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
Rødkørsbro	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 ^{**) 0,57}	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 hyppighedsfordelingen 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 værdier, der er højere end det dobbelte af gennemsnitsværdien for hovedpopulationen af værdier, betegnes som ekstrem og kan henregnes til en for dette område unormal 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 tungmetalindhold i slam. Alle værdier mg/kg tørstof. Tal i parentes ligger over Gudenå-0-niveau, men under Paulys 0-niveau.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Gudenå (0) min.-max.	3-9,3	13-48	60-180	0,2-2,0	1,2-41	50-320	640-2200
Gudenå (0) gsn.	5,7	24	121	0,8	23	188	1180
Pauly (0) min.-max.	5-13	25-46	151-474	3-9	16-42	251-475	1316-3274
Pauly (0) gsn.	8	38	286	6	21	340	2000
England (0)		70	30 ^{*)}		40	340	1320

*) sandsynligvis en trykfejl i referenceartiklen.

Tabel 4.7 Gudenå 0-niveau, sammenlignet med Paulys belastningsgruppe 0 og belastningsgruppe 0-værdier fra engelske anlæg. Alle værdier er mg/kg tørstof.

Ekstremværdierne for chrom og nikkel i slam fra Bjerringbro kan henføres til en forkromningsanstalt i byen. Det samme er tilfældet i Silkeborg. Det forøgede kobberindhold i slam fra Ry kan henføres til en imprægneringsvirksomhed.

Kilden til ekstremværdien for chrom i slam fra Kjellerup rensningsanlæg er endnu ikke lokaliseret.

Årsagen til, at der optræder højere koncentrationer af kviksølv i slam fra Skanderborg, Østbirk, Tange og Tørring kendes ikke. I Silkeborg kan det forhøjede kviksølvniveau skyldes Centralsygehuset /1/. Generelt må det dog fremhæves, at kobber- og kviksølvkoncentrationen i slam fra rensningsanlæg i Gudenåsystemet er væsentligt lavere end i de af Pauly angivne 0-gruppe-anlæg, jævnfør tabel 4.7.

Ekstremkoncentrationen af kviksølv i Kjellerup skyldes hovedsagelig udledning fra Kjellerup sygehus / 1/. Kviksølv findes hovedsagelig bundet til partikulært organisk materiale. I afløbet fra sygehuset er der målt (december 1973) et glødetab (~ organisk materiale) i opslemmet materiale af størrelsen 168 mg/l / 1/. Ved en gennemsnitlig døgnvandføring på 245 m³ afledes således 41 kg partikulært organisk materiale. Kviksølvkoncentrationen i slamtørstoffet er i den pågældende periode målt til 87 mg/kg. Antages det, at alt kviksølv er bundet til den organiske fraktion af tørstoffet, udledes der således maksimalt $41 \cdot 87 \text{ mg} = 3,6 \text{ g}$ partikelbundet kviksølv fra sygehuset pr. døgn.

Ved undersøgelsen på rensningsanlægget den 10.-11.6.74 blev der i tilløbet målt 70 mg/l partikulært tørstof. Ved en døgnvandføring på 2.130 m³ tilledes således 149 kg partikulært tørstof. Kviksølvkoncentrationen i slamtørstoffet er det pågældende døgn målt til 25 mg/kg. Der tilledes således $149 \cdot 25 \text{ mg} = 3,6 \text{ g}$ partikelbundet kviksølv til rensningsanlægget pr. døgn, svarende til den samme mængde, som maksimalt er udledt fra sygehuset i undersøgelsesperioden december 1973.

Sedimentet i Tange å nedstrøms Kjellerup bærer tydeligt præg af kviksølvelastningen fra Kjellerup. Undersøgelser af sediment og fisk i bl.a. Tange å og Tange sø er udført af Isotopcentralen og er rapporteret i /12/.

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

En forklaring på dette kan være, at Gudenå 0-niveauet hovedsagelig er fremkommet via analyser på råslam, medens Paulys belastningsgruppe 0 hovedsagelig 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, jævnfør tabel 4.8.

	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Gudenåundersøgelsen	5	-	80	130	11,1 25	-	210	1100
Paulys undersøgelse	5 \pm 1	7 \pm 3	71 \pm 14	152 \pm 20	21,7	26 \pm 8	251 \pm 43	1316 \pm 198

Tabel 4.8 Sammenligning mellem metalundersøgelser i råslam fra Kjellerup rensningsanlæg udført af VKI januar 1974 og Mineralogisk 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 råspildevandet konstant pumpes op i en 25 l beholder og sedimenterer. De to værdier for kviksølv i slammet fra Kjellerup rensningsanlæg fra undersøgelsen i 1974 giver således ikke noget entydigt svar på, om kviksølvudledningen fra sygehuset i perioden 1972-74 er blevet reduceret.

Årsagen til, at koncentrationer af metaller i udrådnet slam kan forventes at være større end i råslam (på tørstofbasis) er, at der ved udrådningen

sker en omsætning af en del af tørstoffet. Et konservativt stof som metallerne, der i rådnetanken hovedsagelig findes bundet som uopløselige sulfider, vil således i det udrådnede slam optræde i en højere koncentration pr. tørstofenhed end i råslammet. Dette er ikke generelt gældende, idet kviksølv 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 udrådnede slam, og højere koncentrationer kan således forventes. Den anførte værdi for kobber er sandsynligvis en trykfejl, idet andre tabeller i artiklen sandsynliggør, at den skulle være af størrelsesordenen 200 mg/kg tørstof.

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

	Cd		Pb		Cu	
	middel	var.bredde	middel	var.bredde	middel	var.bredde
Råslam	32	0-200	1320	580-1950	930	50-1670
Udrådnede slam	31	0-120	2260	1190-3010	1380	600-1800
Konsolideret aktiveret slam	22	0-120	1300	700-1760	1150	230-1550

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

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	215	15	155	300	1700	-	2
Vonge	8,8	-	27	123	0,66		320	1100	23. 1.74	1
-						33	360		29. 1.75	1
-	6,0		24		37	314	395		8. 1.74	3
-	5,2		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	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 slammet er udtaget, eller hvordan analyserne er udført. Derfor er en vis variation ikke overraskende, især ikke for de anlæg, der er industribelastede, jævnfør tabel 4.9, men generelt er der en rimelig overensstemmelse mellem de forskellige undersøgelser. De høje nikkelkoncentrationer i slammet fra Vonge rensningsanlæg er overraskende, da der ikke findes nogen forniklingsanstalt 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 analyseværdier, 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

Slamtørstofudbytte (skønnet) : 0,6

Døgnproduktion af slamtørstof :

43.600 · 60 · 0,6 = 1.570 kg.

Metal	Indløb		Afløb		Akkumu- lering g/døgn	Beregnet i 1.570 kg slamtørstof g/døgn
	µg/l	g/døgn	µg/l	g/døgn		
Cadmium	6	72	4	48	24	10
Chrom	9	108	9	108	0	57
Kobber	85	1020	17	204	816	455
Kviksølv	1,4	16,8	0,6	7,2	9,6	8,9
Mangan	180	2160	23	276	1880	361
Nikkel	18	216	17	204	12	38
Bly	45	540	25	300	240	220
Sølv	50	600	7	84	516	9
Zink	560	6720	520	6240	480	1980

Tabel 4.11 Metalbalance over Viborg rensningsanlæg.

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

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

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

Metal	% metalfjernelse i aktiv-slamanlæg				
	Oakville, Ontario			Viborg	
	primært	sekundært	totalt	totalt	
				vand-analyser	slam-analyser
Aluminium	69	20	75	-	-
Bismuth	3	3	6	-	-
Cadmium	60	50	80	33	14
Chrom	55	54	79	0	53
Kobber	33	60	73	80	45
Jern	49	55	77	-	-
Bly	66	79	93	44	41
Mangan	33	6	37	87	17
Kviksølv	60	>62	>85	57	53
Nikkel	15	1	16	6	18
Sølv	-	-	-	86	1,5
Strontium	10	2	12	-	-
Zink	54	50	77	7	29

Tabel 4.12 % metalfjernelse i aktiv-slamanlæg. 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 optræder 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 tungmetalindhold 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 målelig parameter. Statham og Langton /16/ peger direkte på brugen af flow- og ATP-målinger til kontrol og regulering af aktivslamprocessen efter "slamaldermetoden", hvorved menes fastholdelsen 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 toxisk 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 toxisk 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 $\mu\text{g/ml}$	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		
Brødstrup	20 gange	0,56	1,0	0,46
	50 gange	0,78		

Tabel 4.13 Analyseresultater til slamaktivitetsbestemmelser.

Det fremgår af tabel 4.13, at der i spildevand og aktiveret slam fra Bjerringbro rensningsanlæg er toksisk virkende materiale, der hæmmer enzymreaktionen. Dette stemmer godt overens med fundet af ekstremt høje nikkelkoncentrationer i slammet fra anlægget og det faktum, at anlægget i lang tid ikke har virket tilfredsstillende.

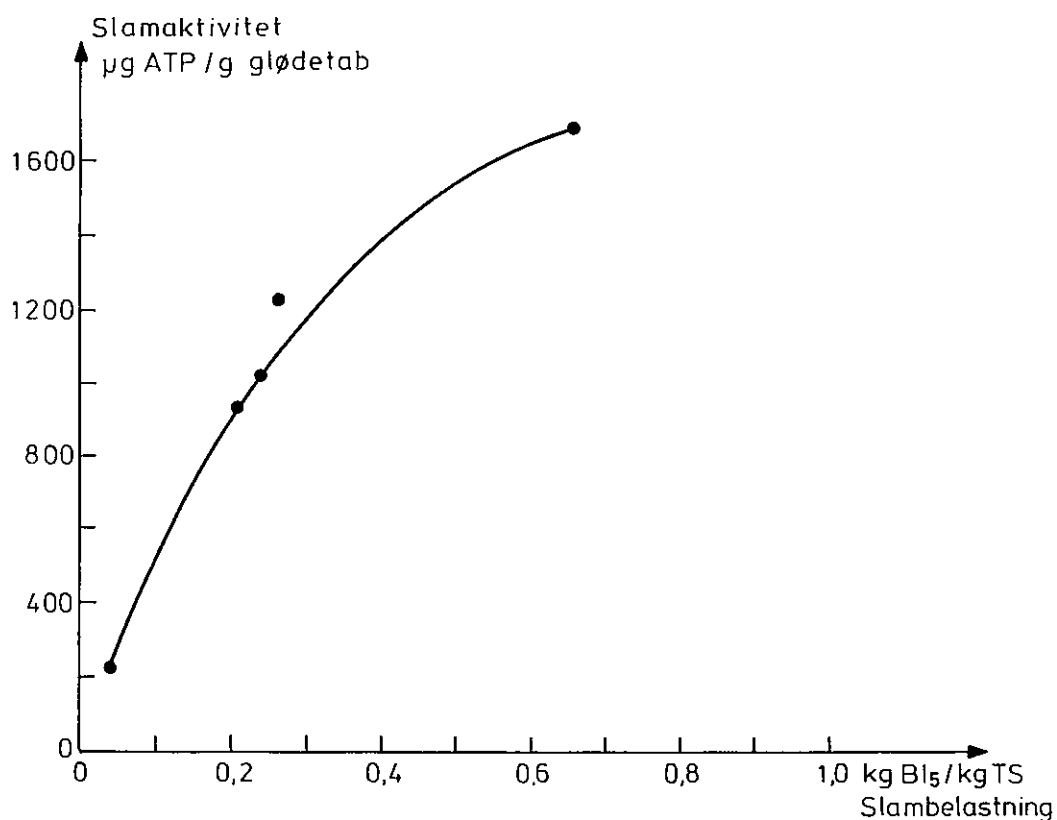
Rensningsanlægget i Langå er ikke belastet med industrispildevand, og der kan således ikke forventes nogen toksisk indvirkning af metaller på enzymreaktionen. Det bemærkes da også, at man finder den samme aktivitet, uanset fortyndingen af prøven.

I tabel 4.14 er slamaktiviteten sammenholdt med slambelastningen for anlæggene.

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

Tabel 4.14 Slamaktivitet og slambelastning for de undersøgte rensningsanlæg.

Det fremgår, at slamaktiviteten vokser med voksende slambelastning. Ved afbildning af slamaktivitet som funktion af slambelastningen (figur 4.2) findes for de undersøgte rensningsanlæg i Gudenåsystemet et kurveforløb, der svarer ret nøje til det forløb, Eckenfelder /17/ har påvist (figur 4.3).

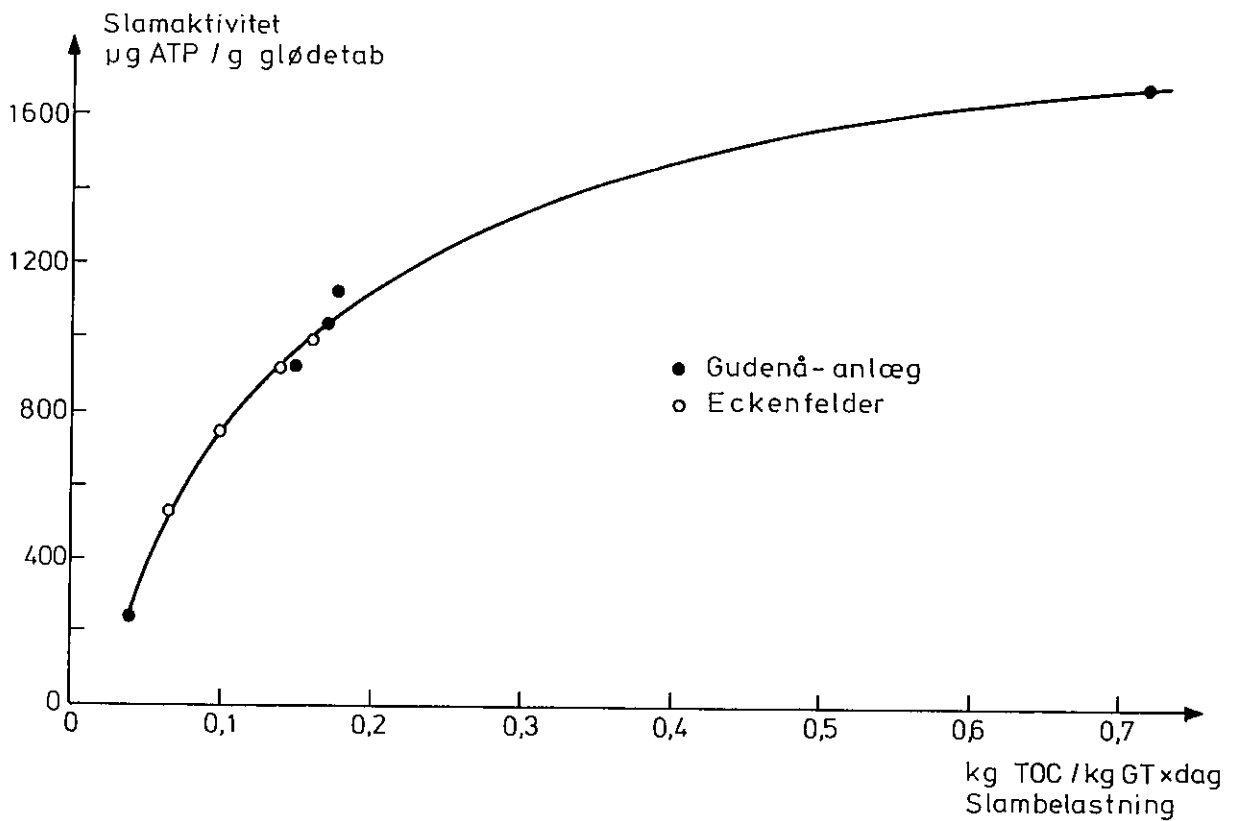


Figur 4.2 Diagram over slamaktivitet som funktion af slambelastningen for de fem undersøgte rensningsanlæg i Gudenåsystemet.

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 Brødstrup er høj, med en deraf følgende høj slamaktivitet. Dette anlæg indtager en særstilling i forhold til de øvrige anlæg, idet spildevandet først passerer et højtbelastet biologisk filter, inden det behandles i det aktiverede slamanlæg. Ved beregning af slambelastningen for luftningstanken er der regnet med en 70 % reduktion af BI₅ i filtret. Det bemærkes (tabel 4.14), at slamaktiviteten beregnet på tørstofbasis for dette anlæg ikke er højere end for de lavere belastede

anlæg. Årsagen til dette kan være, at totaltørstoffet i dette anlæg i forhold til de øvrige er svære nedbrydeligt eller ikke-nedbrydeligt, idet hovedparten af det let-nedbrydelige tørstof allerede er omsat i filtret.



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

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 Rødkærsgade er overbelastede, og der måles fra disse rensningsanlæg større udledningmængder 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:

Metalbelastningen 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 metalkoncentrationerne i slammet kan udvise årstidsvariationer, bør der foretages løbende kontrolundersøgelser af slammets tungmetalindhold i forbindelse med vurderingen af slamdisponeringsmulighederne.

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

Undersøgelsen af slamaktiviteten i aktiveret 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 tungmetalbelastningen, og nikkeludledningen er den sandsynlige årsag til slamforgiftningen. De øvrige undersøgte anlægs aktive slam viste normal slamaktivitet.

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

6. REFERENCER

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

- / 8/ Vandkvalitetsinstituttet, ATV:
Gudenåundersøgelsen 1973-75.
Regnvandsundersøgelser.
Gudenåudvalget 1976.
- / 9/ Pauly, H. og Simonsen, A.:
Kommunalt spildevandsslam.
Mineralogisk Institut, Lyngby, marts 1973.
- /10/ Odén, S.:
Tungmetaller i røtslam från kommunala re-
ningsverk 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.

- /15/ 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.
- /16/ Statham, M. and Langton, D.:
"The use of adenosine triphosphate measure-
ments in the control of the activated sludge
process by the solids retention time method".
Process Biochemistry, 10, 25-28, 1975.
- /17/ Upadhyaya, A.K. and Eckenfelder, W.W., Jr.:
"Biodegradable fractions as an activity
parameter of activated sludge".
Water Research, 9, 691-694, 1975.
- /18/ Vandkvalitetsinstituttet, ATV:
Spormetalkarakterisering. Forskningsrapport
1976.
- /19/ Miljøstyrelsen:
"Slam fra spildevandsanlæg".
Rapport fra en arbejdsgruppe, februar 1975.
- /20/ 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.
- /21/ Berrow, M.L. and Webber, J.:
"Trace elements in sewage sludges".
Journal of the Science of Food and Agri-
culture, 23, 93-100, 1972.

BILAG 1

Resumé af måleresultater for afløb fra rensningsanlæg i Gudenåsystemet.

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

Rensnings- anlæg	BI 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.	middel
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	800
Klovborg	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
Brødstrup	4,5	39	12	10,1	22	16,7	2	8	5,5	1160	3070	1675
Nr. Vissing			12			14,6			3,4			205
Skanderbg. Vrold	35	193	108	7,8	46,3	35,1	3,4	14	10	2850	5570	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
Linå	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
Langå	3	14	7,8	7,7	17,5	12,3	0,75	6,1	2,2			1060
Virklund	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	3540	2300
Ans	4	26	14	13,4	17,4	13,8	5,6	6,6	5,8			795
Rødkærsbro	23	47	38	12,1	18,3	16,2	2,8	4,7	4,2	555	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	7280	2800
Viborg	16	34	26	13,8	25	22,1	4,5	7,8	6,9	9100	17610	12100
Rindsholm	68	155	114			32,6			11,6	38	47	43
Birgittelyst	64	155	108			25			9,2	99	235	120
Hald Ege	12	105	30	12	29	15	6,6	9,9	7,9	175	335	280

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

BILAG 2

VURDERING AF GUDENÅSLAMS SLUTDISPONERING

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

"Ud fra slammets kvælstofindhold opgøres den ønskelige slamdosering i ton TS/ha/år. Ud fra cadmium- og blyindholdet opgøres den tilladelige slamdosering 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 vejanlæg 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 Gudenåundersøgelsen 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 slamdosering, i henhold til slamrapporten, fra de rensningsanlæg, der er medtaget i denne undersøgelse.

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	Brødstrup	4,3
Bryrup	3,3	Tange	2,4
Skanderbg. gl. by	2,2	Tørring	2,7
Skanderbg. Vrold	3,0	Åle	2,1
Silkeborg Søholt	5,0	Lindved	2,0
Langå	1,9	Uldum	2,4
Hammel	5,0	Østbirk	2,7
Klovborg	3,5	Rødkærsbro	2,2
Resenbro	3,8	Søften	3,0
Gjessø	1,6	Ulstrup	2,1
Ans	3,9	Bjerringbro	3,6

Tabel B 2.1 Maksimalt tilladelig slamdosering på landbrugsjord i henhold til Miljøstyrelsens vejledende retningslinier. Ved dosering i skovbrug, plantagedrift, planteskoler, park- og vejanlæg o.lign. er den maksimalt tilladelige slamdosering det dobbelte af de i tabellen anførte værdier.

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 slammet. 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

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

mg/kg TS zinkækvivalent =

mg/kg TS Zn + 2 · mg/kg TS Cu + 8 · mg/kg TS Ni.

Tabel B 2.2 viser vejledende retningslinier for maksimalt tilladelig slamdosering.

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

Rensningsanlæg	Zinkækvi- valent mg/kg TS	Engelsk vejledning ton TS/ha/år	Dansk vejledning ton TS/ha/år
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 slamtørstof 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 kulturjord.

Der foreligger ikke analyseværdier for arsen i spildevandsslam.

Element	Slamtørstof			Jord, totalindhold	
	Totalindhold			typisk niveau	normal variationsbredde
	variationsbredde	middel	median		
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
Ti	<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.

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

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