

JAN-2017
MILJØDIREKTORATET

SLAMPRODUKSJON I MINIRENSEANLEGG

Erik Johannessen, Ph.D
Arild S. Eikum, Ph. D.
Anders Eikum, Ing.
Monika Tauteryte, Ing.
Tor Gunnar Jantsch, PhD.

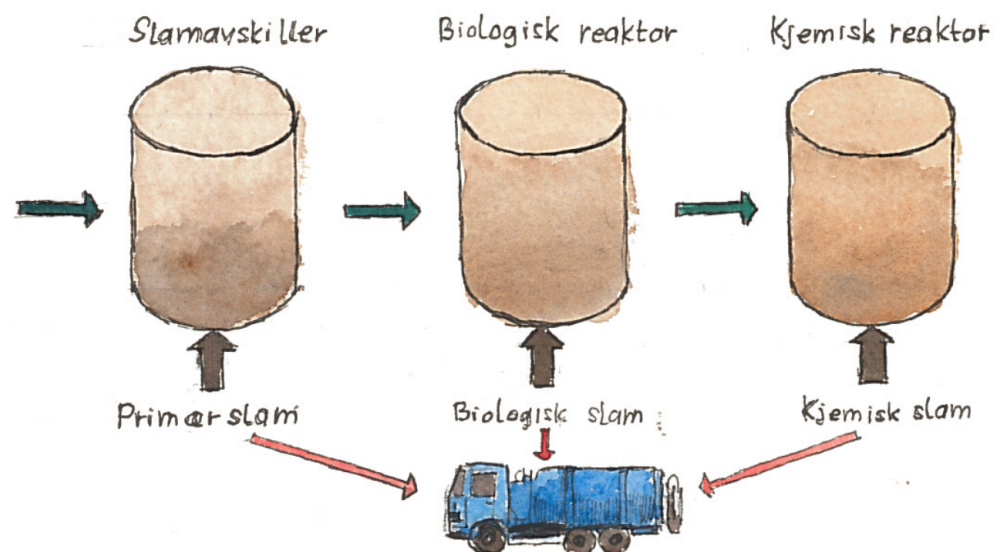
INNHOOLD

1	Innledning	5
2	Metoder	7
3	Resultater	10
4	Diskusjon og konklusjoner	16

1 Innledning

For at avløpsanleggene skal opprettholde sin funksjon er det avgjørende at slam som blir produsert også blir fjernet med jevne mellomrom. Observasjoner gjort i tidligere undersøkelser ovenfor antyder at dette ikke blir fulgt opp tilfredsstillende ved alle anlegg (Johannessen m. fl. 2014). De fleste kommuner gjennomfører slamtømming ved at dette settes ut på anbud, og selve tømmingen blir derfor utført av private firmaer på kontrakt. Normal slamtømmefrekvens er ca. 1 gang per år for et enkelthus anlegg.

Nødvendig slamtømmingsfrekvens er avhengig av både tilgjengelig slamlagringsvolum i det enkelte anlegget og slamproduksjonen. Slammet består i prinsippet av; i) slam som blir produsert i slamavskilleren (primærslam), ii) slam som blir produsert gjennom biologisk vekst i bioreaktoren (biologisk slam), iii) slam som blir produsert i det kjemiske fellingstrinnet (kjemisk slam). Dette er illustrert i figuren nedenfor. I satsvis bioreaktor (SBR) anlegg produseres biologisk og kjemisk slam i den samme reaktoren, mens for andre anleggstyper er det separate reaktorer.



Figur 1. Ulike slamtyper som produseres ved et minirensesanlegg.

De ulike anleggstypene har forskjellig slamlagringsvolum og muligens noe ulik slamproduksjon. Man har god kunnskap om slamproduksjonen ved større sentrale renseanlegg, mens den reelle slamproduksjon ved minirensesanlegg er imidlertid dårlig dokumentert. For noen anlegg er det observert fulle slamlagre, og dette vil føre til redusert renseseffekt på grunn av tap av suspendert stoff (SS) og dermed høye verdier av SS i utløpsvannet. Det er derfor svært viktig at anleggene tømmes innen dette inntreffer, slik at renseseffekten til enhver tid er tilfredsstillende.

EN-12566-3 setter ikke krav til slamlagringskapasitet og begrunnelsen for dette er at de fleste land tømmer slam etter behov (vurdert ved servicebesøk). SINTEF's tekniske godkjenning har imidlertid fra 2015 inkludert slamproduksjon og slamlagringsvolum som et vurderingskriterium. I Norge har en som oftest en kommunal ordning hvor slam tømmes én gang pr. år, hvilket åpenbart ikke fungerer hensiktsmessig for minirensesanlegg med relativt begrenset slamlagringskapasitet. I tillegg er kravet til fosforfjerning mer utbredt i Norge noe som krever kjemisk felling med tilhørende økt slamproduksjon.

Denne studien har som formål å avdekke reell slamproduksjon på et utvalg minirensesanlegg, og er utført ved å måle slamproduksjon i felt på anlegg i normal drift.

2 Metoder

Det foreligger ingen standard prosedyre for måling av slamnivå ved avløpsrensaneanlegg. Ved større sentrale rensaneanlegg benyttes normalt såkalte slamlodd for måling av nivå, mens man i minirensaneanlegg har benyttet både slamlodd og målerør. De ulike metodene gir noe forskjellig informasjon, og dette beskrives i det etterfølgende.

Ved å benytte ett slamlodd kan slamdybden måles, dvs. avstand fra vannflaten til øvre slamlag. Måleprinsippet for sensoren er såkalt optisk transmisjon i det nær infrarøde området, eller NIR transmisjon. Dette er i prinsippet samme metode som i noen tilfeller benyttes for måling av turbiditet. Partech's sensor er kalibrert mot SS og måler på bølgelengde 960 nm. Dette utstyret er vist i figur 2. Partech måler kun slamdybde hvor sensoren senkes ned i væsken og vil gi utslag når slamteppet treffes. Man leser så av dybden på kabelen som er merket pr. meter. Utstyret er enkelt i bruk og egner seg for bruk i felt. Instrumentet er forhåndskalibrert på en gitt SS-konsentrasjon, og det instrumentet som ble brukt i denne studien var innstilt på 10.000 mg SS/l som er det samme som 1 % SS. Når slamkonsentrasjonen nås avgis et lydsignal. Denne målemetoden gir ingen direkte informasjon om hva slamkonsentrasjonen er slik at prøver må analyseres i laboratorium. Slammets dybde estimeres ved å slippe sonden til bunnen.



Figur 2. Utstyr for måling av slamdybde (Prosess-Styring AS).

En annen type utstyr som kan benyttes er MultiTracker fra Cerlic i Sverige (se figur 3). Måleprinsippet er det samme som for slamloddet beskrevet ovenfor, men hvor man måler på bølgelengde 850 nm. Sensoren inneholder også en trykkcelle, slik at dybde registreres etter hvert som sonden senkes. Dette gjør at dette utstyret gir i tillegg til dybde, også gir en tørrstoffprofil. Dvs. data overføres til en logger som viser hvilken SS konsentrasjon man har på en gitt dybde. Dette gir at utover å definere plassering av slamteppe gir også denne måleren en SS-profil gjennom vann/slamlagene. Denne måleren er også forhåndskalibrert, og typen benyttet i denne studien kan måle opp til ca. 1,2 % SS (12.000 mgSS/l).



Figur 3. Utstyr for måling av slamdybde og slamprofil (www.cerlic.com).

Det er også mulig å måle slamdybde uten bruk av instrumenter. Ved Prufinstitut Für Abwassertechnik GmbH (PIA) i Tyskland, hvor majoriteten av minirenseanlegg gjennomgår prosessdelen av testen iht. NS-EN12566-3, benyttes et slamprøverør. Røret må være av gjennomsiktig plast og utvendig markerer man avstanden fra bunnen for hver 10 cm.

Slamprøverøret er åpent og i bunnen kan det lukkes med en kuleventil. Røret skyves sakte ned gjennom vann-/slamfasen til røret når bunnen av tanken. Det er svært viktig at man gjøre dette i én og rolig bevegelse for å ikke røre opp slammet.

Når røret har nådd bunne lukker man ventilen forsiktig. Deretter løftes røret sakte og forsiktig opp.

Når røret er trukket opp, vil man ha en vann-/slamsøyle som representerer hvordan vann og slamfasen ser ut i tanken. Slamnivået kan deretter måles ved å lese av på skalaen som er påført på utsiden av røret.

Denne metoden inngår også i denne studien og slamprøverøret som er benyttet er vist i figur 4 nedenfor.



Figur 4. Slamprøverør for måling av slamdybde i et minirensesanlegg.

I denne studien ble alle tre metoder prøvd ut, og etter en innledende uttesting av målemetodene ble det konkludert med at kombinasjon av Cerlic-måler og slamprøverør ga best resultat.

Utover slamvolum var det også nødvendig å måle slamkonsentrasjonen, da Cerlic måleren ikke gir svar i form av tørrstoff (TS), men SS. En SS analyse vil alltid være lavere enn en TS da de partiklene som er mindre enn porestørrelsen vil ikke fanges opp. Cerlic-måleren og slamprøverøret benyttes derfor kun som indikasjon på slamvolum.

Prøver ble tatt fra slamprøverøret hvor både bunnslam (nederste 10 cm) og hele slamsøylen ble sendt til laboratorium for analyse. Alle prøver er analysert ved ALS Laboratory Group – avd. ØMM-Lab, etter metode NS4764 for TS.

Et utvalg anlegg er gjort med tanke på å få en spredning av anleggstyper og antall beboere slik at man kunne evaluere forskjeller mellom typer anlegg og i forhold til belastning. Totalt er det gjort undersøkelser ved 22 anlegg fordelt som følger:

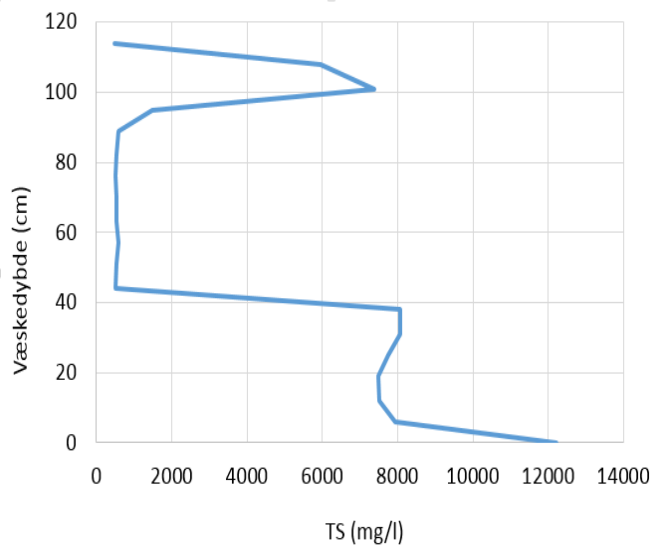
Tabell 1. Oversikt over anleggstyper som er undersøkt med ant. beboere pr. anlegg

Anleggstype	Fabrikater undersøkt	Antall anlegg	Antall anlegg med antall beboere					
			1 pe	2 pe	3 pe	4 pe	5 pe	>5 pe
SBR-anlegg	Biovac, Klaro	9 stk	1	3	3	1	1	
Biorotoranlegg	Klargester	4 stk	2	1		1		
Biofilmanlegg	Odin, Wehomini	9 stk	1	1	2	3		2*

*Ett 2-hus anlegg med 6 beboere, og ett 3-hus anlegg med 7 beboere.

3 Resultater

Som beskrevet i kap. 2 er alle anlegg undersøkt ved å bruke slam-måleren Cerlic kombinert med slamprøverøret. Resultatene fra disse målingene er igjen benyttet for beregning av slamvolum hvor data fra Cerlic-måleren er parett med visuelle målinger med slamrøret. Data fra Cerlic-måleren er plottet i MS-Excel og foto fra hvert anlegg med slamprøverøret er sammenlignet med kurven. I figur 5 nedenfor vises et typisk resultat fra Cerlic-måler og slamprøverøret for et anlegg.



Figur 5. Slamprofil basert på data fra Cerlic-måler (venstre) og prøve tatt med slamprøverør (høyre) for det samme anlegget.

Som figur 5 ovenfor viser var det rimelig bra visuelt samsvar mellom Cerlic-måleren og prøven tatt med slamprøverøret i de fleste anleggene. Som figuren viser ser man klart både flyteslam og bunnslam markert i kurven til venstre, og det er godt samsvar med slamdybder for både flyteslam og bunnslam i slamprøverøret. Resultater fra både slamprøverør og Cerlic-måleren, ble benyttet til beregning av slamvolum.

En utfordring som prøvemetodene ga var imidlertid i de tilfeller med tykt flyteslamteppe, hvor slam kunne "henge" seg på Cerlic-måleren og følge med helt til bunnen av reaktoren. I de tilfellene ble det registrert slam i hele væskesøylen på Cerlic-måleren, mens slamprøverøret viste noe annet. Dette ble kompensert med å ta ytterligere prøver, men i noen tilfeller var flyteslamteppet for tykt til at det ble samsvar med slamprøverøret. Her ble kun slamprøverøret benyttet som grunnlag for beregning av slamvolum. I de fleste tilfeller var det imidlertid rimelig godt samsvar, og Cerlic-resultatene fungerte godt som "bekreftelse" på den visuelle metoden med slamprøverøret.

En annen problemstilling som ble undersøkt var hvor jevnt fordelt slammet var i de reaktorene man tok ut prøver. Dette ble undersøkt ved å både stikke målerøret og Cerlic-sonden ned på forskjellige steder i reaktoren. Med unntak av en anleggstype, Klargester, var slammet svært godt fordelt, dvs. svært liten variasjon i slamdybden på forskjellige steder i reaktoren. Det må understrekes at dette gjelder kun slamvolumet, da ulike prøver på forskjellige steder i reaktorene ble ikke analysert for TS. For Klargester anleggene ble slamnivå målt på 2 steder og volumet beregnet som et gjennomsnitt av de to målingene. Det ble sendt inn én prøve for TS analyse pr. anlegg.

Det viste seg at resultatene fra Cerlic-måleren og innsendte prøver for bestemmelse av tørrstoffkonsentrasjon ikke hadde like bra samsvar, hvor man i lab-analysene i tilnærmet alle prøver fikk høyere TS-konsentrasjon enn det man kan tolke fra dataene i Cerlic-måleren. Dette har samsvar med at Cerlic-måleren ikke måler høyere enn ca. 1,2 % SS, dvs. at konsentrasjoner over dette blir bare registrert som ca. 12000 mgSS/l i Cerlic-måleren. I tillegg er det som nevnt i kap. 2 forventet at TS prøvene skulle være høyere enn SS, da de minste partiklene vil ikke fanges opp ved SS målinger.

Beregning av spesifikk slamproduksjon er derfor basert på en kombinasjon av resultater fra målte TS-konsentrasjoner i laboratorium og slamnivåregistrering ved slamprøverør og Cerlic-måleren.

Ved hver prøvetaking ble både flyte- og bunnslam registrert, og resultater for hvert anlegg er vist i tabell 2 nedenfor. I den samme tabellen vises også beregnet slamvolum og spesifikk slamproduksjon for det enkelte anlegget. Ved noen anlegg er det tatt prøver 2 ganger, hvor den første prøveserien er tatt 3-5 måneder etter siste slamtømming og den andre prøveserien 8 – 10 måneder etter siste slamtømming.

Noen resultater er ikke tatt med, da det åpenbart har vært tømt for slam i mellomtiden, eller anleggene har hatt driftsforstyrrelser som har gjort at representative prøver ikke kunne tas. Eksempel på det siste er et par anlegg hvor det ikke var pumpet slam fra sluttседimentering til slamlager noe som resulterte i at det ikke var slam i slamavskilleren mens sluttседimenterings-bassenget var fullt av slam.

Tabell 2. Resultater for hvert anlegg med beregnet spesifikk slamproduksjon og slamvolum.

Prøve	Antall beboere		Turb.	pH	Temp.	TS (%)	Gjennomsnittsverdier pr anlegg				
	Voksne	Barn					Slamproduksjon		Slamvolum		
							gTS/pe*d	m ³ totalt	m ³ /pe pr år	gTS/pe*d	m ³ /pe pr år
1	2		46	7,45	6,9	4	105	0,63	0,95	95	1,07
2	2		51,8	6,89	17,9	2,6	86	1,58	1,19		
3	3		18,31	8,22	8,1	3,4	62	0,82	0,82	73	0,70
4	3		8,07	6,92	16,1	4,43	83	1,14	0,57		
5	5	2	25,3	6,77	13,6	9,2	40	2,14	0,61	40	0,61
6	2	2	2,45	7,33	6,8	2,96	38	0,76	0,57	53	0,57
7	2	2	2,17	6,83	13,3	2,9	68	1,52	0,57		
8	2	2	1,93	6,85	13,4	5,7	78	2,00	0,67	78	0,67
9	2	3	7,99	7,53	6,7	6,1	67	1,34	0,80	62	0,69
10	2	3	6,95	6,89	18,5	6,6	56	1,89	0,57		
11	6		32,3	7,51	5	2,5	45	1,26	0,63	45	0,63
12	3		27	8,32	6,1	2,4	56	0,84	0,84	54	0,91
13	3		25,5	6,93	15,3	1,3	53	1,94	0,97		
14	3		4,2	7,01	3,9	3,3	86	0,67	0,67	86	0,67
15	2	2	26,4	7,98	7	2,11	48	1,05	0,79	45	0,72
16	2	2	26	6,85	17,9	2,3	43	1,75	0,66		
17	2	2	21,8	7,16	7,6	3,1	46	0,70	0,53	44	0,50
18	2	2	20,9	6,86	16,7	3,2	43	1,27	0,48		
19	1		14,62	5,04	3,2	1,3	76	0,35	1,05	72	0,92
20	1		6,15	6,86	13,8	0,82	67	0,52	0,78		
21	2		18,44	7,34	7,2	3,3	65	0,47	0,71	70	0,69
22	2		26,1	6,85	16,7	3	74	0,90	0,68		
23	2		39,9	7,74	7,7	5,2	80	0,86	0,64	55	0,59
24	2		60,6	6,92	17,4	2	30	0,72	0,54		
25	3		61,5	6,84	5,2	3	68	0,81	0,81	64	0,81
26	3		6,93	6,86	13,7	2,6	60	1,62	0,81		
27	2		17,72	6,9	19,8	2,5	57	1,09	0,82	57	0,82
28	1		3,05	6,86	12,3	1,8	56	0,75	1,13	56	1,13
29	2		-	-	-	1,3	71	0,99	0,66	71	0,66
30	1		-	-	-	0,7	56	0,45	0,90	56	0,90
31	2		-	-	-	1,6	53	1,35	0,68	53	0,68
32	2	2	-	-	-	-	-	1,99	0,50	-	0,50

For å få et inntrykk av anleggenes generelle funksjon ble det ved de fleste prøver også målt turbiditet, pH og temperatur i utløpsvannet. Mht. temperatur og pH ble det ikke avdekt noen store avvik, og for turbiditet var det også gjennomgående lave verdier, med unntak av et par anlegg som lå på ca. 50-60 FTU i utløpsvannet. Det ble derfor konkludert at anleggene i hovedsak fungerte som normalt, uten stort slamtap som kunne påvirket målingene som var utført.

Tabell 3. Gjennomsnittsverdier for turbiditet, pH og temperatur.

	Turb.	pH	Temp.
Snitt	21,8	7,1	11,4
St. avvik	17,3	0,6	5,2

Gjennomsnitts-, maksimums- og minimumsverdier for spesifikk slamproduksjon og slamvolum fra tabellen ovenfor er samlet i tabell 4 nedenfor.

Tabell 4. Gjennomsnitts-, maksimums- og minimumsverdier for spesifikk slamproduksjon og slamvolum for alle anlegg i undersøkelsen.

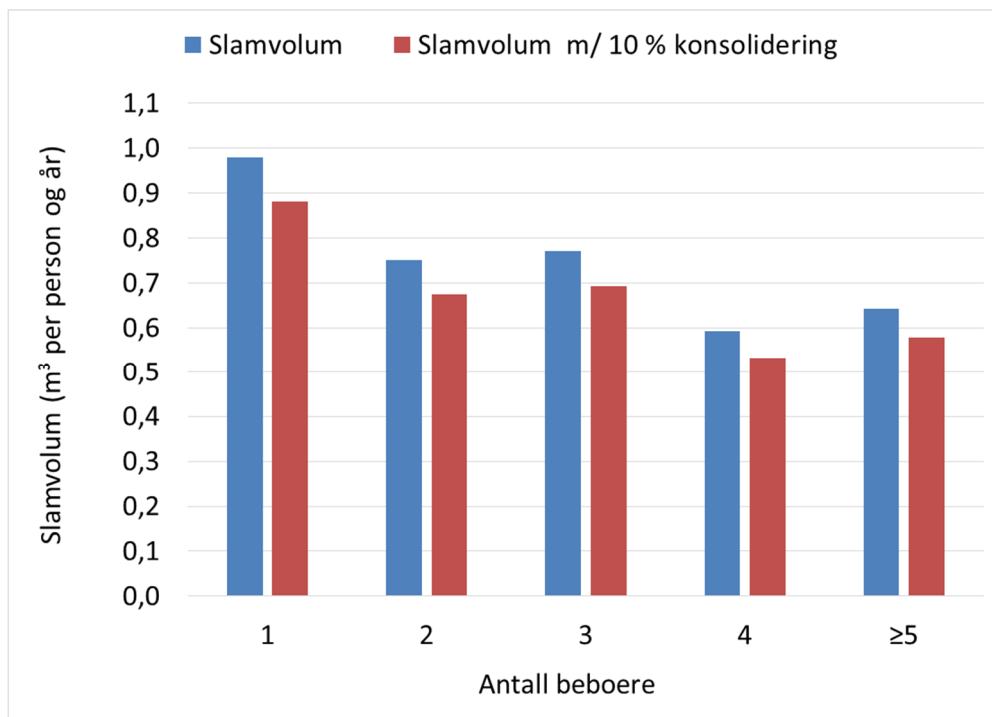
	Slamproduksjon (gTS/pe*d)	Slamvolum (m ³ /pe pr år)
Snitt	61,4	0,74 (0,67*)
Maks	95,3	1,13
Min	40,0	0,50

*Med gjennomsnittlig konsolidering på 10 %.

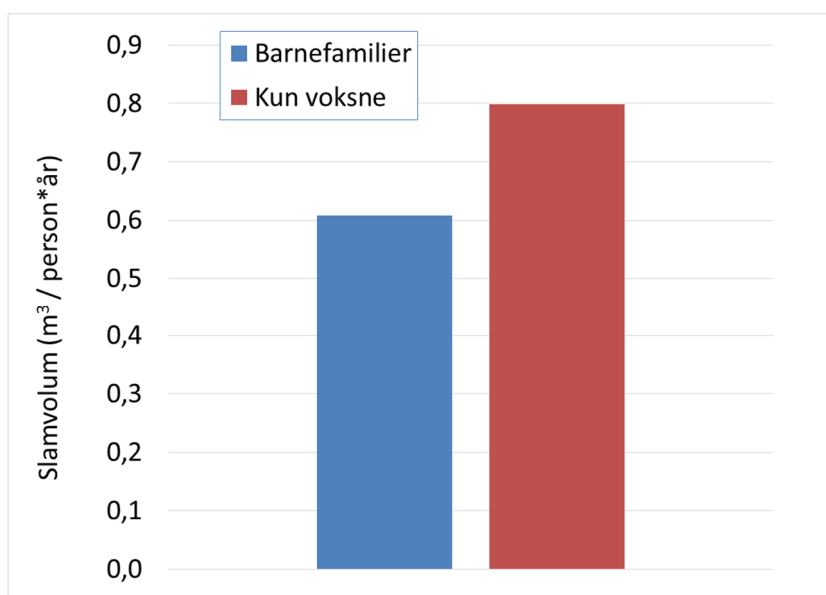
Tabell 4 viser at den spesifikke slamproduksjonen var i gjennomsnitt ca. 61 gTS per person og døgn, og varierte fra 40 til ca. 95 gTS per person og døgn. Slamvolum var i gjennomsnitt 0,74 m³ (740 l) per person og år, og varierte fra 0,50 til 1,13 m³ per person og år, eller 500 til 1130 liter per person og år. I kapittel 4 diskuterer vi også effekt av konsolidering nærmere, dvs. komprimering og nedbrytning av slam på grunn av anaerobe prosesser. I gjennomsnitt resulterte dette i ca. 10 % volumreduksjon over en periode på ett år. Dette gir da en gjennomsnittlig årlig slamvolum produksjon på ca. 670 liter per person.

Det var liten forskjell mellom de ulike anleggstypene, hvor gjennomsnittsverdier for slamvolum varierte mellom 0,65 og 0,77 m³ per person og år. Med bakgrunn i antall anlegg som inngikk for de ulike fabrikatene og måleunøyaktigheter, kan det ikke sies å være noen statistisk differanse i slamvolum mellom dem.

En viktig element i studien var å se hvordan slamproduksjonen artet seg i forhold til antall beboere. Dette er vist i figur 6 nedenfor, hvor også konsolideringseffekten kommer frem. I denne sammenheng ble det også sett på de tilfellene hvor det var barnefamilier involvert. En sammenligning mellom barnefamilier og anlegg med kun voksne beboere er vist i figurene 7 og 8 nedenfor.

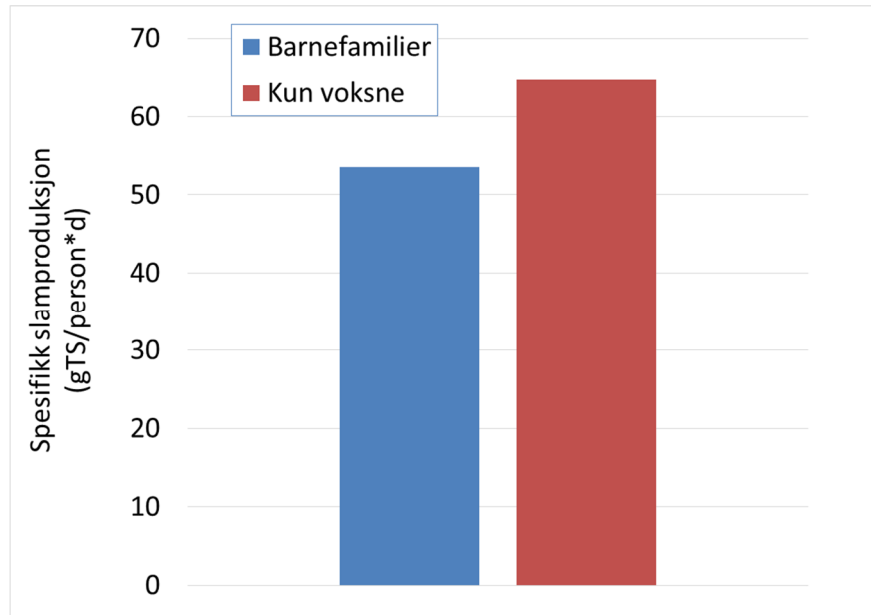


Figur 6. Gjennomsnittlig slamvolum per person og år som funksjon av antall beboere.



Figur 7. Gjennomsnittlig slamvolum i anlegg med barnefamilier sammenlignet med anlegg med kun voksne beboere.

Spesifikk slamproduksjon ble også beregnet for anlegg med barnefamilier og anlegg med kun voksne beboere. Sammenligning av disse resultatene er vist i figur 8.



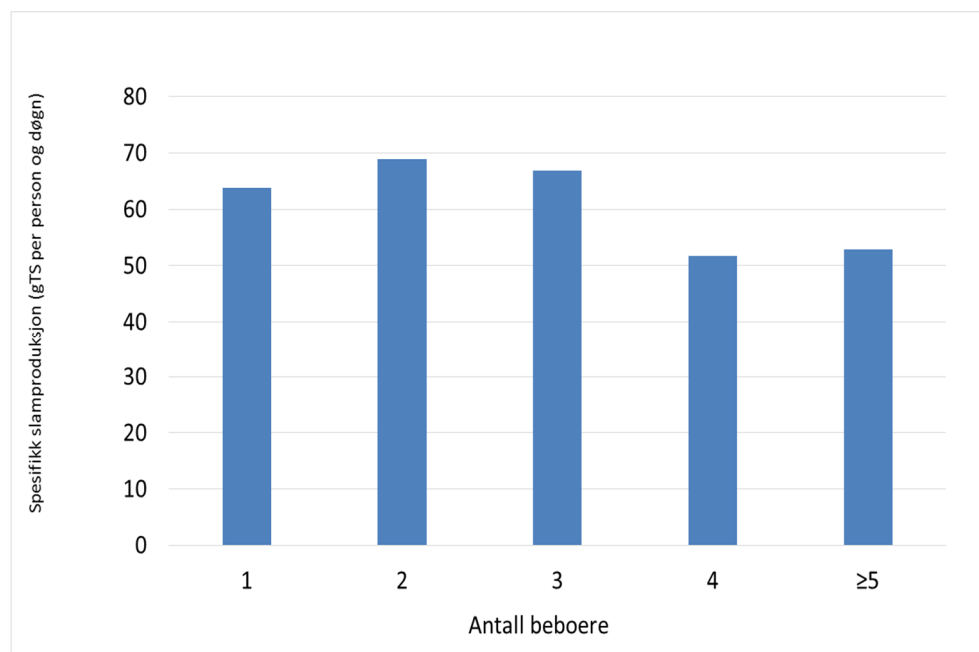
Figur 8. Gjennomsnittlig spesifikk slamproduksjon i anlegg med barnefamilier sammenlignet med anlegg med kun voksne beboere.

Som figur 7 og 8 ovenfor viser var det både større slamvolum og spesifikk slamproduksjon for de anleggene med kun voksne beboere. Det gjennomsnittlige slamvolumet var på ca. 0,80 m³ per person og år for anlegg med kun voksne beboere, sammenlignet med barnefamilier som hadde gjennomsnittlig slamvolum på ca. 0,61 m³ per person og år. Tilsvarende tall for spesifikk slamproduksjon var ca. 65 og 54 g TS per person og døgn for henholdsvis anlegg med kun voksne beboere og barnefamilier.

4 Diskusjon og konklusjoner

Som nevnt innledningsvis er det allmenn god kunnskap om slamproduksjon ved større sentrale rensesanlegg. Her er det mye data tilgjengelig og empiriske forhold benyttes for å vurdere og beregne nødvendige størrelser på utstyr og reaktorer. Eksempelvis kan man iht. Norsk Vann rapport 168/2009 benytte en spesifikk slamproduksjon på 70 g TS/pe*d. Tilsvarende data er ikke tilgjengelig for minirensesanlegg, og man vet at slike referansetall ikke er direkte overførbare fra større sentrale rensesanlegg til små anlegg i spredt bebyggelse.

Resultatene i denne undersøkelsen viser imidlertid at slamproduksjonen er i samme størrelsesorden, med om lag 61 g TSS/pe*d. Her har vi også sett på om det er noen forskjeller i forhold til hvor mange beboere det er ved anleggene, og dette er vist i figur 9 nedenfor.



Figur 9. Spesifikk slamproduksjon som funksjon av antall beboere.

Som figuren viser er det tilsvarende spesifikk slamproduksjon målt som gTS/pe*d for anlegg med 1-3 beboere ved anleggene. Her varierer det svært lite og slamproduksjonen ligger i størrelsesorden 64 til 69 g TS/pe*d, noe som samsvarer med Norsk Vann rapport 168/2009. Ser man på de anleggene som har 4 og ≥5 beboere ligger de imidlertid i området 52 til 53 g TS/pe*d. Årsaken

til dette er at de fleste av disse anleggene bestod av barnefamilier, noe som samsvarer med resultatene som er vist i figur 7 og 8 ovenfor. Dette er ikke overraskende da barn naturlig nok produserer mindre TS i form av f.eks. fekalier enn voksne gjør.

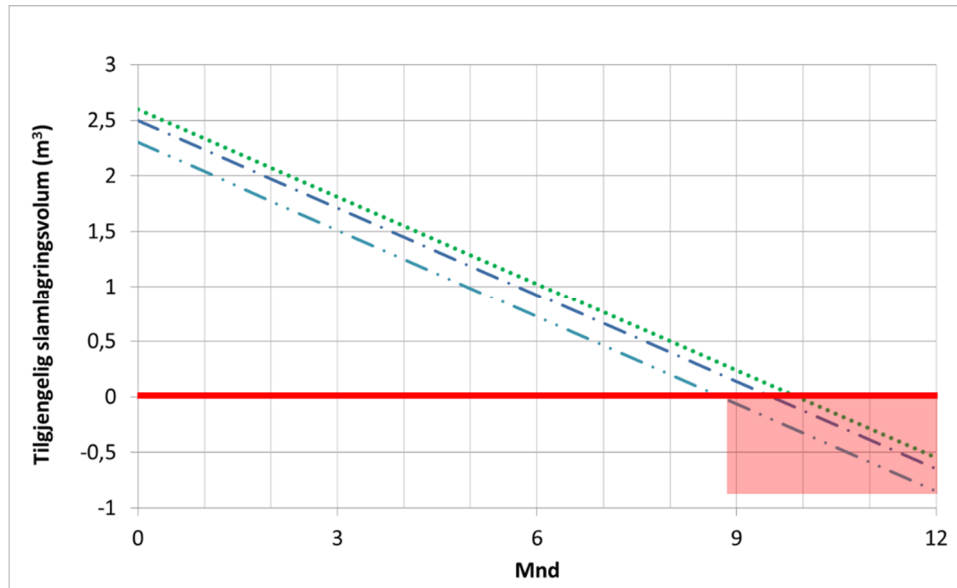
Det samme forholdet viser seg også å stemme når det gjelder slamproduksjon målt i volum. Her ser vi i figur 6 en trend hvor man har lavere volumproduksjon ved anlegg som har flere beboere. Figuren viser at man har mellom ca. 750 til 980 liter per person i årlig slamproduksjon i de anleggene som hadde 1 – 3 beboere, og rundt 600 liter per person for de anleggene med 4 og ≥ 5 beboere. Dette skyldes nok også i dette tilfellet at barn bidrar med mindre slam enn voksne, noe som også vises i figur 7.

Det finnes få data for slamproduksjon ved minirensesanlegg i litteraturen. I Tyskland har man imidlertid undersøkt dette nærmere, hvor man har funnet at slamproduksjonen i minirensesanlegg vil kunne variere fra ca. 400 til 680 liter per person og år (DWA 2015). I disse anleggene inngikk det imidlertid ikke kjemisk slamproduksjon. Andelen primærslam, altså den fraksjonen som skilles av i slamavskilleren, var 240 liter per person og døgn. Dersom man antar at kjemisk slamproduksjon er 75 % av primærslamproduksjonen (Norsk Vann rapport 168) tilsvarer dette total årlig slamproduksjon på 580 til 860 liter per person, noe som samsvarer godt med resultatene vist i figur 6 og 7 ovenfor. Det må understrekes at det ikke kommer frem forhold knyttet til antall beboere og andel barnefamilier i det tyske datagrunnlaget, slik at tilsvarende vurderinger kan ikke gjøres ut i fra det perspektivet.

Som det kommer frem av tabell 4 er den årlige slamproduksjonen i gjennomsnitt ca. 740 liter per person. Dersom man antar at det i gjennomsnitt er 3 personer i hvert anlegg vil det si en gjennomsnittlig slamproduksjon på ca. 2,2 m³ for ett enkelthus-anlegg. Alle kjente anlegg i Norge har større slamlager enn dette. Dersom man imidlertid har 5 personer boende i huset vil man med den gjennomsnittlige slamproduksjonen komme opp i en samlet slamproduksjon på 3,7 m³. Tar man høyde for at det er en barnefamilie på 5 som bor i huset, og bruker en slamproduksjon på 610 liter per person gir det en total årlig slamproduksjon på ca. 3,1 m³.

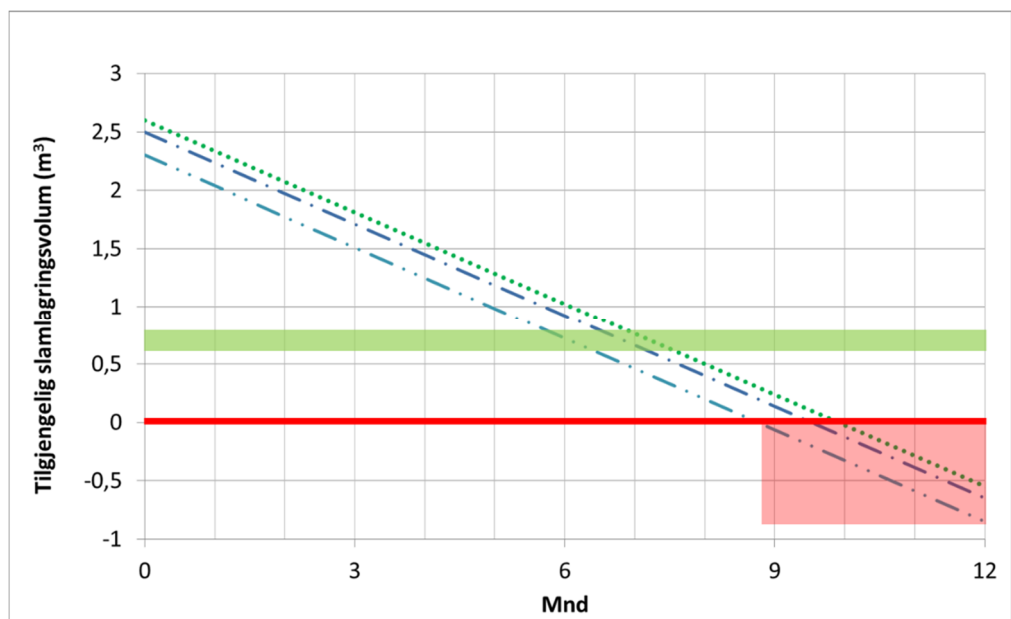
Ser man dette i sammenheng med den norske praksisen om slamtømming én gang pr år, dvs. i snitt hvert 12 mnd., vil en del anlegg kunne gå fulle av slam før neste tømming.

I figur 10 nedenfor illustreres dette ved 3 anleggstyper som har slamlagringsvolum på 2,3 m³ til 2,6 m³. Grunnlag for kurvene er at det er 5 beboere i et enkelthus-anlegg og 630 liter slam per person og år. Som figuren viser vil disse anleggene gå fulle av slam etter ca. 9-10 måneder. Slam som produseres etter dette vil etter all sannsynlighet påvirke utløpsprøver som tas ved tilsyn, og selvfølgelig også renseeffekten. Dersom tidspunkt for tilsyn/prøvetaking skjer i perioden med rød skravur i figuren, dvs. 9-12 mnd. etter siste slamtømming, vil de anleggene sannsynligvis ende opp i "rød" gruppe, med andre ord et problemanlegg.



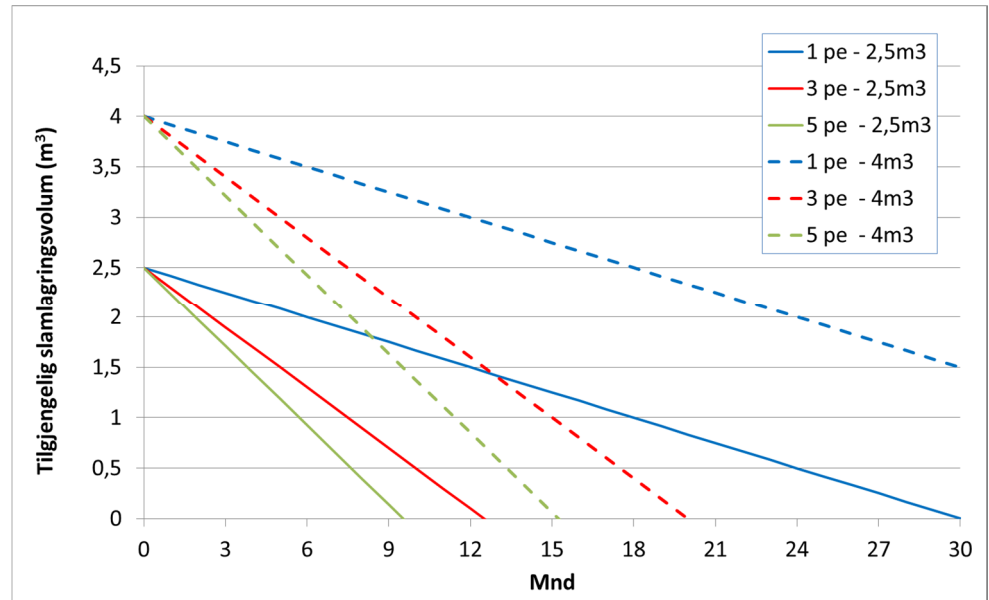
Figur 10. Tilgjengelig slamlagringsvolum som funksjon av tid etter slamtømming for anlegg med ulikt slamlagringsvolum.

I figurene 10 ovenfor forutsettes det at slamlagrene går helt fulle. Det må understrekes at det må forventes at anleggene får funksjonsproblemer som følge av medrivning av slam og slamflukt før de er helt fulle. Altså, anleggene bør tømmes før det er fullt. Tyske retningslinjer, som er basert på tømming etter behov, dvs. ikke noe fast intervall som i Norge, har regulert dette ved at man for eksempel skal tømme anlegget når det er 70% fullt (DIN 2002). Dette er illustrert i figur 11 nedenfor med tykk grønn strek. Her kommer det frem at med et tilsvarende krav vil disse anleggene ha behov for slamtømming ca. hver 6-7 mnd.



Figur 11. Slamlagringsvolum og tømming (grønn strek) når slamlagerne er ca. 70 % fulle.

De ulike minirensesanleggene har ulik størrelse på slamlagringsvolumene. I figur 12 er dette illustrert for scenarier med 1, 3 og 5 beboere (pe) hvor vi har benyttet slamproduksjon på henholdsvis 1000 liter ved 1 pe, 800 liter per person ved 3 pe og 630 liter per person ved 5 pe. Det er videre tatt som utgangspunkt at ett anlegg har slamlager på 2,5 m³ mens det andre har 4 m³.



Figur 12. Tilgjengelig slamlagringsvolum i forhold til størrelse på slamlager og antall beboere ved anlegget.

Som beskrevet ovenfor er det stor sannsynlighet for at en del av anleggene som har havnet i "rød" gruppe i tilsyn utført av Driftsassistansen i Østfold (Eikum m.fl. 2014), hvor dette skyldes slamtap på grunn av fulle slamlagre. Dette problemet kan løses på tre måter:

- i) Tømme etter behov
- ii) Bygge større slamlager, alternativt sette inn en ekstra slamavskiller
- iii) Øke nedbrytning av slam (reducere produksjon) ved prosessendring

Slamtømming etter behov har tidligere blitt lansert som en løsning for å unngå slamtap (Johannessen 2012), men vi kjenner kun til et meget begrenset antall kommuner som praktiserer dette. For at en slik løsning skal fungere i praksis så må det måles slamnivå ved servicebesøk. Dvs. det bør være kyndig personell som kjenner anlegget for å vurdere fyllingsgrad av slam. Slamtømming etter behov er den metoden som benyttes i andre land vi bør sammenligne oss med.

Som det antydes i figur 12 ovenfor vil man ved å ha et 4 m³ stort slamlager ha større lagringskapasitet enn om volumet var 2,5 m³. For anlegg som allerede er bygget, vil det være nødvendig med å installere ytterligere en tank foran anlegget for å ha stort nok volum, dersom årlig tømning skal beholdes. Dette vil være svært kostbart for mange, og kan derfor ikke anbefales basert på dette grunnlaget. For nye anlegg kan det være aktuelt å sette krav til minimum slamlager, f.eks. 4 m³ dersom årlig tømning skal opprettholdes.

Man kan også øke nedbrytning av slam, slik at slamproduksjonen kan reduseres. Dette kan man ganske enkelt gjøre ved å tilsette luft og dekantere vann fra slamlageret. Man vil da over tid oppnå aerob stabilisering av slammene, og man kan forvente en reduksjon av slamproduksjon med opptil 40-50 %. Dette vil for noen anleggstyper være relativt enkelt å tilpasse eksisterende løsninger, mens for andre typer vil dette kreve noe større ombygging.

Et annet moment er at slam som lagres over tid, også vil gjennomgå konsolidering, dvs. slammene vil bli mer kompakt og man har en viss anaerob nedbrytning som reduserer slammengden. I følge utenlandske undersøkelser kan konsolideringseffekten resultere i at slamvolumet reduseres med 30 - 50 % dersom slammene lagres i 2 år sammenlignet med volum etter 6 måneders lagring, dvs. etter en periode på 18 måneder (DWA 2015, Gray 2010). I våre undersøkelser ble prøver på samme anlegg tatt etter 3-5 mnd. og etter 8-10 mnd., hvor konsolideringseffekt ble målt. Målt som liter per person og måned varierte det fra negativ konsolidering 25 % (dvs. relativt slamvolum økte med 25%), til maksimal konsolidering på ca. 30 % (dvs. relativt volumreduksjon på 30 %).

I gjennomsnitt ble slamvolum pr. tidsenhet redusert med ca. 8 % i vår undersøkelse, og dersom man ekstrapolerer dette til å gjelde ett år vil det si at man i snitt hadde en konsolideringseffekt med ca. 10 % volumreduksjon. Dette kan synes som noe lavere enn undersøkelsene referert til ovenfor, men det kan skyldes at vi i Norge, foruten primærslam, har en blanding av kjemisk, biologisk og primærslam, mens man i utlandet kun har biologisk slam. I vår undersøkelse er imidlertid datagrunnlaget relativt sprikende, og man har få data, noe som gjør det vanskelig å konkludere mht. konsolideringseffekt. Derfor er kun gjennomsnittsverdier også benyttet og vist i tabell 4 og figur 6. Dessuten er forløpet ukjent, og sannsynligvis er det ikke lineær volumreduksjon over tid, noe som gjør at det ikke er egnet å simulere dette i figurene 10 -12. Sannsynligvis vil konsolideringseffekten skyve litt på tidspunkt for tømning, kanskje så mye som én måned, men dette blir av akademisk interesse da man uansett bør tømme enkelte anlegg hyppigere enn 1 gang pr år.

Referanser:

DIN, 2002 – DIN 4261-1 *Anlagen zur Abwasservorbehandlung*.

DWA, 2015. *Betrieb und Wartung von Kleinkläranlagen*. DWA-Landverband Sachsen/Thüringen. Kurskompendium for driftsoperatører.

Eikum A.S., Johannessen E., Jantsch T.G., Tauteryte M., 2014. *Kriterier og mal ved avviksbehandling for minirensesanlegg i Marker kommune*. DaØ-rapport for Vannområde Haldenvassdraget.

Gray N.F., 2010. *The Influence of Sludge Accumulation Rate on Septic Tank Design*. Environmental Technology, vol. 16, Issue 8, pp. 795-800.

Johannessen E. og Eikum A. S., 2014. *Bedre forvaltning av separate avløpsanlegg – Eksempler fra vannområde Morsa*. COWI rapport for Vannområde Morsa.

Johannessen E., 2012. – *Optimizing Phosphorus Removal in On-Site Wastewater Treatment Facilities*. Dr. grads avhandling ved UMB.

Norsk Vann rapport 168/2009. *Veiledning for dimensjonering av avløpsrensesanlegg*. Norsk Vann.

NS4764. *Vannundersøkelse - Tørrstoff og gløderest i vann, slam og sedimenter*. Standard Norge.

NS-EN 12566-3. *Små avløpsrensesanlegg for opptil 50 pe - Del 3: Prefabrikkerte rensesanlegg og/eller rensesanlegg montert på stedet for husholdningsspillvann*. Standard Norge.