



UPPSALA  
UNIVERSITET



UPTEC W 20 006

Examensarbete 30 hp  
Februari 2020

# Slamavvattning med geotextiltuber vid mindre avloppsreningsverk

En fallstudie på Lövsta avloppsreningsverk  
utanför Uppsala

---

Ottilia Werkmäster

# REFERAT

## Slamavvattning med geotextiltuber vid mindre avloppsreningsverk – en fallstudie

*Ottilia Werkmäster*

Vid rening av avloppsvatten fås, förutom renare vatten, även slam som biprodukt under reningsprocessen. Slammet har en torrsubstanshalt i storleksordningen 1 % och det första steget vid hanteringen är att avvattna det. Slamavvattningen görs för att minska innehållet av vatten innan det behandlas vidare, till exempel förbränns eller läggs på deponi. Det har då en mindre volym och kräver mindre energi. Vid många mindre reningsverk saknas det utrustning för att utföra slamavvattning och slammet transporteras då till ett större reningsverk för avvattning. Detta innebär transport av stora mängder vatten vilket medför onödiga kostnader och negativ miljöpåverkan som följd. Intern slamavvattning vid mindre reningsverk med traditionella avvattningsmetoder hindras främst av ekonomiska skäl.

Syftet med detta projekt har varit att ta reda på om geotextiltuber kan användas för att avvattna slammet vid ett mindre reningsverk istället för att det transporteras till det kommunala reningsverket. Metoden innebär kort att en tub gjord av geotextil används för att filtrera slammet. Under projektet har avvattningstester på slam från Lövsta avloppsreningsverk gjorts för att ta reda på vilken typ av polymer som krävs och vilken dosering som är optimal. Polymeren behövs för att slammet ska flocka sig, så att enbart vattnet passerar genom tuben. Metodens kapacitet har bestämts baserat på hur hög torrsubstanshalt som kan uppnås och rejektivattnet har analyserats för att undersöka om det klarar utsläppskraven som finns. Efter analyser har ett fullskaligt försök påbörjats. Slutligen har en kostnadsanalys gjorts för att avgöra om metoden är ekonomiskt hållbar.

Bäst avvattning uppnåddes vid flockning med en katjonisk polyakrylamid med låg laddning och en torrsubstanshalt på 25,5 % uppnåddes, vilket liknar resultat från närliggande kommunala reningsverk. Vid analys av rejektivattnet erhöles lägre halter av BOD<sub>7</sub> och tot-P än de utsläppskrav som finns och metoden har beräknats kostnadsmässigt fördelaktig jämfört med att transportera bort slammet oavvattnat. Resultaten från projektet tyder på att slamavvattning med hjälp av geotextiltuber är en utförbar metod för ett mindre reningsverk. En viktig aspekt som skulle behöva utredas innan metoden går att rekommendera är om denna metod är miljömässigt hållbar.

**Nyckelord:** Slamavvattning, geotextil, geotextiltub, polyakrylamid, flockning, aktivslam, avloppsvattenrening, torrsubstans

*Institutionen för energi och teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU),  
Box 7032, 750 07 Uppsala, Sverige*

## ABSTRACT

### Dewatering of activated sludge using geotextile tubes at small wastewater treatment plants – a case study

*Ottilia Werkmäster*

Except for clean water, the treatment of wastewater gives rise to a by-product: sludge. The dry matter content of the sludge is around 1% and the first step in handling the sludge is dewatering. By lowering the water content in the sludge, the volume of sludge for further processing is lower and thus less energy-consuming. Many small wastewater treatment plants lack the ability to dewater their sludge. Transporting the sludge to bigger treatment plants for dewatering causes lots of unnecessary transportation of water that cost money and affect the climate in a negative way. Lack of dewatering equipment at small treatment plants is often due to economic reasons.

The aim of the project has been to investigate if dewatering of the sludge from the wastewater treatment plant in Lövsta is possible to do by using geotextile tubes. During the project, dewatering tests have been performed to determine the optimal chemical and dosage to flocculate the particles in the sludge. The dewatering capacity was determined by how high dry matter content is was possible to achieve. Analysis of the effluent water was made to see if it meets the requirements needed to release it to the recipient. Finally, a brief economic analysis of the dewatering system has been made.

The expected polymer, a cationic polyacrylamide with linear structure and low charge, was the best one for flocculation of the activated sludge from Lövsta. A dry matter content of 25.5% was achieved, a result that is close to the dry matter content the municipal wastewater treatment plant nearby achieves. The levels of phosphorus and BOD<sub>7</sub> in the effluent water meets the requirements and the economic analysis indicates that the method is preferred before transporting it for dewatering elsewhere. An important aspect to consider before recommending this method to other small wastewater treatment plants is if the method is environmentally sustainable.

**Key words:** Dewatering, geotextile, dewatering tube, geotextile tube, polyacrylamide, flocculation, active sludge, wastewater treatment, dry matter

## FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 hp och avslutar fem år på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet. Arbetet har utförts hos Sweco Environment i Uppsala med Anders Selmer som handledare. Ämnesgranskare har varit Jennifer McConville på institutionen för teknik och energi vid Sveriges Lantbruksuniversitet. Stort tack för er tid, era synpunkter och idéer under arbetets gång. Tack också till alla medarbetare på Sweco Environment i Uppsala för varmt välkomnande på arbetsplatsen. Jag vill även rikta ett tack till personal i Lövsta för den hjälp jag fått under arbetets gång.

*Ottilia Werkmäster*  
*Uppsala, januari 2020*

Copyright © Ottilia Werkmäster och Institutionen för energi och teknik,  
Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU)  
UPTEC W 20 006, ISSN 1401-5765  
Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2020.

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

I vår vardag använder vi stora mängder vatten. När vi duschar, spolrar i kranen i köket eller går på toaletten är det rent vatten vi använder oss av. När vattnet försvinner iväg ner i diskhon, duschbrunnen eller i toalettstolen är det inte längre rent. Vatten är en ändlig resurs som rör sig i ett kretslopp och vi använder oss av samma vatten idag som dinosaurierna gjorde när de levde. Det vattnet vi spolrar iväg när vi varit på toaletten behöver därför renas för att vi ska kunna använda det igen. Och igen. Och igen. Därför finns avloppsreningsverk, dit allt smutsigt vatten leds via ledningar i marken. Avloppsreningsverken renar vattnet innan det släpps ut i naturen igen, och så fortsätter vattnets resa i kretsloppet. Det är också viktigt att det renas innan det släpps ut i naturen för att det inte ska påverka miljön negativt, till exempel genom övergödning.

Vid vattenreningen fås förutom renare vatten även slam, som bildas som en biprodukt under reningsprocessen. Slam består av små fasta partiklar som är utblandade i vatten. De här partiklarna kan ha olika sammansättning och storleksfördelning vilket ger slammet olika egenskaper. Mängden partiklar i vattnet brukar anges som torrsubstanshalt. Efter reningsprocessen har slammet ofta en torrsubstanshalt på 1–5 % och det första steget i hanteringen av denna biprodukt är att avvattna det, det vill säga minska slammets vatteninnehåll. Detta görs för att minska energiåtgången vid vidare behandling. Slammet används bland annat som sluttäckningsmaterial på deponier, bränns för att generera energi eller läggs på åkermark för att förbättra jordens struktur och vattenhållande förmåga.

I Sverige finns det många mindre reningsverk som saknar utrustning för att avvattna slam. Det måste då transporteras med lastbil till större reningsverk för detta ändamål. Eftersom slammet har en så låg andel partiklar innebär detta att det i princip bara är vatten som transporteras, med onödiga kostnader och en negativ miljöpåverkan som följd. Att mindre reningsverk inte själva kan avvattna slammet beror till största del på ekonomiska hinder. Det är för dyrt att implementera de metoder som idag finns på marknaden, för att kunna avvattna slammet istället för att transportera iväg det. Billigare metoder för att effektivt kunna avvattna slam behövs för att få bort dagens transporter.

Detta examensarbete har undersökt om slammet vid ett mindre reningsverk går att avvattna med hjälp av geotextiltuber. Metoden innebär kort sagt att en tub gjord av geotextil används för att filtrera slammet. Vattnet ska passera genom textilen medan partiklarna stannar kvar inne i tuben. För att slampartiklarna inte ska följa med vattnet behöver det blandas med en polymer innan filtreringen. Den gör så att slampartiklarna klumpar ihop sig och på så sätt stannar kvar på insidan av tuben. Eftersom slam kan ha olika egenskaper finns det inte en polymer som fungerar som bindningsmedel för alla slam. Projektet har utförts på Lövsta avloppsreningsverk utanför Uppsala. För att ta reda på vilken polymer och vilken dos som behövs, har avvattningstester utförts. Hur effektiv metoden är och hur mycket slam en geotextiltub klarar av att avvattna har beräknats baserat på hur hög torrsubstanshalt slammet uppnådde vid avvattningstesterna. För att ta reda på om metoden är ekonomiskt hållbar har en kostnadsanalys gjorts, som jämför priset att avvattna slammet med att transportera bort det för avvattning. Slutligen har vattnet som passerat filtret analyserats för att avgöra om det går att släppa ut till naturen igen. Resultaten från projektet tyder på att metoden är genomförbar på Lövsta avloppsreningsverk och att den även är ekonomiskt hållbar. En torrsubstanshalt på 25 % uppnåddes, vilket liknar de halter som fås vid de kommunala reningsverken i Uppsala och Stockholm. Resultaten från vattenanalyserna visade på låga nivåer av de undersökta ämnena, vilket betyder att vattnet inte behöver ledas tillbaka till reningsverket. Lövsta reningsverk är omgivet av åkermark, och ett möjligt användningsområde är att använda vattnet till bevattning, detta har dock inte undersökts närmare. Slammet skulle även kunna användas inom jordbruket, och spridas på åkrarna. Innan slammet sprids på åkermark behöver analyser göras för att säkerställa att det inte innehåller några giftiga ämnen. Just nu pågår en utredning gällande ett eventuellt förbud mot att sprida slammet på åkermark, att utföra analyser på slammet innan besked från den utredningen publicerats innebär onödiga kostnader. Utifrån de resultat som erhöles under detta projekt kan andra mindre reningsverk rekommenderas undersöka möjligheterna att avvattna sitt slam med geotextiltuber. Detta projekt har inte gjort någon analys av metodens klimatpåverkan. Det skulle behöva göras för att veta om metoden är miljövänligare än att, som idag, transportera bort slammet för avvattning.

## DEFINTIONER OCH BEGREPP

<b>Aerob</b>	En process som kräver syre för att fungera kallas aerob.
<b>Avvattning</b>	En process där vatten avlägsnas från ett fast material eller en gas.
<b>ARV</b>	Förkortning för avloppsreningsverk.
<b>BOD<sub>7</sub></b>	Biokemisk syreförbrukning över 7 dagar, det är ett mått på hur mycket biologiskt nedbrytbar substans det finns i vattnet. Rapporteras som [mg/l] eller [mg O <sub>2</sub> /l/7d]
<b>Geotextil</b>	Permeabel textil av syntetfibrer. Ofta tillverkad av polypropen eller polyester.
<b>Geotextiltub</b>	Behållare gjord av geotextil som används för avvattning av massor med högt vatteninnehåll.
<b>In situ</b>	Är latin och betyder 'på plats'.
<b>PAM</b>	Förkortning av polyakrylamid.
<b>Pe</b>	Personekvivalenter. En pe är den mängd BOD som motsvarar genomsnittligt utsläpp av BOD per person och dag. Pe är således ett mått på hur mycket syre som går åt för att bryta ner organiskt material och en pe motsvarar 70 g BOD <sub>7</sub> per dygn.
<b>Recipient</b>	Vattendrag, sjö eller hav som tar emot renat eller orenat avloppsvatten.
<b>Rejektvatten</b>	Det vatten som uppstår vid avvattning.
<b>Septitank</b>	Sluten tank för uppsamling av avloppsvatten.
<b>Spillvatten</b>	Samlingsnamn för allt avloppsvatten.
<b>SS</b>	Suspenderad substans. Andelen fasta partiklar som är suspenderade i vattnet.
<b>Tot-N</b>	Totalhalt kväve. Innefattar ammonium, nitrat och organiskt bundet kväve. Rapporteras som [mg/l].
<b>Tot-P</b>	Totalhalt fosfor. Inkluderar både organiskt bundet fosfor och fosfatfosfor. Rapporteras som [mg/l].
<b>TS</b>	Torrsubstans. Andelen partiklar i vattnet, kan förekomma som suspenderade eller lösta partiklar.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>REFERAT</b>	<b>I</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>II</b>
<b>FÖRORD</b>	<b>III</b>
<b>POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING</b>	<b>IV</b>
<b>DEFINITIONER OCH BEGREPP</b>	<b>V</b>
<b>1 INLEDNING</b>	<b>1</b>
1.1 Bakgrund . . . . .	1
1.2 Syfte och frågeställningar . . . . .	1
1.3 Avgränsningar . . . . .	2
<b>2 TEORI</b>	<b>3</b>
2.1 Lövsta avloppsreningsverk . . . . .	3
2.1.1 Tidigare avvattningsförsök . . . . .	3
2.1.2 Reningsprocessen . . . . .	3
2.1.3 Lagar och krav . . . . .	5
2.2 Slam . . . . .	5
2.3 Slamavvattning . . . . .	6
2.3.1 Avvattningsmetoder . . . . .	6
2.3.2 Kemikalier vid slamavvattning . . . . .	7
2.3.3 Polyakrylamid . . . . .	8
2.4 Avvattning med geotextilier . . . . .	9
2.4.1 Slampumpning . . . . .	10
2.4.2 Utrustning vid slamavvattning med geotextiltuber . . . . .	10
2.5 Slamanvändning . . . . .	12
2.6 Ekonomisk redovisning . . . . .	12
<b>3 MATERIAL OCH METODER</b>	<b>14</b>
3.1 Avvattningstester . . . . .	14
3.1.1 Provtagning . . . . .	15
3.1.2 Flockningsmedel . . . . .	15
3.1.3 Försöksbeskrivning . . . . .	16
3.1.4 Torrsubstans . . . . .	19
3.1.5 Avvattningskapacitet . . . . .	19
3.2 Floc Breakup . . . . .	19
3.3 Rejektvattnets kvalitet . . . . .	20
3.4 Kostnadsanalys . . . . .	20
3.5 Statistiska analyser . . . . .	20
3.5.1 Normalitetstest . . . . .	21
3.5.2 Mätosäkerhet . . . . .	21
3.5.3 T-test . . . . .	22
3.5.4 F-test . . . . .	23
3.5.5 ANOVA . . . . .	23

<b>4</b>	<b>RESULTAT</b>	<b>25</b>
4.1	Avvattningstester . . . . .	25
4.1.1	Försök A . . . . .	25
4.1.2	Försök B . . . . .	27
4.1.3	Försök C . . . . .	29
4.1.4	Försök D . . . . .	30
4.1.5	Försök E . . . . .	31
4.1.6	Torrsubstans . . . . .	31
4.1.7	Avvattningskapacitet . . . . .	32
4.2	Floc Breakup . . . . .	33
4.3	Rejektvattnets kvalitet . . . . .	33
4.4	Kostnadsanalys . . . . .	34
4.5	Statistiska analyser . . . . .	35
4.5.1	Normalitetstest . . . . .	35
4.5.2	Signifikanstest med ANOVA och t-test . . . . .	35
<b>5</b>	<b>DISKUSSION</b>	<b>37</b>
5.1	Avvattningstester . . . . .	37
5.1.1	Optimal polymerdosering vid Lövsta ARV . . . . .	37
5.1.2	Torrsubstans . . . . .	38
5.1.3	Avvattningskapacitet . . . . .	39
5.2	Flock breakup . . . . .	40
5.3	Rejektvattnets kvalitet . . . . .	40
5.4	Kostnadsanalys . . . . .	40
5.5	Statistiska analyser . . . . .	41
5.6	Slamanvändning . . . . .	41
<b>6</b>	<b>SLUTSATSER</b>	<b>43</b>
	<b>REFERENSER</b>	<b>44</b>
	<b>BILAGA A Flödesschema över reningsprocessen i Lövsta avloppsreningsverk</b>	<b>48</b>
	<b>BILAGA B Produktblad Geotextiltub</b>	<b>49</b>
	<b>BILAGA C Analysresultat Synlab</b>	<b>50</b>
C.1	Torrsubstanshalt slam från sedimenteringsdamm . . . . .	50
C.2	Torrsubstanshalt avvattnat slam . . . . .	51
C.3	Analysresultat rejektivatten . . . . .	52



# 1 INLEDNING

## 1.1 Bakgrund

Vid rening av avloppsvatten från hushåll och industrier renas vattnet från organiskt material, kväve och fosfor samt patogener i syfte att minska miljöpåverkan och förhindra sjukdomsspridning. Efter reningsprocessen fås, förutom renare vatten, även slam som måste hanteras vidare. Det första steget är vanligen att avvattna slammet dvs. minska vatteninnehållet innan det behandlas vidare, bränns eller läggs på deponi. Det avvattnade slammet har en mindre volym och kräver därmed mindre energi vid vidare behandling (Baresel et al., 2014).

I Sverige finns det drygt 800 avloppsanläggningar (2006) dimensionerade för 200–2000 pe, (Naturvårdsverket, 2007). Vid många av dessa mindre reningsverk saknas slamavvattnning. Slammet transporteras då oavvattnat till något större reningsverk för detta ändamål. Då slammet har en torrsubstanshalt i storleksordningen 1% när det är oavvattnat innebär det att stora mängder vatten transporteras med onödiga kostnader och negativ miljöpåverkan som följd. Intern slamavvattnning vid mindre reningsverk med traditionella avvattningsmetoder görs sällan, och investeringarna hindras då främst av ekonomiska skäl. Billigare metoder för att effektivt kunna avvattna slam från mindre reningsverk behövs för att kunna få bort dessa transporter. En möjlig metod för detta ändamål är att använda en så kallad geotextiltub, en stor tub gjord av geotextil. De används idag för avvattnning inom andra områden, när avvattnning behöver appliceras temporärt, till exempel för att avvattna kontaminerade sediment vid en marksanering.

Vi går tydligt mot ett resursåterförande samhälle med hårdare krav på resurshantering och återvinning av näringsämnen där slam kan spela en viktig roll, bland annat vid utvinning av fosfor och som energiresurs (Baresel et al., 2014). Slam kan även användas för att förbättra markens struktur och öka dess vattenhållande förmåga (Johansson et al., 1998). Alla dessa användningsområden går i linje med Miljöbalkens första kapitel som säger att vi ska återanvända och hushålla med våra resurser med mål att skapa ett kretslopp (1 § 1 kap. Miljöbalken (1998:808)). Samtidigt blir kraven på slam som produkt hårdare vilket gör slamspridning till en utmaning (Baresel et al., 2014). Vi har bland annat ett av Sveriges miljömål, giftfri miljö, som säger att naturfrämmande ämnen i miljön ska gå mot noll. Miljö- och hälsofarliga ämnen i avloppsslam är en parameter som används som indikator för detta miljömål (Naturvårdsverket, 2018).

## 1.2 Syfte och frågeställningar

För att arbeta i linje med det som står i miljöbalken om återanvändning och hushållning av resurser, och för att arbeta mot miljömålet begränsad klimatpåverkan (Naturvårdsverket, 2018), avser det här projektet undersöka en metod för att avvattna slammet vid mindre reningsverk. Målet är att reducera transporter av vatten som innebär en negativ påverkan på klimatet men också för att vattnet då kan återanvändas lokalt. Arbetet görs som en fallstudie och metoden undersöks för ett specifikt reningsverk med förhoppning att det även kan appliceras på andra mindre reningsverk om metoden fungerar.

Syftet med detta projekt är att ta reda på om en geotextiltub kan användas som avvattningsmetod för att avvattna slammet från Lövsta avloppsreningsverk (ARV), både från verket och från den anslutande sedimenteringsdammen. För att göra den bedömningen har en litteraturstudie genomförts, avvattningstester har utförts på slammet och rejektivattnet har analyserats. Målet med vattenanalysen är att den ska ge svar på om det går att återanvända eller släppa ut rejektivattnet till recipienten eller om det behöver ledas tillbaka till reningsverket. Ett alternativ för återanvändning är att rejektivattnet skulle kunna användas för bevattning av de omkringliggande åkrarna. Projektet syftar också till att besvara frågan om denna metod står sig kostnadsmässigt jämfört med att transportera bort slammet. Hur snabbt och hur väl slammet avvattnas påverkar hur mycket slam som kan pumpas till tuben, vilket direkt påverkar kostnaden för metoden. Utformning av processschema och fullskaligt försök ska påbörjas. Även detta är kopplat till kostnaden, fungerar det utformade processemat? Det svaras på genom att starta fullskaligt försök. Utifrån fallstudiens resultat ska en slutsats dras om det går att rekommendera andra mindre reningsverk att implementera denna metod.

För att uppnå syftet ska följande frågeställningar besvaras:

1. Vilken polymertyp och polymermängd ska användas till slammet från Lövsta ARV för att uppnå effektiv avvattning?
2. Vad har det avvattnade slammet för torrsubstanshalt? Hur väl avvattnar tuben slammet?
3. Vad har rejecktvattnet för kvalitet, klarar det utsläppskraven som finns och kan släppas ut till recipienten eller skulle det kunna användas för bevattning av omkringliggande åkermark?
4. Är metoden att avvattna slam med geotextiltuber kostnadseffektivare än att transportera bort slammet för avvattning?

### **1.3 Avgränsningar**

- I detta projekt jämförs inte flera avvattningsmetoder med varandra utan enbart användning av geotextil för att avvattna slammet jämfört med att transportera bort slammet oavvattnat.
- Det finns två typer av slam som önskas avvattnas i Lövsta. Utredningen har avgränsats till att fokusera på ett av dessa slam, slammet från sedimenteringsdammen. Några få tester har gjorts på det andra slammet (från slamsilon), resultat från dessa har således inte statistiskt säkerställts.

## 2 TEORI

### 2.1 Lövsta avloppsreningsverk

I Lövsta, strax utanför Uppsala, ligger Lövsta avloppsreningsverk som ägs och drivs av Sveriges lantbruksuniversitets fastighetsavdelning. Reningsverket tillhör SLUs forsknings- och utbildningsanläggning och tar emot spillvatten från ett slakteri, forsknings- och undervisningslokaler, en del kommersiella lokaler samt några bostadshus. Lövsta avloppsreningsverk är ett konventionellt tre-stegsreningsverk bestående av mekanisk, biologisk och kemisk rening innan vattnet når recipienten (Svenskt Vatten, 2007). Reningsverket var tidigare dimensionerat för 100 personekvivalenter (pe) men då slakteriet, som togs i drift 2011, kopplades in överbelastades reningsverket. Slakteriets verksamhet varierar men vid maximal drift beräknas det kunna bidra med spillvatten motsvarande 1750 pe. Reningsverket kompletterades då med en förbehandlingstank samt en sedimenteringsdamm och en våtmark som efterbehandlingssteg för att öka reningsverkets kapacitet och möta de utsläppskrav som finns. I samband med detta genomfördes även en allmän upprustning av reningsverket.

#### 2.1.1 Tidigare avvattningsförsök

För två år sedan gjordes ett försök att avvattna slammet från Lövsta ARV med en geotextiltub. Det finns väldigt begränsad dokumentation från detta försök. En person från företaget som sålde kemikalier gjorde ett platsbesök och gav en rekommendation på en polymer och vilken mängd som skulle användas till slammet från slamsilon respektive sedimenteringsdammen. Denna rekommendation kan ha baserats på en okulär bedömning av hur slammet flockades vid tillsats av polymer (visualiseras i Figur 9 i avsnitt 3.1.3) och inte av några utförligare studier. Den dokumenterade rekommenderade mängden polymer var 0,075 l aktiv substans per m<sup>3</sup> till slam från slamsilo och 0,125 l aktiv substans per m<sup>3</sup> till slam från sedimenteringsdammen. Polymeren som rekommenderades var en katjonisk polymer med hög laddning. Pump, geotextiltub och doseringspump köptes in och provpumpning till tuben från slamsilon gjordes. Rejektvattnet som kom ut från tuben såg inte rent ut. Det är oklart hur mycket polymer som tillsattes i realiteten (Sweco, 2019). Trots misslyckat försök finns ändå förhoppning om att metoden ska gå att tillämpa på Lövsta ARV. Om metoden visar sig fungera bra och dessutom är kostnadseffektivare än att transportera bort slammet är detta resultat relevant för andra mindre reningsverk i Sverige.

#### 2.1.2 Reningsprocessen

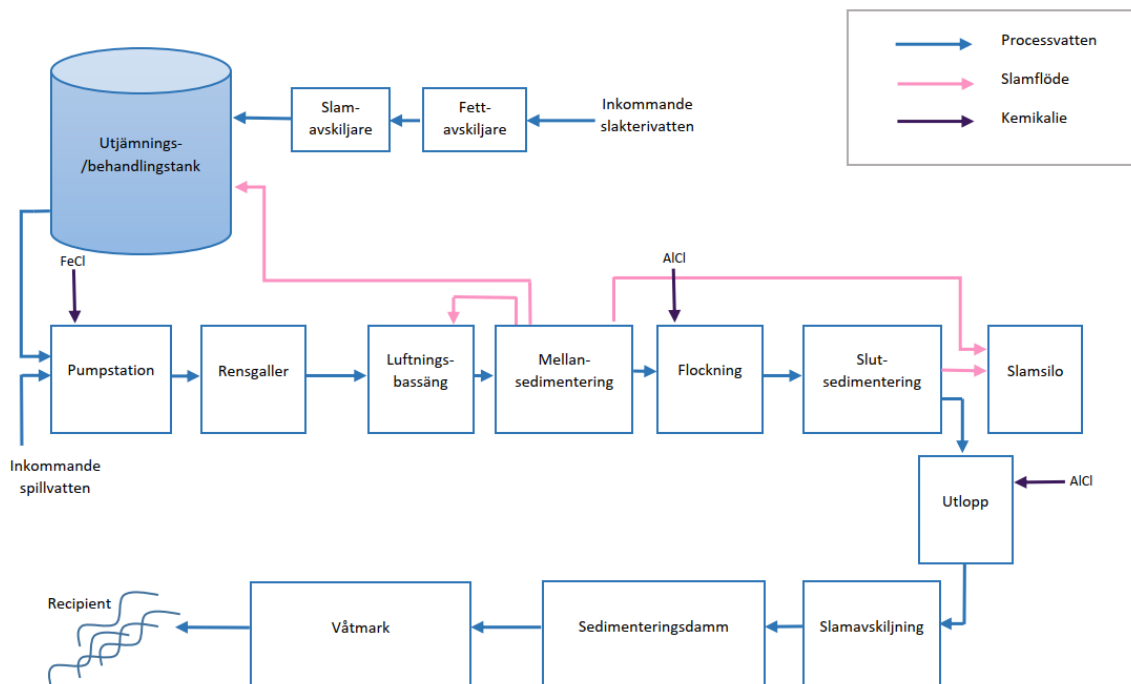
Från slakteriet leds slakterivatten till en utjämnings-/förbehandlingstank via fett- och slamavskiljare. I utjämnings-/behandlingstanken renas slakterivattnet biologiskt genom luftning och tillförsel av aktivt slam från reningsverket. Förutom behandling av slakterivattnet har tanken till syfte att utjämna flödet in till reningsverket eftersom slakteriet inte har någon verksamhet under nätter och helger, vilket medför att flödet från slakteriet varierar.

Slakterivattnet och övrigt inkommande spillvatten leds in i reningsverket via en pumpstation där fällningskemikalien järnklorid tillsätts. Järnkloriden förbättrar både slamegenskaperna och fosforavskiljningen. Vattnet pumpas sedan via ett rensgaller som tar bort de största partiklarna till luftningsbassängen som är det första steget i den biologiska reningsprocessen. Här minskas halterna av organiskt material, kväve och fosfor via aktivslammetoden. Den innebär att mikroorganismer, främst bakterier, bryter ner det organiska materialet genom oxidation. Biomassa i form av mikrobiell tillväxt, koldioxid och vatten bildas. (Naturvårdsverket, 2007). Tillförsel av luft i bassängen krävs för att den biologiska reningen ska fungera då det främst är en aerob nedbrytningsprocess. Luftningen ser också till att slammet hålls i suspension och inte sedimenterar ner till botten av bassängen. Sammansättning och antal av mikroorganismer i slammet är aldrig konstant utan ändras beroende på inkommande vattens innehåll, pH och temperatur (Carlsson & Hallin, 2010).

Från luftningsbassängen leds vattnet därefter vidare till mellansedimenteringen där slammet får sedimentera. Härifrån leds även en viss mängd slam tillbaka till luftningsbassängen och till utjämnings-/förbehandlingstanken för att hålla en bra slamhalt. Vid för höga halter av slam kan överskott pumpas till en slamsilo som är en lagringstank för slammet. Efter den biologiska reningen sker även kemisk rening för att separera fosfor från vattnet. Polyaluminiumklorid används som fällningskemikalie och tillsätts i inloppet till flockningsbassängen. Här rörs kemikalien ihop med klarfasen från mellansedimenteringen genom mekanisk omrörning. Fällningen får sedan

sedimentera i slutsedimenteringsbassängen varifrån det renade vattnet leds till utloppsbrunnen medan slammet pumpas till slamsilon. När slamsilon är full töms den med en slamsugningsbil och transporteras bort för avvattning på Kungsängsverket i Uppsala.

Som efterbehandling leds vattnet vidare från reningsverket till en sedimenteringsdamm med efterföljande våtmark. Sedimenteringsdammen har dimension  $60 \times 10 \times 1,4$  m. I utloppet från verket, innan vattnet kommer till dammen, tillsätts mer polyaluminiumklorid och det passerar en slamavskiljare. En förenklad skiss av reningsprocessen kan ses i Figur 1 och en fullständig ritning hittas i Bilaga A.



**Figur 1:** Förenklad skiss på reningsprocessen för Lövsta avloppsreningsverk.

När järnklorid och polyaluminiumklorid tillsätts bidrar de med jonerna  $Fe^{3+}$  och  $Al^{3+}$  till vattnet. De trevärdiga metalljonerna har en förmåga att bilda en gelatinös hydroxidfällning som har en flockbildande struktur. Metallernas reaktioner för att bilda hydroxidfällningar är pH-beroende och vid för lågt eller för högt pH kan fällningarna lösas upp. Båda fällningsreaktionerna bidrar till en reduktion av pH i vattnet. Metalljonerna reagerar med de lösta fosfatjonerna i vattnet och bildar fällningar med järnfosfat respektive aluminiumfosfat. Dessa metallfosfater är svårlösliga och binds till hydroxidfällningens geléstruktur tillsammans med annat suspenderat material i vattnet (Stockholm Vatten och Avfall, 2015). Reaktionerna för metallerna brukar illustreras med följande reaktionsformler, där  $Me$  står för metalljon och representerar järn- och aluminiumjonerna.



Det pH-intervall som fungerar bäst för dessa reaktioner varierar beroende på processvattnets karaktär och egenskaper, och olika källor nämner olika pH-intervall. Enligt Svenskt Vatten (2010a) bör pH i vattnet vara högre än 4,5 för att fällning med järnklorid ska fungera och bästa pH-området för polyaluminiumklorid är mellan 6 och 7,5. Blir pH för lågt finns det inte nog med hydroxidjoner i vattnet för att någon fällning ska kunna ske. Den här fällningen benämns som kemsлам, så vid fel pH renas inte vattnet från fosfor och kemsлам som restprodukt uteblir.

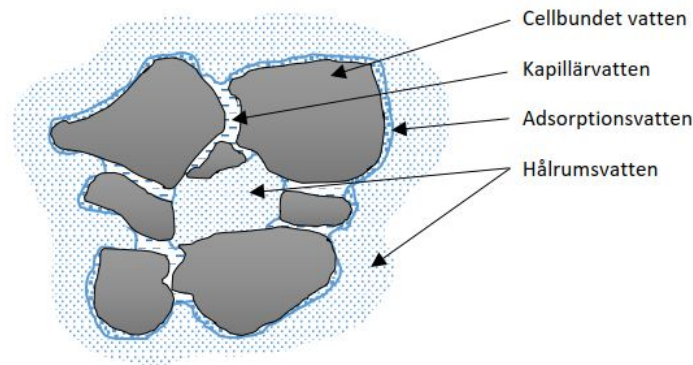
### 2.1.3 Lagar och krav

Det utgående avloppsvattnet från Lövsta ARV har riktvärden för fosfor och halter av organiskt material. Fosfor mäts och rapporteras som totalfosfor (tot-P) och organiskt material som BOD<sub>7</sub>. Halten tot-P i utgående vatten ska inte överstiga 0,3 mg/l och BOD<sub>7</sub> ska inte överstiga 10 mg/l, båda beräknade som kvartalsmedelvärden (Länsstyrelsen, 2007). Riktvärde innebär att om värdet överskrider är tillståndshavaren skyldig att vidta åtgärder för att hålla riktvärdet.

## 2.2 Slam

Slam är en restprodukt som bildas vid reningsverk och består av fasta partiklar av olika slag som är suspenderade i vattnet. Slammet brukar benämnas på olika sätt beroende på innehåll och karaktär. Primärslam innehåller material som skiljs från vattnet genom sedimentering, det innehåller större saker som toalettpapper och matrester. Primärslam behandlas oftast vidare. Slam från biologiska reningsprocesser kallas för bioslam, det innehåller bakterier och andra mikroorganismer. Aktivt slam är ett exempel på bioslam. Kemsлам kallas det slam som har bildats genom kemisk fällning och slam som bildats som en kombination av tidigare nämnda processer kallas för blandslam (Svenskt Vatten, 2010b). Då biologisk rening följs av kemisk rening i Lövsta ARV är slammet ett så kallat blandslam. Andelen partiklar i slam anges ofta med uttrycket torrsubstans (TS) som anger halten partiklar i vått slam som en procentsats. Slammets TS brukar i allmänhet ligga runt 1–5 % (Baresel et al., 2014). Det är således en stor andel som är vatten. Andelen suspenderade partiklar i slammet anges som suspenderad substans (SS).

Innehållet av vatten i slam varierar och beror på flera parametrar. Andelen fasta partiklar, deras sammansättning och storleksfördelning samt även på hur reningsprocessen ser ut. Slammet innehåller även ämnen som är lösta i vattnet, andelen suspenderade partiklar och lösta partiklar tillsammans utgör slammets torrsubstans. Mängden lösta ämnen i vattnet har ofta inte en signifikant betydelse för den eftersträvade noggrannheten och kan därför försummas. Vattnet i slammet förekommer i olika former och avvattningmöjligheterna bestäms till stor del av hur vattnet är bundet till partiklarna. Hålrumsvattnet är inte bundet till slampartiklarna och kan avlägsnas via passiv avvattning som sedimentering. Genom mekanisk avvattning kan kapillärvattnet avlägsnas men för att få bort adsorptionsvattnet och vattnet som är cellbundet krävs termisk behandling (Svenskt Vatten, 2010b). En skiss på hur vattnet binds i slam visas i Figur 2.



**Figur 2:** Skiss över vattnets förekomst i slam (Svenskt Vatten, 2010b).

Huvudbeståndsdelen i slam är organiskt material men slam innehåller även makro- och mikronäringsämnen som fosfor, kväve, koppar och zink. Slam kan också innehålla metaller som bly och andra ämnen som organiska föroreningar (Naturvårdsverket & SCB, 2018) och läkemedelsrester (Magnér et al., 2016).

## 2.3 Slamavvattning

För att minska de mängder slam som ska transporteras bort från reningsverken avvattnas det. Det finns flera metoder för att avvattna slam och de brukar kategoriseras antingen som passiv eller som mekanisk avvattning. Termisk avvattning, dvs. värmebehandling, används sällan vilket medför att det endast är det fria vattnet (hålrumsvattnet) som avlägsnas vid avvattning. Avvattnat slam brukar ha en TS-halt omkring 25–30 %. Detta medför ett minskat energibehov vid efterföljande behandlingssteg (rötning, konditionering m.m), borttransportering, förbränning och utvinning av näringsämnen som fosfor (Baresel et al., 2014). Volymreduktionen som åstadkoms vid avvattningen beror på vilken föregående behandling slammet genomgått (Starberg et al., 2005).

2006 gjordes en kartläggning av avloppsanläggningar för 25–2000 pe för att skapa en nationell översikt över dessa anläggningar. Informationen samlades in via enkäter som skickades till den instans i kommunerna som har tillsynsansvar för de anläggningar som har anmälningsplikt C. Enligt undersökningen transporterar 59 % av anläggningarna bort sitt slam för behandling, för 36 % av anläggningarna har det dock inte uppgetts hur slammet hanteras. Endast 5 % av anläggningarna har angett att de har slamhantering (Palmér Rivera, 2006).

### 2.3.1 Avvattningsmetoder

Mekanisk avvattning sker bland annat med centrifuger, silbandspressar eller kammarfilterpressar. Centrifuger är den vanligast förekommande avvattningsutrustningen vid avloppsreningsverk i Sverige (Starberg et al., 2005). De är ofta effektiva men har relativt höga driftkostnader. Den vanligaste typen som används är dekantercentrifugen, som består av en cylindrisk trumma med en konisk ände på ena sidan. En skruvtransportör roterar med samma riktning men med en annan hastighet än trumman. Via ett invändigt rör i trumman tillförs slammet i mitten av centrifugen. Torrsubstansen som är tyngre än vattnet trycks ut mot cylinderväggarna medan vattnet ansamlas närmare centrum av trumman. Skruvtransportören för bort slammet till den avsmalnande delen där det slungas ut av centrifugalkraften (Starberg et al., 2005). TS-halter upp till 30 % kan fås när slam avvattnas med centrifug (Baresel et al., 2014).

En annan metod är bandfilterpressar (kallas även silbandspressar). Slammet adderas på ett silband där det först dräneras för att sedan pressas mellan två silband med ett gradvis ökat tryck. Kapaciteten beror på silbandets bredd och längd och effektiviteten styrs till stor del av silbandets hastighet och tryck. Hög hastighet innebär kort uppehållstid för slammet i pressen och mer vatten i slutprodukten, högt tryck medför högre TS-halt i det

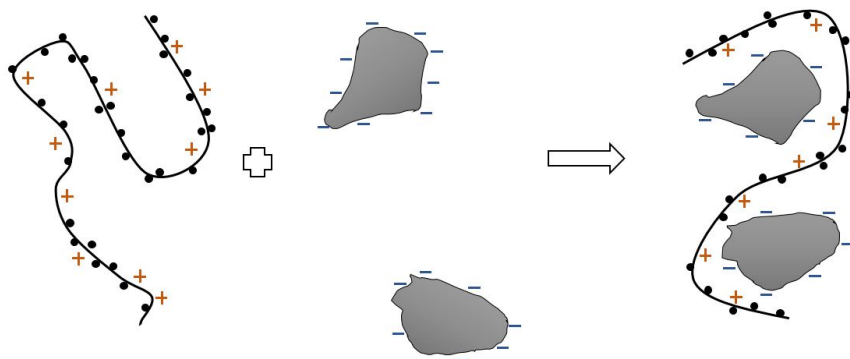
avvattnade slammet (Starberg et al., 2005). Bandfilterpressar har inte lika hög kapacitet som centrifuger, TS-halten brukar alltså vara lägre. Det finns dock tester som gett TS-halter upp till 45 % på slam som förbehandlats kemiskt (Baresel et al., 2014). Med metoden som heter kammarfilterpress matas slammet in i en kammare mellan två filterplattor och när tryck appliceras pressas vattnet ut genom filterdukarna. Kammarfilterpressar kan generera slam med över 40 % TS-halt och ger ofta en god kvalitet på rejektivattnet. Metoden har generellt haft höga drift- och underhållskostnader och börjar utgå som avvattningsmetod i Sverige (Starberg et al., 2005).

Till alla mekaniska avvattningsmetoder tillförs polymer för att slammet ska flocka sig (se avsnitt 2.3.2). Passiva avvattningsmetoder sker utan tillsats av kemikalier och genomförs oftast genom sedimentering i en bassäng eller i en slamtank.

### 2.3.2 Kemikalier vid slamavvattning

En viktig komponent vid avvattning är tillsatsen av kemikalier för att öka effektiviteten (Berilgen et al., 2016). Oftast används olika typer av polymerer för att slampartiklarna ska bli både större och stabilare och därmed förbättra slammets avvattningsegenskaper. Generellt är polymerer med högre molekylvikt effektivare. Polymererna är uppbyggda som kedjor av monomerer, ofta med en jonisk funktionell grupp som ger polymeren en positiv eller negativ laddning. Det finns naturliga och syntetiska polymerer varav den senare är vanligare vid vattenrening (Howe et al., 2012).

Olika slamtyper har olika egenskaper och kräver därför olika polymerer och olika mängd tillsatt kemikalie (Baresel et al., 2014). Partiklarna i slammet har vanligtvis en laddad yta, positiv eller negativ. Primär- och bioslam har ofta en negativ laddning medan kemslam oftast är positivt laddat på ytan. Denna laddning gör att partiklarna i slammet repellerar. Vid tillsats av polymerer med motsatt laddning fungerar de som "bryggbildare" mellan slampartiklarna och på så sätt kan större aggregat bildas. En förenklad skiss på detta visas i Figur 3 (Svenskt Vatten, 2010b).



**Figur 3:** Förenklad skiss av hur en polymermolekyl (t.v.) och slampartiklarna bildar större aggregat (t.h.) (modifierad bild från Svenskt Vatten, 2010b). Figuren visar ett exempel på en katjonisk polymer och negativt laddade slampartiklar.

En effektiv flockningskemikalie måste ha rätt molekylvikt och laddningstäthet, och innehålla rätt funktionella grupper för att reagera med partiklarna i slammet under de platsspecifika förhållanden som råder (Mpfu, Addai-Mensah & Ralston, 2004). Vid design av flockningssteget behövs förutom typ och koncentration av kemikalietillsats, hänsyn även tas till intensiteten och tiden vid inmixning av flockningskemikalien (Howe et al., 2012).

Det finns två sätt att skapa flockning, mekaniskt eller hydraulisk. Att skapa flockning genom omrörning kallas mekanisk flockning, vanligast är med en paddel fäst på en motordriven axel. Flockning kan även skapas hydrauliskt, då påverkas vattenflödet av hydrauliska strukturer som ger omrörning. Detta skapas vanligen genom att vattnet får röra sig genom kanaler eller flockningskammrar men det finns många metoder för att skapa hastighetsgradienter hos vattnet. Flockningens effektivitet beror till stor del på antalet kollisioner per tidsenhet hos partiklarna. Fördelen med hydraulisk jämfört med mekanisk flockning är att det inte behövs någon motor, den kräver alltså mindre energi och är generellt sett lättare att underhålla. Mekanisk flockning kräver en kortare flockningstid och har generellt inget märkbart tryckfall jämfört med hydrauliska metoder. Mekanisk flockning anses också som mer pålitligt (Howe et al., 2012). Flockning kan uppstå även utan tillsats av polymer. Naturlig flockning kan skapas genom omrörning av slammet. När partiklarna kommer så nära varandra att de kolliderar är van der Waals-krafterna starkare än repulsionen, och aggregat kan bildas. Denna flockning har dock svaga bindningar och faller lätt sönder om omrörningen avstannar (Svenskt Vatten, 2010b).

Styrkan hos flockarna beror på hur starka bindningarna mellan partiklarna i aggregatet är, samt hur många bindningar det finns i aggregatet. Om aggregaten utsätts för en spänning som är högre än bindningarnas styrka inom aggregaten bryts de upp, så kallad "floc breakup" sker. På grund av flockarnas komplexa uppbyggnad och variation i storlek, form och sammansättning finns det ingen bra metod för att mäta hur starka flockbindningarna är (Jarvis et al., 2005). Det är viktigt att optimera polymermängden då både över- och underskott kan medföra sämre avvattningssegenskaper (Wahlberg & Paxéus, 2003).

### 2.3.3 Polyakrylamid

En av de vanligaste polymererna som används som flockningskemikalie är polyakrylamid (PAM). PAM består av en kedja av monomeren akrylamid, se Figur 4. PAM framställs syntetiskt och kan göras både positiv (katjonisk), negativ (anjonisk) eller neutral (Howe et al., 2012). Polymerer har använts vid avloppsvattenrening i över 40 år, den vanligaste typen som används är katjoniska polyakrylamider (Wahlberg & Paxéus, 2003). PAM har en hög molekylvikt vilket gör den till en effektiv flockningskemikalie, att den dessutom är relativt billig att framställa har gjort att det är en av de viktigaste vattenlösliga polymererna som används inom vattenrening (Peng Huang & Lin Ye, 2014).



**Figur 4:** Akrylamid och nonjonisk polyakrylamid.

PAM används förutom vid slamavvattning även som slamförtjockare. Katjonisk PAM har uppskattats utgöra 85–90 % av polymerförbrukningen vid slamförtjockning och slamavvattning vid kommunala reningsverk (Wahlberg & Paxéus, 2003) varför det är olika katjoniska PAM som kommer att testas i den här studien. Att använda katjonisk PAM vid Lövsta ARV rekommenderades även av leverantören (Loeb, 2019) baserat på vilken reningsprocess som används på reningsverket i Lövsta. I den här studien testas tre stycken katjoniska polyakrylamider. Två av dem är linjära och den tredje är grenad. De har alla hög molekylvikt men olika laddningstäthet.

I spannet 25–45 % katjonisk laddning har högre laddningstäthet visat sig resultera i högre avvattningskapacitet (Wang et al., 2017). Resultat från samma studie visade även ett samband mellan högre dosering av polymer och bättre avvattningsbarhet hos slammet med minskad vattenhalt i filterkakan. Resultat från en forskningsstudie av



Zheng et al. (2014) visade också att högre dos PAM resulterar i lägre vattenhalt i filterkakan, och att även högre molekylvikt gör det. Efter att en viss dos PAM uppnått stagnerade minskningen av vattenhalten i filterkakan och började sakta öka vid vidare ökad dosering av PAM. Det har gjorts många försök att förklara mekanismerna vid tillförsel av PAM och prestandan på slamavvattningen, men inga tydliga slutsatser kan dras på grund av motstridig data. Det finns forskning som visar att vid tillförsel av polymer ökar innehållet av bundet vatten i slam medan annan forskning visar det motsatta, att andelen bundet vatten minskar med ökad dosering av polymer (Wang et al., 2017). Samma studie anger också att en trolig orsak till de olika resultaten på slammets vatteninnehåll beror på att olika mätmetoder används.

## 2.4 Avvattning med geotextilier

Geotextilier användes initialt till att avvattna kontaminerade sediment men tekniken har sedan dess rapporterats kunna användas för flera andra applikationer. Idag är det en teknik som används vid bland annat muddring av hamnar och andra vattendrag. Det har blivit en metod att föredra som in situ-metod (Berilgen & Bulut, 2016), det vill säga att avvattningen sker på samma plats som muddringen eller saneringsarbetet, istället för att transportera bort det för avvattning på annan plats. Avvattning med geotextil är en metod som oftast används vid temporär avvattning, som sker under en avgränsad tidsperiod. Geotextiltuben är en engångsartikel.

Metoden går ut på att en stor tub av geotextil fylls med en vattning massa (jord, slam eller liknande) och när vatten pressas ut genom porerna så stannar de fasta partiklarna kvar i tuben. Det är ett mellanting mellan en aktiv och en passiv avvattningsmetod då vattnet filtreras genom textilen på grund av det tryck som skapas i tuben. När slammet avvattnats kan tuben fyllas igen, två till sex gånger innan tuben är full av avvattnat material (Berilgen & Bulut, 2016). När tuben är full är den förbrukad, den kan inte tömmas och återanvändas. Studier visar att denna typ av avvattning lämpar sig väl för att avvattna massor med högt vatteninnehåll. De resultat som finns ger dock inte generella riktlinjer utan enbart platsspecifik information från försöken (Berilgen et al., 2016). Avvattningskapaciteten inkluderar två aspekter: hur effektivt slammet avvattnas, det vill säga hur hög torrsubstanshalt slutmaterialet har samt avvattningshastigheten. Hur lång tid det tar att avvattna materialet påverkas av slammets egenskaper, geotextilens egenskaper och trycket i tuben. (Berilgen & Bulut, 2016). Avvattningseffektiviteten har också visat sig bero på vatteninnehållet i det material som ska avvattnas. Högre vatteninnehåll medför högre avvattningseffektivitet (Muthukumaran & Ilamparuthi, 2006).



**Figur 5:** Fotografi på en geotextiltub.

Det är en långsam avvattningsmetod då det ofta byggs upp en filterkaka av sediment på insidan av tuben, vilket reducerar flödet med tiden. Flödet genom filterkakan och geotextilen är kritiska parametrar för att metoden ska fungera och vara ekonomiskt hållbar (Koerner & Koerner, 2006). Så kallade flockulander används för att slammet ska flocka ihop sig till större aggregat som stannar kvar på insidan av tuben, så att mindre partiklar inte passerar genom textilens porer. En studie som jämförde olika fabrikat av geotextilier, som applicerades på olika typer av massor, kom fram till att vissa textilier fungerar bättre än andra på samma "slam" och de menar därför att inget avvattningsprojekt med användande av geotextilier bör genomföras utan föregående avvattningstester (Koerner & Koerner, 2006). Förutom att flockningskemikalier hindrar mindre partiklar från att passera genom textilen hindrar de även dem från att täppa igen textilens porer, fenomenet benämns som *clogging* (igensättning) i den engelska litteraturen. Igensättningen beror av kornstorleksfördelningen hos materialet som ska avvattnas och gör så att materialets permeabilitet avtar med tiden (Muthukumaran & Ilamparuthi, 2006).

Hur hög torrsubstans kan fås genom att avvattna slam med tuber av geotextil? På en återförsäljares hemsida går det läsa att TS på mellan 40–70 % uppnås (Atek, u.å.). TenCate Geosynthetics skriver i sin produktbroschyr om en fallstudie från 1999 då de avvattnade slam som efter processen hade 25 % TS. I en annan fallstudie de presenterar redovisar de att avloppsvatten från en septitank uppnådde 40 % TS (TenCate Geosynthetics, 2013).

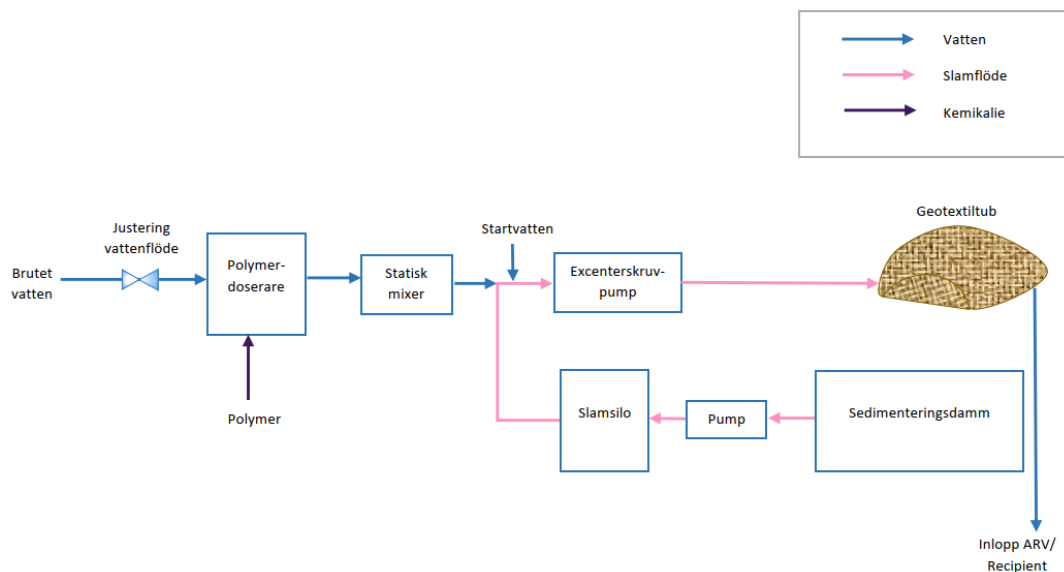
Resultat från publicerade studier visar på varierat slutresultat gällande torrsubstanshalten. En studie publicerad 2011 då geotextiltuber användes för att avvattna förorenade sediment från en sjöbotten uppnåddes en TS-halt på 55 % (Yee et al., 2012). De översta sedimentlagret hade ett högt organiskt innehåll men längre ner fanns mer silt och sand. Den höga TS-halt som uppnåddes beror troligen på högt innehåll av sand. I en studie där en bassäng med nötflytgödsel skulle avvattnas jämfördes skillnaden mellan tillsats av aluminiumsulfat och polymer med att avvattna utan tillsatser. Både kväve- och fosforhalten minskade i utgående vatten vid tillsats av aluminiumsulfat och polymer men studien visade också på ett resultat med minskad torrsubstans, från 19 % till 16 % (Worley, Bass & Vendrell, 2008). TS-halterna på slammet analyserades då tuben legat i två veckor. En annan studie gjord på avvattning av nötflytgödsel erhöll högre TS-halter. Här fick tuberna ligga längre, i sex månader innan prover på tubens innehåll togs. Medelvärde på TS-halter som erhöles var då 26,7 % (Mukhtar, Wagner & Gregory, 2009). I denna studie undersöktes även reduktion av vissa metaller i utgående vatten från geotextiltuben. Från den ena tuben kunde endast två prover tas. Metallerna järn, koppar, kalcium och mangan uppnåddes en reduktion på 91–99 %.

### 2.4.1 Slampumpning

Att pumpa slam skiljer sig från pumpning av vatten. Slammets strömningsegenskaper skiljer sig från vattens vid endast några procent TS-halt och partikelinnehållet medför även mer slitage på rör och pumpar. Olika slamtyper har olika egenskaper och uppför sig således olika vid slampumpning. Slamtyp, TS-halt, polymerinnehåll och mängd stora partiklar och sand är viktiga parametrar som påverkar slammets flödesegenskaper. För att beskriva slammets flödesegenskaper används flytspänning och viskositet. Flytspänningen är ett mått på den skjvuspänning som behövs för att slammet ska röra sig. Viskositet är ett mått på tröghet, högre viskositet innebär mer trögflytande och detta gör att flödet i slamedningar oftast blir laminärt om inte flödes hastigheten överstiger 2 m/s (Starberg et al., 2005). Att slammets strömningsegenskaper skiljer sig från vattens påverkar utformningen av avvattningsprocessen vilket i sin tur inverkar på den ekonomiska aspekten. Vid pumpning av slam på avloppsreningsverk är centrifugalpumpar, excenterskruvpumpar, lobrotorpumpar och högtryckskolvpumpar de vanligast förekommande pumparna (Starberg et al., 2005). Val av pump går att läsa om i följande avsnitt (Avsnitt 2.4.2).

### 2.4.2 Utrustning vid slamavvattning med geotextiltuber

Förutom geotextiltuben behövs det också annan utrustning. Det krävs bland annat någon form av doseringspump som tillsätter polymer i rätt mängd till slamflödet. Det krävs en pump för att pumpa slammet och att processen är utformad så att polymeren blandas in i slammet för att skapa en flockning innan det når tuben. Figur 6 visar en förenklad skiss på hur avvattningsprocessen ser ut.



**Figur 6:** Förenklad skiss av hur avvattningsprocessen på Lövsta ARV ser ut.

På marknaden finns system för både manuell och automatisk dosering av polymer vid polymerberedning för att flokka slam. De manuella systemen är billigare och framtagna för att användas då det inte behövs en kontinuerlig dosering av polymer. I Lövsta krävs kontinuerlig beredning och tillförsel av polymer varför ett manuellt system inte är aktuellt. Ett problem med de system som finns på marknaden är storleken i förhållande till platsutrymmet på Lövsta ARV. I nuläget finns det inget utrymme för att placera ett system för automatisk polymerberedning och dosering inne på reningsverket. På grund av detta har andra alternativ undersökts. Ett sätt att dosera polymeren är att använda sig av en vattentrycksdriven medicinblandare. Eftersom den är vattentrycksdriven behöver den inte ström för att fungera. Mängden vatten som passerar blandaren avgör hur mycket polymer som doseras till systemet. Högre vattentryck innebär en högre dosering av polymer. För att polymeren som doseras av doseringspumpen ska blandas in i vattnet ordentligt innan det blandas med slammet kan en statisk mixer installeras. När vattnet passerar genom mixern skapas ett kraftigt turbulent flöde som gör att polymeren blandas ut i vattnet.

Att pumpa förtjockat slam ställer krav på utrustningen då problem annars kan uppstå. Det krävs vanligtvis att någon form av excenterskrivpump används, eller en centrifugalpump som har ett halvöppet pumphjul (Starberg et al., 2005). Ett problem med centrifugalpumpar är att de är känsliga för variation i uppfodringshöjd vid pumpning. Eftersom slammets karaktär kan variera, vilket det gör i Lövsta ARV, kommer även uppfodringshöjden att variera. Baserat på detta har en excenterskrivpump valts för slampumpning från slamsilon. Excenterskrivpumpen har en skruv som roterar inuti en stator (stationär, ej roterande del). Pumpen skapar en excentrisk rörelse från en roterande rörelse och en klarar av både tunna och trögflytande vätskor (Pumpportalen, u.å.). Excenterskrivpumpen tål inte att torröras varför ett startvattenflöde tillsätts (se Figur 6). Den cirkulernde rörelsen kan förhoppningsvis utnyttjas som en omrörare för att få slammet att flokka sig med polymeren. Den fungerar alltså som en mekanisk omrörare. Ett annat sätt att skapa omrörning är att göra det hydrauliskt (avsnitt 2.3.2). Genom att sätta in vinkelkopplingar i ledningen som slammet färdas genom skapas hastighetsgradienter som ger ett omrörande resultat. Förutom att hydraulisk omrörning inte kräver energi som en mekanisk gör, kräver inte denna lösning någon extra yta i reningsverket.

För att pumpa slammet från dammen behövs en dränkbar pump som klarar av att pumpa vätskor som innehåller partiklar. Utformningsmässigt är det lättast att pumpa över slammet till slamsilon. För att förhindra återflöde i systemet installeras backventiler.

Vad som inte framgår i Figur 6 är hur tuben placeras. Platsen behöver utformas så att vattnet går att fånga upp. Till en början, när vattnets kvalitet inte är fastställd, leds vattnet tillbaka till reningsverket. Geotextiltuben placeras i detta projekt på ett sluttande markplan med en vall runt. Marken täcks av en presenning och i lägsta punkten finns ett utlopp för vattnet, se Figur 6

## 2.5 Slam användning

Att använda slam för spridning på åkermark är idag ett omdiskuterat ämne. Återföring av organiskt material bidrar till en ökad humusbildning vilket påverkar markens struktur positivt och ger en bättre vattenhållande förmåga (Johansson et al, 1998). Om slammet däremot innehåller tungmetaller eller andra kemikalier och miljögifter kan effekterna istället ha en negativ inverkan.

Fosfor används inom jordbruk som växtnäring i gödsel. Det är dock en ändlig resurs och det är önskvärt att kunna återanvända den fosfor som finns i avfall och avlopp. Idag sprids ungefär 25 % av Sveriges avloppsslam som näring på jordbruksmark medan resten går till deponitäckning eller används vid jordtillverkning. Det är således mycket fosfor som inte återvinns. 2018 beslutade regeringen om en utredning som ska undersöka om förbud mot att sprida slam på åkermark ska införas och hur ett krav på utvinning av fosfor bör utformas (Kommitédirektiv 2018:67). Det finns i dagsläget krav på gränsvärden för sju tungmetaller (Förordning 1998:944), men det finns en oro för att andra miljögifter ska spridas med avloppsslam och påverka miljön på ett sätt som vi ännu inte har kunskap om (Hansson & Johansson, u.å.).

Förutom kraven på tungmetallhalter måste slammet, för att kunna användas inom jordbruk, hanteras och användas i enlighet med Jordbruksverkets föreskrifter och allmänna råd (SJVFS 2012:41) om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring och Naturvårdsverkets föreskrifter (SNFS 1994:2) om skydd av miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket (Jordbruksverket, 2017).

Som producent av slam finns krav på provtagning och analys av bland annat TS, pH, tot-P, tot-N och ammoniumkväve. Frekvensen på provtagningen är olika beroende på avloppsreningsverkets storlek, och måste ske en gång per år för ett reningsverk av storleken 200–2000 pe. Förutom att det finns gränsvärden på hur mycket tungmetaller slammet får innehålla för att spridas på åkermark finns även krav på maximal mängd tot-P och tot-N som får spridas via avloppsslam (SNFS 1994:2). För att slammet inte ska innehålla sjukdomsframkallande mikroorganismer och patogener ska slammet hygieniseras (Vinnerås, Nordin & Jönsson, 2017). Det finns i dagsläget ingen svensk nationell lagstiftning gällande hygien vid användning av slam som gödsel utan den reglering som finns är det frivilliga certifieringssystemet REVAQ. En hygieniseringsmetod är långtidslagring. Enligt regler från REVAQ ska lagringen ske under minst sex månader (Svenskt Vatten, 2019). Resultat från en pilotstudie om långtidslagring som hygieniseringsmetod under svenska klimatförhållanden (Berggren, Albiñ & Johansson, 2005) visar att det inte är en tillfredsställande metod som hygienisering. Resultatet påvisade bakterier i form av enterokocker i slammet efter 12 månaders lagring. 2012 gjordes en uppföljande studie där fyra olika reningsverk inkluderades. Även här kunde ingen stabil reduktion av mikroorganismer fastställas och resultaten varierade mellan de olika reningsverken (Leander et al., 2012). I Naturvårdsverkets handbok till små avloppsanläggningar står att lagring under minst 2 år anses hygienisera slam (Naturvårdsverket, 2008).

Andra hygieniseringsmetoder som är godkända enligt REVAQ presenteras i Naturvårdsverkets rapport 6580 "Hållbar återföring av fosfor" och bland annat kan slammet hygieniseras genom kalkbehandling eller kompostering (Svenskt Vatten, 2019). Vid kompostering ska temperaturprofiler hos komposten registreras och för att allt material ska uppnå temperaturkravet ska komposten vändas. Antal vändningar beräknas enligt givna bestämmelser (Naturvårdsverket, 2013).

## 2.6 Ekonomisk redovisning

Vid ekonomisk redovisning inom VA-branschen delas kostnaderna ofta upp som driftkostnader och kapitalkostnader. Driftkostnader består av löpande kostnader som redovisas som direkta kostnader medan kapitalkostnaden utgörs av investeringskostnader som påverkar resultatet under flera år genom avskrivning (Svenskt Vatten,

2016). Praxis är att en utgift redovisas som en driftkostnad om nyttjandeperioden är mindre än tre år eller om anskaffningsvärdet är litet. Investeringar som har ett lägre pris än ett halvt prisbasbelopp redovisas ofta som en direkt kostnad (Svenskt Vatten, 2016). Prisbasbeloppet för 2019 är satt till 46 500 kr (Regeringskansliet, 2018). Avskrivningen är en fördelning av investeringsvärdet över en period på flera år och det finns olika sätt att bestämma den. Oftast används tiden för vilken komponenten förväntas användas, den så kallade nyttjandeperioden. Det finns även olika avskrivningsmetoder. Linjär avskrivning är den vanligaste inom VA-branschen och innebär att investeringen skrivs av lika mycket varje år (Svenskt Vatten, 2015). Inom ramen för detta projekt har inte en fullständig ekonomisk redovisning gjorts. En avskrivning per ton avvattnat slam gjorts, inte en avskrivning över tid. Det har heller inte gjorts så stora investeringar att lån och räntor behöver räknas in. De implementeringskostnader som gjorts skulle var och en för sig kunna redovisas som driftkostnader men har tillsammans räknats som en investering. Investeringen är dock liten i sammanhanget varför en avskrivning gjorts per ton slam istället för över tid.

### 3 MATERIAL OCH METODER

Det finns två typer av slam vid Lövsta ARV, dels slammet i slamsilon, dels det som finns i sedimenteringsdammen som anlades efter utbyggnaden av reningsverket. Sedimenteringsdammen är i dagsläget i princip full varför det är en prioritet att den töms. På grund av tidsramen för detta projekt har fokus legat på det slammet. Vid tidigare försök till att avvattna slammet gavs rekommendationen att samma polymer kunde användas till båda slamtyperna men en högre dos till slammet från sedimenteringsdammen. Trots fokus på slammet från sedimenteringsdammen har några tester även gjorts på slammet från slamsilon.

För att svara på de två första frågeställningarna, vilken polymertyp och polymermängd som är optimal samt ta reda på hur lång tid det tar för slammet att avvattnas, har avvattningstester gjorts. Torrsubstansen har bestämts enligt beskriven metod i avsnitt 3.1.4 och för att ta reda på rejektivattnets kvalitet skickades prover iväg på analys. Den sista frågeställningen, hurvida metoden står sig kostnadsmässigt mot att transportera bort slammet, besvarades genom att en enklare kostnadsanalys gjordes.

#### 3.1 Avvattningstester

För att bedöma hur väl polymererna fungerar gjordes avvattningstester. Dessa görs för att bestämma vilken typ av polymer som fungerar bäst samt hur mycket polymer som behöver användas. Ju högre flödes hastighet vid avvattningen och ju högre torrsubstanshalt på slammet efter avvattningen desto högre avvattningskapacitet. Som beskrivet ovan beror avvattningstiden på egenskaperna hos slammet och geotextilen samt trycket i tuben. I detta projekt antogs geotextilens egenskaper konstanta då det är samma material som använts. Det är slammets egenskaper och hur det "reagerar med" de olika polymererna som i dessa tester påverkar avvattningstiden. Geotextil från HUESKER användes och geotextilens egenskaper fick från återförsäljaren, se Tabell 1. Avvattningsförsök utan polymerertillsats har gjordes även för att jämföra avvattnings- och filtreringseffektiviteten med och utan polymer.

**Tabell 1:** Geotextilens egenskaper (Atek, 2019). För fullständigt produktblad, se Bilaga B.

Produktnamn	SoilTain® PP 105/105 DW
Råmaterial	Polypropen
Massa/areaenhet	$\cong 440 \text{ g/m}^2$
Porstorlek*	$\cong 200 \mu\text{m}$
Storlek (längd $\times$ omkrets)	$6 \times 6 \text{ m}$
Volym	$12,6 \text{ m}^3$

\*Enligt mätstandard  $O_{90}$  som specificeras i ISO 12956.

Avvattningsförsöken gjordes i tre olika skalor, 100, 500 och 5000 ml. Först utfördes tester på 100 ml slam med alla polymerer för att avgöra vilken polymer som fungerar bäst. Utökade tester med olika polymermängder från 0–25 ml per 100 ml slamprov utfördes på den polymer som ansågs fungera bäst. Därefter utfördes avvattningstester på 500 ml slamprov med 75 respektive 85 ml polymerlösning. Till sist gjordes avvattningsförsök med  $3 \times 5$  liter slam. En sammanfattad lista visas i Tabell 2.

**Tabell 2:** Sammanfattad lista på de slamvolymmer som avvattningsförsök gjorts på samt de polymermängder som testats.

Försök	Syfte	Slamprov [ml]	Polymermängd [ml/ml slam]	Polymer
A	Avgöra vilken polymer som fungerar bäst	100	0,15	C-492, C-498, XD-7600
B	Optimera polymermängd för den polymer som gav bäst resultat i försök A	100	0–0,25	C-492
C	Uppskalning av de två mängder som gav bäst resultat vid försök B	500	0,15 & 0,17	C-492
D	Simulering fullskala med mängd som gav bäst resultat från försök C	3×5000	3×0,15	C-492
E	Avvattningstester på slammet från slamsilon	100	0,03–0,10	C-492

### 3.1.1 Provtagning

Insamling av slam från sedimenteringsdammen skedde med hjälp av en plastbägare med ett långt skaft. Insamlingen skedde samma dag eller dagen innan testerna utfördes, under v. 42–44, 2019. I de fall slammet användes dagen efter insamling förvarades det i kylskåp över natten. Under projektet har fokus legat på att testa slam från sedimenteringsdammen på Lövsta ARV. Ingen hänsyn togs till vädret men temperaturen låg mellan 5–10 °C och eventuell nederbörd antogs inte påverka slamproverna. Figur 7 visar ett foto från provtagningsplatsen. Vid provtagning i slamsilon var luftningen igång så att slammet inte skulle sedimentera till botten.



**Figur 7:** Foto från provtagningsplatsen i sedimenteringsdammen.

### 3.1.2 Flockningsmedel

I detta projekt testades tre olika polymerer samt olika dosering för den polymer som fungerade bäst. Alla polymerer är olika typer av katjoniska polyakrylamider. Vid avvattningstesterna användes polymerer i pulverform. Dessa har approximativt 100 % aktiv substans. De polymerer som testades var C-492, C-498 och XD-7600. Två av polymererna är linjära med olika hög laddning och en polymer är grenad. Förväntat resultat var att en

linjär polymer med hög laddning skulle fungera bäst. Samtliga polymerer levererades av Brenntag Nordic som är återförsäljare åt kemikalietillverkaren Kemira Kemi AB. Polymerernas egenskaper beskrivs i Tabell 3.

**Tabell 3:** Polymerernas egenskaper (Loeb, 2019).

Produktnamn	Laddning [mol]	Molekylvikt	Struktur
Superfloc C-492	10 % katjon	Hög	Linjär
Superfloc C-498	40 % katjon	Hög	Linjär
Superfloc XD-7600	30 % katjon	Hög	Grenad

### 3.1.3 Försöksbeskrivning

En polymerlösning tillreddes genom att polymerpulvret blandades ut i vatten till en 0.1 % polymerlösning. För att erhålla en homogen lösning skakades provet kraftigt i fem minuter. Att polymerkoncentrationen 0.1 % användes baseras på råd från återförsäljare (Loeb, 2019). Vid vägning av polymerpulvret användes en våg med noggrannhet 0,01 g.

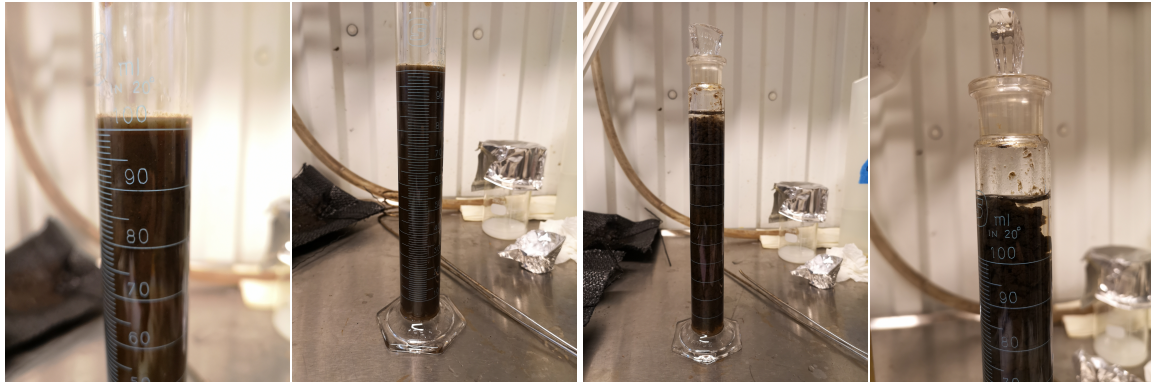
Avvattningstester på 100 ml slam utfördes. Bitar av geotextil placerades på en tratt ovanpå ett mätglas, bild på försöksuppställningen kan ses i Figur 8. Känd mängd polymer blandades med slammet så att flockning uppstod innan provet hälldes på filtret. Vid mindre tester blandades polymeren med slammet genom att vända på mätglaset (med kork) fram och tillbaka i ca 10–20 sekunder tills slammet flockat sig, se Figur 9. Observera att provet inte skakades, utan endast vändes varsamt. För de större testerna användes en visp som försiktigt rördes runt i slammet tills det flockat sig.

Under avvattningen noterades volym rejektivatten vid olika tidpunkter för att avgöra flödet genom textilen. Att samla in data vid avvattningsförsöken var svårt då avvattningen skedde mycket fort. Det var därför svårt att göra exakta mätningar och detaljerade observationer. Då slammet antogs vara homogent med samma torrsubstanshalt före avvattning, är volymen rejektivatten en indikation på hur väl slammet avvattnats. Okulära observationer gjordes även på hur väl slammet flockat sig och huruvida suspenderat material följde med i rejektivattnet.



**Figur 8:** Foto på försöksuppställning för tester med 100 ml slam.





**Figur 9:** Fotografier på slam från sedimenteringsdammen. De två bilderna till vänster visar slammet innan tillsats av polymer och de två bilderna till höger visar slammet efter tillsats av polymer.

Vid jämförelse av avvattningskapaciteten mellan de olika polymererna (försök A) tillsattes 15 ml polymer till 100 ml slam från sedimenteringsdammen. Duplikat av tester för alla tre polymerer gjordes under samma dag. För att utöka datamaterialet gjordes fler tester under flera dagar och på olika slamprover.

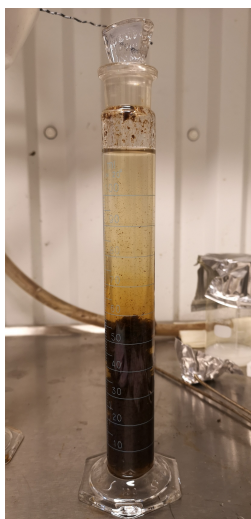
För att komma fram till optimal polymerdosering gjordes avvattningsförsök med olika mängd tillförd polymer (försök B). Detta gjordes endast på den polymer som visade bäst resultat vid de första försöken. Först testades polymermängderna 0, 5, 10, 15, 20 och 25 ml. Även här användes slamprov på 100 ml. Kompletterande försök gjordes även med mängderna 12, 13, 16 och 17 ml polymer till 100 ml slam.

För de två polymermängder som visade på bäst avvattningskapacitet gjordes därefter avvattningstester i lite större skala (försök C), med slamprov på 500 ml. TS hos det avvattnade slammet bestämdes enligt metoden beskriven i avsnitt 3.1.4. Efter analys av dessa resultat gjordes avvattningsförsök i ännu större skala på den polymer som ansågs bäst (försök D). Denna gång hölls 5 l flockat slam i en påse gjord av geotextil. Efter drygt en timme, när flödet avstannat hölls 5 l till i påsen. En dag senare hölls ytterligare 5 l slam i påsen. Totalt tre omgångar med 5 l slam tillfördes till påsen för avvattning. Försöksupställningen visas i Figur 10. Prover för bestämning av TS hos slammet i påsen togs efter två respektive 21 dygn. Beräknat TS efter 21 dygn användes sedan för att beräkna den totala avvattningskapaciteten för tuben (se avsnitt 3.1.5).



**Figur 10:** Foto på försöksuppställning för test av 3 × 5 liter slam. Påsen gjord av geotextil.

Avvattningstester på slammet från slamsilon utfördes endast med 100 ml slamprov (försök E). Polymermängderna 3, 5 respektive 10 ml per 100 ml slam testades. Figur 11 visar hur slammet från slamsilon såg ut när det var flockat. Jämförs denna bild med Figur 9 syns det tydlig skillnad i mängden partiklar i provet.



**Figur 11:** Foto på slam från slamsilo efter tillsats av polymer.

Kombinerat med avvattningstesterna bedömdes även flockningen av slammet okulärt, både innan och efter filtreringen. Genom att titta på hur slammet såg ut gick det att avgöra om det flockat sig dåligt, och således vilka mängder polymer som var uppenbart för låga.

### 3.1.4 Torrsubstans

För bestämning av torrsubstans togs prover ut från det avvattnade slammet, med provmängder på mellan 3 och 5 g. En våg med noggrannheten 0,1 g användes och följande steg beskriver tillvägagångssättet.

1. Ett aluminiumkärl placeras på vågen. Vikten noteras ( $m_k$ ) [g].
2. Ett mindre slamprov tas från slamkakan, appliceras på aluminiumkärlet och vägs ( $m_s$ ) [g].
3. Provet torkas vid ca 105 °C i 30 min.
4. Torkat prov vägs på nytt ( $m_t$ ) [g].
5. För att kontrollera att proven torkat vägs de igen efter en timme.
6. Halten torrsubstans beräknas genom att använda Ekvation 1.

$$TS [\%] = \frac{m_t - m_k}{m_s - m_k} \times 100 \quad (1)$$

TS beräknades även för obehandlade prover av slammet från sedimenteringsdammen. Då togs 50 ml slam, dessa prover behövde därför en längre torkningsperiod. De torkades först i ugnen i 60 min sedan fick de stå i 24 timmar för att torka ytterligare innan de vägdes.

För att kontrollera metoden skickades två prover för analys till Synlab, ett prov på slam från sedimenteringsdammen och ett prov på ett avvattnat slamprov.

### 3.1.5 Avvattningskapacitet

Geotextiltubens avvattningskapacitet beräknades baserat på TS-halten före och efter avvattningen, relationen beskrivs med Ekvation 2. Standardvärde för vattens densitet är 1000 kg/m<sup>3</sup> och slammets densitet antogs vara detsamma (Sellgren, 2003).

$$\text{ton TS} = \% \text{ TS} \times \text{slamdensitet} [\text{ton/m}^3] \times \text{slamvolym} [\text{m}^3] \quad (2)$$

Om TS-halten före är 1,9 % och efteråt 25,5 % så blir 1 m<sup>3</sup> oavvattnat slam cirka 0,0745 m<sup>3</sup> slam efter avvattning, se beräkning nedan. Med vetskap om hur många kubikmeter tuben rymmer går det beräkna hur mycket slam den har kapacitet att avvattna. Volymen avvattnat slam  $V_e = 0,0745 \times V_f$ , där  $V_f$  är volymen oavvattnat slam. Detta samband gäller för de givna TS-halterna.

$$\text{Före avvattning: } 0,019 \text{ ton} = 0,019 \times 1 [\text{ton/m}^3] \times 1 [\text{m}^3]$$

$$\text{Efter avvattning: } 0,019 \text{ ton} = 0,255 \times 1 [\text{ton/m}^3] \times V_e [\text{m}^3]$$

$$\text{Volym efter: } V_e [\text{m}^3] = 0,019 / (0,255 \times 1 [\text{m}^3]) = 0,0745$$

## 3.2 Floc Breakup

För att undersöka begreppet floc breakup blandades ett 100 ml slamprov med polymer så att flockning uppstod, för att därefter skakas kraftigt i några sekunder. Detta försök gjordes för att se hur slammet ser ut om bindningarna utsätts för en stor spänning.

Enligt processschemat för avvattningen (Figur 6) ska slammet passera en excenterskruvpump efter att polymeren är tillsatt med förhoppning att den kan agera som omrörare. Eftersom vi inte vet hur stor kraft som krävs för att bindningarna ska brytas igen finns möjligheten att flockarna bryts upp när de passerar genom pumpen. För att svara på frågan om det fungerar att använda excenterskruvpumpen eller inte provades processutformningen (beskriven i avsnitt 2.4.2) praktiskt. Visar det sig att spänningen är för stor behöver processschemat göras om och polymeren tillsätts efter pumpen. Ytterligare materiel behöver då köpas in för att röra om i slammet så att det flockar sig.

### 3.3 Rejektvattnets kvalitet

Analysen på rejecktvalet gjordes för att avgöra dess kvalitet. Prover tagna på filtrerat vatten skickades iväg för analys av BOD<sub>7</sub>, kvävehalt, fosforhalt samt halt av suspenderat material. Utsläppskraven för att få släppa ut vattnet till recipienten hittas i avsnitt 2.1.3. Analysen är utförd av Synlab.

### 3.4 Kostnadsanalys

För att svara på den sista frågeställningen, om den undersökta avvattningsmetoden står sig kostnadsässigt mot att transportera bort slammet, jämfördes alla kostnader. Priset per ton slam beräknades för borttransport av slam respektive avvattning av slam med geotextiltuber.

Baserat på 41 fakturor (fakturerade mellan 2017-01-17 och 2019-08-19) från borttransport av slam från Lövsta ARV togs ett genomsnittligt pris per ton slam fram. Detta är snittpriset före implementering av slamavvattning. Kostnader som uppkommer vid implementering av avvattningen redovisas och snittpris per ton slam för att tömma sedimenteringsdammen räknades ut, och jämförs med dagens pris. En uppskattning på framtida kostnader och snittpris för att avvattna slam från slamsilon gjordes.

För att avgöra om investeringen är ekonomiskt hållbar gjordes en avskrivning av implementeringskostnaderna per ton oavvattnat slam (Ekvation 3) från sedimenteringsdammen. En kostnad för fortsatt avvattning, av slam från slamsilon, togs även fram. Då antas anläggningen vara på plats och ytterligare investering består av fler geotextiltuber och mer polymer, medan övrig utrustning redan finns.

$$\text{Snittpris slamavvattning [kr/ton]} = \frac{\text{Total investeringskostnad [kr]}}{\text{Oavvattnat dammslamm[ton]}} \quad (3)$$

Priser för excenterskruvpump och den vattentrycksdrivna doserpumpen kommer från tidigare inköp. Slangar och kopplingar är inköpta från SLU:s fastighetsavdelnings vanliga inköpsställen. Polymeren är inköpt av Brenntag Nordic som är återförsäljare till Kemira Kemi AB. Kostnader för personal och borttransport av avvattnat slam är inte medräknat i kalkylen. Priserna är räknade inkl. moms. Kostnad för ström är inte heller inräknat.

Polymer i fast form användes vid avvattningstesterna i detta projekt. Vid full skala används istället en polymeremulsion. Med vetskap om att emulsionen har 40 % aktiv substans kan mängden emulsion som krävs räknas ut. Polymeren säljs i partier om 25 l. För att beräkna ett pris per ton slam användes geotextiltubens beräknade kapacitet. Tidigare har slammet uttryckts i m<sup>3</sup>. Då slammet till största del består av vattnet kan konverteringen 1 m<sup>3</sup> = 1 ton användas.

### 3.5 Statistiska analyser

I detta avsnitt beskrivs hur datan bearbetats statistiskt. För att undersöka huruvida datan var normalfördelad eller ej användes normalitetstestet Shapiro-Wilk. Då det inte kunde bevisas att datan inte var normalfördelad användes t-test och envägs-ANOVA för att undersöka signifikansen hos resultaten. För att beskriva mätosäkerheten skapades konfidensintervall.

### 3.5.1 Normalitetstest

För att testa om data är normalfördelad kan testet Shapiro-Wilk (SW) användas. Detta är en vanlig metod då den är bra på att detektera icke-normalitet, och för att den går att tillämpa för  $n < 50$ . Vid test om datan följer en normalfördelning används nollhypotesen,  $H_0$ , att datan är normalfördelad. Kan  $H_0$  förkastas vet vi att datan inte är normalfördelad. Om  $H_0$  inte kan förkastas bevisar det dock inte att datan är normalfördelad, speciellt inte vid små datamängder. Det betyder endast att det inte med säkerhet kan sägas att datan inte är normalfördelad. Om ett större värde på  $\alpha$  används så ökar chansen att upptäcka om datan inte är normalfördelad, och är att rekommendera när data testas för normalitet (Helsler & Hirsch, 1993). En sammanfattning av Shapiro-Wilk kan ses i Tabell 4.

Tabell 4: Shapiro-Wilk.

<b>Hypotes</b>	$H_0$ – datan är normalfördelad $H_1$ – datan är inte normalfördelad
<b>Statistiktest</b>	Beräkna $W$
<b>Frihetsgrad</b>	$n-1$
$W_\alpha$	Tabulerat värde
<b>Resultat</b>	Förkasta $H_0$ om $W < W_\alpha$

$$W = \sqrt{\frac{\sum_{t=2}^n (a_t y_t)^2}{\sum_{t=1}^n (x_t - \bar{y})^2}} \quad (4)$$

- $x_i$  = mätvärde
- $y_i$  = sorterat mätvärde
- $n$  = antal prov
- $\bar{y}$  = medelvärde
- $a_t$  = tabulerad koefficient

Mätvärdena  $x_1, x_2, \dots, x_n$  sorteras i stigande ordning vilket ger värdena  $y_1, y_2, \dots, y_n$ , där  $y_1 < y_2 < \dots < y_n$ . Det tabulerade värdet  $W_\alpha$  beror på antalet prov,  $n$ , och av vilket värde som väljs på  $\alpha$ . För en dataserie med  $n=6$  och  $\alpha=0,05$  fås  $W_\alpha=0,788$ .

Ytterligare ett sätt att testa om datan är normalfördelad är att beräkna p-värdet. Nollhypotesen,  $H_0$  kan förkastas om p-värdet  $< \alpha$ . Om p-värdet är större än  $\alpha$  går det inte säga att datan inte är normalfördelad, precis som i fallet med jämförelsen mellan  $W$  och  $W_\alpha$  (Helsler & Hirsch, 1993). Det statistiska testet Shapiro-Wilk utfördes i programmet R, som ger både p-värde och  $W$  (R Documentation, u.å.).

### 3.5.2 Mätosäkerhet

För de tester där upprepade försök gjordes beräknades medelvärde ( $\bar{x}$ ) och standardavvikelse ( $s$ ). Medelvärdet är en uppskattning av det sanna värdet. Standardavvikelsen är ett mått på hur mycket observationerna avviker från medelvärdet, ett större värde på standardavvikelsen betyder större spridning kring medelvärdet. Standardavvikelsen beräknas enligt Ekvation 5, där  $x_i$ =mätvärde,  $n$ =antal prov och  $\bar{x}$ =medelvärde.

$$s = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{(n - 1)}} \quad (5)$$

Standardavvikelsen kan till exempel användas för att beräkna ett konfidensintervall runt medelvärdet. Konfidensintervallet är ett intervall inom vilket det sanna värdet ligger. Ordet kommer från engelskans *confidence interval* (confidence som betyder förtroende eller tillit) och betyder att det går sätta en viss grad av tilltro eller sannolikhet att konfidensintervallet innehåller det sanna värdet. Ju säkrare vi vill vara på att värdet ligger inom intervallet, desto större intervall (Miller & Miller, 2010). För stora datamängder ges konfidensintervallet av Ekvation 6, där  $z$  beror på vilken konfidensnivå som önskas. För 95 % konfidensnivå är  $z=1,96$ .

$$\bar{x} = \pm \frac{z \times s}{\sqrt{n}} \quad (6)$$

Vid få datapunkter brukar istället t-fördelning användas, som är approximativt normalfördelad. Då används istället Ekvation 7, där det är  $t_{n-1}$  som beror av konfidensnivån, men även av antalet frihetsgrader ( $f$ ). Antal frihetsgrader ges här av  $n - 1$ . För 95 % konfidensnivå är  $t=2,57$  om  $f=5$ . Både  $z$  och  $t_{n-1}$  är tabulerade värden.

$$\bar{x} = \pm \frac{t_{n-1} \times s}{\sqrt{n}} \quad (7)$$

Ovan beskrivna ekvationer baseras på att datan är normalfördelad. Det innebär att värdena är koncentrerade kring medelvärdet och att fördelningen av värdena ser likadan ut på båda sidor om medelvärdet, alltså att 50 % av värdena ligger över medelvärdet och 50 % ligger under medelvärdet. Ju längre bort från medelvärdet desto färre värden. Om datan inte är normalfördelad måste hänsyn tas till detta när konfidensintervallet skapas (Miller & Miller, 2010).

### 3.5.3 T-test

För att testa om de resultat som fås skiljer sig åt signifikant utfördes ett så kallat t-test. T-test kan användas för att jämföra ett uppmätt värde mot ett känt sant värde, eller för att jämföra två uppmätta värden med varandra. I den här studien användes det senare. T-test används alltså för att testa om skillnaden mellan två medelvärden skiljer sig åt signifikant eller om skillnaden beror på slumpmässig variation. Vid utförande av t-test testas nollhypotesen, att det inte är skillnad mellan de två värden som jämförs. Vi testar alltså om  $\bar{x}_1 - \bar{x}_2$  skiljer sig från noll. Metoden tillåter att de två grupperna som jämförs har olika antal mätpunkter och även olika standardavvikelser. En sammanslagen standardavvikelse ( $s_s$ ) beräknas med hjälp av Ekvation 8 och sedan beräknas ett t-värde enligt Ekvation 9 (Miller & Miller, 2010).

$$s_s^2 = \frac{(n_1 - 1)s_1^2 + (n_2 - 1)s_2^2}{(n_1 + n_2 - 2)} \quad (8)$$

$$t = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{\frac{s_s^2}{n_1} + \frac{s_s^2}{n_2}}} \quad (9)$$

Det beräknade t-värdet jämförs mot ett tabulerat t-värde ( $t_f$ ) som beror av antal frihetsgrader ( $f$ ) och av  $\alpha$ . Antal frihetsgrader för  $t$  ges här av  $n_1 + n_2 - 2$ . Om  $|t| > t_f$  kan nollhypotesen förkastas, vilket innebär att det är en signifikant skillnad mellan värdena. Även här går det att jämföra p-värdet. Om  $p < \alpha$  kan nollhypotesen förkastas, vilket betyder att det är signifikant skillnad på den nivå som  $\alpha$  är satt till. T-test baseras på att datan antas normalfördelad. Programvaran Excel användes för att utföra t-testerna.

För att se om det går använda ett den sammanslagna standardavvikelsen ( $s_s$ ) vid t-test görs ett f-test som beskrivs närmare i nästa avsnitt (avsnitt 3.5.4). För att få använda  $s_s$  ska de två standardavvikelserna som används inte skilja sig åt signifikant. Om de skulle göra det är det inte lämpligt att använda Ekvation 8. Ekvation 9 skrivs då om till Ekvation 10 och antalet frihetsgrader ( $f$ ) ges av Ekvation 11.

$$t = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{\frac{s_1^2}{n_1} + \frac{s_2^2}{n_2}}} \quad (10)$$

$$f = \frac{\left(\frac{s_1^2}{n_1} + \frac{s_2^2}{n_2}\right)^2}{\frac{s_1^4}{n_1^2(n_2-1)} + \frac{s_2^4}{n_2^2(n_2-1)}} \quad (11)$$

### 3.5.4 F-test

F-test är ett signifikanstest för att jämföra standardavvikelser. I f-testet tas kvoten mellan de två provernas varianser för att testa nollhypotesen att de inte skiljer sig åt. I ekvationen placeras  $s_1^2$  och  $s_2^2$  så att svaret F alltid är större eller lika med 1. Testet antar att proverna har en normalfördelning. Om F överskrider ett tabulerat värde,  $F_f$ , kan nollhypotesen förkastas (Miller & Miller, 2010).

$$F = \frac{s_1^2}{s_2^2} \quad (12)$$

### 3.5.5 ANOVA

T-test är användbart för att testa signifikansen mellan två medelvärden. Ska flera medelvärden jämföras samtidigt kan signifikanstestet ANOVA (från engelskans analysis of variance) användas. Även ANOVA baseras på att datan är normalfördelad, med nollhypotesen att det inte är någon skillnad mellan värdena. Ett f-test görs där spridningen mellan grupperna och spridningen inom grupperna är det som används i ekvation 12. Spridningen inom grupperna beräknas som medelvärdet av variansen ( $s_0^2$ ), och spridningen mellan grupperna beräknas som variansen av medelvärdena ( $s_{\bar{x}}^2$ ) (Miller & Miller, 2010). Följande ekvationer används:

$$s_i^2 = \frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{(n - 1)} \quad (13)$$

$$s_0^2 = \frac{\sum s_i^2}{h} \quad (14)$$

$$s_{\bar{x}}^2 = \frac{n \sum (x_i - \bar{x}_{tot})^2}{(h - 1)} \quad (15)$$

$$F = \frac{s_{\bar{x}}^2}{s_0^2} \quad (16)$$

- $x_i$  = mätvärde
- $h$  = antal prov (provserier)
- $n$  = antal replikat i varje provserie
- $\bar{x}_i$  = medelvärde för ett prov
- $\bar{x}$  = övergripande medelvärde
- $s_i^2$  = variansen för ett prov

Om  $F > F_f$  kan nollhypotesen förkastas. Om  $H_0$  förkastas betyder det att det är skillnad mellan någon eller några av grupperna. För att ta reda på mellan vilka grupper måste t-test eller annat signifikanstest utföras. För att utföra detta test användes programvaran Excel.



## 4 RESULTAT

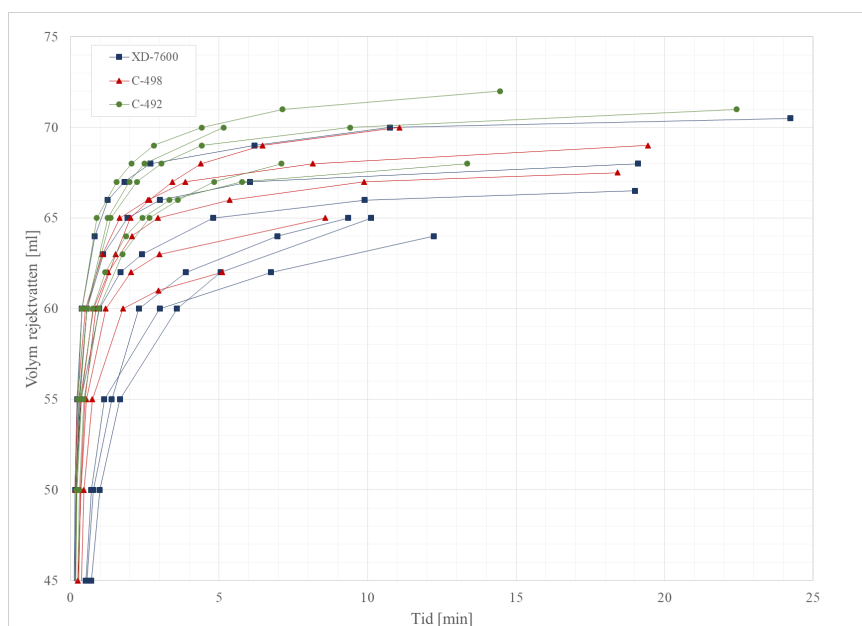
I detta avsnitt redovisas samtliga resultat från projektet. Från avvattningstesterna erhöles resultat om hur stor andel vatten som filtreras, det ger information om avvattningskapaciteten för de olika polymererna och doseringarna. Torrsubstansen för obehandlat samt avvattnat slam redovisas i tabellform och fotografier används för att visa eller förklara resultat. Resultaten från normalitets- och signifikanstesten finns presenterade längre ner i avsnittet medan mätosäkerheten i form av konfidensintervall redovisas i samband med resultaten i hela avsnittet.

### 4.1 Avvattningstester

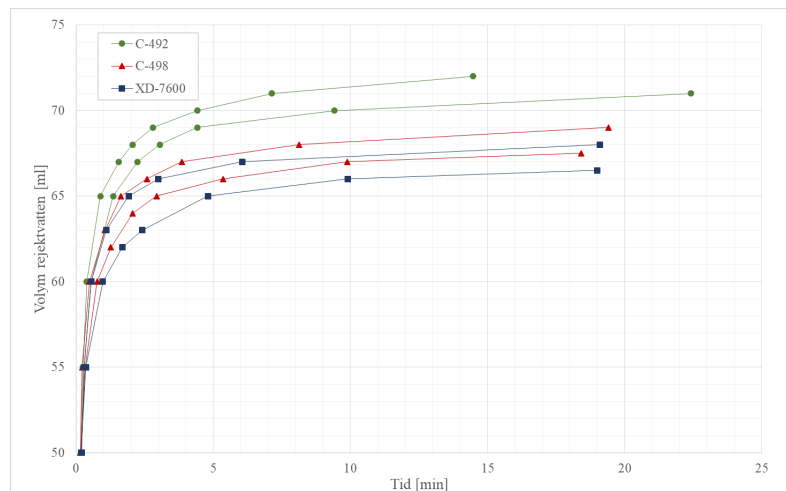
Nedan visas resultaten från avvattningsförsöken A, B, C, D och E och presenteras i den ordningen. Grafer visar hur vattnet filtreras och stapeldiagram visar slutvolym filtrerat vatten. Medelvärden för slutvolymen filtrerat vatten antas representera ett sant värde. Slutvolymen presenteras, förutom med medelvärden även med ett konfidensintervall.

#### 4.1.1 Försök A

De olika polymerernas avvattningskapacitet på slammet från sedimenteringsdammen visualiseras i Figur 12 som visar hur mycket vatten som passerat filtret över tid. För alla dessa tester har 15 ml polymerlösning tillförts till slamprover på 100 ml. Upprepade försök har gjorts för alla tre polymerer och testen är utförda under flera dagar, och således med olika slamprov. I Figur 12 ses resultat från alla försök medan Figur 13 visar resultat från de duplikat av tester som utfördes under samma dag, och således på samma slamprov. Deskriptivt visar polymer C-492 på bäst avvattningskapacitet med större volym rejektvatten än för polymererna C-498 och XD-7600. Det är tydligast i Figur 13, för de duplikat av tester som utfördes samma dag (2019-10-22). Figur 12, med resultat från alla försök utförda under flera olika tillfällen, har större spridning bland resultaten men en trend anas ändå att C-492 fungerar bäst och att XD-6700 är den polymer som fungerar sämst för slammet i sedimenteringsdammen i Lövsta.



**Figur 12:** Volym vatten som filtrerat över tid för olika polymerer. För alla tester har 15 ml polymer tillförts till 100 ml slam från sedimenteringsdammen.

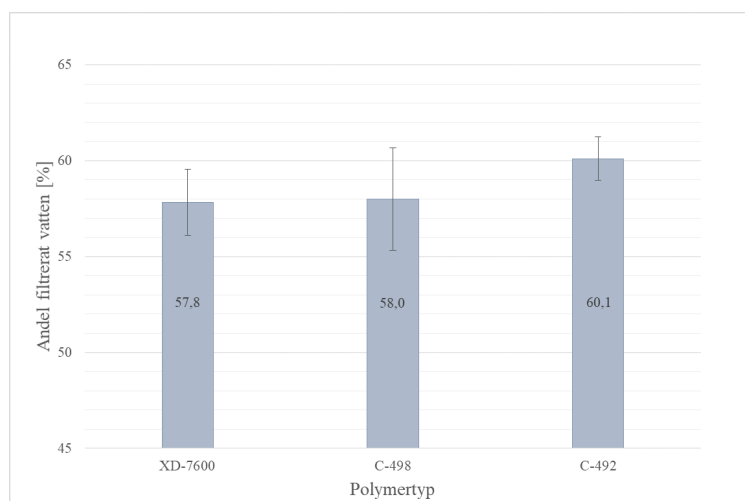


**Figur 13:** Volym vatten som filtrerat över tid för olika polymerer. För alla tester har 15 ml polymer tillförts till 100 ml slam från sedimenteringsdammen. Dessa försök är gjorda samma dag (2019-10-22), och således på samma slamprov.

Slutvolymen rejecktwater för ovanstående försök presenteras som andel filtrerat vatten i Tabell 5 och i stapeldiagrammet i Figur 14. Andelen filtrerat vatten presenteras med ett medelvärde och osäkerheten med ett 90 %-igt konfidensintervall.

**Tabell 5:** Medelvärde med 90 %-igt konfidensintervall för den slutliga volymen rejecktwater för de olika polymererna då 15 ml polymer tillförts till 100 ml slam från sedimentationsdammen, n = antal prover.

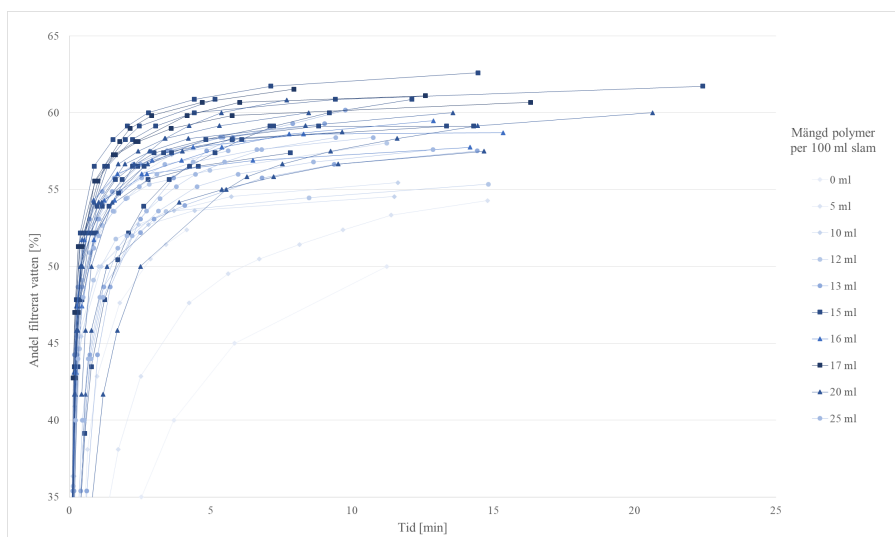
Polymer	n	Andel filtrerat vatten [%]
XD-7600	6	57,8 ± 1,72
C-498	5	58,0 ± 2,68
C-492	8	60,1 ± 1,14



**Figur 14:** Olika medelvärden för den slutliga volymen rejecktwater för de olika polymererna då 15 ml polymer tillförts till 100 ml slam från sedimenteringsdammen. Felstaplar motsvarar ett 90 %-igt konfidensintervall.

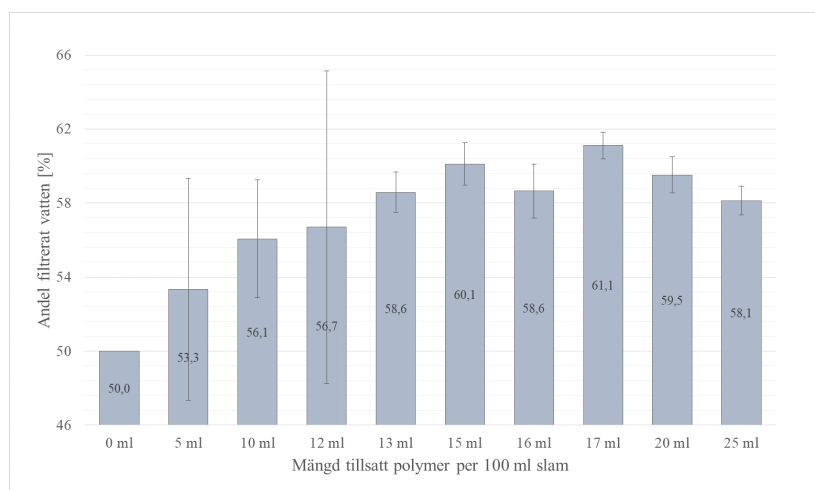
### 4.1.2 Försök B

Olika mängder av polymer C-492 testades på samma vis som i försök A, och hur stor andel vatten som filtrerat över tid visas i Figur 15. Olika mängder polymer tillsattes och resultaten är därför angivna som andel filtrerat vatten i procent för att kunna jämföras. Hur många försök som gjorts på varje polymermängd är angett i Tabell 6.



**Figur 15:** Andelen vatten som filtrerat över tid för olika mängder tillsatt polymer C-492. Slamvolym 100 ml.

I stapeldiagrammet i Figur 16 syns en trend, att ökad mängd polymer leder till ökad andel vatten som passerar filtret. Detta sker fram till 17 ml för att sedan minska. Felstaplarna motsvarar ett 90 % konfidensintervall. Anledningen till att felstaplarna är väldigt stora runt 5 respektive 12 ml beror på att det endast utförts duplikat av tester. För 0 ml polymer har endast ett test gjort varför det inte finns något intervall på den stapeln. Antal replikat för de olika mängderna polymer redovisas för i Tabell 6.



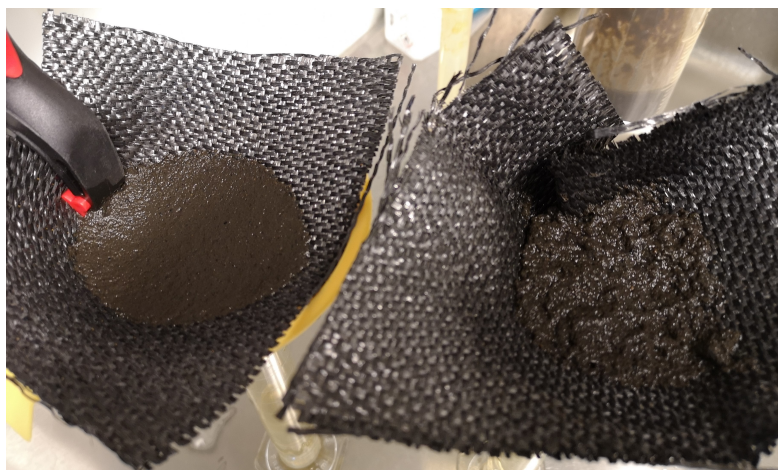
**Figur 16:** Staplarna i diagrammet visar hur stor andel vatten som passerat filtret. Felstaplar motsvarar ett 90 %-igt konfidensintervall.

**Tabell 6:** Slutvolymen rejektvatten, presenterat som medelvärde med ett 90 %-igt konfidensintervall, för olika dosering av polymer C-492 testat på slamprov av volym 100 ml. n = Antal replikat av varje prov.

Mängd [ml/100ml]	Rejektvatten [%]	n
0	50,0 ± -	1
5	53,3 ± 6,01	2
10	56,1 ± 3,19	3
12	56,7 ± 8,45	2
13	58,6 ± 1,10	5
15	60,1 ± 1,14	8
16	58,6 ± 1,46	3
17	61,1 ± 0,72	3
20	59,5 ± 0,98	6
25	58,1 ± 0,78	3

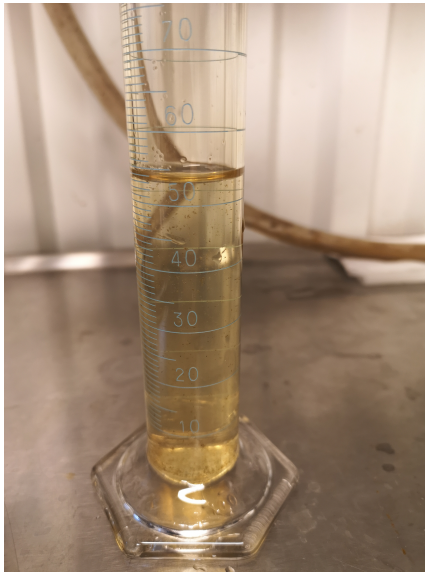
Som synes skiljer sig värdet på n. Från början gjordes avvattningstester med polymerdoseringar 0, 5, 10, 15, 20 och 25 ml. När tester gjordes på nytt slamprov upprepades prover på polymermängder som redan testats och detta skedde främst på 15 respektive 20 ml. Därefter gjordes tillägg av tester på 12, 13, 16 och 17 ml polymer.

I Figur 17 visas ett fotografi på ett slamprov som har tillförts för lite polymer samt ett slamprov där det tydligt syns att slammet flockat sig. 5 ml polymer/100 ml slam från sedimenteringsdammen var inte tillräckligt med polymer för att slammet skulle flocka sig.

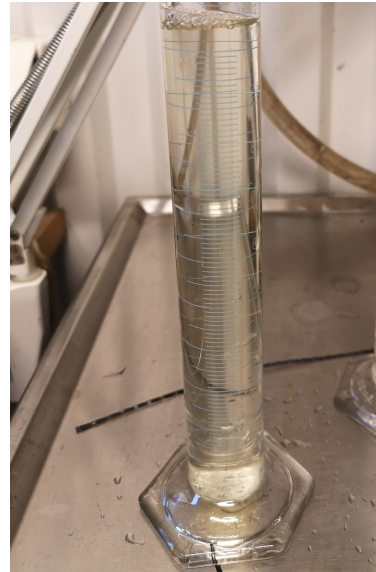


**Figur 17:** Avvattnat slam där det ena provet visar hur slammet ej flockat sig vid för liten dosering av polymer (t.v) medan det andra provet har flockat sig på ett önskvärdt sätt (t.h).

Vid för låg polymerdosering flockas inte slammet och partiklar följer med vattnet genom geotextilen. Detta bedömdes okulärt och Figur 18 visar exempel på hur rejektvattnet kan se ut med respektive utan innehåll av suspenderat material, för slam från sedimenteringsdammen. För polymermängder < 10 ml/100 ml bedömdes rejektvattenkvaliteten dålig då det tydligt gick att se partiklar i vattnet.



(a) Rejektvatten med suspenderat material.

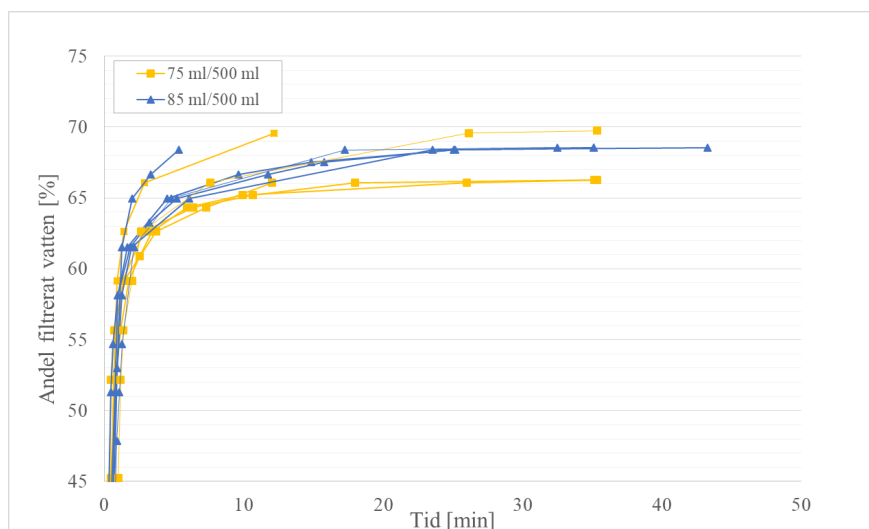


(b) Rejektvatten utan suspenderat material.

**Figur 18:** Rejektvatten från två olika avvattningsförsök. För lite polymer användes vid försök (a) medan tillräckligt med polymer resulterar i ett klart rejecktatten (b).

#### 4.1.3 Försök C

Två koncentrationer, 15 respektive 17 ml/100 ml slam gav de bästa resultaten vid avvattningstesterna på 100 ml. Resultat från avvattning med 17 ml polymer skiljde sig signifikant från resterande resultat med undantag för resultatet då 15 ml polymer använts (se avsnitt 4.5). På dessa koncentrationer skalades proverna upp till 75 ml/500 ml respektive 85 ml/500 ml. Figur 19 visar hur andelen filtrerat vatten ökar över tid och i Tabell 7 återfinns värdena för ett 90 % konfidensintervall och hur många replikat som gjorts på respektive polymermängd.



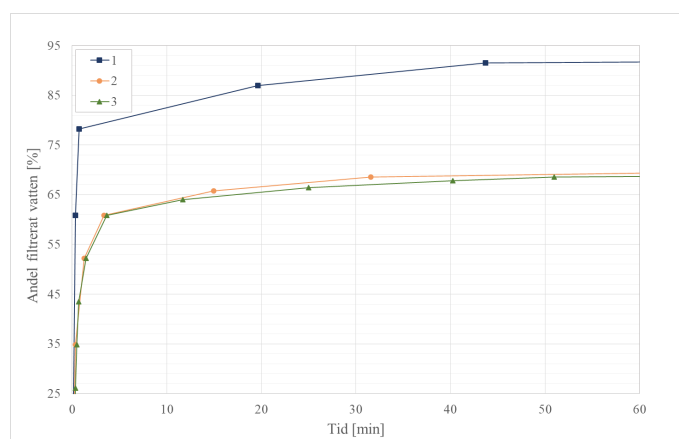
**Figur 19:** Andelen vatten som filtrerat över tid för olika mängder tillsatt polymer C-492. Slamvolym 500 ml.

**Tabell 7:** Andelen rejektivatten då 75 ml respektive 85 ml av polymer C-492 tillförts 500 ml slam från sedimentationsdammen. Osäkerheten presenteras med ett 90 %-igt konfidensintervall, n = antal prov.

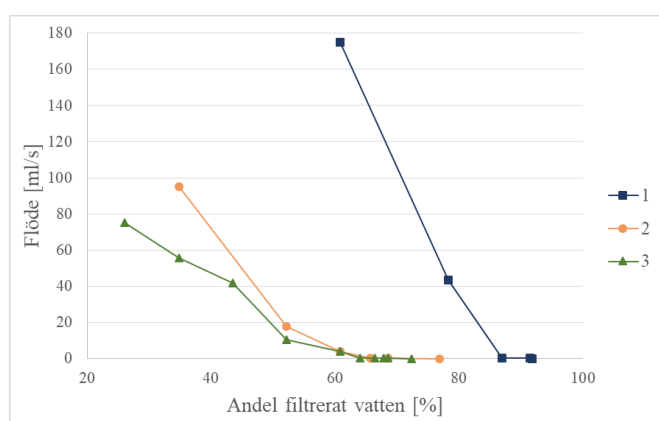
Mängd polymer [ml/500 ml]	Rejektivatten [%]	n
75	67,6 ± 1,80	5
85	68,5 ± 0,07	5

#### 4.1.4 Försök D

Resultaten från försök C skiljde sig inte signifikant enligt utförd t-test (se avsnitt 4.5). När ännu en uppskalning gjordes valdes därför den mindre polymermängden (75 ml/500 ml), en mindre polymermängd innebär lägre kostnad. I Figur 20 visas hur vattnet filtrerats över tid för de tre omgångar av slam på 5 l som tillsattes enligt beskrivningen i avsnitt 3.1.3. Hur vattnet filtreras skiljer sig mellan första tillsatsen och de andra två, som inte ser ut att skilja sig åt nämnvärt. Tittar man däremot på grafen i Figur 21 så går det se skillnad på flödet för de tre omgångarna slam som tillfördes påsen. Flödet är högst första gången och avtar för varje omgång slam som tillsätts.



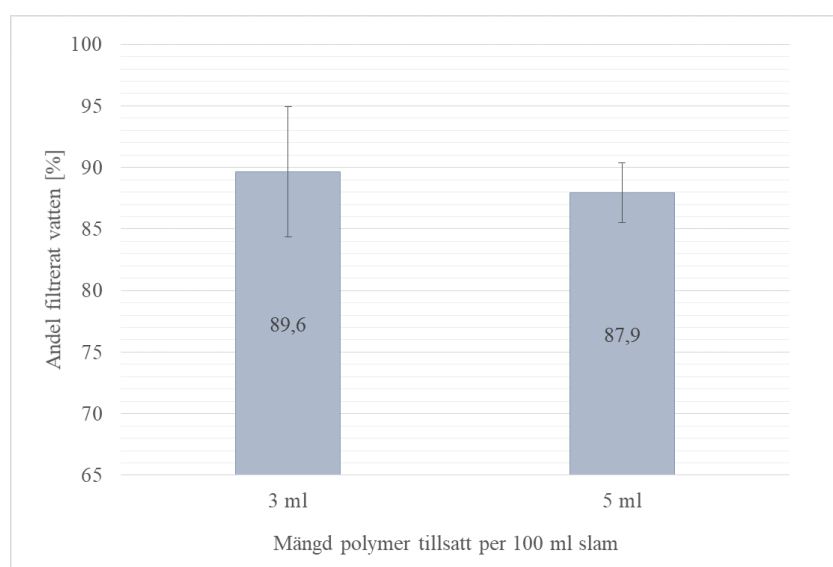
**Figur 20:** Andelen vatten som filtrerat över tid för tre omgångar slam á 5 l som tillförts till en påse av geotextil. Första omgången är numrerad som 1, andra som 2 etc.



**Figur 21:** Grafen visar hur flödet avtar i förhållande till andelen vatten som filtrerat för tre omgångar slam á 5 l som tillförts till en påse av geotextil. Första omgången är numrerad som 1, andra som 2 etc.

#### 4.1.5 Försök E

Vid utförda avvattningstester på 100 ml med slamprover från slamsilon rann vattnet så snabbt igenom att det inte gick att göra liknande grafer som presenterats för övriga försök. När 10 ml polymer tillsattes till 100 ml slamprov kunde en okulär bedömning göras att det var alldeles för mycket polymer. Andelen rejektvatten för de två andra polymermängderna som provades kan ses i Figur 22. Medelvärdena för andelen filtrerat vatten för 3 ml respektive 5 ml polymer beräknades till  $89,6 \pm 5,3 \%$  och  $87,9 \pm 2,5 \%$  ( $\alpha=0,1$ ).



**Figur 22:** Staplarna i diagrammet visar hur stor andel vatten som passerat filtret (försök E). Felstaplar motsvarar ett 90 %-igt konfidensintervall.

#### 4.1.6 Torrsubstans

Torrsubstansen för obehandlat slam i sedimenteringsdammen har beräknats till  $1,9 \pm 0,25 \%$  ( $\alpha=0,05$ ) baserat på fyra prover som är utförda vid fyra olika dagar på fyra olika slamprover. Resultaten presenteras i Tabell 8. Exten analys av slam från sedimenteringsdammen av Synlab gav ett resultat på 1,97 % TS. Resultatrapport från Synlab finns att läsa i Bilaga C.1.

**Tabell 8:** Torrsubstans för obehandlat slam från sedimenteringsdammen.

Prov	TS
1	2,0 %
2	1,8 %
3	2,1 %
4	1,7 %

För proverna på 500 ml (försök C) har torrsubstansen beräknats till  $15,1 \pm 7,65 \%$  för 75 ml polymer och  $13,42 \pm 5,71 \%$  för 85 ml polymer ( $\alpha=0,05$ ). Alla beräknade värden på TS hittas i Tabell 9 nedan. Det har gjorts fem avvattningstester på vardera polymermängd.

**Tabell 9:** Torrsubstans för avvattnat slam från sedimenteringsdammen vid användning av C-492 för två olika mängder tillsatt polymer (försök C).

Mängd [ml/500 ml]	TS [%]
75	23
75	9,8
75	17,7
75	17
75	8
85	20
85	10
85	16
85	12,3
85	8,8

Försök D, då en påse av geotextil användes, startades 2019-11-19 då 5 l slam tillfördes i två omgångar. Ett dygn senare (2019-11-20) tillfördes ytterligare 5 l slam. När det gått två dygn till (2019-11-22) togs prover och TS-halt beräknades. Det beräknade medelvärde med 95 %-igt konfidensintervall för TS i försök D är  $16 \pm 6,1$  %. Resultaten för respektive prov redovisas i Tabell 10. Fyra stickprover är tagna från slammet i påsen. När påsen med slammet stått i 19 dagar till (2019-12-11) togs fyra nya stickprover och ny TS-halt beräknades, denna gång till  $25,5 \pm 3,3$  %. Det slamprov som skickats på analys till Synlab resulterade i en TS-halt på 15,4 %. Den provtagningen utfördes 2019-12-11. Resultatrapport från Synlab finns att läsa i Bilaga C.2.

**Tabell 10:** Torrsubstans för avvattnat slam vid försök D.

Prov	TS <sub>2 dygn</sub>	TS <sub>21 dygn</sub>
1	14 %	24 %
2	21 %	23 %
3	18 %	27 %
4	11 %	28 %

För slammet i slamsilon beräknades en TS-halt baserat på tre prover, se Tabell 11. Dessa prover togs under samma dag. TS för obehandlat slam i slamsilon är  $1,3 \pm 1,23$  ( $\alpha=0,05$ ).

**Tabell 11:** Torrsubstans för obehandlat slam från slamsilon.

Prov	TS
1	1,0 %
2	0,9 %
3	2,0 %

#### 4.1.7 Avvattningskapacitet

Geotextiltubens avvattningskapacitet beräknas baserat på TS-halten före och efter avvattningen (se avsnitt 3.1.5). Den inköpta tuben rymmer  $12,6 \text{ m}^3$ , det innebär att  $169 \text{ m}^3$  slam från sedimenteringsdammen kan avvattnas. Om slammet i slamsilon kan uppnå samma TS-halt som det från sedimenteringsdammen vid avvattning har den inköpta tuben kapacitet att avvattna  $247 \text{ m}^3$  slam från slamsilon. Tabell 12 visar beräknad slamkapacitet för den inköpta tuben, beräknat både på slammet från dammen och från slamsilon. Kapacitet för en större tub är också beräknat. TS-halt på avvattnat slam från slamsilo är inte beräknat utan antas vara samma som för slammet från sedimenteringsdammen.

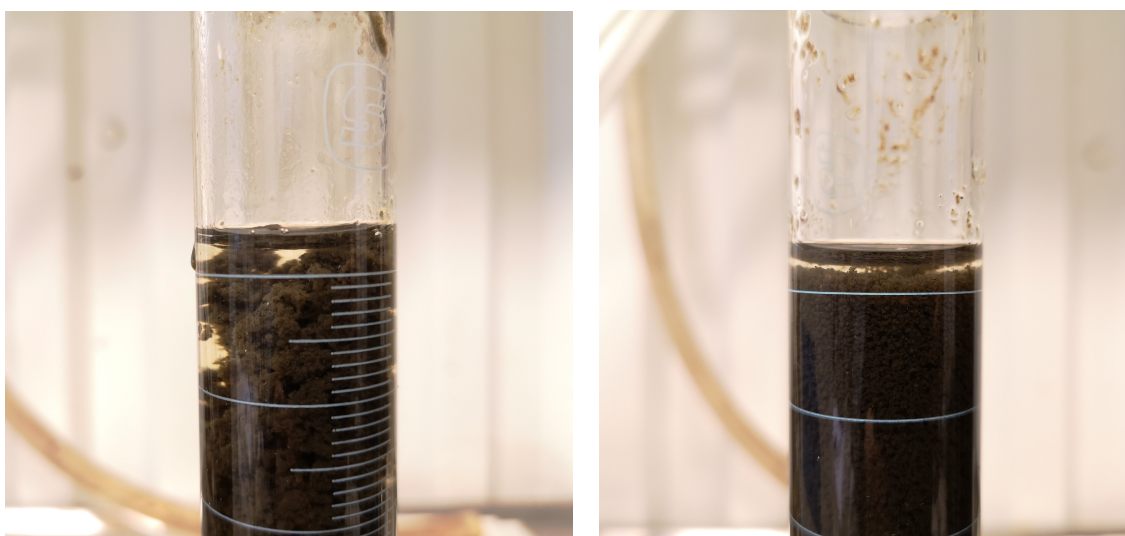


**Tabell 12:** Beräknad slamkapacitet för två tubstorlekar baserat på TS-halter.

Slamtyp	TS före [%]	TS efter [%]	Tubstorlek [m <sup>3</sup> ]	Slamkapacitet [m <sup>3</sup> ]
Damm	1,9	25,5	12,6	169
Slamsilo	1,3	25,5	12,6	247
Damm	1,9	25,5	50	671
Slamsilo	1,3	25,5	50	980

## 4.2 Floc Breakup

Begreppet floc breakup undersöktes först i labbskala. När det flockade slamprovet på 100 ml skakats gick det tydligt att se att flockarna gått sönder på grund av den kraft som provet utsatts för, se Figur 23. Sedan gjordes även en propumpning för att se om samma sak kunde observeras då, men enligt de propumpningsförsök som utfördes gick det inte att upptäcka samma struktur på slammets som det som kan ses i Figur 23b.



(a) Slamprov med tillsatt polymer, flockning av slam.

(b) Efter skakning av prov, flockarna har gått sönder.

**Figur 23:** Fotografierna visar slammets när (a) det flockats med hjälp av polymer och (b) hur flockarna gått sönder när provet varit utsatt för starka yttre krafter.

## 4.3 Rejektvattnets kvalitet

Provtagning av rejecktvattnet från geotextiltuben analyserades av Synlab. Resultat från deras analys visas i Tabell 13 nedan. Resultatrapport från Synlab finns att läsa i Bilaga C.3. Resultaten visar att rejecktvattnet klarar de riktvärden som finns på totalfosfor och BOD<sub>7</sub>. Totalfosfor i utgående vatten får inte överstiga 0,3 mg/l och BOD<sub>7</sub> ska inte överstiga 10 mg/l.

**Tabell 13:** Resultat från externa analyser på rejecktatten.

Parameter	Resultat [mg/l]	Mätosäkerhet
BOD <sub>7</sub>	3,7	± 1,8
tot-P	0,088	± 0,0088
tot-N	12	± 1,8
Suspenderade ämnen	12	± 2,5

#### 4.4 Kostnadsanalys

Först presenteras hur många kubikmeter slam en dunk polymer räcker till, därefter hur många tuber av geotextil som krävs för att tömma sedimenteringsdammen och en påminnelse om beräknad kapacitet för tuberna. Ett snittpris för dagens hantering av slammet följs sedan av kostnader för slamavvattning och beräknat snittpris för den undersökta metoden. Avskrivningen av implementeringskostnaderna har gjorts på avvattningen av slammet från dammen.

Baserat på resultat från avvattningstester är den optimala doseringen av polymer för slammet från sedimenteringsdammen respektive slamsilon 0,15 l aktiv substans/m<sup>3</sup> och 0,03 l aktiv substans/m<sup>3</sup>. Detta motsvarar 375 respektive 75 ml emulsion/m<sup>3</sup>. En dunk polymer med 25 l emulsion räcker således till ca 67 m<sup>3</sup> slam från sedimenteringsdammen eller till 333 m<sup>3</sup> slam från slamsilon. Om sedimenteringsdammens volym är 840 m<sup>3</sup> (baserat på dimensionerna i avsnitt 2.1.2) och den är full av slam kommer den att kunna tömmas med hjälp av två tuber med storlekarna 12,6 m<sup>3</sup> respektive 50 m<sup>3</sup>, vilka har kapacitet att avvattna 169 m<sup>3</sup> respektive 671 m<sup>3</sup> slam från dammen (se avsnitt 4.1.7).

Borttransport av slam utförs idag av FSAB. Priset baseras på hur mycket slam som transporteras bort samt av tiden det tar att utföra arbetet. Baserat på 41 fakturor är priset 226 kr/ton. I Tabell 14 nedan presenteras de kostnader som uppkommit vid implementering av slamavvattningen på Lövsta ARV. I tabellen ingår även kostnader för att kunna avvattna slammet i dammen. I detta pris är borttransport av det avvattnade slammet inte inräknat. Kostnader för el eller personal är inte heller inräknat.

**Tabell 14:** Kostnader för att avvattna slammet i dammen, exkl. borttransport, el och personal.

Komponent	Kostnad [kr]	Notis
Excenterskrupump	15 380	Tidigare inköp
Moms	3845	Antar 25 % moms
Polymerdosering	2 300	Tidigare inköp
Moms	575	Antar 25 % moms
Polymer	40 560	13 st dunkar á 3120 kr
Dränkbar pump	0	Finns på plats
Prominent doseringspump	0	Finns på plats
Grävning	27 950	Lutande plan åt tub
Presenning	12 000	Placeras under tub
Moms	3000	Antar 25 % moms
Slangar och koppingar	13 569	Inkl. moms
Geotextiltub (12,6 m <sup>3</sup> )	13 069	Inkl. moms
Frakt geotextiltub	7 276	
Geotextiltub (50 m <sup>3</sup> )	14 000	Siffror från Atek
Moms (12,6 m <sup>3</sup> )	5 000	Antar 25 % moms
Frakt geotextiltub (12,6 m <sup>3</sup> )	7 276	Baserat på tidigare frakt
<b>Totalt</b>	<b>165 800</b>	Totalt investeringskostnad

Med en total kostnad på 165 800 kr för att avvattna 840 ton slam blir snittpriset 197 kr/ton. Det innebär att det finns en marginal på 28 kr/ton jämfört med dagens pris på 226 kr/ton. För alla 840 ton slam från dammen fås således en marginal på cirka 24 000 kr. En summa som ska täcka hanteringen av det avvattnade slammet, el och arbetskostnader. Avskrivningen på implementeringskostnaderna är gjord på slammet från dammen. Baserat på de 41 fakturor som utgör grunden för dagens snittpris har 71 ton/mån pumpats bort, vilket motsvarar drygt 850 ton/år. Avskrivningen är således gjord på en slamproduktion som sker under drygt ett år. Vid ytterligare avvattning, av slammet från slamsilon, behöver fler tuber införskaffas och även mer polymer. Tabell 15 presenterar förväntade priser vid ytterligare inköp av två tuber på 50 m<sup>3</sup>. En sådan rymmer 980 ton slam från slamsilon (se avsnitt 4.1.7).

**Tabell 15:** Uppskattade kostnader för framtida inköp av två tuber för att avvattna slam från slamsilon, exkl. borttransport, el och personal.

Materiel	Pris [kr]	Notis
Geotextiltuber (2 × 50 m <sup>3</sup> )	28 000	Siffra från Atek
Moms	7 000	Antar 25 % moms
Frakt	7300	Baserat på tidigare inköp av tub
Polymer	18 720	6 st dunkar á 3120 kr
<b>Totalt</b>	<b>62 470</b>	

Vid ytterligare inköp av två geotextiltuber på 50 m<sup>3</sup> uppskattas priset bli 32 kr/ton när slam från slamsilon ska avvattnas. I denna uppskattning är fortfarande inte kostnad för personal, el eller borttransport inräknat. Livslängd på de olika komponenterna är inte heller inräknat.

## 4.5 Statistiska analyser

Nedan presenteras resultaten från de statistiska metoder som applicerats på datan. Normalitetstest har utförts på försök A med antagande att resterande försök följer samma fördelning. På försök A, B och C har ANOVA och t-test utförts för att studera om det finns signifikanta skillnader mellan resultaten.

### 4.5.1 Normalitetstest

För att testa om datan var normalfördelad utfördes normalitetstestet Shapiro-Wilk med hjälp av programvaran R. Nollhypotesen ( $H_0$ ), att datan är normalfördelad, kan förkastas om p-värdet  $< \alpha$  eller om genererat  $W$  är mindre än det tabulerade värdet  $W_\alpha$ , för givet  $\alpha$ . SW utfördes på resultaten från de första avvattningstesterna, då de tre polymererna jämfördes (försök A). Normalitetstestet kunde inte bevisa att datan inte är normalfördelad (se Tabell 16) varav antagande görs att datan följer en normalfördelning. Shapiro-Wilk utfördes endast på de första resultaten och ett antagande görs att följande resultat även de följer normalfördelning.

Då mätvärdena antas vara normalfördelade baserat på testet Shapiro-Wilks appliceras mätosäkerheten i form av konfidensintervall på framtagna resultat. De signifikantest som utförs baseras också på antagandet att datan är normalfördelad.

**Tabell 16:** Resultat från normalfördelningstestet Shapiro-Wilk, applicerat på den slutliga volymen rejektivatten för de olika polymererna då 15 ml polymer tillförts till 100 ml slam från sedimenteringsdammen.

Indata	n	W	$W_{\alpha=0,05}^*$	$W_{\alpha=0,1}^*$	p-värde	Resultat
XD-7600	6	0,91593	0,788	0,826	0,4765	$H_0$ kan ej förkastas
C-498	5	0,94427	0,762	0,806	0,6963	$H_0$ kan ej förkastas
C-492	8	0,9461	0,818	0,851	0,6719	$H_0$ kan ej förkastas

\*Tabellvärden (Naval Facilities Engineering Command, 1999).

### 4.5.2 Signifikantest med ANOVA och t-test

För försök A, då tre dataserier skulle jämföras, utfördes t-tester. Det går att jämföra  $t_f$  med beräknat t-värde eller se till det beräknade p-värdet för att avgöra om det finns någon signifikant skillnad. Om  $|t| > t_f$  kan nollhypotesen förkastas. T-tester på 95 % konfidensnivå visade inte på någon signifikant skillnad. T-test utfördes även på 90 % konfidensnivå, då visade resultatet på en signifikant skillnad mellan C-492 och XD-7600. P-värdet, som är 0,054, visar att det är en signifikant skillnad på en 94,6 %-nivå. T-test mellan dessa två polymerer utfördes därför med  $\alpha=0,055$ , där även t-värdena visade på signifikant skillnad. Resultaten redovisas i Tabell 17.

**Tabell 17:** Signifikanstest på resultaten i försök A. Tabellen visar resultat från utförda t-test i Excel.

Försök	$\alpha$	$f$	p-värde	ltl	$t_f$	Resultat
C-492 - C-498	0,05	6	0,18	1,51	2,44	$ t  < t_f$ ej bevisad signifikant skillnad
C-498 - XD-7600	0,05	7	0,91	0,11	2,23	$ t  < t_f$ ej bevisad signifikant skillnad
C-492 - XD-7600	0,05	10	0,054	2,18	2,22	$ t  < t_f$ ej bevisad signifikant skillnad
C-492 - C-498	0,1	6	0,18	1,51	1,94	$ t  < t_f$ ej bevisad signifikant skillnad
C-498 - XD-7600	0,1	7	0,91	0,11	1,89	$ t  < t_f$ ej bevisad signifikant skillnad
C-492 - XD-7600	0,1	10	0,054	2,18	1,81	$ t  > t_f$ $H_0$ förkastas, signifikant skillnad
C-492 - XD-7600	0,055	10	0,054	2,18	2,17	$ t  > t_f$ $H_0$ förkastas, signifikant skillnad

Under försök B testades olika mängder polymer till 100 ml slam. Här har åtta dataserier jämförts varför ANOVA först utfördes. Resultatet visar på att det finns en signifikant skillnad mellan några eller flera av dataserierna då p-värdet = 0,001 och  $F=5,1 > F_f=2,5$ . T-tester fick därför utföras för att jämföra alla dataserier var för sig. För försök B har t-testerna gjorts med  $\alpha = 0,05$ . Resultaten visas i Tabell 18. T-test för 17 ml polymer per 100 ml slam testades mot övriga polymermängder. Resultaten visar på en signifikant skillnad för alla provmängder förutom 15 respektive 12 ml polymer per 100 ml slam. Anledningen till det inte går att bevisa någon signifikant skillnad mot 12 ml beror med största sannolikhet på att det endast gjordes 2 tester på denna provmängd, vilket leder till endast en frihetsgrad och ett  $t_f$  på 12,7. Vidare utfördes t-test för 15 ml polymer mot övriga, här kunde endast signifikant skillnad bevisas för 10 respektive 25 ml polymer.

**Tabell 18:** Signifikanstest försök B. Tabellen visar resultat från utförda t-test i Excel.

Försök	$\alpha$	$f$	p-värde	ltl	$t_f$	Resultat
17 - 16	0,05	3	0,02	4,43	3,18	$ t  > t_f$ signifikant skillnad
17 - 15	0,05	9	0,16	1,54	2,26	$ t  < t_f$ ej bevisad signifikant skillnad
17 - 13	0,05	5	0,007	4,42	2,57	$ t  > t_f$ signifikant skillnad
17 - 12	0,05	1	0,19	3,24	12,7	$ t  < t_f$ ej bevisad signifikant skillnad
17 - 10	0,05	2	0,046	4,51	4,30	$ t  > t_f$ signifikant skillnad
17 - 20	0,05	7	0,022	2,93	2,36	$ t  > t_f$ signifikant skillnad
17 - 25	0,05	4	0,001	8,19	2,78	$ t  > t_f$ signifikant skillnad
15 - 13	0,05	11	0,08	1,92	2,20	$ t  < t_f$ ej bevisad signifikant skillnad
15 - 12	0,05	1	0,26	2,32	12,7	$ t  < t_f$ ej bevisad signifikant skillnad
15 - 10	0,05	3	0,047	3,24	3,18	$ t  > t_f$ signifikant skillnad
15 - 16	0,05	8	0,099	1,87	2,31	$ t  < t_f$ ej bevisad signifikant skillnad
15 - 20	0,05	12	0,46	0,77	2,17	$ t  < t_f$ ej bevisad signifikant skillnad
15 - 25	0,05	9	0,01	2,99	2,26	$ t  > t_f$ signifikant skillnad

Försökmängderna 17 respektive 15 ml polymer per 100 ml slam gav bäst resultat från avvattningstestet vid försök B, de kunde inte bevisas skilja sig åt signifikant och dessa två skalades upp till slamprov på 500 ml (försök C). Här utfördes 5 replikat på varje polymermängd. T-test mellan dessa två, med resultatet  $|t|=1,10 < t_f=2,13$  ( $\alpha=0,1$ ) och p-värde=0,5, kunde inte heller nu visa på en signifikant skillnad. T-test på resultatet från försök E, med p-värde=0,45, visar inte på någon signifikant skillnad.

## 5 DISKUSSION

I detta avsnitt diskuteras de resultat som erhållits i projektet samt vilka felkällor som kan ha påverkat resultatet. Vidare diskuteras även förslag till fortsatta studier.

### 5.1 Avvattningstester

#### 5.1.1 Optimal polymerdosering vid Lövsta ARV

Polymer C-492 är den polymer som är bäst lämpad att använda som flockningspolymer till slammet vid Lövsta ARV. Resultaten från avvattningstesterna med polymer C-492 skiljde sig inte signifikant från de resultat som erhöles när C-498 användes. Båda polymererna är linjära men C-498 har högre laddningstäthet. Resultaten visade däremot på en signifikant skillnad mellan C-492 och XD-7600 (för  $\alpha=0,055$ ). Baserat på den gjorda litteraturstudien var förväntat resultat att högre laddningstäthet skulle resultera i bättre avvattning. Detta stämmer ej överens med erhållna resultat i denna studie, även om resultaten inte skiljde sig åt signifikant. Troligtvis skiljer sig karaktären på slam väsentligt trots att det är samma typ av slam (exempelvis från en aktivslamprocess), vilket kan göra det svårt att rekommendera en polymer utan att utföra avvattningstester. Trenden på avvattningsbarheten i försök B (Figur 16) liknar det samband som Wang et al., (2017) påvisade i sin studie (se avsnitt 2.3.3), att högre dosering av PAM (polyakrylamid) innebär bättre avvattningsbarhet. När en viss dos PAM uppnåtts och överskrids minskar avvattningsbarheten igen, detta resultat fick även Zheng et al. (2014).

Polymer med lägre laddningstäthet är generellt billigare och C-492 hade därför troligtvis valts som polymer även om C-498 givit bättre resultat om inte resultaten skiljt sig åt signifikant. Optimal dosering av polymer enligt försök B är 17 ml/100 ml för slam från sedimenteringsdammen. Resultatet skiljde sig signifikant från alla andra mängder polymer förutom 15 ml/100 ml, varför båda dessa skalades upp för vidare avvattningsförsök. Liknande resultat erhöles vid försök C. Högre dos polymer resulterar i högre andel rejektvatten dvs. lägre vattenhalt i slammet, vilket eftersträvas. Mindre dosering av polymer är ekonomiskt hållbarare varför 150 ml/dammslam anses vara optimal dosering av polymer C-492 vid avvattningen på Lövsta ARV. Det hade varit intressant att prova fler polymerer, speciellt att lägga till neutrala och negativt laddade polymerer. Detta gjordes inte, dels beroende på den tidsram som projektet omfattades av, dels på att reningsprocessen på Lövsta ARV består av en aktivslamprocess. Slam från aktivslamprocessen har negativ karaktär. Katjonisk polymer är således den polymer som används till slam från denna reningsprocess. Det verkar som att aktivslamprocessen inverkar mer på slammets kaktär än vad stegen med fällningskemikalier gör. Hade den kemiska reningen påverkat slammets laddning mer än den biologiska reningen, skulle en anjonisk polymer behövs för att skapa flockning.

Resultaten från försök B bekräftar att igentäppning av geotextilens porer uppstår vid ingen eller för liten polymerdosering. I Figur 15 (avsnitt 4.1.2) syns att flödet för ingen respektive dosering av 5 ml polymer per 100 ml slam skiljer sig från resterande kurvor. Igensättning av porerna i geotextilen tyder på små partiklar i slammet och att tillsats av polymer är nödvändig för en lyckad avvattning. Försök D styrker det som står i avsnitt 2.4 om att en filterkaka byggs upp på insidan, då vattnets flöde minskade när det fanns mer slam i tuben (se Figur 21 avsnitt 4.1.4).

Vid provtagning av slam från sedimenteringsdammen följde det inte med lika mycket vatten som det förväntas göra vid pumpning av slammet från dammen till slamsilon. Att det följer med vatten ses inte som ett problem, däremot innebär det troligen att en lägre dosering av polymer är den optimala doseringen jämfört med resultatet från denna studie. Det skulle kunna vara ett alternativ att pumpa bort en del vatten från dammen innan slammet pumpas till slamsilon. Vid en provpumpning av slam från sedimenteringsdammen till slamsilon gick det att undvika att få med vatten till slamsilon genom att röra pumpen hela tiden. Det var då pumpen inte hölls i rörelse som vatten började pumpas istället för slammet. Enligt avsnitt 2.4 verkar avvattningseffektiviteten vara högre vid högre vatteninnehåll i slammet. Därför rekommenderas det senare alternativet, dvs. att dammen inte behöver tömmas på vatten så länge pumpen hålls i rörelse i dammen.

Några få avvattningstester gjordes även på slam från slamsilon. Dessa utfördes endast under en dag och på få replikat. Doseringen 3 ml/100 ml slam resulterade i högst andel rejektvatten. Resultatet skiljdes inte signifikant

från den doseringen 5 ml/100 ml slam, men anses ändå vara den optimala doseringen av polymer till slammet i slamsilon. Att polymerdoseringen är mycket lägre för slammet i slamsilon jämfört med det från dammen beror på att det är mer vatten i slamsilon. Fotografierna till höger i Figur 9 (slam från dammen) har ett flockat slam som ser ut att utgöra hela provmängden medan fotografiet i Figur 11 består till hälften av vatten (slam från slamsilon).

I detta projekt har ingen hänsyn tagits till pH. Att undersöka hur flockningskemikalien påverkas av pH skulle vara intressant vid fortsatta studier. Slammet i Lövsta ARV är av väldigt varierande karaktär vilket gör att även pH kanske varierar. Det används även andra kemikalier i reningsprocessen som påverkar vattnets pH. Fokus i detta projekt har varit på slammet i dammen, vilket förmodligen inte varierar i karaktär på samma sätt som slammet i slamsilon. Resultaten hade kanske haft större variationer om samma mängd avvattningsstester utförts på slammet i slamsilon.

Rekommendationer för polymerdosering vid det tidigare avvattningsförsöket var lägre än erhållet resultat för slammet från sedimenteringsdammen men högre än erhållet resultat för slammet från slamsilon. 0,125 l aktiv substans/m<sup>3</sup> och 0,15 l aktiv substans/m<sup>3</sup> ligger rätt nära varandra medan skillnaden mellan 0,075 l aktiv substans/m<sup>3</sup> och 0,03 l aktiv substans/m<sup>3</sup> skiljer sig åt desto mer. Det är svårt att säga vad som orsakat skillnaderna i resultaten. De tidigare rekommendationerna baserades inte på utförliga tester utan mest på tidigare kunskap och erfarenhet. Dock så har inte heller siffran 0,03 någon vetenskaplig grund, då den enbart baseras på några få avvattningsstester.

### 5.1.2 Torrsubstans

De litteraturvärden som hittats på vilka TS-halter som är möjliga att uppnå varierar. Återförsäljares siffror är dock högre än resultat från studier som gjorts. Det resultat på 25,5 % TS från försök D när provet hade fått stå i tre veckor, stämmer överens med resultatet från den studie där slam från en nötflytgödselbassäng avvattnats (Mukhtar, Wagner & Gregory, 2009) och en TS-halt på 26,7 % uppnåddes efter sex månader. Mängden slam i denna studie på Lövsta ARV då resultatet 25,5 % TS erhöles var endast 15 l. Det innebär att det torkar snabbare och inte behöver sex månader för att uppnå samma TS-halt. Slamprovet lagrades inomhus vid minst 20 °C, vilket antas bidra till en snabbare avtattning än utomhusklimat. En annan studie på nötflytgödsel (Worley, Bass & Vendrell, 2008) erhöles ett resultat på 16 % TS då tuben legat i två veckor från sista pumpningen av slam till tuben. Deras resultat liknar den beräknade torrsubstansen från försök C som efter avtattning blev 15,1 ± 7,65 % (95 % konfidensnivå). Den första beräkningen av TS-halt som gjordes på försök D blev 16,1 ± 6,1 %.

Avvattningsstudien utförd av Yee et al. (2012) som presenterats i avsnitt 2.4 redovisar en uppnådd TS-halt på 55 %. Detta var dock inte på slam utan på förorenat sediment från botten av en sjö. Ingen kornstorlekssammansättning presenteras men gissningsvis kan detta material innehålla en lägre halt av organiskt material och mer sand än materialet från bassängerna med nötflytgödsel. Organiskt material har en stor vattenhållande förmåga jämfört med sand. Organiskt material är också ett material som har aggregatstruktur, och mycket högre porvolym än sandjordar. Detta gör att ett sandigt material inte håller lika mycket vatten och dessutom har en mindre volym och då kan mer material rymmas i tuben vid avtattning. Denna teori bekräftas av Wang et al. (2012) som också tror att högt organiskt innehåll i slam kan öka vatteninnehållet i slampartiklarna. De skriver att då detta vatten inte kan avlägsnas genom mekanisk avtattning ökar organiskt innehåll slammets innehåll av fukt i slamkakan.

Baserat på jämförelserna med ovan nämnda studier kan resultaten på TS-halter i denna studie antas riktiga. Däremot stämmer inte den beräknade TS-halten från försök D på prover från 2019-12-11 med de resultat som erhöles från Synlabs. Synlabs resultat på 15,1 % TS-halt skiljer sig åt med drygt 10 procentenheter. Synlabs resultat på TS liknar dock de resultat som presenterats från studierna på nötflytslam. Osäkerheter som kan påverka uppnådda resultat på TS-halter i detta projekt är bland annat vågen och ugnen som använts. Tillgång till en ”analysriktig” ugn fanns inte så en ugn utan möjlighet att visa exakt ugnstemperatur användes. Det är således inte möjligt att veta om ugnen höll jämn temperatur eller att temperaturen stämde överens med önskad temperatur. En ”analysriktig” våg fanns inte heller att tillgå. Vågens noggrannhet på 0,1 g är låg, vilket påverkar provsvaren. Proverna vägdes två gånger för att säkerställa att vikten var stabil. En faktor som sannolikt resul-

terat i erhållna TS-halter är homogeniteten på slamkakan, eller snarare icke-homogeniteten. De TS-halter som erhållits från stickprover på samma slamprov skiljer uppemot tio procentenheter. Detta kan vara en förklaring till att Synlabs resultat skiljde sig från de som fått i detta projekt på slamprover tagna 2019-12-11.

Torrsubstansen på slammet från sedimenteringsdammen före avvattning har beräknats till 1,9 % och Synlab fick ett liknande resultat på 1,97 %. Detta anses därför vara ett resultat som stämmer överens med sant värde. Proven från sedimenteringsdammen är tagna där dammen är mättad på slam (se Figur 7 avsnitt 3.1.1). Provtagningen på slammet har gjorts under flera tillfällen. TS har beräknats på fyra av proverna med ett resultat som antas vara representativt då det stämmer väl överens med vad som går att hitta i litteraturen. Slammet i dammen antas relativt homogent då det legat lagrat under en längre tid. För slammet i slamsilon gäller det motsatta, karaktären tros variera kraftigt. Att TS-halten i slamsilon beräknats till 1,3 % baserat på tre prover tagna under samma dag kan därför inte anses som representativt för slammet i slamsilon. Slammet i slamsilon varierar kraftigt och prover hade behövt tas under flera olika dagar för att kunna få ett bättre uppskattning på TS i slamsilon. Studeras fotografierna i Figureerna 9 och 11 (avsnitt 3.1.3) som visar flockat slam från sedimenteringsdammen respektive slamsilon så skiljer de sig åt väsentligt. Det flockade slammet från slamsilon tar upp endast halva volymen av provmängden medan nästan hela provet utgörs av flockat slam när det gäller slammet från sedimenteringsdammen.

### 5.1.3 Avvattningskapacitet

Baserat på resultaten under detta projekt har TS-halten gått från 1,9 % till 25,5 % för slammet i sedimenteringsdammen. Erhållna TS-halter antas rimliga enligt vad som skrivits ovan (avsnitt 5.1.2). Avvattningskapaciteten för tuber av storleken 12,6 m<sup>3</sup> respektive 50 m<sup>3</sup> har utifrån TS-halerna beräknats till 169 ton oavvattnat slam från dammen eller 247 ton slam från slamsilon för den mindre tuben och till 671 respektive 980 ton för den större. Att kapaciteten är högre när det gäller slam från slamsilon är rimligt med tanke på det som skrivits tidigare om slammets karaktär vid flockning (jämför Figur 9 och 11). Beräknade TS-halter för slammet från dammen antas representativa (se avsnitt 5.1.2) medan TS för oavvattnat slam från slamsilon inte kan antas representativt. Avvattningskapaciteten som beräknats för slamsilon kan därför skilja sig från beräknat värde. Är TS i slamsilon lägre kommer kapaciteten av oavvattnat slam att vara högre. Uppnådd TS-halt har antagits vara samma för båda slamtyperna, vilket inte heller är verifierat.

Vid beräkning av slamkapaciteten har densiteten på oavvattnat slam antagits vara 1000 kg/m<sup>3</sup>. Eftersom slam innehåller en stor andel vatten kan slammets densitet approximeras till samma som för vatten. Hade en högre siffra på densiteten använts skulle den beräknade kapaciteten bli större. En studie som undersökte densiteten på de fasta partiklarna i aktivt slam rapporterar att densiteten för oavvattnat slam från en aktivslamprocess ligger mellan 1020–1060 kg/m<sup>3</sup> för olika reningsverk (Dammel & Schroeder, 1991). Använt värde för slamdensitet kan därför antas representativt.

I Kungsängsverkets miljörapport från 2018 står att de uppnådde en TS-halt på 27 %. De avvattnar sitt slam med centrifug (Uppsala Vatten och Avfall, 2019). Stockholm Vatten och Avfall uppger att de uppnådde TS-halter på 28 % respektive 31 % på sina två reningsverk under 2018 (Stockholm Vatten och Avfall, 2019). Jämfört med deras uppnådda TS-halter är resultatet från denna studie bra resultat då det ligger nära deras värden. Metoden verkar fungera väl för ändamålet att avvattna slammet vid Lövsta avloppsreningsverk.

Avvattningkapaciteten baseras enbart på hur hög torrsubstanshalt slutmaterialet har. Den andra aspekten som avgör är avvattningshastigheten. Graferna som visar andelen filtrerat vatten över tid ger indikationer på att högre polymerhalt genererar en snabbare filtrering av vatten under den första tiden av avvattningen. Samma sak gäller för polymertypen C-494, den ser ut att generera snabbare avvattning än de andra två polymererna, se figur 12 och 13. Trycket i tuben, som påverkar avvattningen har inte undersökts. För att göra det skulle en mindre variant av den fullskaliga geotextiltuben behövas, istället för den påse som användes vid försök D i denna studie. Det hade gett ett riktgare resultat och med det resultatet hade det kanske kunnat uppskattas hur lång tid det tar för den stora tuben att avvattnas.

Olika typer av geotextil har inte heller undersökts. Återförsäljarna till geotextiltuben har baserat på information om att den ska användas till slamavvattning rekommenderat den som köptes. Försöken har visat att denna geotextil fungerar.

## 5.2 Flock breakup

Det går inte veta hur hög spänning provet utsattes för vid labbtestet eller hur stor den blir från excenterskruv-pumpen. Processutformningen fungerar baserat på provpumpning som gjorts. Att pumpa slam och polymer genom excenterskruvpumpen har inte gett upphov till att flockarna har gått sönder, utan omrörningen som sker i pumpen samt den hydrauliska omrörningen som sker när hastighetsgradienter i flödet uppstår har räckt för att skapa flockar.

## 5.3 Rejektvattnets kvalitet

Analyserna av rejecktatten gjorda av Synlab visade att det klarar de riktvärden som finns för fosfor och BOD<sub>7</sub>. Vattnet som idag leds tillbaka till reningsverket skulle därför istället kunna ledas ut till recipienten. Om rejeckt-vattnet haft högre innehåll av fosfor hade det varit intressant att ta reda på om det kunde användas för bevattning av åkermark, och bidra till en minskning av gödselinköp. Lövsta ARV ligger omgivet av åkermark. Hur be-vattningen görs eller varifrån vattnet tas har inte undersökts men att använda rejecktattnet från slamavvattning istället för befintligt vatten kanske kan minska på vattentransport om sådan krävs i dagsläget.

## 5.4 Kostnadsanalys

Resultatet från kostnadsanalysen tyder på att avvattning med hjälp av geotextiltuber är ekonomiskt hållbar jämfört med att transportera bort slammet oavvattnat. Det har visat sig vara möjligt att utföra avvattningen utan att köpa in stor och utrymmeskrävande utrustning och avvattningen från slamsilon kommer kontinuerligt att kunna skötas utan att det är en person på plats hela tiden. Det går bra att pumpa slammet från dammen till slamsilon (varifrån det pumpas till tuben). Ska slammet pumpas utan att det följer med extra vatten från dammen (så det har samma karaktär som vid utförda avvattningstester, figur 7) behövs två personer för att pumpen ska kunna hållas i rörelse hela tiden. Dammen har aldrig tömts och den har varit i drift i 6 år, töms den nu kommer det dröja innan det behöver göras igen och därför har uppskattade framtida kostnader för avvattning gjorts på slam från slamsilon.

Under detta projekt köptes en mindre tub in (12,6 m<sup>3</sup>) vid test av metoden, och för att avvattna slammet i dammen krävs inköp av ytterligare en tub av storleken 50 m<sup>3</sup>. Att köpa större geotextiltuber medverkar till att priset per ton slam sjunker. Vid användning av tubstorleken på 50 m<sup>3</sup> bör det räcka med en tub per år då den har beräknats kunna avvattna 980 ton slam från slamsilon, och det i snitt har transporterats bort ca 850 ton slam/år. Vid inköp av flera tuber samtidigt bör kostnader för frakten minska, vilket också kan påverka priset för avvattning.

Kostnader för transport av avvattnat slam har inte tagits med i beräkningarna. En förfrågan från företaget som i dagsläget står för borttransport av oavvattnat slam genererade inte i något specifikt prisförslag för borttransport av avvattnat slam. Skillnaden i pris för borttransport jämfört med avvattning är 24 000 kr (för slammet i dammen). Om hanteringen av avvattnat slam inte överstiger den siffran har investeringskostnaderna avskrivits när slammet från dammen avvattnats. Priset för vidare avvattning är därefter mer än halverat jämfört med dagsläget, baserat på den uppskattning som gjorts. Detta är som sagt inte en fullständig ekonomisk redovisning. Livslängd för de olika komponenterna är inte redovisad eller medräknad. Kostnader för personal och el är inte heller inkluderade i redovisningen.

Vid omhändertagande av det avvattnade slammet bör det ses över vilka lagar och förordningar som gäller. Räknas slammet som avfall? Då behövs tillståndsplikt för att yrkesmässigt transportera bort slammet enligt 36 § i Avfallsförordningen (2011:927). Enligt avfallstrappan, som styr hur avfall i Sverige ska hanteras, ska energiut-vinning genom förbränning tillämpas före deponering (Naturskyddsföreningen, 2015). Finns det möjlighet att förbränna slammet i de förbränningsugnar som finns i närliggande lokaler? Då skulle det kanske kunna sparas



in på det förbränningsmaterial som idag används. Är långtidslagring möjligt för att sedan använda slammet som gödsel finns det även regler om tillstånd- eller anmälningsplikt att ta hänsyn till (Svenskt Vatten, 2016). Hänsyn måste även tas till eventuell metangasbildning (Naturvårdsverket, 2003).

Det finns inget företag i Sverige som producerar tuber av geotextil men det finns mer än en återförsäljare åt företag i Europa. En betydande faktor vid inköp av tuben var leveranstiden. Avgörande i detta fall var att få tag på en tub med inte allt för lång leveranstid. Vid framtida inköp rekommenderas en jämförelse mellan företagens priser för både tub och frakt. Köps flera geotextiltuber in samtidigt finns kanske möjlighet att få mängdrabatt. Pris för tub och frakt kan då minskas. Leverans av polymer kan göras tillsammans med andra kemikalier som köps in till reningsverket från samma återförsäljare.

## 5.5 Statistiska analyser

Under alla signifikanstester har datan antagits vara normalfördelad. Detta baserat på normalitetstestet Shapiro Wilk som inte kunde visa att datan inte var normalfördelad. Detta test utfördes endast på data från försök A och antagande gjordes att övrig data följde samma mönster. Att SW enbart utfördes på datan från försök A beror på att dessa hade högst antal replikat. Det går inte att säkert veta om all data verkligen är normalfördelad, men erhållna p-värden är ungefär tio gånger större än  $\alpha=0,05$ , vilket tyder på att resultatet stämmer med verkligheten.

Det går aldrig att bevisa en statistisk hypotes, för det krävs oändligt många replikat. Testerna kan dock visa på om det finns eller inte finns skillnader. Ju fler replikat, desto säkrare blir beräkningarna (Forkman, 2012). Som kan ses i resultatet från försök B så är konfidensintervallen för 5 respektive 12 ml polymer väldigt stora. Detta beror på att det endast är 2 replikat. De andra försöken har fler replikat men ur en statistisk synvinkel är det önskvärt att ha upp mot 30 replikat (SCB, 2019).

Datan har i vissa fall presenterats med ett 95 %-igt konfidensintervall och ibland med ett 90 %-igt. Att ha 95 % är önskvärt, men för väldigt få replikat blir konfidensintervallen på 95 % så stora att de nästan känns onödiga. Detta sker om replikatantalet är under fyra. Vid endast duplikat av försök blir det väldigt stora konfidensintervall redan vid 90 %.

## 5.6 Slamanvändning

Strukturen på det slam som avvattnats skulle bidra positivt till markens struktur då det är ett organiskt aggregatbildande material, vilket har en bra vattenhållande förmåga. Reningsverket är omgivet av åkermark. Kan slammet spridas där skulle kostnad för borttransport minska. Det skulle även bidra till sparade kostnader i och med att det inte behöver köpas in strukturförbättrande material till åkermarken, till exempel strukturkalk. Ur miljösynpunkt är det även positivt att kolet i slammet hamnar i mullen, och agerar som en kolsänka, istället för att hamna som koldioxid i luften vilket sker vid förbränning.

Analys av slammets innehåll av tungmetaller eller andra organiska föroreningar eller läkemedelsrester har inte gjorts under detta projekt och är något som behöver göras innan slammet används. Eftersom ett eventuellt slamförbud just nu utreds föreslås vidare analys av slammet utföras efter att den utredningens resultat publicerats. Resultatet skulle initialt redovisas i september 2019 men väntas nu redovisas i början av 2020. Om det fortfarande kommer vara tillåtet att sprida slam på åkermark kan det vara så att det finns nya gränsvärden eller fler ämnen som ska analyseras än vad REVAQ idag har med i sitt certifieringssystem. Eftersom det inte är något fosfor i utgående vatten innebär det att fosfor är kvar i slammet. Detta skulle innebära att slamåterföring till åkermark inte enbart skulle bidra med förbättrad markstruktur och vattenhållande förmåga, utan det skulle även bidra med fosfor. Då fosfor är en ändlig resurs skulle gödsling med slam istället för mineralgödsel vara bättre för miljön.

Eftersom fosfor stannar kvar i slammet, liksom metaller som koppar och kalcium (se avsnitt 2.4), behöver slammet även analyseras på andra föroreningar. Finns det tungmetaller i avloppsvattnet kommer även dessa stanna kvar i slammet, vilka inte är önskvärda på åkermarken. Det skulle även vara intressant att veta om andra för-

oreningar också stannar kvar i slammet, som organiska föroreningar eller läkemedelsrester. Finns det organiska föroreningar i slammet så skulle dessa eventuellt brytas ner under en långtidslagring, vilket är en fråga för vidare studier att svara på. Sveriges Lantbruksuniversitet utför tillsammans Miljöinstitutet IVL och Uppsala Vatten och Avfall AB ett storskaligt försök med långtidslagring av slam där nedbrytning av läkemedelsrester undersöks (Simha, 2018). Publicering av studiens resultat väntas komma under 2020. Analyser av slammet är viktiga för att arbeta mot det svenska miljömålet giftfri miljö.

En jämförelse av den ekonomiska vinningen har uppskattats i denna studie, en intressant aspekt hade varit att göra en livscykelanalys för att utvärdera avvattningsmetodens miljövinning jämfört med att transportera bort slammet. Inklusivt frakt av geotextiltuben från tillverkaren i Europa, tillverkning och frakt av kemikalier. Att göra en livscykelanalys är en metod för att studera den totala miljöpåverkan. För att nå en hållbar utveckling i samhället krävs det att vi ser till fler aspekter än bara den ekonomiska hållbarheten. Den ekologiska och den sociala hållbarheten är de två andra delar som idag används vid arbete mot en hållbar utveckling. Sveriges miljömål är en del i arbetet mot ekologisk hållbarhet, där begränsad klimatpåverkan är ett av målen.

## 6 SLUTSATSER

I denna studie har avvattning med hjälp av tuber gjorda av geotextil undersökts som metod för att avvattna slammet från Lövsta ARV. För att svara på om det är en möjlig metod har avvattningstester med flockningskemikalier utförts. Dessa tester har gett svar på vilken polymer som krävs och hur hög TS-halt som är möjlig att uppnå. Analys av rejektvatten har gjorts för att avgöra om vattnet kan släppas ut till recipienten eller om det behöver ledas tillbaka till reningsverket. Slutligen har den ekonomiska aspekten undersökt genom en förenklad kostnadsanalys, som jämför dagens pris för borttransport av slammet jämfört med priset om slammet avvattnas. Frågeställningarna kan besvaras på följande sätt:

- Den katjoniska polyakrylamiden C-492, med låg laddningstäthet, är den som fungerar bäst som flockningskemikalie till slammet i Lövsta ARV. Den optimala doseringen till slammet från sedimenteringsdammen är 150 ml/l för att uppnå effektiv avvattning. Optimal dosering till slammet i slamsilon är 30 ml/l.
- Det avvattnade slammet förväntas kunna uppnå 25,5 % TS-halt. Detta är nästan lika hög TS-halt som uppnås vid de kommunala reningsverken i Uppsala och Stockholm. TS-halten liknar även resultat som fåtts i tidigare studier och antas därför rimlig.
- Halterna av fosfor och BOD<sub>7</sub> var under de riktvärden som finns för utsläpp av rejektvatten till recipienten. Vattnet behöver således inte ledas tillbaka in till reningsverket.
- Att avvattna slammet från Lövsta ARV har beräknats vara kostnadseffektivare än att transportera bort slammet för extern avvattning. Detta är dock inte baserat på en fullständig ekonomisk kalkyl och vissa utgifter är inte medräknade i kalkylen. Med rätt sakkunskap kan skillnaden mellan dagens snittpris och beräknat snittpris användas för att avgöra om ej inräknade kostnader ryms inom denna prisskillnad.

Sammanfattningsvis pekar resultaten från detta projekt mot att avvattning med geotextiltuber är en användbar metod vid Lövsta avloppsreningsverk. Det har varit möjligt att investera i utrustning som inte är allt för utrymmeskrävande och eller krävt för stora investeringar för att fungera ekonomiskt. Ur en ekonomisk synpunkt rekommenderas andra mindre reningsverk att undersöka möjligheterna till att avvattna sitt slam med en tub av geotextil. Däremot så behöver det göras en livscykelanalys eller en annan studie som fokuserar på klimatpåverkan för att kunna dra någon slutsats om det miljömässigt går att rekommendera denna metod istället för att transportera bort slammet oavvattnat. Resultatet från utredningen om slam ska få användas på åkermark är också avgörande för hur miljövänlig denna metod är.

## REFERENSER

- Atek (u.å.). *Produkter - Avvattningstuber i geotextil*. Tillgänglig: <https://www.attek.nu/produkt/avvattningstuber-i-geotextil/> [2019-12-10]
- Baresel, C., Lüdtke, M., Levlin, E., Fortkamp, U., Ekengren, Ö. (2014). *Slamavvattning i kommunala reningsverk - Nuläget, begränsningar och perspektiv* (Rapport B2188). Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB
- Berggren, I., Albihn, A., Johannson, M. (2005). *Långtidslagring av avloppsslam - effekt på hygienisk kvalitet*. Stockholm: VA-Forsk Svenskt Vatten AB (Rapport 2005-04)
- Berilgen, S.A., Bulut, B.T (2016). *Laboratory Investigations for Dewatering of Golden Horn Sludge with Geotextile Tubes*. Marine Georesources & Geotechnology. DOI: 10.1080/1064119X.2015.1068894
- Berilgen, S.A., Tonaroglu, M., Akgüner, C., Turan Bulut, B. (2016). *Dewatering of Dredged Sludge with Geotubes: Effects of Polymer Additive Type and Amount*. Proceedings from 6th European Geosynthetics Congress. Ljubljana 25-28 september. Slovenien. Hämtad: [https://www.researchgate.net/publication/311593453\\_Dewatering\\_of\\_Dredged\\_Sludge\\_with\\_Geotubes\\_Effects\\_of\\_Polymer\\_Additive\\_Type\\_and\\_Amount](https://www.researchgate.net/publication/311593453_Dewatering_of_Dredged_Sludge_with_Geotubes_Effects_of_Polymer_Additive_Type_and_Amount) [2019-09-02]
- Carlsson, B., Hallin, S. (2010). *Tillämpad reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk* (Publikation U10). Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- Dammel, E.E., Schroeder, E.D. (1991). *Density of activated sludge solids*. Water Research, Vol. 25, Nr. 7.
- Forkman, J. (2012). *Handbok i statistik för fältförsök*. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet. Tillgänglig: [https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/faltforsk/utbildning-och-teknik/forsokshandboken/forsokshandbok\\_del-2\\_handbok\\_statistik.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/faltforsk/utbildning-och-teknik/forsokshandboken/forsokshandbok_del-2_handbok_statistik.pdf) [2012-12-10]
- Gillberg, L., Hansen, B., Karlsson, I., Nordström Enkel A., Pålsson, A. (2003). *Konsten att rena vatten*. Helsingborg: Kemira Kemwater.
- Hansson, E., Johansson M. (u.å.). *Avlopp på våra åkrar - en rapport om miljögifter i slam*. Stockholm: Naturskyddsföreningen. Tillgänglig: [https://www.naturskyddsforeningen.se/sites/default/files/dokument-media/avlopp\\_pa\\_vara\\_akrar\\_-\\_en\\_rapport\\_om\\_miljogifter.pdf](https://www.naturskyddsforeningen.se/sites/default/files/dokument-media/avlopp_pa_vara_akrar_-_en_rapport_om_miljogifter.pdf) [2019-09-02]
- Helsel, D.R., Hirsch R.M. (1993). *Statistical Methods in Water Resources*. Elsevier Science. Amsterdam.
- Howe, K., Crittenden, J.C., Hand, D.W., Trussell, R., Hand, I.W., Howe, R. Tchobanoglous, R., (2012). *MWH's Water Treatment : Principles and Design*. John Wiley Sons, Incorporated. Hoboken. Available from: ProQuest Ebook Central. [6 October 2019].
- Jarvis, P., Jefferson, B., Gregory, J., Parsons, S.A. (2005). A Review of Floc Strength and Breakage. *Water Research*, Vol. 39 (Issue 14).
- Johansson, M., Paxéus, N., Wahlberg, C. Torstensson, L. (1998). *Katjoniska polyakrylamider: Inverkan på markens mikrobiologi*. Stockholm: Va-Forsk VAV AB (Rapport 1998-13). Tillgänglig: [http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk\\_98-13.pdf](http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk_98-13.pdf) [2019-10-07]
- Jordbruksverket (2017). *Användning av avloppsslam på åkermark*. [Broschyr]. Jönköping: Naturvårdsverket. Tillgänglig: <http://www.jordbruksverket.se/download/18.119feb9115bf58a0d7b3522d/1494510731716/Informationsblad%20slam.pdf> [2019-10-14]

Koerner, G.R., Koerner, R.M. (2005). *Geotextile tube assessment using a hanging bag test*. Geotextiles and Geomembranes. DOI: 10.1016/j.geotextmem.2005.02.006.

Leander, A., Helmersson, E., Elving, J., Albihn, A. (2012). *Avdödning av mikroorganismer vid långtidslagring av avvattnat slam*. Stockholm: Va-Forsk VAV AB (Rapport 2012-17). Tillgänglig: [http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport\\_2012-17](http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2012-17) [2019-10-14]

Länsstyrelsen (2007). *Beslut - Tillstånd enligt 9 kap. miljöbalken (MB) till djurhållning m.m. på fastigheten Funbo-Lövsta 8:4 i Uppsala kommun*. Dnr: 551-5696-06.

Magnér, J., Rosenqvist, L., Rahmberg, M., Graae, L., Eliaeson, K., Örtlund L., Fång, J., Brorström-Lundén E. (2016). *Fate of pharmaceutical residues - in sewage treatment and on farmland fertilized with sludge* (Report nr B 2264). Stockholm: IVL Swedish Environmental Research Institute. ISBN 978-91-88319-04-3 Tillgänglig: <https://www.ivl.se/download/18.29aef808155c0d7f05054e/1473086619449/B2264.pdf> [2019-10-15]

Miller, J.N., Miller, J.C. (2010). *Statistics and chemometrics for analytical chemistry*, 6.Uppl. Prentice Hall: Harlow.

Mpofu, P., Addai-Mensah, J., Ralston, J., (2004). *Temperature Influence of Nonionic Polyethylene Oxide and Anionic Polyacrylamide on Flocculation and Dewatering Behaviour of Kaoline Dispersions*. Journal of colloid and interface science. 271. 145-56. 10.1016/j.jcis.2003.09.042.

Mukhtar, S., Wagner, K., Gregory, L. (2009). *Field Demonstration of the Performance of a Geotube® Dewatering System to Reduce Phosphorus and Other Substances from Dairy Lagoon Effluent*. Texas Water Resources Institute Technical Report. Tillgänglig: <http://hdl.handle.net/1969.1/86145>. [2012-12-11]

Muthukumar, A.E. Ilamparuthi, K. (2006). *Laboratory studies on geotextile filters as used in geotextile tube dewatering*. Geotextiles and Geomembranes, Vol. 24. Nr 4 Tillgänglig: <https://doi.org/10.1016/j.geotextmem.2006.03.002>

Naturskyddsföreningen (2015). *Faktablad: Avfallstrappan* Tillgänglig: [https://www.naturskyddsforeningen.se/skola/energifallet/faktablad-avfallstrappan?gclid=Cj0KCQiAxbwBRCoARIsABEc9sike3M7WQbHIh7grUU-PIU\\_rqfHvTVzP5Rg91-jwIXmixAhe7SUK87QaAg-yEALw\\_wcB](https://www.naturskyddsforeningen.se/skola/energifallet/faktablad-avfallstrappan?gclid=Cj0KCQiAxbwBRCoARIsABEc9sike3M7WQbHIh7grUU-PIU_rqfHvTVzP5Rg91-jwIXmixAhe7SUK87QaAg-yEALw_wcB) [2020-01-02]

Naturvårdsverket (2003). *Metoder för lagring, rötning och kompostering av avfall - Handbok med allmänna råd till 2 kap. 3 § miljöbalken*. Stockholm: Naturvårdsverket. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0130-2.pdf?pid=2560> [2020-01-02]

Naturvårdsverket (2007). *Faktablad om avloppsreningsverk 200-2000 pe*. [Faktablad]. Stockholm: Naturvårdsverket. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-8286-8.pdf?pid=3983> [2019-10-08]. ISBN: 91-620-8286-8

Naturvårdsverket (2008). *Små avloppsanläggningar - handbok till allmänna råd*. (Rapport 2008:3). Bromma: Naturvårdsverket. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/download/18.5f66a4e81416b5e51f7c41/13811364-53410/handbok-sma-avloppsanlaggningar.pdf> [2012-12-12]

Naturvårdsverket (2013). *Hållbar återföring av fosfor*. Bromma: Naturvårdsverket (Rapport 6580). Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6580-5.pdf> [2019-10-14]

Naturvårdsverket (2018). *De svenska miljömålen - en introduktion*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-8821-7

Naturvårdsverket & SCB (2018). *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2016*. (Rapport MI 22 SM 1801). Tillgänglig: [https://www.scb.se/contentassets/4d4d22ee07cf4baa9f47e5bab805c00c/mi0106\\_2016a01\\_sm\\_mi22s-m1801.pdf](https://www.scb.se/contentassets/4d4d22ee07cf4baa9f47e5bab805c00c/mi0106_2016a01_sm_mi22s-m1801.pdf) [2012-12-13]

Naval Facilities Engineering Command (1999). *Handbook for statistical analysis of environmental background data*. Tillgänglig: <https://documents.pub/document/handbook-for-statistical-analysis-of-environmental-background-und-data.html> [2012-12-02]

Palmér Rivera, M. (2006). *Avloppsanläggningar för 25-2000 pe - En nationell översikt*. Stockholm: VA-Forsk Svenskt Vatten AB (Rapport 2006-21)

Pumpportalen (u.å.). *Pumphandboken: Excenterskruvpump*. Tillgänglig: <https://www.pumpportalen.se/pumphandboken/excenterskruvpump/> [2019-12-04]

R Documentation (u.å.). *Shapiro-Wilk Normality Test*. Tillgänglig: <http://127.0.0.1:27143/library/stats/html/shapiro.test.html> [2019-12-02]

Sellgren, A. (2003). *Effektiv rörtransport av avvattnat slam* Stockholm: VA-Forsk Svenskt Vatten AB (Rapport 2003-29)

Starberg, K., Karlsson, B., Larsson, J-K., Moraesus, P., Lindberg, A. (2005). *Problem och lösningar vid processoptimering av rötkamardriften vid avloppsreningsverk*. Stockholm: VA-Forsk Svenskt Vatten AB (Rapport 2005-10) Tillgänglig: [http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk\\_2005-10.pdf](http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk_2005-10.pdf) [2019-09-10]

Stockholm Vatten och Avfall (2015). *Fördjupning avloppsreningsprocess*. Stockholm: Tillgänglig: <https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf1/avloppsvatten/reningsprocessen/fordjupning-avloppsreningsprocess>. Senast uppdaterad 2015-01-21. [2019-09-13]

Stockholm Vatten och Avfall (2019). *Så hanterar Stockholm Vatten och Avfall avloppsslam* [Faktablad]. Stockholm: Stockholm Vatten och Avfall. Tillgänglig: [https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf1/restprodukter/slam/slam\\_faktablad\\_maj19.pdf](https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf1/restprodukter/slam/slam_faktablad_maj19.pdf) [2019-12-17]

Svenskt Vatten (2007). *Avloppsteknik 1: Allmänt*. (Publikation U1). Stockholm: Svenskt Vatten AB. Utgåva 1. ISSN nr: 1654-5117.

Svenskt Vatten (2010a). *Avloppsteknik 2: Reningsprocessen* (Publikation U2) Stockholm: Svenskt Vatten AB. Utgåva 2. ISSN nr: 1654-5117.

Svenskt Vatten (2010b). *Avloppsteknik 3: Slamhantering* (Publikation U3). Stockholm: Svenskt Vatten AB. Utgåva 2. ISSN nr: 1654-5117.

Svenskt Vatten (2016). *Myndigheternas slamregler*. Tillgänglig: <https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/kretslopp-och-uppstromsarbete/regeloversikt-for-biogas/> [2020-01-02]

Svenskt Vatten (2019). *REVAQ - Regler för certifieringssystemet* (Utgåva 5.0). Stockholm: Svenskt Vatten AB. Tillgänglig: <https://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/uppstromsarbete-och-kretslopp/revaq-certifiering/revaq.regler-2019-gul.pdf> [2019-09-13]

Simha, P. (2018). Bryts läkemedelsrester i avloppsslam ned under lagring? *Kretsloppsteknik*. [Blogg] 30 maj. Tillgänglig: <https://blogg.slu.se/kretsloppsteknik/2018/05/30/bryts-lakemedelsrester-i-avloppsslam-ned-under-lagring/> [2020-01-02]

TenCate Geosynthetics (2013). *Geotube Geotube Dewatering Technology For Municipal Sludge Dewatering* [Broschyr]. TenCate Geosynthetics Asia Sdn Bhd. Tillgänglig: <https://www.tencategeo.asia/en-as/resources/Brochures> [2012-12-10]

Uppsala Vatten och Avfall (2019). *Miljörapport 2018 - Kungsängsverket*. Uppsala: Uppsala Vatten och Avfall AB

Vinnerås, B., Nordin, A., Jönsson, H. (2017). *Ammoniakhygienisering för säker användning av slam i odling*. Bromma: VA-Forsk Svenskt Vatten AB (Rapport 2017-10)

Wahlberg, C., Paxéus, N. (2003). *Miljöpåverkan av polyelektrolyter från användning vid reningsverk*. Stockholm: VA-forsk Svenskt Vatten AB (Rapport 2003-40)

Wang, H., Wang, H., Hu, H., Zeng, R.J. (2017). *Applying rheological analysis to understand the mechanism of polyacrylamide (PAM) conditioning for sewage sludge dewatering*. RSC Advances, Vol. 7, Nr. 48 DOI: 10.1039/c7ra05202b

Worley, J.W., Bass, T.M., Vendrell, P.F. (2008). *Use of geotextile tubes with chemical amendments to dewater dairy lagoon solids*. Bioresource Technology, Vol. 99, Nr. 10. DOI: 10.1016/j.biortech.2007.08.080

Yee, T.W., Lawson, C.R., Wang, Z.Y., Ding, L., Liu, Y. (2012). *Geotextile tube dewatering of contaminated sediments, Tianjin Eco-City, China*. Geotextiles and Geomembranes, Vol. 31. DOI: 10.1016/j.geotextmem.2011.07.005.

Zheng, H., Liao, Y., Zheng, M., Zhu, C., Ji, F., Ma, J., Fan, W. (2014). *Photoinitiated polymerization of cationic acrylamide in aqueous solution: Synthesis, characterization, and sludge dewatering performance* The Scientific World Journal, Vol. 2014

## LAGAR OCH FÖRORDNINGAR

Kommittédirektiv (2018:67). *Giftfri och cirkulär återföring av fosfor från avloppsslam*. Stockholm: Miljö- och energidepartementet

SFS 1998:808. *Miljöbalken*. Stockholm: Miljö- och energidepartementet

SFS 1998:944. *Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter*. Stockholm: Miljö- och energidepartementet

SFS 2011:927. *Avfallsförordningen*. Stockholm: Miljö- och energidepartementet

SFS 2013:251. *Miljöprövningsförordningen*. Stockholm: Miljö- och energidepartementet

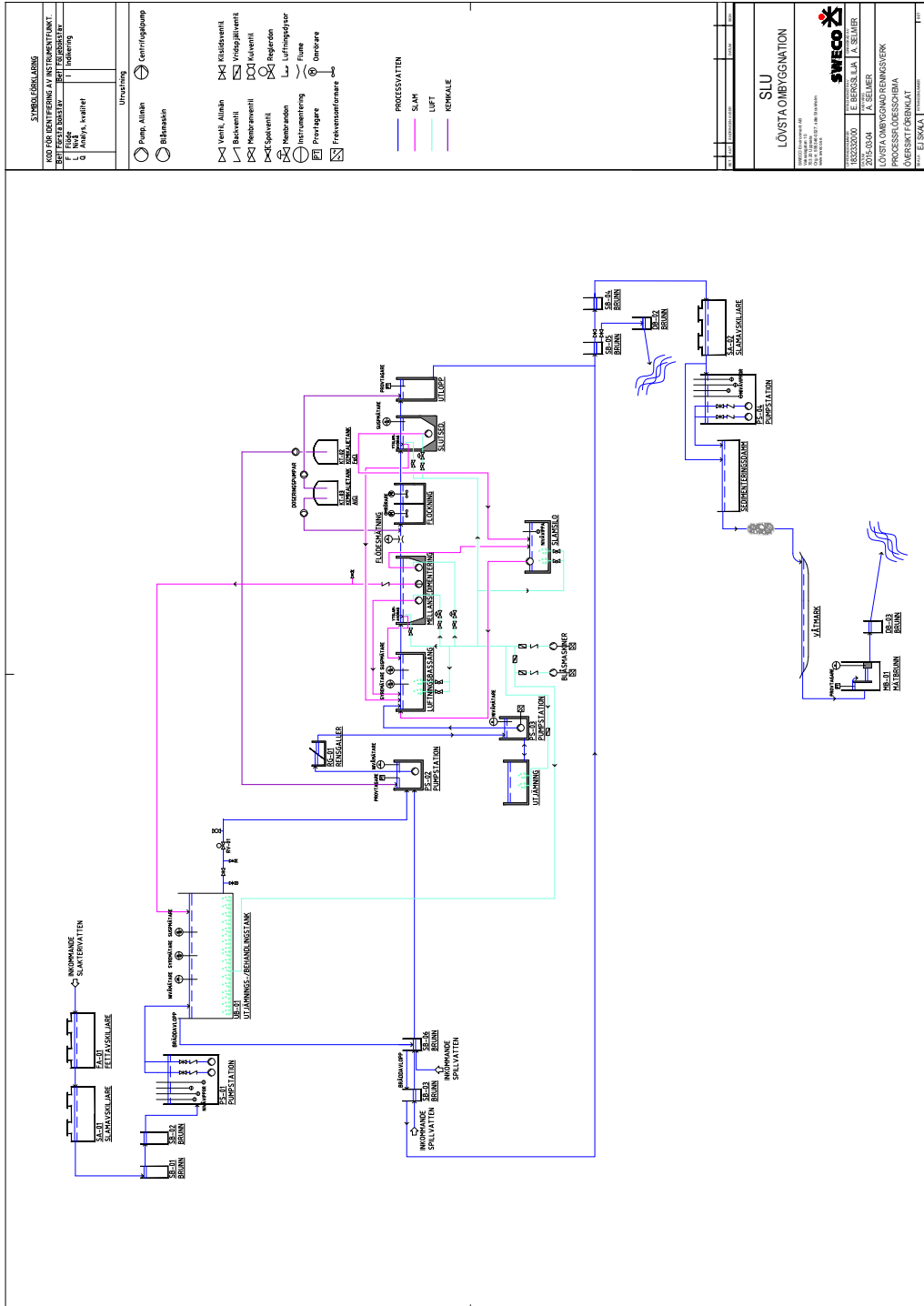
## MUNTLIGA REFERENSER

Loeb, H. (2019). Personlig kommunikation

SCB (2019). Personlig kommunikation

Sweco (2019). Personlig kommunikation

# BILAGA A – Flödesschema över reningsprocessen i Lövsta ARV





# BILAGA B – Produktblad Geotextiltub



## Product Description



<b>1. Product Name</b>	<b>SoilTain® PP 105/105 DW</b>		
<b>2. Product Description</b>	Technical textile containment system for dewatering		
<b>3. Raw Materials used</b>	Raw Material: Fabric PP		

## Technical data

<b>01. Mass per unit area</b> (DIN EN ISO 9864)		g/m <sup>2</sup>	≅ 440
<b>02. Nominal Tensile Strength</b> (DIN EN ISO 10319)	MD CMD	kN/m kN/m	≥ 105 ≥ 105
<b>03. Strain at Nominal Tensile Strength</b> (DIN EN ISO 10319)	MD CMD	% %	≤ 10 ≤ 10
<b>04. Water Permeability Coefficient</b> (EN ISO 11058)		m/s	≅ 20 x 10 <sup>-3</sup>
<b>05. Characteristic Opening Size O<sub>90</sub></b> (EN ISO 12956)		µm	≅ 200
<b>06. Standard Roll Dimensions</b> (width x length)		m x m	5,20 x 200

HUESKER Synthetic GmbH  
 Fabrikstraße 13-15, D-48712 Gescher  
 Tel.: + 49 (0) 25 42 / 701 – 0  
 Fax: + 49 (0) 25 42 / 701 – 499  
 E – Mail: export@HUESKER.de  
 Internet: www.HUESKER.com  
 SoilTain® is a registered trademark by HUESKER Synthetic GmbH



No responsibility is accepted for any change in product properties due to environmental influences and / or improper application or handling. Rights are reserved to modify the product to effect improvements.

Issue: 06/2015 Rev. A

# BILAGA C – Analysresultat Synlab

## BILAGA C.1 – Torrsubstanshalt slam från sedimenteringsdamm



SYNLAB Analytics & Services Sweden AB  
Box 1083, 581 10 Linköping · Tel: 013-25 49 00 · Fax: 013-12 17 28  
ORG.NR 556152-0916 STYRELSENS SÄTE: LINKÖPING



Akred. nr 1006  
Provning  
ISO/IEC 17025



### RAPPORT

Sida 1 (1)  
utfärdad av ackrediterat laboratorium  
REPORT issued by an Accredited Laboratory

**Rapport Nr 19543588**

Uppdragsgivare  
SLU  
Fastighetsavdelningen  
Mikael Wallin  
Box 7085  
750 07 UPPSALA

Avser

Vatten från avloppsverk	Slam
Anläggning	: Lövsta ARV Dammen
Provplats	: D1
Provfrekvens	: Slamprov

Information om provet och provtagningen			
Provtagningsdatum	: 2019-12-11	Ankomstdatum	: 2019-12-11
Provets märkning	: D1	Ankomsttidpunkt	: 2130
Provtagare	: Otilia Werkmäster		

Analysresultat				
Metodbeteckning	Analys/Undersökning av	Resultat	Mätosäkerhet	Enhet
SS-EN 12880-1:2000	Torrsubstans	1,97	± 1,00	%

Angiven mätosäkerhet är beräknad med täckningsfaktor k = 2. Mätosäkerheten för ackrediterade mikrobiologiska analyser kan erhållas från laboratoriet efter begäran.

Linköping 2019-12-16  
Rapporten har granskats och godkänts av

Emil Johansson  
Analysansvarig  
Kontrollnr 1116 8503 4159 6542

Resultat avser endast det insända provet. Såvida laboratoriet inte skriftligen godkänt annat, får rapporten endast återges i sin helhet.

## BILAGA C.2 – Torrsubstanshalt avvattnat slam



**SYNLAB Analytics & Services Sweden AB**  
Box 1083, 581 10 Linköping · Tel: 013-25 49 00 · Fax: 013-12 17 28  
ORG.NR 556152-0916 STYRELSENS SÄTE: LINKÖPING



Akred. nr 1006  
Provning  
ISO/IEC 17025



### RAPPORT

Sida 1 (1)

utfärdad av ackrediterat laboratorium  
REPORT issued by an Accredited Laboratory

**Rapport Nr 19543589**

Uppdragsgivare  
SLU  
Fastighetsavdelningen  
Mikael Wallin  
Box 7085  
750 07 UPPSALA

Avser

Vatten från avloppsverk	Slam
Anläggning	: Lövsta ARV Avvattnat slam
Provplats	: S1
Provfrekvens	: Slamprov

Information om provet och provtagningen			
Provtagningsdatum	: 2019-12-11	Ankomstdatum	: 2019-12-11
Provets märkning	: S1	Ankomsttidpunkt	: 2130
Provtagare	: Otilia Werkmäster		

Analysresultat				
Metodbeteckning	Analys/Undersökning av	Resultat	Mätosäkerhet	Enhet
SS-EN 12880-1:2000	Torrsubstans	15.4	± 1.54	%

Angiven mätosäkerhet är beräknad med täckningsfaktor k = 2. Mätosäkerheten för ackrediterade mikrobiologiska analyser kan erhållas från laboratoriet efter begäran.

Linköping 2019-12-16  
Rapporten har granskats och godkänts av

Emil Johansson  
Analysansvarig  
Kontrollnr 1016 8007 4755 6145

Resultat avser endast det insända provet. Såvida laboratoriet inte skriftligen godkänt annat, får rapporten endast återges i sin helhet.

## BILAGA C.3 – Analysresultat rejektivatten



**SYNLAB Analytics & Services Sweden AB**  
Box 1083, 581 10 Linköping · Tel: 013-25 49 00 · Fax: 013-12 17 28  
ORG.NR 556152-0916 STYRELSENS SÄTE: LINKÖPING



Akred. nr 1006  
Provning  
ISO/IEC 17025



### RAPPORT

Sida 1 (1)  
utfärdad av ackrediterat laboratorium  
REPORT issued by an Accredited Laboratory

**Rapport Nr 19543591**

Uppdragsgivare  
SLU  
Fastighetsavdelningen  
Mikael Wallin  
Box 7085  
750 07 UPPSALA

Avser

Vatten från avloppsverk	Avloppsvatten
Anläggning	: Lövsta ARV Filtersäck
Provplats	: F1
Provfrekvens	: Avloppsvatten

#### Information om provet och provtagningen

Provtagningsdatum	: 2019-12-11	Ankomstdatum	: 2019-12-11
Provtagningsstidpunkt	: 1315	Ankomsttidpunkt	: 2130
Temperatur vid provtagning	: -	Temperatur vid ankomst	: 9 °C
Provets märkning	: F1		
Provtagare	: Otilia Werkmäster		

#### Analysresultat

Metodbeteckning	Analys/Undersökning av	Resultat	Mätosäkerhet	Enhet
SS-EN 1899-1	BOD7 (ATU)	3,7	± 1,8	mg/l
SS-EN ISO 15681-2:2018	Fosfor total, P	0,088	± 0,0088	mg/l
SS-EN 12260:2004	Kväve total, N	12	± 1,8	mg/l
SS-EN 872, mod	Suspenderade ämnen	13	± 2,5	mg/l

Angiven mätosäkerhet är beräknad med täckningsfaktor k = 2. Mätosäkerheten för ackrediterade mikrobiologiska analyser kan erhållas från laboratoriet efter begäran.

Linköping 2019-12-20

Rapporten har granskats och godkänts av

Patric Eklundh  
Laboratoriechef

Kontrollnr 0168 8104 4850 6741

Resultat avser endast det insända provet. Såvida laboratoriet inte skriftligen godkänt annat, får rapporten endast återges i sin helhet.