



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 19 014

Examensarbete 30 hp
Mars 2019

Egenskaper och förtjockningspotential hos slam från MBR- respektive CAS-process

Matilda Jirblom

REFERAT

Egenskaper och förtjockningspotential hos slam från MBR- respektive CAS-process

Matilda Jirblom

För att kunna möta framtidens striktare reningskrav för avloppsvatten och en ökad belastning på grund av befolkningstillväxt bygger Stockholm Vatten och Avfall (SVOA) om Henriksdals reningsverk inom projektet Stockholms Framtida Avloppsvattenrening (SFA). En av de större förändringarna i det framtida Henriksdals reningsverk är införandet av MBR-teknik, där slam och vatten avskiljs genom membranfiltrering. Separationen medför förändrade egenskaper hos slammet då en större andel av partiklarna kan avskiljas från utgående vatten jämfört med avskiljning från konventionella sedimentationsbassänger. På Hammarby Sjöstadswerk drivs en pilotanläggning där MBR-teknik undersöks inför implementering i framtida Henriksdals reningsverk. Denna studie har undersökt skillnader i mängd partiklar, organiskt innehåll, filtrerbarhet, sedimenteringsegenskaper och förtjockningskapacitet hos överskottslam från MBR-linjen på Hammarby Sjöstadswerk (ÖS-MBR) och Henriksdals reningsverk (ÖS-CAS). Detta för att ge underlag till optimering av framtida slambehandling på Henriksdals reningsverk. Därutöver har massbalans för förtjockningsförsöken beräknats. Resultatet av studien visar att egenskaperna hos ÖS-MBR och ÖS-CAS skiljer sig tydligt för torrsbstans (TS), totalt suspenderade partiklar (TSS) och filtrerbarhet (TTF). Ingen skillnad i slamvolymindex (SVI) kunde verifieras i studien.

Efter förtjockning av slammen i en trumsil, med olika polymertillsats, uppvisade ÖS-MBR högre TSS i rejektvattnet än ÖS-CAS. Denna skillnad indikerar att partiklar i ÖS-MBR har mindre benägenhet att binda till polymeren som användes, än partiklar i ÖS-CAS. Det är därför av betydelse att pröva ut rätt typ av polymer vid förtjockning av ÖS-MBR, för att nå målet på en TSS under 1000 mg/L i rejektvattnet. Därtill uppvisade ÖS-MBR högre TS i det förtjockade slammet än ÖS-CAS. Detta skulle kunna indikera att ÖS-MBR är lättare att förtjocka än ÖS-CAS, men det kunde dock inte bekräftas av massbalanserna. Slutligen kunde denna studie inte samstämmigt visa på en skillnad i potentialen att förtjocka de båda slammen då fördelningen av partiklar mellan förtjockat slam och rejektvatten varierade i varje försök. Däremot minskade TSS i rejektvattnet med högre dos av polymer medan samma samband inte gällde för TS i det förtjockade slammet där dosen polymer, efter en viss mängd, hade en begränsad påverkan på TS. En viktig aspekt som påverkade förtjockningskapaciteten i denna studie var igensättning av trumsilen. Centrifuger, som kommer att användas i framtida Henriksdals reningsverk, kommer inte uppvisa samma typ av störningar i driften.

Nyckelord: MBR-process, överskottslam, slamegenskaper, förtjockning, Henriksdals reningsverket, Hammarby Sjöstadswerk

ABSTRACT

Characteristics and potential for thickening of sludge from MBR- and CAS-process

Matilda Jirblom

To comply with future stricter regulations on treated wastewater and an increasing load on the system due to a growing population, the Stockholm Vatten och Avfall Company (SVOA) is upgrading the Henriksdal wastewater treatment plant within the project Stockholm's Future Wastewater Treatment (SFA). One of the main changes in the future plant is the introduction of MBR-treatment, where sludge and water will be separated through the use of membranes. This separation will change the composition of the sludge by removing a larger fraction of particles from the effluent than what can be achieved in conventional sedimentation basins. Hammarby Sjöstadsverk operates a pilot plant with a MBR-process, where the technology is evaluated before the implementation in the future Henriksdal wastewater treatment plant. This study examines the difference in the sludge characteristics, i.e. sedimentation, filterability, and the potential for thickening of excess sludge from the MBR-process in Hammarby Sjöstadsverk (ÖS-MBR) and from the activated sludge process in the current Henriksdal wastewater treatment plant (ÖS-CAS). Furthermore, a mass balance and a sensitivity analysis has been used within this study. The study aimed at providing decision support for optimisation of the sludge treatment at the future Henriksdal wastewater treatment plant once the MBR process is implemented. The results of this study show that the characteristics of ÖS-MBR and ÖS-CAS differ considerably in total solids (TS), total suspended solids (TSS) and filterability (TTF). No difference in sludge volume index (SVI) could be verified between the two types of sludges.

After thickening in a rotary drum screen with different doses of polymer, the TSS in the reject water was higher for the ÖS-MBR than the ÖS-CAS. This difference indicates that particles in ÖS-MBR are less attracted to the particular thickening polymer used, than the particles in ÖS-CAS. Therefore, it is important to select the correct type of polymer when thickening ÖS-MBR in order to reach the target TSS of 1000 mg/L in the reject water. In addition, the thickened ÖS-MBR showed higher TS than ÖS-CAS. This could indicate that ÖS-MBR would be easier to thicken; however, this is not confirmed by the mass balances. In the end, this study could not conclusively show any trend in the level of thickening between the two types of sludges because the distribution of particles varied in each trial. Nevertheless, while a higher dosage of polymer evidently reduced the TSS in the reject water, the same was not true for the TS in the thickened sludge, which seems to be less affected by the dose of polymer after a certain level. An important consideration in this study was the clogging of the drum screen. However, centrifuges, which will be used in the future Henriksdal wastewater treatment plant, do not have the same operational problems.

Keywords: MBR-process, excess sludge, characteristics of sludge, thickening, Henriksdal wastewater treatment plant, Hammarby Sjöstadsverk

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng och avslutar fem års studier på civiingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet (UU) och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).Handledare för examensarbetet har varit Sofia Andersson på Stockholm Vatten och Avfall och Klara Westling på IVL Svenska miljöinstitutet. Ämnesgranskare har varit Åke Nordberg vid institutionen för energi och teknik på SLU.

Jag vill rikta ett stort tack till mina handledare, Sofia Andersson och Klara Westling, som möjliggjort, inspirerat och väglett detta projekt med stort engagemang. Jag vill också rikta ett tack till personalen på Hammarby Sjöstadsverk, och speciellt till Gabriel Persson och Mayumi Narongin, för sin tid och stöttning under det experimentella arbetet. Även tack till Åke Nordberg för god hjälp med det akademiska arbetet.

Slutligen vill jag rikta ett stort tack till min familj, Linn, Anna, Elin, Kristina, Sofia x2, Christoffer, Kerstin och John för all stöttning under utbildningens gång och för alla goda stunder vi har tillsammans.

Matilda Jirblom
Uppsala, februari 2019

"The roots of education are bitter, but the fruit is sweet"

– *Aristoteles*

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Rening av avloppsvatten är en viktig funktion i vårt samhälle för att minska hälsorisker för befolkning och miljöpåverkan på naturen. I ett avloppsreningsverk separeras oönskade ämnen genom flera reningsprocesser där slutprodukten dels är renat vatten som kan släppas ut i hav och vattendrag, och dels ett slam som kan användas för olika ändamål. I takt med striktare reningskrav och en växande befolkning ökar påfrestningen på dagens avloppsreningsverk och innebär att många måste se över sina processer och bygga ut och om för att uppfylla kraven.

På Henriksdals reningsverk i Stockholm beräknas den framtida belastningen fördubblas och öka till 1,6 miljoner anslutna personequivaler per år 2040. Då reningsverket är byggt inuti ett berg innebär detta en utmaning på grund av platsbrist. För att öka kapaciteten på Henriksdals reningsverket införs MBR-teknik där avloppsvattnet kommer att filtreras genom membran och därmed separera slam från vatten. Det kommer innebära en förbättring av kvalitén på utgående vatten och en platsoptimering på reningsverket. Slammets behandlas därefter i flera faser där förtjockning är det första steget. Vid förtjockning minskas vattenhalten i slammets för att optimera efterföljande rötning och biogasproduktion. Förtjockning kan ske på olika sätt, bland annat genom att låta slammets gå igenom en trumsil eller centrifug. Vid förtjockning i en trumsil tillsätts en kemikalie, s.k. polymer, för att underlätta förtjockningsprocessen och avsikten med trumsilen är att producera ett förtjockat slam och ett rejektvatten. Rejektvattnet är en restprodukt vid förtjockning och består av det vatten som avskiljs från slammets. Målet vid förtjockning är att nå en hög partikelhalt i utgående slam och minimera halten av partiklar i rejektvattnet.

Vid separation av slam och vatten genom membran blir sammansättningen av slammets annorlunda än vid sedimentation på ett konventionellt reningsverk (CAS-process) eftersom membranets gör att en större andel av partiklarna stannar kvar i slammets. Syftet med studien var att påvisa vilka skillnader som finns mellan slam från en MBR-process respektive CAS-process med avseende på partikelhalt, organiskt innehåll, sedimenteringsegenskaper och filtrerbarhet. Utöver detta undersöktes problem relaterade till förtjockning av slam från en MBR-process. Studien utfördes på överskottsslam från MBR-linjen på Hammarby Sjöstadverket och på konventionellt överskottsslam från Henriksdals reningsverk. De två olika typerna av slam förtjockades i trumsilen på Hammarby Sjöstadverk vid olika polymerdoseringar och partikelhalten i förtjockat slam och rejektvatten utvärderades. Resultatet av studien visar på att det finns tydliga skillnader mellan slam från en MBR-process och slam från en CAS-process. Slam från MBR-processen uppvisade sämre filterings-egenskaper och högre partikelhalter än slam från CAS-processen. Ingen skillnad i sedimenteringsegenskaper kunde fastställas. Vid förtjockning av de båda slammerna påvisades att partikelhalten i rejektvattnet var högre för slam från MBR-processen och det krävdes högre polymerdosering för att halten skulle minska jämfört med slam från CAS-processen. För att uppnå de uppsatta målen på partikelhalt i rejektvattnet och partikelhalt på förtjockat slam vid framtida Henriksdals reningsverk, där förtjockning kommer ske i centrifug, är det följaktligen av vikt att välja rätt typ av polymer vid förtjockning av slam från en MBR-process. Studien visar vidare att det inte finns någon skillnad mellan de två slammerna med avseende på fördelning av partiklar mellan rejektvatten och förtjockat slam, och det går därför inte att dra några slutsatser kring skillnaden i potentialen att förtjocka de två slammerna. Igensättning i trumsilen har påverkat resultatet i den här studien och ett tydligare resultat kan troligtvis uppvisas vid förbättring av metoden. I vidare studier bör undersökas på vilket sätt slam från en MBR-process påverkas av förtjockning i centrifug för att få bättre lärdomar inför att MBR-tekniken implementeras på framtida Henriksdals reningsverk.

BEGREPP

BS: Blandslam

BS-MBR: Blandslam från MBR-anläggning.

CAS: Konventionell aktivslamprocess (eng: Conventional Active Sludge).

EPS: Extracellulär polymerisk substans.

Filamentbildande bakterier: Bakterier som bildar filament.

Flockning: När partiklar i slammet binds samman till större aggregat.

MBR: Membran bioreaktor (eng: membrane bioreactor).

SVI: Slamvolym index. En analysmetod som mäter slammets sedimentationsegenskaper.

TS: Torrsubstans (eng: Total Solids) anger totala andelen partiklar. Anges i %.

TSS: Vikten fasta/olösta partiklar. Anges i mg/L eller %.

TTF: Time to Filter. Mäter slammets filtrerbarhet.

VS: Glödförlusten, på engelska Volatile Solids, är ett mått på andelen organiskt innehåll. Anges i % av TS.

ÖS: Överskottslam.

ÖS-MBR: Överskottsslam från MBR-anläggning.

ÖS-CAS: Överskottsslam från CAS-anläggning.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INTRODUKTION	1
1.1 INLEDNING	1
1.2 SYFTE OCH MÅL	2
1.3 FRÅGESTÄLLNINGAR	2
2. TEORI	3
2.1 KONVENTIONELL AKTIVSLAMPROCESS	3
2.1.1 MEKANISK RENING	3
2.1.2 KEMISK RENING	3
2.1.3 BIOLOGISK RENING OCH SLAMMETS BESTÅNDSDELAR	3
2.1.4 BIOLOGISK RENING MED SEDIMENTATION	4
2.1.5 BIOLOGISK RENING MED MEMBRANTEKNIK	5
2.1.6 SKILLNADER MELLAN ÖVERSKOTTSLAM FRÅN MBR- OCH KONVENTIONELL AKTIVSLAMPROCESS	5
2.2 KONVENTIONELL SLAMBEHANDLING	6
2.2.1 FÖRTJOCKNING	6
2.2.2 EFFEKT AV POLYMERTILLSATS	6
2.2.3 METODER FÖR FÖRTJOCKNING AV SLAM	7
2.2.4 RÖTNING	8
2.2.5 AVVATTNING AV RÖTAT SLAM	8
2.2.6 ANALYMETODER AV EGENSKAPER HOS SLAM	8
2.3 HENRIKSDALS RENINGSVERK	9
2.3.1 NUVARANDE HENRIKSDALS RENINGSVERK	9
2.3.2 FRAMTIDA MBR-RENING PÅ HENRIKSDALS RENINGSVERK	10
3. METOD OCH MATERIAL	12
3.1 BESKRIVNING AV PILOTANLÄGGNING	12
3.1.1 AVLOPPSVATTENRENING MED MBR-TEKNIK PÅ HAMMARBY SJÖSTADSVERKET	12
3.1.2 SLAMBEHANDLING PÅ HAMMARBY SJÖSTADSVERKET	13
3.2 FÖRSÖKSBESKRIVNING	15
3.2.1 FÖRSÖK 1: UTVÄRDERING AV ÖS-MBR	15
3.2.2 FÖRSÖK 2: JÄMFÖRELSE AV EGENSKAPER HOS ÖS-MBR OCH ÖS-CAS	15
3.2.3 FÖRSÖK 3: FÖRTJOCKNING AV ÖS-MBR, ÖS-CAS OCH BS-MBR	15
3.2.4 FÖRSÖK 4 OCH 5: FÖRTJOCKNING AV ÖS-MBR MED OLIKA POLYMERDOSER	16
3.3 ANALYMETODER	17
3.3.1 TS OCH VS	17
3.3.2 TSS	17
3.3.3 SVI	17
3.3.4 TTF	18
3.4 MÄTOSÄKERHET OCH ANALYS AV DATA	18
3.5 MASSBALANS	19
3.6 KÄNSLIGHETSANALYS	20
4. RESULTAT	21

4.1	FÖRSÖK 1	22
4.2	FÖRSÖK 2	22
4.3	FÖRSÖK 3	24
4.4	FÖRSÖK 4 OCH FÖRSÖK 5	27
5.	DISKUSSION	30
5.1	SKILLNAD I EGENSKAPER MELLAN ÖS-MBR OCH ÖS-CAS	30
5.2	FÖRTJOCKNING AV ÖS-CAS OCH ÖS-MBR	31
5.3	DRIFT- OCH UNDERHÅLLSRELATERADE PROBLEM VID FÖRTJOCKNING AV ÖS-MBR	32
5.4	FELKÄLLOR	33
5.5	DATAHANTERING	34
6.	SLUTSATSER	35
7.	REFERENSER	36
8.	BILAGOR	38
8.1	FAKTISKT POLYMERDOSERING VID FÖRTJOCKNING	38
8.2	Q _{REJEKT} VID FÖRSÖK 4 OCH FÖRSÖK 5	39
8.3	ÖVERSIKTBILD ÖVER NUVARANDE HENRIKSDALSVERKET	40
8.4	ÖVERSIKTBILD ÖVER FRAMTIDA HENRIKSDALSVERKET	41
8.5	DATA	42
8.6	MASSBALANSER	49

1. INTRODUKTION

1.1 INLEDNING

I Sverige har avloppsrening i reningsverk bedrivits sedan 1910-talet och är idag en viktig funktion i vårt samhälle för att hantera avloppsvatten från hushåll och industri (Svenskt Vatten, 2013a). Ett reningsverk ämnar till att framförallt rena organiskt material (BOD), kväve och fosfor från avloppsvatten för att förhindra övergödning och motverka syrereduktion i recipienten. Fokus ligger även på att avlägsna patogener som kan sprida sjukdomar och partiklar som gör vattnet i recipienten grumligt (Svenskt Vatten, 2016).

I framtiden kommer avloppsreningsverk att ställas inför nya utmaningar då belastningen ökar i takt med befolkningstillväxten och striktare reningskrav införs. Även krav på att nya substanser ska renas från avloppsvattnet, såsom läkemedelsrester, kan komma att införas. Många av landets reningsverk kommer därför behöva göra investeringar för att utveckla och skapa större kapacitet i sina reningsprocesser (Svenska vatten, 2017; Åmand *et al.*, 2018). Detta är fallet för Henriksdals reningsverk i Stockholm som är Sveriges största reningsverk. Inom projektet, Stockholm Framtida Avlopp (SFA), kommer reningsverket byggas ut och om för att uppnå fördubblad kapacitet till 2040, vilket motsvarar avloppsvatten från 1,6 miljoner personer. Vid ombyggnaden kommer membranbioreaktorteknik (MBR-teknik) införas för att effektivisera platsanvändningen, vilket kommer innebära att den biologiska reningen på Henriksdals reningsverk inte behöver byggas ut (Andersson & Carlsson, u.å). Installation av membran i reningsverk är dyrt med hänsyn till membrankostnad och medför dessutom höga driftkostnader på grund av kemikalie- och energiåtgång för rengöring. Implementering av MBR-teknik på reningsverk runt om i världen drivs av platseffektiviteten då installationen medför mindre luftningsbassänger och att eftersedimentationsbassänger kan tas bort. Dessutom bidrar tekniken till en hög reningsgrad på avloppsvattnet vilket kan uppfylla de allt strängare ställda reningskraven (Judd, 2011). Dessa faktorer gör att MBR-teknik kostnadsmässigt kan konkurrera med konventionella aktivslamprocesser (Cote *et al.*, 2012). Den biologiska reningen med efterföljande membran på Henriksdals reningsverk kommer att vara uppdelad på sju linjer och totalt installeras 1,6 miljoner m² membranyta. Membranen förhindrar slamflykt då inget slam kan följa med utgående vatten, vilket är möjligt vid en aktivslamprocess. Detta ger upphov till en förändrad sammansättning på slam från en MBR-process jämfört med slam från ett konventionellt reningsverk. (Andersson & Carlsson, u.å). Överskotts- och primärslam kommer att förtjockas separat på framtida Henriksdals reningsverk där överskottsslam avses förtjockas med centrifuger upp till 6 % TS och där primärslam avses förtjockas med bältpress upp till 7 % TS.

För att få erfarenhet och kunskap om membranbioreaktorteknik undersöks detta i ett mångårigt projekt av IVL Svenska Miljöinstitutet tillsammans med Stockholm Vatten och Avfall. Denna forskning bedrivs i pilotskala på Hammarby Sjöstadsverk inför att tekniken i framtiden ska implementeras i full skala på Henriksdals reningsverk. En av aspekterna som undersöks är hur egenskaperna hos slam från en MBR-process kommer att skilja sig från slam från en konventionell aktivslamprocess. Det är viktigt att få klarhet i hur slammets egenskaper påverkar den efterföljande slambehandlingen för att kunna utforma en effektiv slamhanteringsprocess. I tidigare studier av slam från en MBR-process (Jørgensen *et al.*, 2017; Bugge *et al.*, 2013) har fokus på undersökningarna legat på hur egenskaper hos slam kan förbättra avskiljningen i membranen och motverka igensättning, s.k. fouling. Studien i detta examensarbete fokuserar på hur skillnader i egenskaper mellan konventionellt slam och MBR-slam påverkar efterföljande behandling av slam. I synnerhet är det förtjockningsprocessen som kommer undersökas, där vattenhalten i slammets bör vara låg för att möjliggöra en ökning av uppehållstiden vid rötning och därmed uppnå en god röttningsprocess.

1.2 SYFTE OCH MÅL

Syftet med denna studie var att utreda skillnader i partikelhalt, organiskt innehåll, filterbarhet och sedimenteringsegenskaper mellan överskottsslam producerat i en MBR-process med överskottsslam från en konventionell aktivslamprocess. Vidare undersökte studien hur dessa slam påverkade förtjockningsprocessen för att klargöra huruvida det fanns en skillnad i dess potential att förtjockas. Dessutom syftade studien till att undersöka hur skillnaderna i slamegenskaper påverkade driften av förtjockningsprocessen.

Målet med projektet var att finna eventuella samband mellan slammets egenskaper och slambehandlingsprocessen för att ge underlag till driftstrategier som kan resultera i en effektiv förtjockning av ÖS-MBR.

1.3 FRÅGESTÄLLNINGAR

- Vilka skillnader i partikelhalt, organiskt innehåll, filterbarhet och sedimenteringsegenskaper uppvisar överskottsslam från en MBR-process jämfört med överskottsslam från en konventionell aktivslamprocess?
- Hur påverkas förtjockningen av överskottsslam från en MBR-process och konventionell aktivslamprocess vid olika polymerdoser, och vilka skillnader kan påvisas?
- Vilka drift och/eller underhållsrelaterade problem uppkommer vid förtjockning av överskottsslam när MBR-teknik införs?

2. TEORI

I detta avsnitt presenteras teori kring reningsprocessen i konventionella reningsverk, så som Henriksdals reningsverk, och reningsverk med MBR-teknik, så som Hammarby Sjöstadsverket. Därutöver presenteras metoder för slambehandling och tidigare studier som undersöker egenskaper hos slam från dessa processer.

2.1 KONVENTIONELL AKTIVSLAMPROCESS

Vid ett avloppsreningsverk med konventionell aktivslamprocess sker tre sorters huvudrening; mekaniskt, kemisk och biologisk rening. Därutöver sker ofta en slutpolering genom sandfilter innan vattnet släpps ut till en recipient (Svenskt Vatten, 2013a).

2.1.1 Mekanisk rening

Den mekaniska reningen, grovrening, ämnar till att ta bort större partiklar och föremål i det inkommande avloppsvattnet för att skydda mekanisk utrustning nedströms. Första steget utgörs av ett rensgaller där material så som våtservetter, tops och bomull avskiljs. Därefter finns ett sandfång där mindre partiklar så som kaffesump, sand och tyngre partiklar avskiljs genom sedimentation (Stockholm Vatten AB, 2018). Vattnet leds sedan till försedimentationsbassänger där organiskt och partikulärt material sjunker till botten och avskiljs som primärslam (Svenskt Vatten, 2013c).

2.1.2 Kemisk rening

Den kemiska reningen syftar till att avskilja framförallt fosfor från avloppsvattnet genom att tillsätta fällningskemikalier. Vid kemisk fällning reagerar fosfor, i form av ortofosfat, med en koagulant som vanligtvis är järn- eller aluminiumsulfat/klorid och bildar järn- eller aluminiumfosfat samt metallhydroxider. Fosfatpartiklar fäster på metallhydroxider vilket tillsammans bildar flockar som kan sedimentera och avlägsnas (Svenskt Vatten, 2013b).

Beroende på var fällningskemikalierna tillsätts i reningsprocessen benämns den kemiska reningen olika. Vanligt förekommande fällningsstrategier är simultanfällning där fällningen sker i den biologiska reningen och förfällning där fällningen utförs i försedimentationsbassängen. Efterfällning som sker efter det biologiska steget förekommer även på reningsverk. Att fällning sker på flera ställen i ett reningsverk är vanligt och detta kallas för flerpunktsfällning. Fällning med järnsalter ger en större slammängd och slammet har bättre avvattningsegenskaper än aluminiumslam (Svenskt Vatten, 2013b).

2.1.3 Biologisk rening och slammets beståndsdelar

Den biologiska reningen avser att framförallt minska innehållet av kväve och organiskt material i avloppsvattnet och detta sker i en aktivslamprocess, med luftade och oluftade bassänger. I dessa bassänger sker de två huvudprocesser; nitrifikation där ammonium omvandlas till nitrat och denitrifikation där nitrat omvandlas till kvävgas. När mikroorganismer i det aktiva slammet växer assimileras även en del av kvävet i cellerna genom deras metabolism vilket också bidrar till kvävereningen (Stockholm Vatten och Avfall, 2015).

Slam i en aktivslamprocess består av olika typer av material såsom mikroorganismer, kolloider, organiska polymerer och katjoner (Baily, 2009). Den aktiva delen av slammet, mikroorganismerna, är en blandning av bakterier, jäst- och mögelsvampar, protozoer, arkéer, djur och alger. I den biologiska reningen på ett reningsverk är det främst bakterier som bryter ned och omvandlar det fasta materialet. Bakteriesamhället är i ständig förändring beroende på det inkommande avloppsvattnets sammansättning och för att ett reningsverk ska vara berett att rena olika sammansättningar av avloppsvatten är det viktigt att ha ett artrikt samhälle (Svenskt

Vatten, 2010). Den mängd slam som motsvarar nettotillväxten tas ut som överskottsslam och behandlas i en efterföljande slamprocess. (Svenskt Vatten, 2013b).

Slammets egenskaper beror på dess sammansättning vilket i sin tur påverkar många av processerna i ett reningsverk. En av dessa egenskaper hos slam är dess potential att skapa aggregat av slampartiklar, så kallade flockar. Detta är av betydelse för att separationen av slam från avloppsvattnet efter den biologiska reningen ska vara effektivt. Slam som har dåliga flockningsegenskaper är svårare att avskilja från vatten (Baily, 2009). Det finns även vissa bakterier som har stor påverkan på slammets egenskaper. En av dessa är filamentbildande bakterier vilka bildar filament som långa trådar. Dessa fungerar som armering i flockarna och gör att flockar kan hålla samman och bli stora och stabila. Vid höga halter av filament binds däremot en stor mängd vatten in i slammet och bidrar till att försvåra avskiljningen genom att ge dåliga sjunkegenskaper, så kallad slamsvällning (Svenskt Vatten, 2013b). Extracellulär polymerisk substans, EPS, är en benämning på makromolekyler, protein, polysakarider, hummusämnen, nukleinsyra och lipider som är olösliga i vatten och som har en påverkan på slammets egenskaper. Dessa fäster utanpå celler eller inuti aggregat och agerar som klister för att hålla ihop flockar. Substansen påverkar slammet genom att flockar binder in en stor andel vatten som är svårt att avskilja. EPS kan också bidra till bildandet av biofilm på membran vilket kan leda till att membranen täpper igen (Judd, 2011). När en flock bildas är EPS en viktig byggsten för att bakterier ska bilda mikrokolonier där polymerer och katjoner binder dessa samman till flockar. Höga halter av EPS bidrar till sämre sedimentationsegenskaper för slam genom att mer vatten binds in i flocken (Urbain *et al.*, 1993). Det har också visats att halten EPS i slam ger negativ ytladdning på flockar och försämrar flockbildningen på grund av att repulsiva krafter uppstår mellan celler. Detta ger generellt dåliga avvattningsegenskaper för slammet. 50–60 % av EPS består av organiskt material (Wilén *et al.*, 2003).

Vattnet som är bundet i slammet utgör den största delen av slammets massa och är bundet på olika sätt till partiklar. Den största delen av vatten i slam kallas för hålrumsvatten vilket är vatten som ej är bundet till partiklar och som kan avlägsnas genom gravitationskraft vid exempelvis sedimentering. I ett slam med 5 % TS, dvs. 95 % vatten, utgör hålrumsvatten 70 % av den totala mängden vatten i slammet (Svenskt Vatten, 2013c). Kapillärt vatten är fångat inuti en flock eller en cell och kan avlägsnas av en utomstående kraft så som mekanisk förtjockning eller avvattning. Vatten kan även bindas in i slam genom adsorption vilket sker då vattenmolekyler adsorberar på ytor på fasta ämnen. Detta vatten kan ej avlägsnas med mekanisk avvattning. Sista kategorin av vatten som är bundet till slam är cellbundet vatten vilket är vatten som är kemiskt bundet till fasta ämnen. Enda sättet att avlägsna detta vatten är genom uppvärmning av slam, dvs. torkning (Mowla *et al.*, 2013).

Slamålder beskriver den tid som slammet i genomsnitt befinner sig i aktivslamprocessen, vilket påverkar slammets egenskaper eftersom bakterier tillväxer i olika takt. Det är speciellt viktigt med hög luftad slamålder för att uppnå en god kväverening då de nitrifierande bakterierna tillväxer långsamt. Den luftade slamåldern avser den tid då slammet befinner sig i de luftade zonerna. En hög slamålder ger en hög mineralisering av slammet vilket kan innebära sämre sjunkegenskaper (Stockholm Vatten och Avfall, 2015).

2.1.4 Biologisk rening med sedimentation

Sedimentering är en viktig process vid konventionella reningsverk för att kunna avskilja det biologiska slammet från vattenfasen och därigenom möjliggöra utsläpp av renat vatten till recipienten. För att separationen ska vara verkningsfull krävs att slammet har goda sedimentationsegenskaper så att slammet blir kompakt när det sjunker samt att det skapas en

tydlig klarvattenfas. Detta karakteriseras av god flockningsförmåga hos slammet. Stora och täta flockar förbättrar slammets sjunk- och slamegenskaper (Svenskt Vatten, 2013c).

Sedimentationsproblemet beror ofta på att balansen mellan frilevande, EPS-producerande och filamentbildande bakterier, är i obalans. Två huvudorsaker till dålig sedimentation är förhöjd tillväxt av filamentbildande mikroorganismer och försämrad flockbildning. Med för mycket filament kan flockarna haka i varandra och sedimenteringen försvåras. Filament kan också skapa hålrum i flockarna där vatten samlas vilket gör att slammet ej kompakteras vid sedimenteringen. Vid för låga halter av filamentbakterier kan flockarna istället bli för små för att kunna sedimentera. Flockning kan också utebli helt vid dispergerad tillväxt vilket sker om det är låg produktion av extracellulära polymera substanser (EPS). Detta gör att slammet ej kan bindas ihop (Svenskt Vatten, 2010).

2.1.5 Biologisk rening med membranteknik

MBR-teknik tillämpas som en modifikation på den konventionella aktivslamprocessen genom att membran placeras i slutet av processen där slam och vatten separeras. Membranen opereras under tryck och nästan upp till 100 % separation av slam och vatten kan uppnås. Endast mycket små komponenter släpps igenom porerna och membranet agerar därigenom som en barriär, bland annat för koliforma bakterier (Baily, 2009). Membranets förmåga att utesluta partiklar gör även att dessa till slut sätts igen då poröppningarna bli blockerade, så kallad fouling. En annat problem som är mer förekommande än fouling är clogging då material kommer in i porerna i membranet och fyller hålrummen (Judd, 2011).

Vid separation i en MBR-process är goda filtreringsegenskaper hos slammet att eftersträva för att uppnå en god avskiljning och avvattnings. Filtrerbarheten hos slammet har påvisats förbättras med ökande antal flockar vilket korrelerar med slam som har en god balans mellan EPS och katjoner. Detta ger goda flockningsegenskaper med stora flockar och låga halter av små partiklar och enskilda celler. Vissa bakterier har visats bidra till att bilda starka mikrokolonier vilket ökar flockning och ger goda filtreringsegenskaper. Förekomst av filamentbildande bakterier och få mikrokolonier påverkar flockning och filtreringsförmågan negativt, dvs. förmågan hos slammet att avge vatten försämras (Bugge *et al.*, 2013). Filtrerbarhet är ett bra sätt att mäta slammets förmåga att avge vatten och kan användas som en dagligt mått på slammets avvattningssegenskaper (Vesilind, 1988; Eaton *et al.*, 2005).

Det membran som är vanligast förekommande på reningsverk är s.k. hollow fiber membran, som är designat som en tub. Vid avskiljning av slam från vattenfasen, trycks avloppsvattnet igenom porerna i tuben och leds bort inuti den. Slammet stannar på utsidan av tuben eftersom partiklarna ej kan tränga igenom dess porer (Judd, 2011). Hollow fiber är fördelaktigt att använda i en MBR-process då den tillåter turbulens som gör att vatten och luft kan rena membranet för att hålla prestandan jämn för membranet. Membranet rengörs genom bakspolning och av användning av kemikalier (Judd, 2011).

2.1.6 Skillnader mellan överskottsslam från MBR- och konventionell aktivslamprocess

I tidigare studier har skillnader i karaktären hos överskottsslam från MBR-processer (ÖS-MBR) respektive överskottsslam från konventionell aktivslamprocess (ÖS-CAS) observerats när dessa processer driftats under samma förhållanden. I en studie (Çiçek *et al.*, 1999) har sammansättningen hos ÖS-MBR visats innehålla små flockar, stor mängd frilevande bakterier samt få filamentösa bakterier. ÖS-MBR uppvisade även sämre sedimentationsegenskaper än ÖS-CAS. Vidare visade samma studie att ÖS-CAS innehöll större flockar och en högre andel filamentbildande bakterier. En studie av Smith *et al.*, (2003) har kunnat visa att ÖS-MBR, på

grund av sitt stora innehåll av små kolloider, innehar upp till 230 %, större yta än ÖS-CAS vid samma TS. Skillnad i halten EPS har ej kunnat påvisas mellan ÖS-MBR respektive ÖS-CAS men det är klarlagt att halterna ökar med ökad uppehållstid för alla typer av slam (Massé *et al.*, 2006). En studie av (Bugge *et al.*, 2013) har visat att driften av MBR-processen påverkar sammansättningen av mikroorganismer, vilket har stor påverkan på effektiviteten att avskilja vatten från slam.

2.2 KONVENTIONELL SLAMBEHANDLING

2.2.1 Förtjockning

Förtjockning används i behandling av överskottsslam och primärslam för att minska slammets volym innan rötning genom att avlägsna hålrumsvatten och på så sätt höja TS. Detta medför en bättre röttningsprocess då uppehållstiden i rötkammaren kan förlängas och en mer kostnadseffektiv uppvärmning av slammets kan ske (Svenskt Vatten, 2013c). Överskottsslam från en aktivslamprocess är generellt svårare att förtjocka än primärslam på grund av högt organiskt innehåll (SNF Floerger, 2003). Det vatten som avskiljs från slammets vid förtjockning brukar kallas för rejektvatten. Halten suspenderat material (TSS) i rejektvattnet bör vara låg för att partiklar inte ska återföras in i reningsprocessen utan istället fångas upp i det förtjockade slammets. TS på förtjockat slam brukar vara kring 5–8 % när det pumpas in i rötkammaren (Svenskt Vatten, 2013c). En stor del av vattnet i slam från den biologiska reningen, cirka 80 %, kan ej avskiljas genom centrifugering eller annan mekanisk avvattningsmetod (Mowla *et al.*, 2013).

De bästa resultaten av förtjockning fås av slam som består av starka och kompakta flockar med låg koncentration av enstaka celler och löst EPS. Detta ger bäst sedimentationsegenskaper i sedimentationsbassängerna, högst genomsläpplighet i MBR-processen och minskar behovet av kemikalier i slammets. Det som gör det svårt att avskilja vatten från bioslam är dåliga sedimentationsegenskaper för kolloidala partiklar, EPS förmåga att binda in vatten och att slammets kompressabilitet är hög vilket påverkar filtrerbarheten negativt. Kalcium ökar flockarnas styrka och minskar fristående celler och EPS vilket gör det lättare att avskilja vatten. Hög konduktivitet och högt pH minskar avskiljningsförmågan på grund av att flockarna slås isär. Detta sker även om slammets pumpas med högt tryck i rören på anläggningen (Christensen *et al.*, 2015).

2.2.2 Effekt av polymertillsats

Vid behandling av slam används polymer, en kemikalie av organisk karaktär, för att förbättra avskiljningen av vattnet från slam och för att minska halten av partiklar i rejektvattnet. Polymer ökar flockstyrkan vilket gör det lättare att avskilja slam från vattenfasen i efterföljande separationssteg (Svenskt Vatten, 2013b). Polymer består av polyakrylamidkedjor med varierande laddning, som binder in kolloidala partiklar i slammets vilket i sin tur leder till att större flockar bildas. När dessa flockar formas ändras premisserna att binda vatten. Framförallt kapillärt vatten påverkas och kan tillsammans med hålrumsvatten avlägsnas mekaniskt medan adsorptionsvattnet ej berörs (Vesilind, 1994).

Polymer kan kategoriseras utifrån fem olika parametrar; typ av laddning, laddningsdensitet, molekylvikt, molekylstruktur och typ av monomer. Mineralpartiklar attraheras generellt av anjoner, dvs. negativa laddningar, och organiska partiklar av katjoner, dvs. positiva laddningar, (Svenskt Vatten, 2013c). Ju högre organiskt innehåll (VS) desto mer katjonsladdning behövs. Låg molekylvikt, det vill säga kortare kedjor av monomer, lämpar sig bäst vid förtjockning genom filtration. För blandslam, dvs. blandning av primär- och överskottsslam, och biologiskt slam brukar polymer med medel till hög andel katjoner användas (SNF Floerger, 2003).

2.2.3 Metoder för förtjockning av slam

Förtjockning kan ske genom olika metoder och de vanligast förekommande är gravitationsförtjockare, flotationsförtjockare, centrifuger och trumsil (Svenskt Vatten, 2013c). Vanlig uppnådd TS vid olika förtjockningsmetoder kan ses i Tabell 1.

Tabell 1 Tabell över olika typer av förtjockare där förväntas TS och avskiljningsgrad presenteras för blandslam (BS) och överskottsslam (ÖS).

Typ av förtjockare	Typ av slam	Polymertillsatts	Avskiljningsgrad [% av inkommande i slamkakan]	Uppnådd TS
Gravitationsförtjockare	ÖS	Nej	–	2–3 %*
	BS	Nej	–	5–8 %* 4–6 %**
Dekantercentrifug	ÖS	Ja	70–90 %	5–8 % *
Gravitationsbältsförtjockare	ÖS	Ja	95 %	4–8 % *
Flotationsförtjockare	ÖS	Nej	>95 %	4–6 %* 3,5–8,5 %**
Trumsil	ÖS	Ja	95 %	4–8 % *

*(Ontario Ministry of the Environment Sewage Technical Working Group, 2016)

** (Svenskt Vatten, 2013c)

Gravitationsförtjockare, även kallad sedimenteringförtjockare, använder gravitationskraften för att separera slam från vattenfasen genom att låta slammet sedimentera i en cylindrisk tank med lutande botten. I tanken finns en omrörare för att slammet ska bilda större aggregat och för att gasbubblor ska avgå. Skrapor samlar upp slammet längs botten och flytslam på ytan av tanken. Denna typ av förtjockare används framförallt för primärslam eller blandslam. Polymer kan tillsättas med ingående avloppsvatten för att flockning ska förbättra slammets avskiljning från vattenfasen. Tanken har ofta en maxdiameter på 25 m och ett vattendjup på 2,5–5,5 m (Ontario Ministry of the Environment Sewage Technical Working Group, 2016).

En annan metod för förtjockning som också använder gravitation är gravitationsbältsförtjockare. Denna typ av maskin använder ett tygmateriale för att avskilja vattenfasen från slammet på ett band. Polymer används och doseras innan förtjockningen påbörjas. Slammet uppehållstid på bandet förlängs genom en konstruktion som förlänger vägen för slammet på bandet och på så sätt kan vatten dräneras effektivt. Gravitationsbältsförtjockare är mer kostnadseffektiva än centrifuger och flotation men är mer känsliga för slammets egenskaper och kräver användning av polymer för att fungera. Bättre sedimentationsegenskaper hos slammet ger en bättre funktion hos gravitationsbältsförtjockaren (Ontario Ministry of the Environment Sewage Technical Working Group, 2016).

Centrifuger är en annan typ av förtjockare som finns i olika utformning och där dekantercentrifug är vanligt förekommande. Den består av en trumma innehållandes en skruv som roterar i samma riktning som trumman men med en annan hastighet. Centrifugalkraften gör att slammet och vatten avskiljs på grund av dess skillnader i massa. Polymer kan doseras med inkommande slam för att förbättra avskiljningen och metoden används i stor utsträckning för att förtjocka överskottsslam (Svenskt Vatten, 2013c). Centrifuger har en hög underhålls- och driftkostnad och är bra att använda vid platsbrist eller när andra metoder fungerar dåligt

för förtjockning. Effektiviteten på förtjockningen beror till stor del på måttet slamvolymindex, se avsnitt 3.3.3 SVI, där högt värde försämrar avskiljningen och lägre värde förbättrar processen. En vanlig polymerdosering vid centrifugering är ca 2–4 g/kg TS (Ontario Ministry of the Environment Sewage Technical Working Group, 2016).

Flotationsförtjockare är ytterligare en typ av förtjockare som kan användas för överskottsslam som kommer från en aktivslamprocess. Metoden bygger på att lösa luft i vattnet som fastnar på flockar och partiklar, och gör dess lättare än vattnet, vilket får slammet att stiga till ytan. En viss del av slammet som inte flyter upp sjunker genom gravitation till botten och detta samlas upp genom en skrapa på botten. Processen ger en hög slamhalt och är tillförlitlig men har stora driftkostnader (Svenskt Vatten, 2013c).

Förtjockning kan även ske genom en trumsil. Metoden går ut på att slam pumpas in i ena änden av en cirkulär ihålig sil. Vattnet dräneras genom silens porer och trumman roterar långsamt vilket får slammet att långsamt föras framåt. Polymer tillsätts innan slammet pumpas in i trumsilen för att avskiljningen ska effektiviseras. Trumsilens drift kan optimeras på plats genom att justera lutning och rotationshastighet för att uppnå rätt koncentration på slammet, halt suspenderade partiklar i rejektet och mängd polymer (Ontario Ministry of the Environment Sewage Technical Working Group, 2016).

2.2.4 Rötning

Att röta slam är en väl implementerad teknik över hela världen. Nedbrytningen av slam sker genom att bakterier och arkeer katalyserar slammets beståndsdelar genom en rad samberoende reaktioner. Som restprodukt bildas biogas, en sammansättning av metangas och koldioxid, samt vattenånga, svavel, vätgas, kvävgas och syre. Stabiliteten hos röttningsprocessen beror på faktorer så som slammets karaktär, organisk belastning, temperatur, uppehållstid, driftförhållanden och reaktorns utformning (Wellinger *et al.*, 2013). Biogasen består ofta av 65–70 % metan och 30–35 % koldioxid (Svenskt Vatten, 2013c). Primärslam har en högre metanpotential än överskottsslam (Wellinger *et al.*, 2013).

2.2.5 Avvattning av rötat slam

Avvattning är en behandling av slam som syftar till att minska vattenmängden och uppnå en volymminskning i det rötade slammet. Det är framförallt kapillärt vatten som avskiljs eftersom mekanisk avvattning förändrar strukturen på cellen eller flocken. Vanligtvis används centrifuger, skruvpressar, bältpressar, silbandspressar och filterpressar i denna process. Vid avvattning är det viktigt att TS blir hög i slammet, att TSS i rejektvattnet hålls låg samt att polymerförbrukningen är så låg som möjligt (Svenskt Vatten, 2013c).

2.2.6 Analysmetoder av egenskaper hos slam

Exempel på egenskaper hos slam som kan mätas och analyseras är total partikelhalt (TS), organiskt innehåll (VS), totala suspenderade partiklar (TSS), filtrerbarhet och sedimenteringsegenskaper. TS är ett mått på massan av samtliga partiklar i slam, både lösta och olösta ämnen, medan TSS mäter andelen olösta partiklar. VS mäter andelen organiska partiklar i slammet. Filtrerbarhet indikerar slammets förmåga att avge vatten och kan analyseras genom metoden Time to Filter (TTF). Analysmetoden innebär att tid mäts när 25 ml (TTF25), 50 ml (TTF50) och 100 ml (TTF100) permeat passerat ett filter. Kort tid för en volym permeat att passera filtret indikerar att slammet avger vatten lättare än en längre tid som antyder att vattnet är bundet hårdare till slammet. Sedimenteringsegenskaper är ett mått på slammet förmåga att kompakteras när det utan utomstående kraft sedimenterar. Ett sätt att uppskatta detta är genom analysmetoden slamvolymindex (SVI) där massan partiklar i en viss

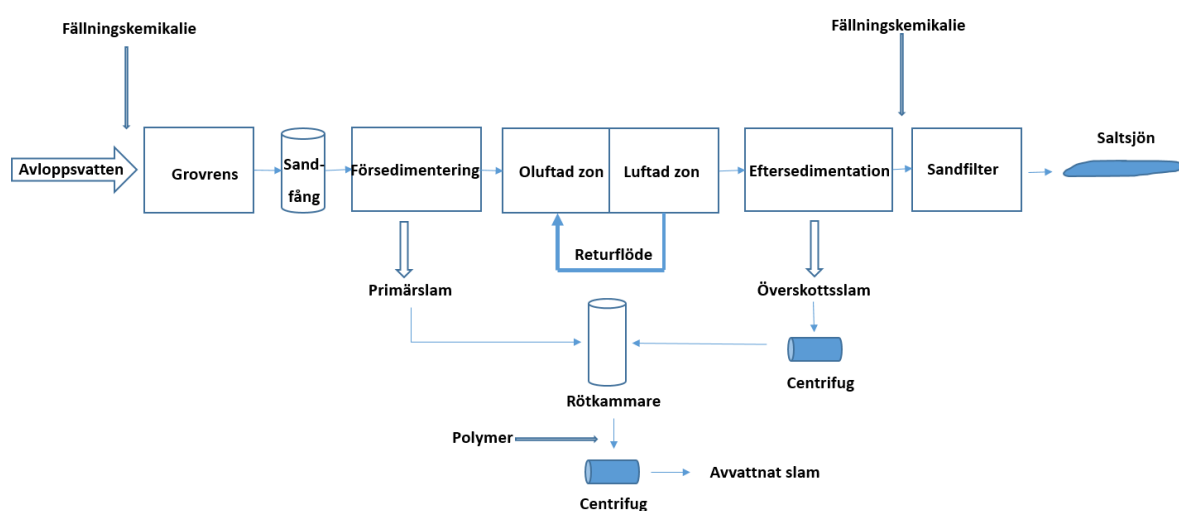
volym slam beräknas. Ju högre SVI desto sämre sedimenteringsegenskaper har slammet (Eaton *et al.*, 2005).

2.3 HENRIKSDALS RENINGSVERK

2.3.1 Nuvarande Henriksdals reningsverk

Henriksdals reningsverk är Sveriges största reningsverk. Varje dygn renas cirka 280 000 m³ avloppsvatten och vattnet kommer in till verket genom tre tunnlar som täcker in de centrala och södra delarna av Stockholm samt kommunerna Nacka, Tyresö, Haninge och Huddinge. Verket är dimensionerat för cirka 800 000 personekvivalenter och processen att rena avloppsvattnet tar cirka 24 timmar (Stockholm Vatten AB, 2018).

När inkommande avloppsvattnen ankommer till Henriksdals reningsverk tillsätts fällningskemikalier, järnsulfat, för att fosfor ska fällas ut, se Figur 1. Därefter går vattnet genom grovrensgaller och sandfång varpå vattnet leds till försedimenteringsbassänger. Primärslammet från dessa bassänger leds direkt till rötkammare. På Henriksdals reningsverk är aktivslamprocessen designad med oluftade zoner för fördenitrifikation och luftade zoner för nitrifikation. Överskottsslam från den biologiska reningen förtjockas i centrifuger utan polymertillsats. Ytterligare fällningskemikalier, järnsulfat, tillsätts till avloppsvattnet efter aktivslamprocessen för att kontrollera utgående fosforhalt innan det går genom sandfilter. Renat avloppsvatten leds till ett externt värmeverk som utvinner energi från avloppsvattnet. Därefter släpps vattnet ut i recipienten Saltsjön. Primär- och överskottsslam på Henriksdals reningsverk stabiliseras genom rötning. Rötningen sker i sju rötkammare med temperaturen 37° C och den totala rötkammarvolymen uppgår till 39 000 m³. Det rötade slammet avvattnas i centrifuger där polymer tillsätts och används sedan för återställning av mark runt gruvor (Stockholm Vatten AB, 2018). För en fördjupad översiktsbild över nuvarande Henriksdals reningsverk se Figur B2 i bilaga 8.3.



Figur 1 Dagens process på Henriksdals reningsverk där behandling av avloppsvatten och slam kan följas från inlopp till utlopp.

2.3.2 Framtida MBR-rening på Henriksdals reningsverk

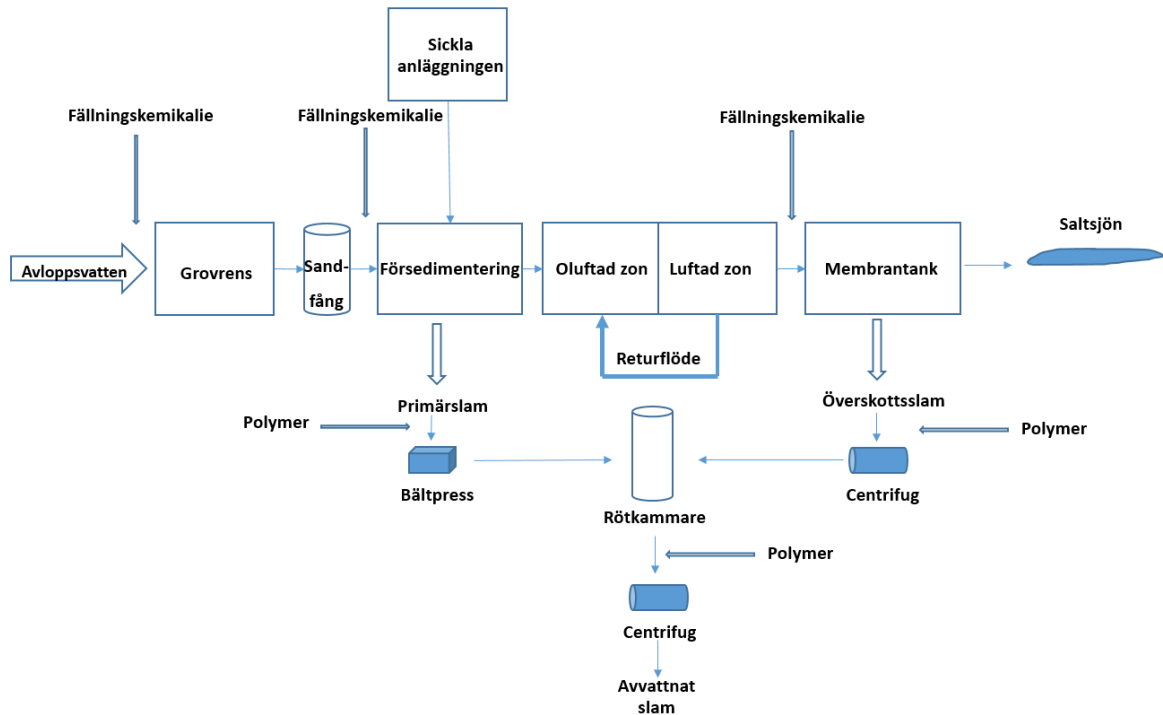
Henriksdals reningsverk kommer att byggas om för att möta nya reningskrav, se Tabell 2. Inom projektet ”Stockholm framtida avloppsrening” (SFA) kommer Bromma reningsverk att stängas ned och avloppsvattnet ledas vidare till Henriksdals reningsverk. Detta avloppsvatten kommer, tillsammans med avloppsvatten från Farsta och Årsta, att ankomma Sickla-anläggningen, se Figur 2. Där kommer en ny anläggningsdel byggas med grovrening, sandfång och kemisk rening med försedimentering. Vattnet leds därefter till Henriksdals reningsverk.

Tabell 2 Tabellen visar dagens samt framtidens reningskrav för Henriksdals reningsverk. BOD₇, Biochemical Oxygen Demand, är ett mått på halten organiskt material i vatten. (Stockholm Vatten och Avfall, u.å).

Parameter	Dagens reningskrav [mg/L]	Framtida reningskrav [mg/L]
BOD ₇ [kvartal– resp. årsmedelvärde]	8	5
Tot-N [årsmedelvärde]	10	6
Tot-P [kvartal– resp. årsmedelvärde]	0,3	0,2
NH ₄ -N [jun– resp. jul–okt]	3	<2

Till Henriksdals reningsverk ankommer förutom vattnet från Bromma reningsverk, även avloppsvatten via Danvikstunneln och Nackatunneln. Detta avloppsvatten renas mekaniskt i grovreningen på Henriksdals reningsverk på samma sätt som i Sickla-anläggningen. Därefter kommer vattnet att renas biologiskt i Henriksdals reningsverk med en ny MBR-processlösning som omfattar både för- och efterdenitrifikation. Införandet av MBR, då dagens eftersedimentationsbassänger byggs om till membrantankar, kommer att effektivisera platsanvändningen och innebära att aktivslamprocessen på Henriksdals reningsverk inte behöver byggas ut. Membranen är av typen GE ZeeWeed 500d leapMBR med porstorlek på 0,04 µm. Den biologiska reningen med membran är uppdelade på sju linjer och totalt kommer 1,6 miljoner m² membranyta installeras. Ingen ytterligare efterbehandling av det renade avloppsvattnet kommer att ske innan det går ut i utlopp och till recipient (Stockholm Vatten AB, 2018).

Överskottsslammet på Henriksdals reningsverk kommer att förtjockas genom centrifuger och primärslammet förtjockas genom bältpress och därefter samröts båda slammen. Med den ökade belastningen på Henriksdalsreningsverk kommer mängden slam att fördubblas vilket innebär ett behov av större röt-kammarvolym. Dock kommer ingen utbyggnad av röt-kamrarna att ske, utan istället kommer rötningen ske med kort uppehållstid och hög organisk belastning. För att klara detta ställs rötningen om från mesofil rötning (37°) till termofil rötning (55°). Slammen måste förtjockas betydligt mer än idag för att erhålla tillräcklig uppehållstid och TS planeras att vara 6 % för överskottsslam och 7 % för primärslam. Biogasen kommer liksom idag i första hand att uppgraderas till fordonsbränsle (Stockholm Vatten och Avfall, u.å). Avvattning av rötat slam kommer att ske i centrifug. För en fördjupad översikt bild över framtida Henriksdals reningsverk se Figur B3 i bilaga 8.4.



Figur 2 Figuren visar processen på framtida Henriksdals reningsverk då Sicklaanläggningen byggs ut och membran installeras för att kunna möta framtida reningskrav och ökande vattenvolymer.

3. METOD OCH MATERIAL

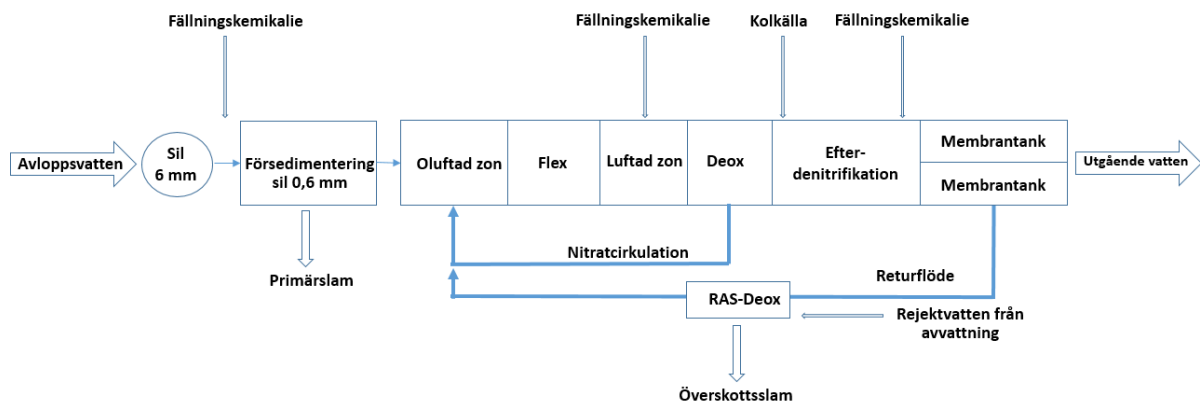
Inom projektet undersöktes blandslam (BS-MBR) och överskottsslam (ÖS-MBR) från MBR-linjen på Hammarby Sjöstadsvverk och överskottsslam från Henriksdals reningsverk (ÖS-CAS), vid olika tillfällen. Försök med trumsilen på pilotanläggningen på Hammarby Sjöstadsvverk utfördes för BS-MBR, ÖS-CAS och ÖS-MBR. Försöken är uppdelade i fem försök, som syftar att undersöka olika aspekter av slammens egenskaper. Metodik för analyser av provtagningarna finns i avsnitt 3.3 ANALYSMETODER.

3.1 BESKRIVNING AV PILOTANLÄGGNING

3.1.1 Avloppsvattenrening med MBR-teknik på Hammarby Sjöstadsvverket

MBR-linjen på Hammarby Sjöstadsvverk är byggd som en kopia av det framtida Henriksdals avloppsreningsverk i skala 1:6700, där MBR-teknik ersätter dagens eftersedimentationsbassänger och sandfilter, se Figur 3. Det inkommande avloppsvattnet kommer från Danvikstunneln, en av tre tunnlar in till Henriksdals reningsverk, och pumpas sedan in till pilotanläggningen på Hammarby Sjöstadsvverk med ett medelflöde på 3,2 m³/h. Flödet varierar under dygnet med samma variation som flödet in till Henriksdals reningsverk.

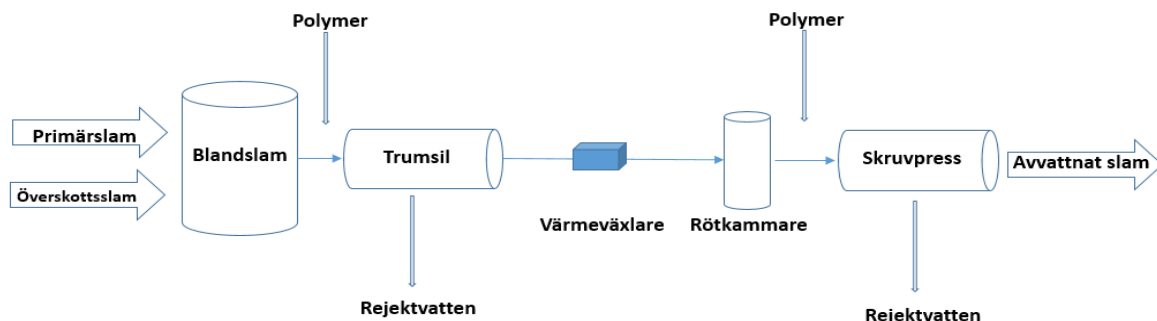
Den mekaniska reningen består av en sil på 6 mm, som motsvarar ett rensfilter, innan tvåvärdigt järnsulfat, Hepta, tillsätts som fällningskemikalie i en luftad förfällningsreaktor. Därefter försedimenteras avloppsvattnet och filtreras genom en hålpåtssil på 0,6 mm där primärslam sedimenteras och tas ut. Den biologiska reningen påbörjas därefter med fördenitrifikation då vattnet pumpas in i en omrörd syrefri zon. På verket finns därefter en zon, flex, som både kan luftas vid behov eller vara oluftad. Framförallt under vintern luftas zonen då nitrifikationsprocessen blir mindre effektiv vid lägre temperaturer och en ökad luftningsvolym krävs för att bibehålla önskad nitrifikationskapacitet. Därefter pumpas avloppsvattnet genom en luftad zon där största delen av nitrifikationen sker. I detta steg tillsätts även ytterligare Hepta, som en del av den kemiska reningen, för att fosfor ska fällas ut. För att försäkra att efterföljande efterdenitrifikation kan ske så effektivt som möjligt leds avloppsvattnet genom en zon, deox, där uppehållstiden är tillräckligt lång för att syret ska förbrukas av det organiska materialet och reducera syrehalten. Från deox-zonen sker en nitratcirkulation tillbaka till zonen för fördenitrifikation med ett cirka fyra gånger så högt flöde som in till verket. I det avslutande reningssteget i den biologiska processen sker en efterdenitrifikation där extern kolkälla, metanol, samt fällningskemikalie innehållande trevärdigt järn, PIX, tillsätts vid behov för att utgående kväve och fosforhalter ska ligga under givna utsläppskrav. Sista steget för avloppsvattnet är att filtreras genom membranen i två parallella MBR-tankar. I pilotanläggningen på Hammarby Sjöstadsvverk används ihåliga membran av typen Zeeweed från Suez med porstorleken 0,04 µm. Det finns två parallella membrantankar med en kassett (2,5 m x 1,0 m x 0,34 m) med membran installerat i varje tank. Varje kassett består av tre membranmoduler där varje modul har en membranarea på 34,4 m² och i hela MBR-linjen utgör den totala membranarean 204 m². Från membrantanken går ett returflöde av aktivt slam tillbaka till fördenitrifikationen, så kallad RAS-Deox, och där tas även ÖS-MBR ut. I RAS-Deox tanken sammanförs flödet av rejektvatten från avvattningen av rötat slam, som är rikt på ammonium, med syrerikt aktivt slam från membrantankarna, vilket initierar en nitrifikationsprocess innan vattnet återförs till fördenitrifikationen (Andersson *et al.*, 2018).



Figur 3 En schematisk bild över processen på MBR-linjen på Hammarby Sjöstadverket.

3.1.2 Slambehandling på Hammarby Sjöstadverket

Slampiloten på MBR-linjen vid Hammarby Sjöstadverk togs i bruk under hösten 2017 och består av de tre huvudprocesserna förtjockning, rötning samt avvattning, se Figur 4. Från MBR-linjen på reningsverket tas primär- och överskottsslam ut och samlas upp i en blandslamstank. Därefter doseras polymer, av typen Flopam Em 640 Ct från Kemira, varpå slammet pumpas in i förtjockaren, en trumsil, där TS höjs i slammet och ett rejektvatten avskiljs. Polymeren som används på MBR-linjen har en mycket hög molekylär vikt samt en mycket hög laddningsdensitet (SNF Floerger, u.å). Från trumsilen går rejektvattnet, innehållandes hög halt av suspenderat material, tillbaka till början av vattenlinjen. Det förtjockade slammet som pumpas ut från trumsilen förs vidare till värmeväxlare som höjer slammets temperatur innan det leds vidare in till röt-kammaren. Till slammet som tas ut ur röt-kammaren tillsätts polymer av typen superfloc C-1598 innan det avvattnas i en skruppress. Rejektvattnet från avvattningen återförs till RAS-Deox processen då det innehåller hög halt av ammonium. Uppmätta referensvärden på TTF, SVI och slamålder hos slammerna på Hammarby Sjöstadverk och på Henriksdals reningsverk kan ses i Tabell 3.



Figur 4 En schematisk bild över slambehandlingen på MBR-linjen på Hammarby Sjöstadverket.

Tabell 3 Tabellen visar värden för TTF, SVI och slamålder från MBR-linjen på Hammarby Sjöstadverket. En standardavvikelse är angiven i tabellen.

Slam	TTF25 [s]	TTF50 [s]	TTF100 [s]	SVI [g/ml]	Total slamålder [d]
ÖS-MBR från MBR-linjen på Hammarby Sjöstadverket*	5±1	15±3	71±30	197±22	20±6
ÖS-CAS från Henriksdals reningsverk**	–	–	–	152±13	11±7

*Data från Gabriel Persson, SVOA, baserat på period v.42–52 2018.

** Data från Gabriel Persson, SVOA, baserat på period v.42–51 2018. TTF provtas ej på Henriksdals reningsverk. SVI är beräknad på bioslam från luftningsbassängerna i linje 2–7. Total slamålder är beräknad utifrån stickprov och har därför stor osäkerhet.

En skillnad i slamhantering mellan Hammarby Sjöstadverk och framtida Henriksdals reningsverk är att på Henriksdals avloppsreningsverk kommer primärslam och överskottsslam att förtjockas separat till skillnad från MBR-linjens design där båda slamtyperna sammanförs i en blandslamstank innan förtjockning.

3.1.3 Förtjockning på MBR-linjen på Hammarby Sjöstadverk

Trumsilen på pilotanläggningen på Hammarby Sjöstadverk är av märket Hjortkaer och har porer på 0,6 mm, se Figur 5. Slammet pumpas in i trumsilen och vatten avskiljs genom trumsilens porer och går ut som rejektvatten (Q_{rejekt}). Trumsilen är uppställd med en lutning på 7° och inställd på att roteras med 30 varv per minut. Polymer, av typen Flopam Em 640 Ct från Kemira, doseras in i det inkommande slammet, i upp till tre olika doseringspunkter, och är utprövad för att ge bra förtjockningsegenskaper för blandslam (blandat överskottsslam och primärslam) från Hammarby Sjöstadverket. Rengöring av trumsilen sker genom automatisk högtrycksspolning var femte minut som ämnar till att ta bort beläggning på porerna på både in- och utsidan av trumman. Målet är att TS i ÖS-MBR, efter förtjockning, ska vara 6 % samt att TSS i rejektvattnet ska vara under 1000 mg/L¹. Medelvärden av TS på förtjockat slam från Hammarby Sjöstadverk samt andra reningsverk i Stockholmsregionen kan ses i Tabell 4.



Figur 5 Bilden visar trumsilen av märket Hjortkaer på Hammarby Sjöstadverket.

¹ Sofia Andersson, SVOA 2018-11-13

Tabell 4 Referensvärden för TS i förtjockat slam och TSS i rejektvattnet. Typ av förtjockare samt ett typvärde polymerdos för olika reningsverk runt Stockholm. Standardavvikelse är framtaget för Henriksdals reningsverk, Brommaverket samt Hammarby Sjöstadsverket. Samtliga verk förtjockar blandslam.

Reningsverk	Typ av förtjockare	Polymerdos [g/kg polymer]	TSS i rejektet [mg/L]	TS [%] Medelvärde
Brommaverket*	Centrifug	1–1,5	150–500	5,2±0,9
Käppalaverket**	Centrifug	2	200–1000	5–7
Henriksdals reningsverk*	Centrifug	Ingen tillsats	250–400	5,1±1,2
Hammarby Sjöstadsverk***	Trumsil	6–7	2900±1300	5,3±0,5

*Data från Sofia Andersson, SVOA, baserat på period 2017-01-01–2017-12-25 för TS. Uppgift om TSS angiven i mejl.

**Uppgift från Stefan Erikstam, Käppalaverket, genom Sofia Andersson, SVA. 2018-12-07

*** Data från Gabriel Persson, SVOA, baserat på period 2018-08-26–2018-11-29 för TSS samt v.43–v.48 2018 för TS då aktuell polymer användes.

3.2 FÖRSÖKSBESKRIVNING

3.2.1 Försök 1: Utvärdering av ÖS-MBR

ÖS-MBR undersöktes för att utreda huruvida slammet uppvisar en dygnsvariation och hur stora mätosäkerheter som uppstår vid provtagning av TS, VS, SVI och TTF. Detta gjordes genom att analysera ÖS-MBR under fyra tidpunkter, kl. 8.45, 11.40, 13.40 och 15.35 den 15/10-2018. Slamprov hämtades från en provtagningspunkt på MBR-tanken på Hammarby Sjöstadsverk. För analysmetod se avsnitt 3.3 ANALYSMETODER och hur mätosäkerheten i metoden beräknades se avsnitt 3.4 MÄTOSÄKERHET OCH ANALYS AV DATA.

3.2.2 Försök 2: Jämförelse av egenskaper hos ÖS-MBR och ÖS-CAS

En jämförande analys mellan ÖS-CAS från Henriksdals reningsverk och ÖS-MBR från Hammarby Sjöstadsverk utfördes genom att analysera prov från de två slammen vid fem tillfällen (18/10, 2/11, 5/11, 6/11 och 12/11 2018) med avseende på SVI, TTF, TSS, TS och VS. TTF och TSS utfördes i triplikat medan resterande tester endast analyserades med ett prov. Slamprov hämtades från en provtagningspunkt på MBR-tanken på Hammarby Sjöstadsverk och på Henriksdals reningsverk erhöles slamprov direkt genom locket på en av överskottsslamstankarna.

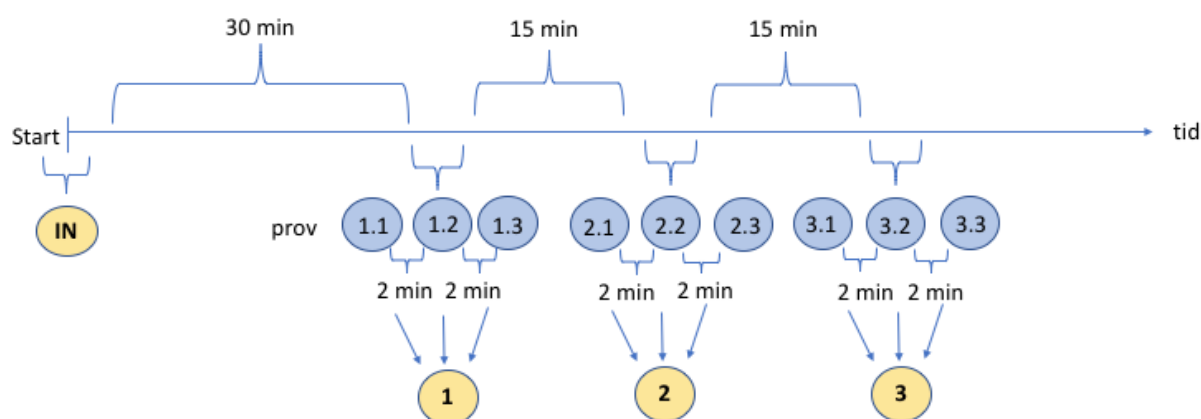
3.2.3 Försök 3: Förtjockning av ÖS-MBR, ÖS-CAS och BS-MBR

Förtjockningsförsök utfördes med trumsilen vid MBR-linjen på Hammarby Sjöstadsverk med BS-MBR (23–24 oktober 2018), ÖS-MBR (26 oktober 2018) och ÖS-CAS (31 oktober 2018). Försök med BS-MBR utfördes som referensförsök. För varje typ av slam användes tre olika polymerdoser: ingen (0 g polymer/kg TS), låg (2,5 g polymer/kg TS) samt hög polymerdos (5,0 g polymer/kg TS) med samma typ av polymer som används i driften på MBR-linjen på Hammarby Sjöstadsverket. Drift av trumsilen utfördes med samma inställningar vid samtliga försök, se avsnitt 3.1.3. Flödet var konstant inställt i styrsystemet på 70 L/h in till trumsilen och vid kontroll av flödet motsvarade detta 64,5 L/h i verkligheten.

Försöken påbörjades med att blandslamstanken tömdes genom utpumpning och fylldes därefter på med det slam som skulle användas i respektive försök. Därefter rengjordes trumsilen utvändigt genom spolning och skrubbnings med borste. Rätt inställning för polymerdos ställdes in i styrsystemet och endast en doseringspunkt för polymeren kopplades på. Koncentrationen

av polymer kontrollerades i polymertanken genom att lägga ett prov på en snabbvåg för TS-analys. Detta för att i efterhand kunna justera den faktiska polymerdoseringen i slammet om polymerkoncentrationen i tanken avvek från styrsystemets inställning. Därefter kördes trumsilen under 30 min, under tidigare nämnda betingelser och med rätt polymerdos, för att en stabil drift skulle uppnås.

I samband med att provtagningen påbörjades togs ett prov på oförtjockat slam från blandslamstanken och pH och temperatur uppmättes på plats med en digital pH-mätare. Rejektvattnet kopplades om och samlades upp i en separat behållare. Efter 30 minuters drift togs tre slamprover med två minuters intervall vid tre tillfällen 0, 15 samt 30 min efter start av provtagningen, se Figur 6. Proven samlades upp under den tid då trumsilen roterade tre varv. I samband med provtagning var spolvattnet avstängt medan det var påslaget i pauserna mellan provtagningarna. Producerad volym rejecktatten noterades samt ett väl omrört prov samlades in i slutet av försöket för varje slamtyp. Efter detta ändrades polymerdoseringen till en högre dos och försöket påbörjades på nytt genom rengöring av trumsilen. Försöket gjordes totalt tre gånger för vardera slamtyp (dvs. med polymerdosering 0, 2,5 samt 5,0 g polymer/kg TS).



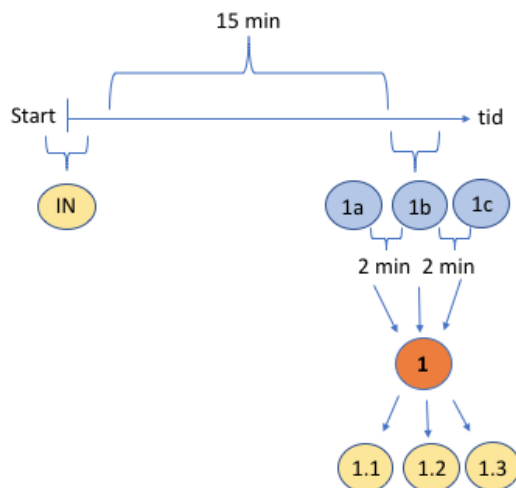
Figur 6 Figuren visar en schematisk bild över provtagningen under försök 3. Totalt 10 prov analyserades för varje polymerdosering för vardera slammen (BS-MBR, ÖS-MBR, ÖS-CAS).

De tre slamproverna från varje intervall blandades samman med lika mängd slam från varje prov till ett homogent prov. Detta prov analyserades med avseende på TS och VS. Rejektvattnet analyserades med avseende på TSS. Sammanlagt gav detta fyra stycken slamprov, tre från förtjockningsförsöket och ett från oförtjockat slam, per polymerdosering vilket gav 12 stycken slamprov per slamtyp (ÖS-MBR, ÖS-CAS och BS-MBR).

3.2.4 Försök 4 och 5: Förtjockning av ÖS-MBR med olika polymerdoser

Ett ytterligare försök, försök 4, genomfördes, den 7 november 2018, för att utreda hur förtjockning av ÖS-MBR påverkas av sju olika polymerdoser samt för att undersöka potentialen att reducera suspenderat material i rejecktatten. ÖS-MBR förtjockades under samma betingelser som vid försök 3 med åtskillnaden att fler polymerdoseringar undersöktes (0, 2,5, 5, 7,5, 10, 12,5, 20 g polymer/kg TS). Utöver detta reducerades tiden för trumsilen att stabiliseras till 15 min och provtagning gjordes endast en gång med tre slamprov med två minuter mellanrum, se Figur 7. Analys av TS och VS gjordes som triplikat på ett samlingsprov av de tre proven tagna under tvåminutersintervallen. Ordningen på försöken slumpades för att minska risk för en uppbyggnadsfaktor och gjordes i ordningen 0, 2,5, 5, 12,5, 20, 7,5, 10, 7,5 g polymer/kg TS. Volym av rejecktatten noterades och ett prov av rejecktatten inhämtades för

analys av TSS. Försöket upprepades den 28 november 2018 (försök 5) med samma metodik som för försök 4, med skillnad att högtrycksspolning under en minut användes som metod för rengöring mellan försöken med sex olika polymerdoseringar. Innan försöket påbörjade skrapades beläggning på trumsilen bort manuellt med ett metallföremål. Ordningen för försöken slumpades fram och utfördes i ordningen 0, 7,5, 10, 12,5, 5, 2,5 g polymer/kg TS.



Figur 7 Figuren visar en schematisk bild över provtagningen under försök 4 och försök 5. Totalt 4 prov analyserades för varje polymerdosering för ÖS-MBR (IN samt 1.1–1.3).

3.3 ANALYSMETODER

3.3.1 TS och VS

TS på ett prov mättes genom att vikten av en aluminiumform vägdes upp på en våg med möjlighet att väga ned till 0,001 g. Därefter applicerades cirka 1 msk slamprov i formen och denna vägdes igen varpå provet placerades i ugn på 105° C i minst 12 h. Sedan vägdes provet återigen på vågen och halten partiklar beräknades enligt ekvation 1.

$$TS (\%) = \frac{\text{Torkat prov}[g] - \text{form}[g]}{\text{Blött prov}[g] - \text{form}[g]} * 100 \quad (1)$$

Därefter brändes provet i en förbränningsugn på 550 ° C under minst 40 min för att få fram VS, se ekvation 2 (Eaton *et al.*, 2005).

$$VS (i \% \text{ av } TS) = \frac{\text{Torkat prov} [g] - \text{Bränt prov}[g]}{\text{Torkat prov}[g] - \text{form}[g]} * 100 \quad (2)$$

3.3.2 TSS

TSS mättes genom att väga in ett ugnstorkat filter på en våg med möjlighet att mäta ned till 0,001 g. Filtret som användes var av typen Whatman Grade GF/A Glass Microfiber Filters med en porstorlek på 1.6 µm. Ett väl omrört slamprov mättes upp i mätglas och volymen noterades. Därefter filtrerades provet under vakuum varpå filtret torkades i ugn vid 105° C under minst 12 h. Det torkade filtret mättes in och det suspenderade materialet beräknas genom ekvation 3. Triplikat analys genomfördes (Eaton *et al.*, 2005).

$$TSS \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(\text{Torkat prov}[g] - \text{filter}[g]) * 1000}{\text{Provvoly} (ml)} \quad (3)$$

3.3.3 SVI

Slamvolymindex, SVI, är ett mått på slammets sedimenteringsegenskaper. Analys utfördes genom att 200 ml väl omrört slamprov tillsattes i en 1000 ml cylinder med diameter 80 mm

och provet späddes därefter med permeat upp till 1000 ml, s.k. diluted sludge volyme index (spädningsfaktor 1:5), se ekvation 4. Provet fick därefter stå orört i 30 min varpå nivån av slam i cylindern, där slam och vattnet tydligt är separerade, avlästes. Diluted Sludge Volyme Index är en variant av SVI som utförs för att minska väggeffekterna under sedimentationen vid de fall när slam innehåller höga halter av suspenderade partiklar (Eaton *et al.*, 2005).

$$SVI \left(\frac{ml}{g} \right) = \frac{Slamnivå \left(\frac{ml}{L} \right)}{TSS \left(\frac{mg}{L} \right)} * 1000 * \text{utspädningsfaktor} \quad (4)$$

3.3.4 TTF

Time to filter (TTF) mäter slammets filtrerbarhet. Analysen kräver tillgång till en apparat som skapar ett tryck på 51 kPa. Vid analys kopplades apparaten till en e-kolv med passande porslinstratt och tillhörande gummipropp. Därefter vättes ett filter, så att detta fick kontakt med tratten, varpå 200 ml omrört slamprov hälldes i tratten. Tid för 25, 50 och 100 ml permeat att passera genom filtret noterades. Analyserna utfördes i triplikat för att undersöka felmarginalen.

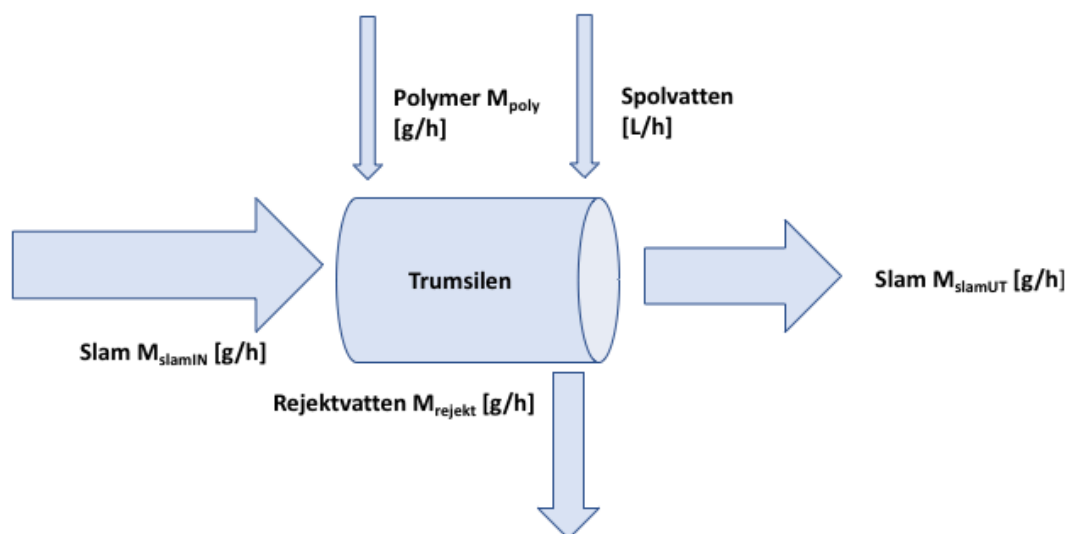
3.4 MÄTOSÄKERHET OCH ANALYS AV DATA

Insamlad data i denna studie analyserades genom att beräkna ett medelvärde av de tester som utfördes i triplikat, samtliga analyser av TTF och TSS, och det är dessa värden som presenteras i tabeller och grafer i resultatet. För slamproverna i försök 3 användes ett medelvärde av de sammanslagna slamproven och för försök 4 och försök 5 angavs ett medelvärde av triplikaten av de sammanslagna proven.

Mätosäkerheten i analysmetoderna uppskattades genom statistiska metoder för TS, VS och TTF genom att beräkna ett 95 % konfidensintervall från samtliga mätdata från försök 1 (12 prov). Denna mätosäkerhet användes sedan vid bearbetning av data för samtliga försök, där avvikande värde togs bort från beräkningen av medelvärdet om de låg utanför konfidensintervallet, se bilaga 8.5. För försöken med polymerdoseringar (försök 3, 4 och 5), där endast ett prov analyserats för TS, VS och TTF, antogs mätosäkerheten vara i samma storleksordning som i försök 1. Konfidensintervallet beräknades för ÖS-MBR, men mätosäkerheten för proverna av ÖS-CAS uppskattades vara i samma storleksordning gällande TS- och VS-halter. För halten TSS, som ej provtogs i försök 1, antogs en felmarginal på 10 % baserat på underlag från Eurofins (Eurofins Water Testing Sweden AB, 2018).

3.5 MASSBALANS

Massbalans beräknades för ÖS-MBR och ÖS-CAS i försök 3, 4 och 5 för att kartlägga fördelningen av inkommande massa under förtjockningen i utgående slam och i rejektivattnet, se **Figur 8**.



Figur 8 Figuren visar en schematisk bild över trumsilens funktion. Massflöde [g/h] beskriver hur sambandet mellan flöde och koncentration påverkas.

Massbalansen (M) beräknades utifrån slammens koncentration (C) och flöde (Q), se ekvation 5. Sambandet att 1 % TS motsvarar 1000 mg/L användes för att ta fram samtliga koncentrationer. Vid beräkning av massbalans för försök 3 användes kända data i form av flödet in i trumsilen (Q_{in}), TS in i trumsilen (C_{in}), mängd polymer (M_{poly}), TSS i rejektivattnet (C_{rejekt}) och TS i utgående slam (C_{ut}). Ett antagande togs om att mängd slam (M) samt flödet (Q) in till trumsilen var konstanta, se ekvation 6 och ekvation 7. Slammängden in i trumsilen antogs utgöra all mängd slam under försöket. Flödet ut från trumsilen, Q_{ut} , beräknades genom differensen mellan Q_{in} och Q_{rejekt} . Vid beräkning av massbalansen togs M_{in} fram genom att addera M_{slamIN} och M_{poly} . Utöver detta togs antalet spolningar under försöket fram från data över spolningar². Denna mängd vatten justerades för i uträkningarna av koncentrationen partiklar i rejektivattnet, se beräkningar i bilaga 8.6. En konstant på 1,1, motsvarande 10 %, för ÖS-MBR och en konstant på 1,08, motsvarande 8 %, för ÖS-CAS användes för att justera TSS vid beräkning av M_{rejekt} . Detta för att analysmetoderna av TS och TSS gav upphov till en skillnad i dessa värden under försöken (Figur 9). Ett antagande att mängden spolvatten på 1,8 L/spolning gjordes efter en uppmätning på mängden spolvatten på trumsilen på pilotanläggningen på Hammarby Sjöstadsverket. Vid utvärdering av fördelning av mängden TS vid försöken med förtjockning utgör M_{diff} differensen mellan M_{in} och $M_{ut} + M_{rejekt}$.

² Andersson Sofia. IVL Svenska Miljöinstitutet. Data över spolningar i trumsilen på Hammarby Sjöstadsverket. 02-11-2018

$$M \left[\frac{g}{h} \right] = Q \left[\frac{L}{h} \right] * C \left[\frac{g}{L} \right] \quad (5)$$

$$M_{in} = M_{ut} + M_{rejekt} \quad (6)$$

$$Q_{in} = Q_{ut} + Q_{rejekt} \quad (7)$$

För försök 4 och försök 5 gjordes liknande beräkning med skillnaden att inget spolvatten förekom under försöket och därför påverkades inte mängden producerat rejektivatten samt dessa koncentrationer.

3.6 KÄNSLIGHETSANALYS

En känslighetsanalys utfördes på massbalansen då ÖS-MBR förtjockades i trumsilen med polymerdos 4 g/kg TS vid försök 3. Känslighetsanalysen utfördes för att utreda vilken parameter i massbalansen som hade störst påverkan på felmarginalen M_{diff} . Känslighetsanalysen genomfördes genom att låta samtliga parametrarna i beräkningen vara konstanta och endast ändra en parameter i taget, se bilaga 8.6. Därefter noterades vilken förändring detta hade på M_{diff} . De parametrar som ändrades kan ses i Tabell 5.

Tabell 5 Redovisning av vilka parametrar som utvärderats i känslighetsanalysen av massbalansen för ÖS-MBR vid polymerdos 4 g/kg TS samt vilken magnitud dessa parametrar förändrades med.

Parameter	Förändring
Höjd rejektivatten [cm]	1
Spolningar [antal]	1
TSS i rejektivattnet [mg/L]	100
Q_{rejekt} [L/h]	1
Tid [min]	1

4. RESULTAT

De fem försöken utfördes vid olika tillfällen och under olika förutsättningar. I Tabell 6 återfinns en sammanfattning över syfte, datum och värden på några parametrar (TS, VS, pH, temperatur och järnhalt) på ingående slam för att åskådliggöra under vilka betingelser försöken i studien utfördes.

Tabell 6 Redovisning av parametrar i reningsprocessen under samtliga försök med avseende på TS, VS, pH, temperatur och järnhalt på ingående slam. TS-IN och VS-IN beskriver TS respektive VS på ingående slam i trumsilen. TS och VS för försök 1 och försök 2 redovisas i avsnitt 4.1 och 4.2. Streck (–) anger att parametern ej är uppmätt.

Namn	Syfte	Datum	TS-IN [%]	VS-IN [% av TS]	pH-IN	Temp-IN [°C]	Järnhalt (*) (**) [% av TS]
Försök 1	Att bestämma mätosäkerhet i analysmetoder (provtagning av ÖS-MBR på pilotanläggningen)	15/10- 2018			–	–	1,6
Försök 2	Jämföra egenskaper hos ÖS-CAS och ÖS-MBR	18/10–12/11 2018 under 6 dagar					
	ÖS-CAS				–	–	9,6–11
	ÖS-MBR				–	–	4,1–6,5
Försök 3	Förtjocka ÖS-CAS, BS-MBR och ÖS-MBR med tre polymerdoser						
	ÖS-CAS	31/10 2018	1,0–1,7	58–68	6,6–6,7	18,4–19,4	1,6
	ÖS-MBR	26/10 2018	1,4–1,7	69–79	6,5–6,6	16,8–18,6	4,8
	BS-MBR	23–24/10 2018	1,6–1,9	80–85	–	–	–
Försök 4	Förtjocka ÖS-MBR vid sju polymerdoser	7/11 2018	1,3	76	6,0	20,6	6,5
Försök 5	Förtjocka ÖS-MBR vid sex polymerdoser	28/11 2018	1,3	72	5,8	15,9	7,9

*Totala järnhalten i slammet i processen på Henriksdals reningsverk respektive MBR-linjen på Hammarby Sjästadverket.

** Data från Sofia Andersson, SVOA, 2018-12-17.

4.1 FÖRSÖK 1

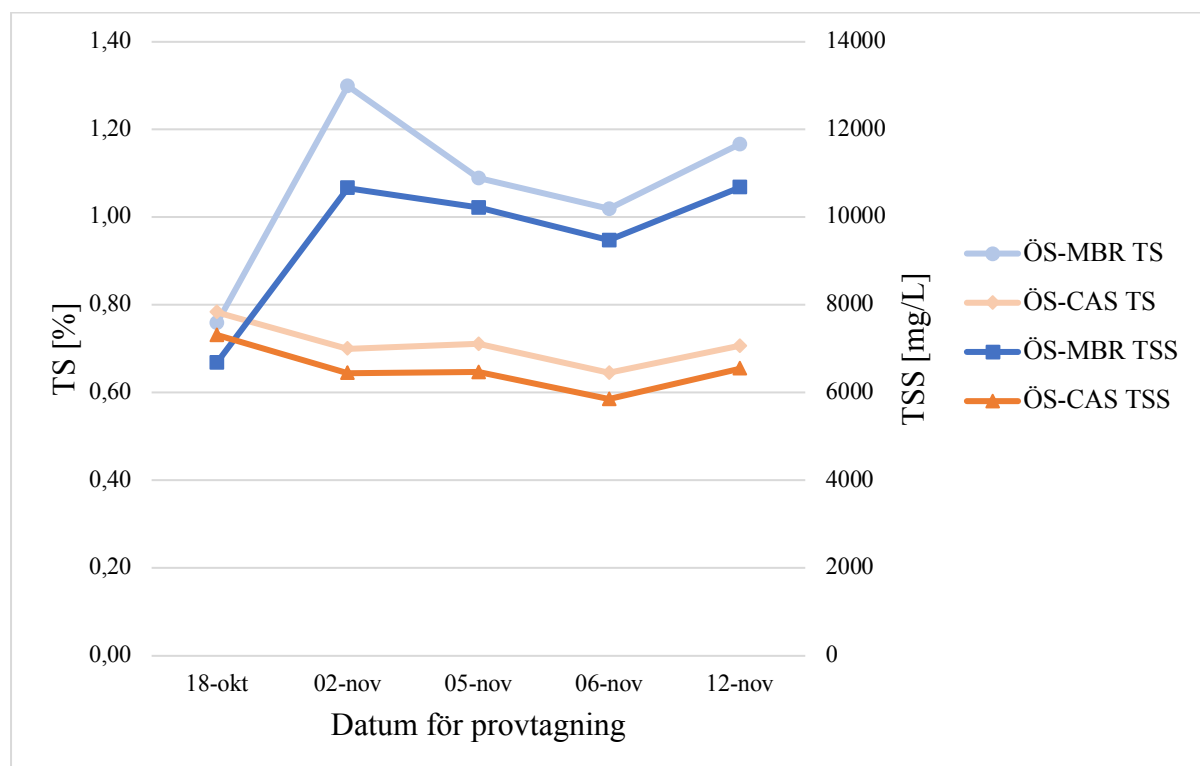
Uppmätta prover på ÖS-MBR visade att det inte finns en tydlig dygnsvariation med avseende på TS, VS, TTF och sedimentationsvolym hos ÖS-MBR, se bilaga 8.5. Beräkning av ett 95 % konfidensintervall för mätanalyserna av ÖS-MBR från försök 1 visas i Tabell 7.

Tabell 7 Uppmätta medelvärden och 95 % konfidensintervall från 12 slamprover på ÖS-MBR tagna 15/10–2018.

Analysmetod	Medelvärde	95 % konfidensintervall
TS [%]	0.66	±0.02
VS [% av TS]	83.0	±1.50
TTF25 [s]	6.1	±0.29
TTF50 [s]	19.9	±0.74
TTF100 [s]	88.9	±2.63

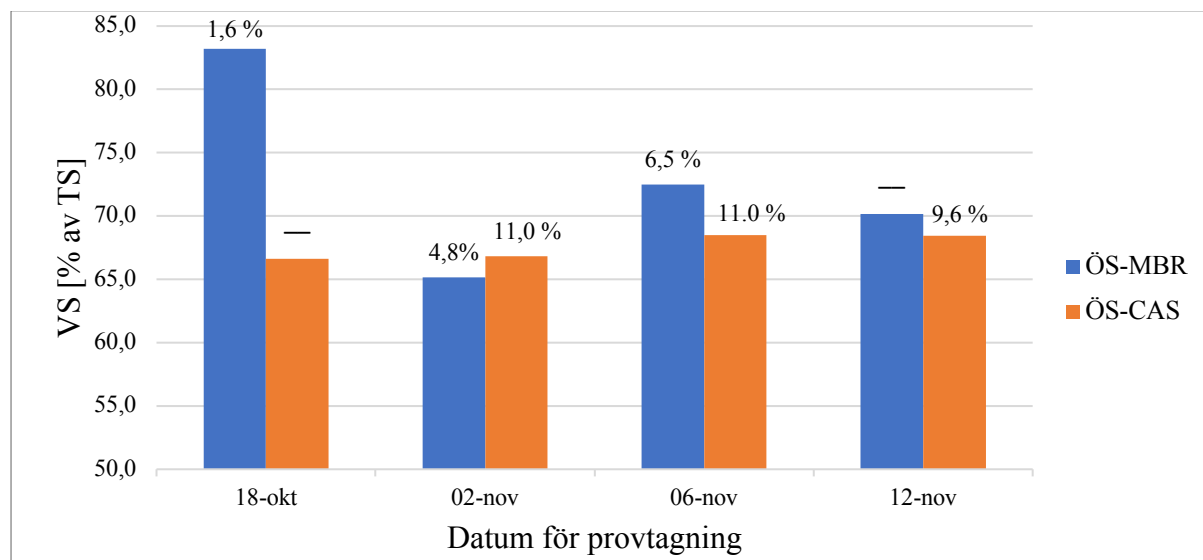
4.2 FÖRSÖK 2

Provtagning av TS på ÖS-MBR respektive ÖS-CAS under 5 dagar visade på att ÖS-MBR generellt hade en högre TS än ÖS-CAS, se Figur 9. TS för ÖS-MBR varierade mellan 0,76–1,30 % TS och för ÖS-CAS mellan 0,65–0,78 % TS. Även TSS var högre för ÖS-MBR jämfört med ÖS-CAS. För ÖS-MBR varierade halten mellan 7300–10700 mg/L och för ÖS-CAS mellan 5900–7300 mg/L. TS var högre än motsvarande TSS vid samtliga provtagningar och differensen mellan dessa analysmetoder var i stort sätt oförändrad. TS var mellan 6,2–17,9 % större än motsvarande TSS för ÖS-MBR och för ÖS-CAS var TS 6,6–9,3 % större än motsvarande TSS. Att notera är att TS och TSS var mycket lika för de båda slammen vid provtagning den 18 oktober.



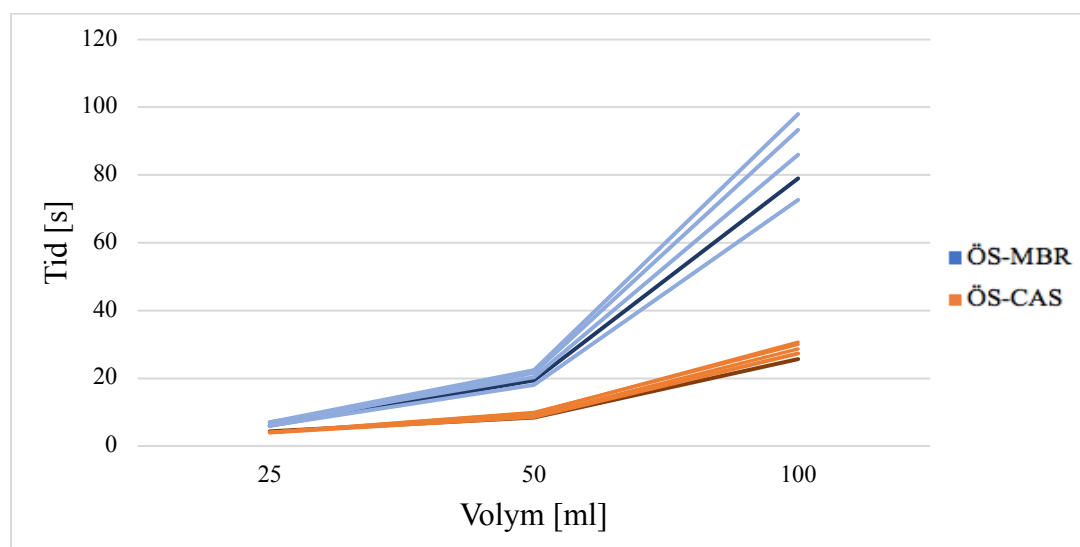
Figur 9 TS och TSS på ÖS-MBR respektive ÖS-CAS från fem provtillfällen.

Halten organiskt material, se Figur 10, är generellt högre för ÖS-MBR och VS varierar mellan 65–83 % av TS. För ÖS-CAS varierar VS mellan 67–68 % av TS. Den 2 november avviker värden från trenden då ÖS-CAS hade högre VS men skillnaden är inom mätosäkerheten.



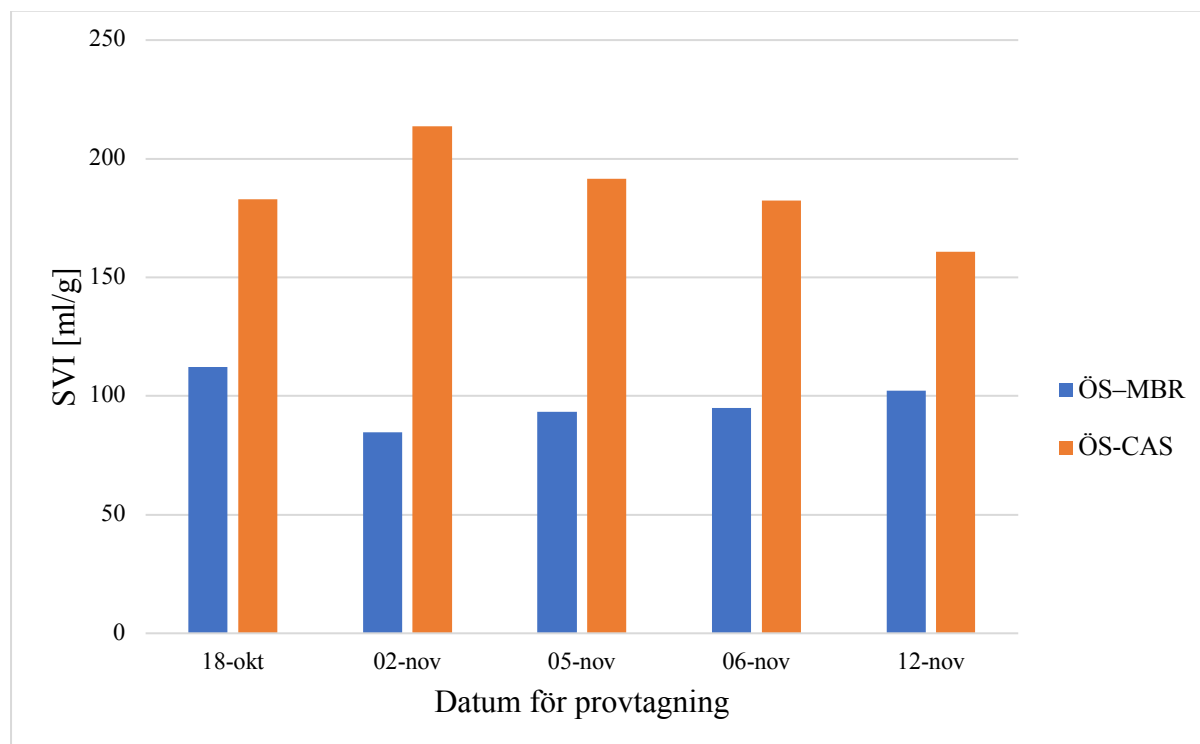
Figur 10 Grafen visar VS för ÖS-MBR respektive ÖS-CAS under fyra provtillfällen. Procentsatsen ovanför staplarna anger järnhalten i slammen i % av TS. Data saknas för ÖS-CAS den 18 oktober och ÖS-MBR den 12 november.

Från mätningarna av slammens filtrerbarhet uppvisar ÖS-CAS bättre filtreringsegenskaper än ÖS-MBR, se Figur 11. Filtringstiden för ÖS-MBR uppmättes i medelvärde till 6, 20 och 86 sekunder då 25, 50 och 100 ml permeat från slammen passerade filtret. För ÖS-CAS uppmättes filtreringstiden till 4, 9 och 28 i medelvärde för samma volymer att passera. Provtagningen den 18 oktober visar att filtreringsegenskaperna för ÖS-MBR var sämre än ÖS-CAS, trots att TS- och TSS var lägre för ÖS-MBR.



Figur 11 Grafen visar filtrerbarheten (TTF) för ÖS-MBR respektive ÖS-CAS när 25, 50 samt 100 ml passerar filtret för samtliga provtagningsdagar. Mörkare linjer indikerar uppmätt resultat den 18 oktober.

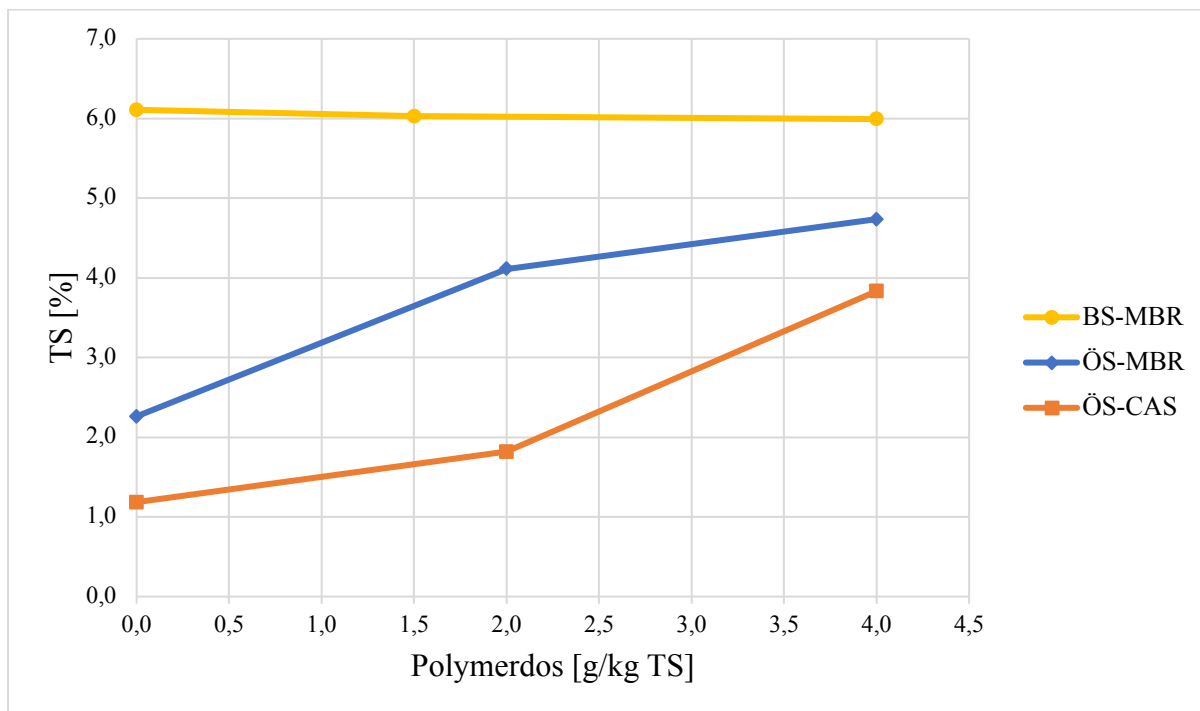
Mätning av SVI visar på att det finns en skillnad i sedimenteringsegenskaper mellan ÖS-CAS och ÖS-MBR, se Figur 12. ÖS-CAS uppvisar sämre sedimenteringsegenskaper, med SVI på 160–217 ml/g, än ÖS-MBR, med SVI på 85–112 ml/g.



Figur 12 Grafen visar SVI för ÖS-MBR respektive ÖS-CAS.

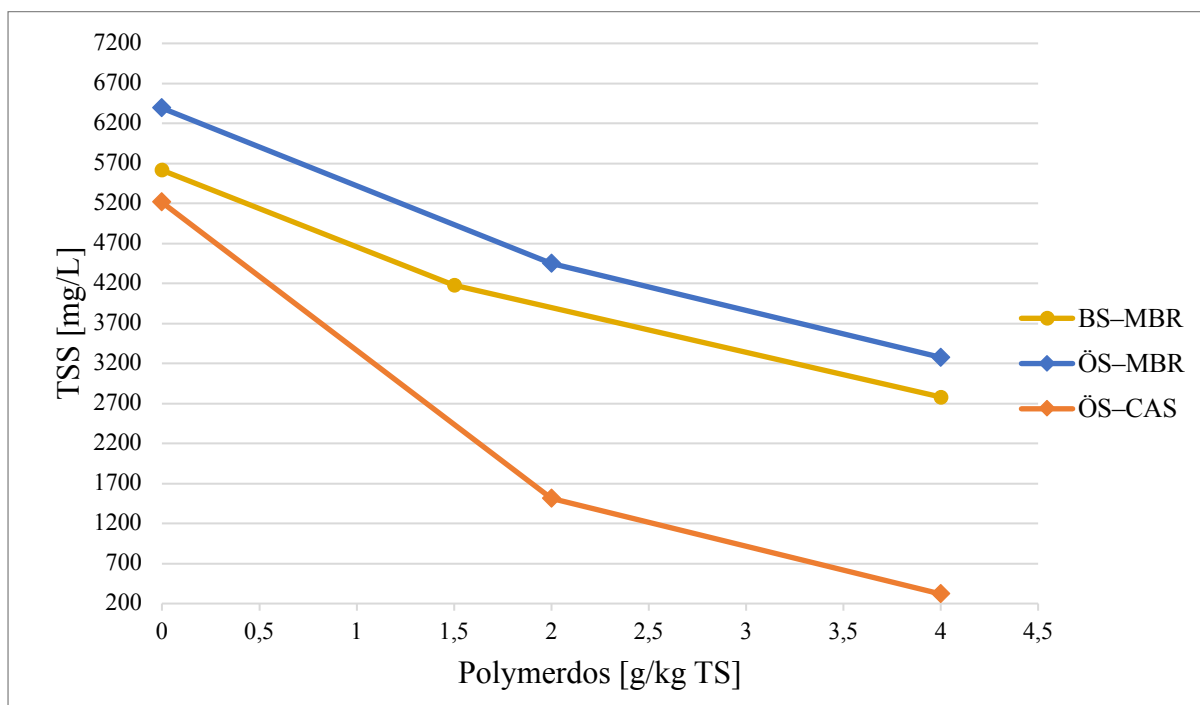
4.3 FÖRSÖK 3

TS för respektive förtjockat slam (ÖS-MBR, ÖS-CAS, BS-MBR) vid tre olika polymerdoseringar visas i Figur 13. Under försöken varierade polymerkoncentrationen i polymertanken, och skillnad mellan styrsystemets och den faktiska polymerdosen vid varje försök kan ses i Tabell B1 i bilaga 8.1. BS-MBR varierade mellan 6,0–6,1 % och uppvisade en jämn TS trots ökande polymerdos. ÖS-MBR visade på en tilltagande TS, 2,3–4,7 %, med ökande polymerdos medan ÖS-CAS visar på minst grad av förtjockning, 1,2–3,8 %, med ökande polymerdos. Detta indikerar att ÖS-MBR förtjockas bättre än ÖS-CAS. Den procentuella ökningen av TS mellan förtjockat slam och inkommande slam var för ÖS-MBR 61 %. För ÖS-CAS ökade TS med 17 %.



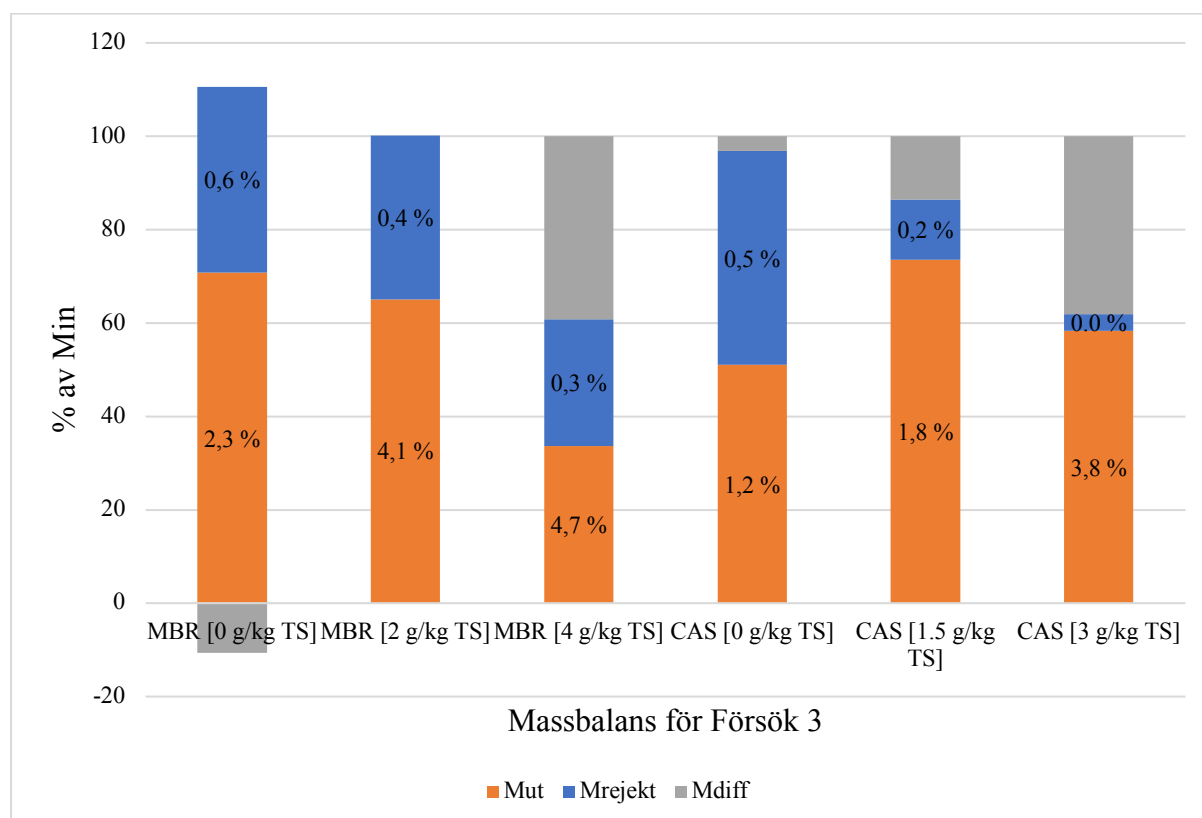
Figur 13. Grafen visar TS efter förtjockning av ÖS-MBR, ÖS-CAS och BS-MBR vid tre olika polymerdoseringar

Vid förtjockning var TSS lägst i rejektvattnet för ÖS-CAS, där halten minskade från 5200 till 300 mg/L, se Figur 14. För ÖS-MBR minskade TSS från 6400 till 3300 mg/L vid ökande polymerdos och motsvarande minskning för BS-MBR var från 5600 till 2800 mg/L.



Figur 14 Grafen visar TSS i rejektvattnet vid förtjockning av ÖS-MBR, ÖS-CAS respektive BS-MBR.

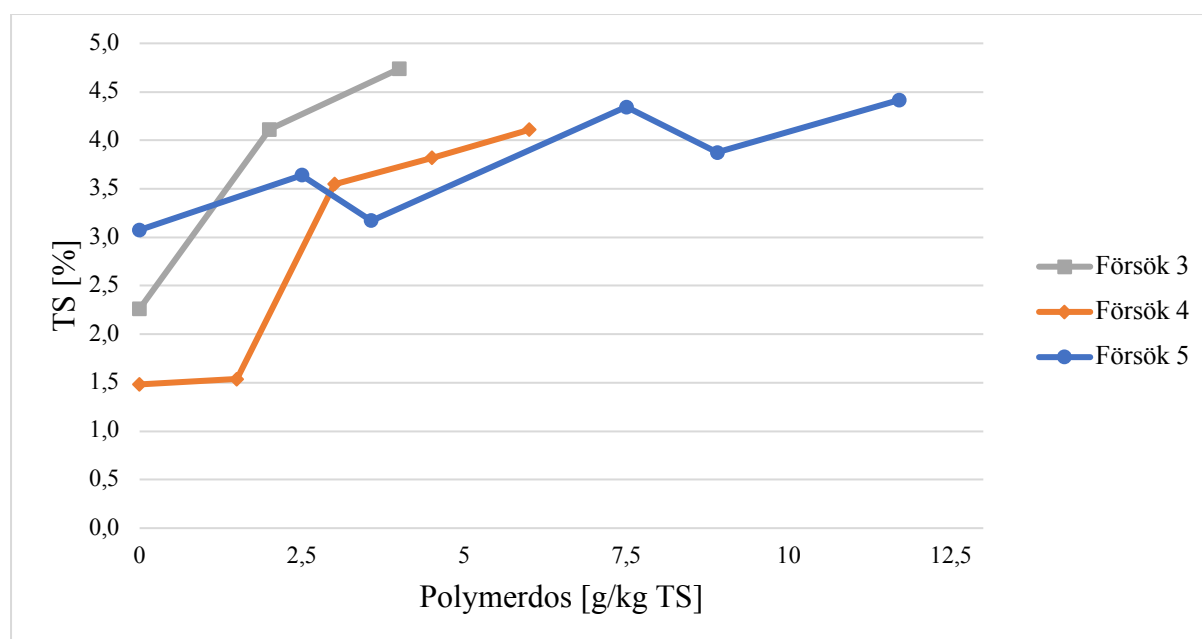
En sammanfattande massbalans för försök 3, se Figur 15, visar på en tendens att TSS-mängden i rejecktvattnet från ÖS-CAS minskar med ökad polymerdosering. ÖS-MBR visar ej upp samma trend. Mängden TS i förtjockat slam, M_{ut} , minskar med ökande polymerdos för ÖS-MBR men ej för ÖS-CAS. M_{diff} är stor för de högre polymerdoseringarna och ligger kring 40 %. Känslighetsanalysen för försöket med ÖS-MBR, polymerdos 4 g/kg TS, visar att en felmätning på tanken med 1 cm för rejecktvattnet ger en minskning på 11,7 % på M_{diff} och att en ytterligare spolning minskar M_{diff} med 11,0 %. Andra faktorer som påverkar M_{diff} i mindre utsträckning är en förändring i uppmätt TSS, Q_{rejekt} och tid för försöket. Dessa faktorer minskar M_{diff} med mindre än 3 % vardera, för att se beräkningar se bilaga 8.6.



Figur 15 Grafen visar massbalansen för försök 3 mellan ÖS-MBR respektive ÖS-CAS. Procenthalten angiven i staplarna motsvarar TS på förtjockat slam (M_{slamUT}) och TSS i rejecktvattnet (M_{rejekt}).

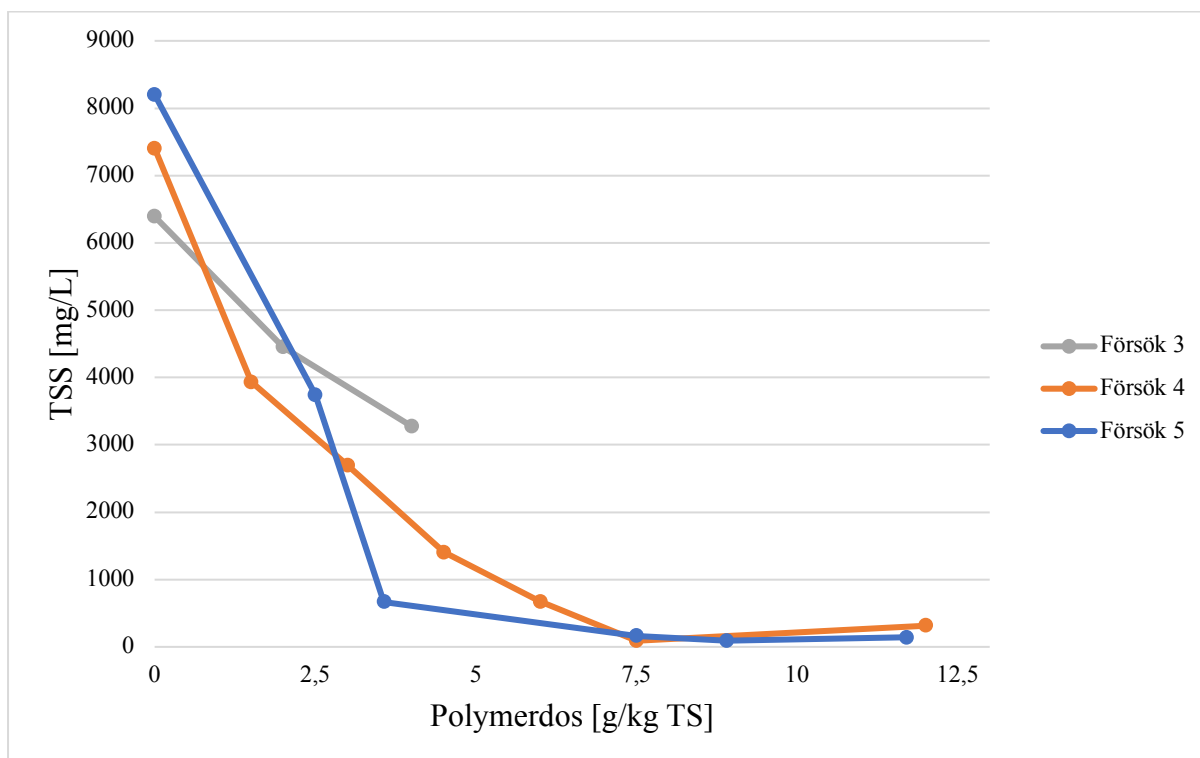
4.4 FÖRSÖK 4 OCH FÖRSÖK 5

TS för ÖS-MBR efter förtjockning med olika polymerdoser redovisas i Figur 16 för försök 3, försök 4 och försök 5. Under försöken varierade polymerkoncentrationen i polymertanken, och skillnad mellan styrsystemets och den faktiska polymerdosen vid varje försök kan ses i Tabell B2 i bilaga 8.1. För försök 3 ökade TS, 2,3–4,7 %, med ökande polymerdos och i detta försök förekom högsta halten av TS. TS från försök 5 visar på en jämn trend och varierade mellan 3,1–4,4 % medan TS från försök 4 uppvisar en större ökning, från 1,4 till 4,1 %. De två sista mätpunkterna för försök 4 redovisas ej i graf, se avsnitt 5.3 i Diskussion. Försök 5 urskiljer sig från övriga försök vid första mätpunkterna, 0 g polymer/kg TS, där försök 5 uppvisar högst TS på 3,1 %. Vid försök 5, med förbättrad rengöring av trumsilen och avlägsnande av beläggning på trumman, ökade TS med 143 % jämfört med TS på ingående slam. Att notera är att försök 3 uppvisar högst TS trots att ingen rengöring av beläggningarna gjorts.



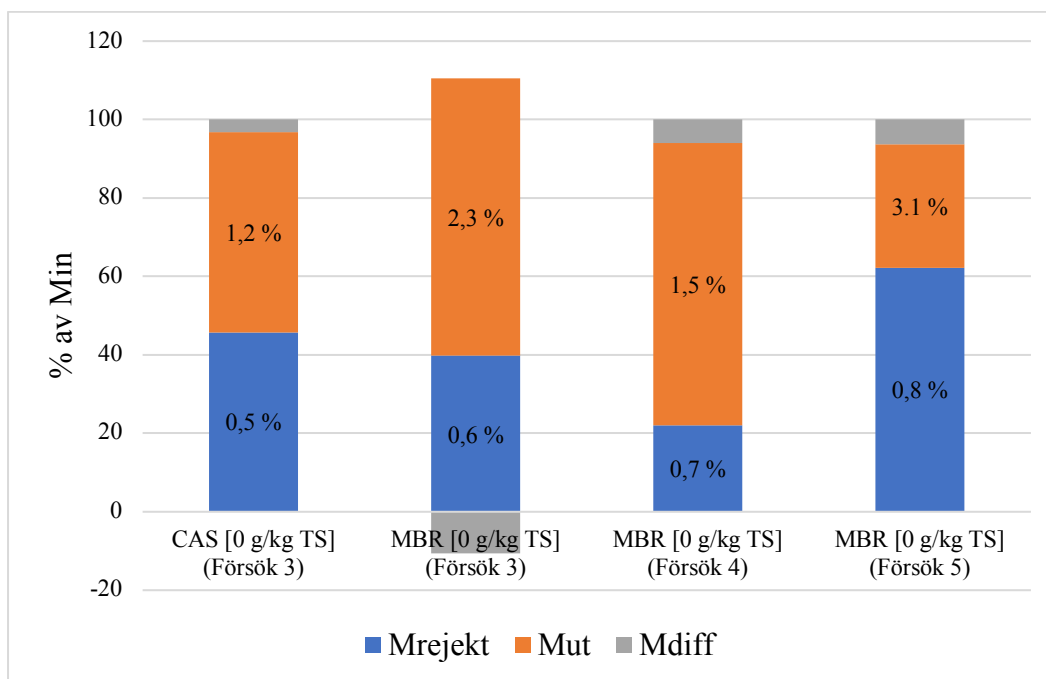
Figur 16 Grafen visar TS för samtliga försök med polymerdosering för ÖS-MBR.

TSS mättes i rejektvattnet vid försök 3, försök 4 och försök 5 och redovisas i Figur 17. Mätningarna visar på en tydlig trend att TSS i rejektvattnet minskar med ökad polymerdosering för samtliga försök. För försök 3 minskade TSS från 6400 till 3300 mg/L, för försök 4 från 7400 till 90 mg/L och för försök 5 från 8200 till 90 g/ml. Lägst TSS uppmättes vid polymerdos 8,9 g/kg för försök 5 och vid 7,5 g/kg för försök 4 där både mätningar låg på 90 mg/L. Från grafen kan ses att en polymerdos kring 5 g/kg TS är tillräckligt för att få ned TSS till en önskad nivå, se avsnitt 3.1.3.



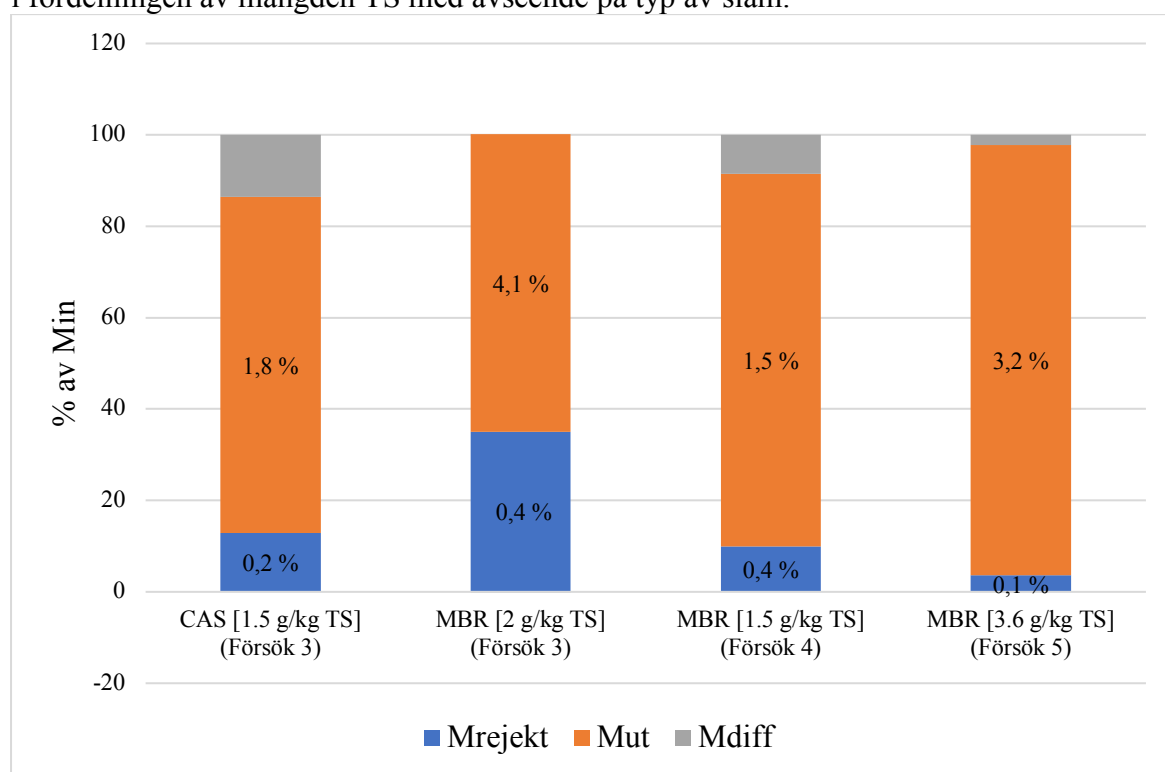
Figur 17 Grafen visar TSS i rektvattnet från försök 3, försök 4 och försök 5.

I grafen nedan, Figur 18, redovisas massbalansen från samtliga försök utan polymertillsats. Fördelningen av mängden TS, i rektvatten och utgående slam, visar ingen tydlig skillnad mellan det två slammerna, ÖS-MBR och ÖS-CAS.



Figur 18 Grafen visar massbalansen i % av M_{in} från försök 3–5, då ingen polymer tillsattes. Procentsatsen på staplarna anger TS för utgående slam och TSS i rektvattnet.

Massbalanserna jämfördes även för låga polymerdoser, se Figur 19, och ingen trend kan uttydas i fördelningen av mängden TS med avseende på typ av slam.



Figur 19 Grafen visar massbalansen i % av M_{in} från försök 3–5, med låg polymerdos. Procentsatsen på staplarna anger TS för utgående slam och TSS i rejektivattnet.

Resultat över Q_{rejekt} återfinns i bilaga 8.2. Massbalans för samtliga delförsök i försök 4 och försök 5 finns i bilaga 8.6. På grund av de korta tidsintervall som försöken pågick är felmarginalerna stora vilket gör att det är svårt att dra slutsatser från dessa.

5. DISKUSSION

Försöken i detta projekt utfördes med stickprov på en process i drift. Undersökningen bör därför ses som en ansats till att hitta trender som kan användas i förbättringsarbetet av behandling av slam från en MBR-process. En generell diskussion som utgår från frågeställningarna och metod följer nedan.

5.1 SKILLNAD I EGENSKAPER MELLAN ÖS-MBR OCH ÖS-CAS

Resultatet från provtagningarna i försök 2 visar på tydliga skillnader mellan ÖS-MBR och ÖS-CAS. Det mest förväntade resultatet som erhöles var att ÖS-MBR innehåller en större mängd partiklar än ÖS-CAS, vilket kan ses genom högre TS och TSS i Figur 9. Detta är ett resultat av att fler partiklar kan avskiljas ur avloppsvattnet vid membranseparation än vid sedimentation (Judd, 2011). VS skiljde sig mellan slammen där ÖS-MBR visade på ett högre organiskt innehåll (Figur 10). Detta beror troligtvis på att en större andel av de organiska materialet i slammet avskiljs vid separering genom membran än vid sedimentation då en del av det organiska materialet avgår med det utgående vatten.

Vid jämförelse av analyserna av TS och TSS från samma provtagning uppvisas en skillnad i uppmätta halter (Figur 9). Detta pekar på att en del små partiklar i slammen ($<1,6 \mu\text{m}$) går igenom filtret vid analys av TSS, vilket skulle kunna ses som en indikation på att partikelstorleken skiljer sig mellan de två olika slammen så som tidigare visats (Judd, 2011). I resultatet kunde dock ingen skillnad på magnituden av differensen mellan TS och TSS påvisas mellan de två slammen, och detta beror troligtvis på att metoden för att mäta en sådan skillnad var otillräcklig. Andra metoder så som mikroskopering, laserdiffraktion och mätning av turbiditet som Massé *et al.* (2006) använt i sina undersökningar, hade möjligtvis varit mer lämpade för att kunna påvisa skillnader i partikelstorlek mellan ÖS-MBR och ÖS-CAS eftersom dessa metoder har en bättre noggrannhet och precision.

En annan skillnad som kan konstateras i den jämförande provtagning är att ÖS-MBR påvisar sämre filtreringsegenskaper än ÖS-CAS (Figur 11). Uppmätt TTF för ÖS-MBR ligger i samma nivå som referensvärdena från MBR-linjen (Tabell 3), vilket styrker resultatets pålitlighet. Detta tyder på att ÖS-MBR är svårare att förtjocka än ÖS-CAS då sämre filtreringsegenskaper har visats korrelera med dålig flockbildning och hög halt av små partiklar (Manser *et al.*, 2005; Bugge *et al.*, 2013). Christensen *et al.* (2015) har i sin tur visat att dessa parametrar är bidragande faktorer till att avskiljningen av vatten från slam är svårare, vilket även indikerar att en skillnad vid förtjockning av ÖS-MBR kan finnas. Spridningen i resultatet av TTF är större för ÖS-MBR än för ÖS-CAS vilket beror på att mätosäkerheten ökar med förlängd tid av försöken.

Sedimentationsegenskaperna var sämre för ÖS-CAS än för ÖS-MBR (Figur 12) vilket inte överensstämmer med teorin om att sammansättningen, av mer kolloider och mindre flockar, hos ÖS-MBR skulle bidra till sämre sedimentationsegenskaper (Çiçek *et al.*, 1999). En jämförelse med referensvärden från MBR-linjen visar att resultatet för SVI och ÖS-MBR från denna studie är lägre än dessa (Tabell 3). Däremot överensstämmer referensvärdena och uppmätta värden för SVI bättre för ÖS-CAS vilket är en indikation på att skillnaderna mellan slammen möjligen inte är så stora. Dåliga sedimentationsegenskaper hos slam kan kopplas till låg flockningsförmåga som i sin tur beror på höga halter av kolloider (Svenskt Vatten, 2013c). Utöver det är hög/låg halt av filamentbakterier och EPS faktorer som bidrar till försämrad förmåga till flockning (Urbain *et al.*, 1993). Att det är en skillnad mellan slammens sedimentationsegenskaper skulle kunna tyda på att processerna på Henriksdals reningsverk och MBR-linjen skiljer sig åt. Detta är något Bugge *et al.* (2013) visat kan vara påverkande faktorer

för sammansättningen av slam och ett exempel på sådana parametrar som har kunnat påkallats i denna studie är slamålder och järndosering. Referensvärdena från MBR-linjen och Henriksdals reningsverk (Tabell 3) visar att MBR-linjen har högre slamålder än slammet från Henriksdals reningsverk, dock med reservation för att det finns en påtaglig osäkerhet i dessa data. Högre slamålder skulle kunna innebära att fler flockar har skapats och att en balanserad halt av EPS och filamentbakterier har uppnåtts i ÖS-MBR, jämfört med ÖS-CAS. Parametrar, som EPS och halt filamentbakterier, har ej undersökts i denna studie vilket gör att ett vidare resonemang kring denna påverkan inte kan föras. Uppehållstiden har visats ha en stor påverkan på sammansättningen av EPS och filamentbakterier vilket indikerar att detta är ett område som är intressant att undersöka vidare (Massé *et al.*, 2006).

Sammanfattningsvis har denna studie kunnat visa på tydliga skillnader mellan ÖS-MBR och ÖS-CAS med avseende på TS, TSS, VS och TTF vilka styrker tesen att ÖS-MBR har en annan sammansättning än ÖS-CAS. Skillnaderna mellan slammen kunde även påvisas i det fall då TS var lika för de båda slammen (Figur 9)³. Detta framhäver att slammens sammansättning består av olika sorters partiklar vilka ger slammen skilda egenskaper.

5.2 FÖRTJOCKNING AV ÖS-CAS OCH ÖS-MBR

Vid förtjockning av samtliga slam, ÖS-MBR, ÖS-CAS och BS-MBR, uppvisar ÖS-MBR högst TSS i rejektvattnet (Figur 14). Detta visar på att ÖS-MBR innehåller en sammansättning av partiklar som inte binds in av polymeren i samma utsträckning som för ÖS-CAS. Detta bekräftas även i massbalansen för Försök 3 (Figur 15), där mängden TSS i rejektvatten tydligt minskar med ökad polymerdos för ÖS-CAS men där samma trend inte kan ses för ÖS-MBR. En förklaring till denna skillnad kan vara att ÖS-MBR innehåller fler frilevande bakterier (Çiçek *et al.*, 1999) och mindre partiklar (Judd, 2011) som visats i tidigare studier. Vid förtjockning av endast ÖS-MBR kan ett mönster ses (Figur 17) att en ökad dos polymer medför minskad TSS. Detta i sin tur visar på att polymeren binder in och attraherar partiklar i ÖS-MBR, men i mindre utsträckning än i ÖS-CAS. Anledningen till denna skillnad kan bero på polymerens egenskaper, såsom laddning och molekylstruktur, som har bättre effekt på partiklar i ÖS-CAS än för partiklar i ÖS-MBR (SNF Floerger, 2003). Halten av partiklar i rejektvattnet vid förtjockning av ÖS-MBR kan således minska genom användandet av polymer och denna studie visar på att det är betydelsefullt att pröva ut rätt typ av polymer för ett visst slam för att öka inbindandet av partiklar från ÖS-MBR.

En annan trend som visas i försöken med förtjockning och polymerdosering är att ökad polymerdos inte resulterar i ökad TS. Detta kan ses i Figur 13 vid förtjockning av BS-MBR och i Figur 16 vid förtjockning av ÖS-MBR, där TS är jämn i båda försöken. För försök 4 hade troligen denna trend också kunnat uppvisas om driften av trumsilen varit mer stabil, se avsnitt 5.4. Detsamma gäller för försök 3 men då om fler polymerdoseringar prövats. Av detta resultat kan uttydas att vid förtjockning i en trumsil, är det av betydelse att hitta en verksam polymer för att kunna uppnå en önskad TS. Detta för att öka inbindandet av partiklar till det förtjockade slammet och undvika att suspenderade partiklar hamnar i rejektvattnet och därigenom ackumuleras på reningsverket. Från denna studie verkar en polymerdosering kring 5 g/kg TS (Figur 17) vara optimal för att komma ned till önskad TSS i rejektvattnet under 1000 mg/L, men det är svårt att uppnå önskad TS (Figur 13) på utgående slam oavsett polymerdos.

³ Klara Westling, IVL 2018–11–13. Vid provtagning den 18 oktober var TS lågt för ÖS-MBR. Detta på grund av en incident med slamflykt på pilotanläggningen på Hammarby Sjöstadsvärk i början av oktober 2018.

Huruvida det är svårare att förtjocka ÖS-MBR än ÖS-CAS har varit svårt att fastslå i denna studie. Skillnader mellan slammen kunde ej statistiskt säkerställas på grund av för få mätpunkter. Från resultatet i Figur 13 kan ses att ÖS-MBR förtjockas bättre än ÖS-CAS genom att uppnå högre TS, vilket kan bero på att TS på ingående slam för ÖS-MBR är högre än för ÖS-CAS. Detta går emot teorin där den större mängden partiklar hos ÖS-MBR borde ge en större specifik yta (Judd, 2011), vilket i sin tur borde innebära att mer vatten binds in genom adsorption och därigenom försvåra avskiljningen. Däremot visar en jämförelse av massbalanserna från samtliga försök med förtjockning (Figur 18 och Figur 19) inte på en tydlig trend över fördelningen av partiklar mellan förtjockat slam och rejektivatten för varken ÖS-MBR eller ÖS-CAS. Det kan heller inte påvisas att en större mängd TS avgår ur trumsilen med förtjockat slam. Detta gör det svårt att dra några slutsatser kring om det finns en skillnad i förtjockningspotential mellan slammen, men studien kan ej utesluta att en sådan möjlighet finns då flera skillnader mellan slammen kan påvisas, se avsnitt 5.1. För att kunna verifiera en skillnad i förtjockningspotentialen mellan slammen behöver metoden för undersökningen förbättras, se avsnitt 5.4. Massbalanserna styrker däremot att mängden TSS i rejektivattent tydligt minskar med ökande polymertillsats för ÖS-CAS medan en sådan tendens inte går att se för ÖS-MBR. Detta visar att det går att fastställa att det är svårare att binda in små partiklar i utgående slam för ÖS-MBR.

5.3 DRIFT- OCH UNDERHÅLLSRELATERADE PROBLEM VID FÖRTJOCKNING AV ÖS-MBR

En driftstörning som uppkommit under detta projekt är igensättning av trumsilen. Detta problem har varit mest påtagligt vid högre polymerdosering (>2,5 g polymer/kg TS) och kan påvisas i flera av resultaten. Ett tydligt tecken på igensättning kunde ses i försök 4 där slamproven för de högre polymerdoseringarna (7,5 och 12,0 g polymer/kg TS) ej redovisas i resultat, se Figur B1 i bilaga 8.2. Detta på grund av att proverna bestod av förtjockat slam i vatten vilket resulterade i avvikande och lågt TS. Därtill visar en jämförelse av flödet för rejektivatten mellan försöken (Figur B1) att flödet för försök 4 varierade från övriga försök. Detta tyder på att försöket påverkades av igensatta porer jämfört med försök 5 där funktionen hos trumsilen var förbättrad.

Ett tecken på att även beläggning på trumman hade en inverkan på förtjockning kan visas vid en jämförelse av förtjockning av ÖS-MBR. Vid försöken, då ingen polymerdos tillsattes, uppvisades en stor variation med avseende på TS (Figur 16). Att högst TS uppnåddes för försök 5 indikerar att rengöring av trumman har en stor betydelse för vilken TS som kan uppnås i trumsilen. Den procentuella ökningen av TS vid försök 5, på 143 %, var större än den procentuella ökningen av TS vid förtjockningen av både ÖS-CAS och ÖS-MBR i Försök 3 (Figur 13). Detta indikerar att funktionen hos trumsilen har en stor inverkan på vilken TS som kan uppnås och att denna faktor kan ha en större påverkan än vad skillnader hos slammens egenskaper har för förtjockningen.

Trumsilens funktion under denna studie visar att den kan förtjocka överskottsslam upp till 4,7 % TS för ÖS-MBR och cirka 1 % lägre för ÖS-CAS, men att den önskade nivån på 6 % TS är svår att nå. Enligt uppgifter från andra reningsverk, se Tabell 1, är det möjligt att förtjocka ÖS-CAS upp till 8 % TS i en trumsil, vilket är långt ifrån de resultat som uppvisas i denna undersökning (Figur 13). Detta tyder på att förtjockningen på Hammarby Sjöstadtsverk troligtvis kan förbättras och att högre TS kan uppnås om åtgärder vidtas mot igensättning av trumsilen. Exempel på åtgärder är att undvika höga polymerdoser och att rengöra trumman regelbundet från beläggning.

En viktig aspekt att belysa från denna studie är påverkan av igensättning och beläggning på trumsilen som vid varje enskilt försök har varit olika. Dessa parametrar är inte heller relevanta för framtida Henriksdals reningsverk då centrifuger ej kommer uppvisa samma driftproblem som en trumsil (Ontario Ministry of the Environment Sewage Technical Working Group, 2016). Däremot kommer valet av polymer att ha en viktig påverkan på hur partiklar binds in i slammet, såsom det har haft vid förtjockning i en trumsil under denna studie.

Att polymeren som används idag på MBR-linjen är utprovad på BS-MBR är en faktor som troligtvis har haft en stor inverkan på potentialen att förtjocka ÖS-MBR och ÖS-CAS i denna studie. Detta då polymer prövas ut för att ha god effekt på en vis typ av slam, beroende på dess egenskaper (SNF Floerger, 2003). En fundamental skillnad mellan denna studie och framtida förtjockningsprocess på Henriksdals reningsverk är att centrifuger kommer att ha en större potential att uppnå högre TS eftersom även kapillärt vatten kan avskiljas (Ontario Ministry of the Environment Sewage Technical Working Group, 2016). På reningsverken Käppala, Bromma och Henriksdals reningsverk där centrifuger används idag kommer dessa upp i cirka 5 % TS för blandslam (Tabell 4). Dessa reningsverk uppfyller målen för halten TSS i rejektvattnet, något trumsilen på Hammarby Sjöstadsvärk inte gör (Figur 13). Avsaknaden av studier som undersöker potentialen att förtjocka ÖS-MBR gör det svårt att dra slutsatser kring förtjockningen i framtida Henriksdals reningsverk. Det är därför av stort intresse att undersöka vidare vilken TS och TSS som förtjockning av ÖS-MBR i en centrifug kan uppnå och därmed kunna utesluta faktorer som beror på trumsilens funktion.

5.4 FELKÄLLOR

Vid försöken med att förtjocka överskottsslam har svårigheter uppkommit i att ha samma metodik och parametrar för varje enskilt försök. När provtagning har utförts, på olika datum och på olika typer av slam, har iakttagelser av förändrade förhållande gjorts på polymerkoncentration i polymertanken, automatiska spolningar och beläggning på trumman. Detta har gett upphov till problem vid beräkning av massbalanser.

Ett problem som observerades under försöken var att den inställda polymerkoncentrationen i styrsystemet ej överensstämde med den verkliga dosen i polymerberedaren. Detta resulterade i att när polymerkoncentrationen var låg i tanken blev åtgången av polymerblandning så stor att en ny sats automatiskt bereddes under försöket. På grund av detta kan polymerkoncentrationen ha varierat under försöken utöver de mätningar som utfördes. Framförallt kan denna felkälla påverkat resultatet under försök 3 och försök 4 då mätning av halten polymer endast gjordes initialt och inte kontinuerligt under försöken. Konsekvensen av detta är att graferna över förtjockningsförsöken möjligen kan förskjutas åt en högre/lägre polymerdos. Viss påverkan på TS och TSS kan också ha förekommit genom att en förändrad polymerdos kan ha medfört lägre/högre halter. Detta kan speciellt ha förekommit i försök 3 då försökstiden var lång, cirka 50 min. Dock bedöms denna effekt vara begränsad då metodens utformning, se avsnitt 3.2.3, är utformad att vara robust och ett avvikande värde har en liten påverkan på de framtagna medelvärdena. För framtida försök är det rekommenderat att koppla ur tillblandningen av ny polymer under försöken för att försäkra att doseringen är korrekt.

En annan faktor som varierade i metoden för försöken var de automatiska spolningarna i trumsilen som har till syfte att motverka igensättning. Ingen hänsyn togs i försöken till hur lång tid efter en spolning som provtagningen påbörjades. Istället utgick provtagningen från förlöpt tid sedan föregående provtagning. Detta kan ha haft en påverkan på graden av igensättning i trumman från försök till försök, beroende på när en spolning sist inträffade. Det går ej att utesluta att även detta kan vara en faktor som påverkat uppmätta TS. Dock kan inga tydliga

tendenser ses i insamlade data att TS skulle följa ett visst mönster, öka eller minska, med längre tid från sista spolning, se avsnitt 8.5. Detta tyder på att denna faktor har haft en begränsad påverkan på resultatet. För liknande försök i framtiden rekommenderas att varje försök påbörjas en bestämd tid efter en spolning, dock med tillräckligt långt uppehåll för att spolvattnet ej ska påverka sammansättningen av uppsamlad rejektivatten. Detta gäller speciellt om tiden för försöken är kort.

Ovan nämnda felkällorna har givit stort utslag vid beräkningen av massbalanser. Speciellt massbalanserna för försök 4 och försök 5, se bilaga 8.6, visar på stor differens mellan M_{in} och M_{ut} och detta beror till stor del på att försökstiden var kort (5–8 min). Klockning av tidpunkt för en provtagning gjordes med en digital klocka med minutupplösning vilket resulterar i att en felmätning på upp till två minuter kan ha förekommit under försöken. Detta ger en stor påverkan på beräkningar för Q_{rejekt} och därigenom på massbalansen. Dessutom har beräkningen av massbalanserna ej tagit hänsyn till flödet av polymer utan endast mängden polymer. Vid de högre polymertillsatserna består en stor del av polymertillsatsen av vätska som påverkar de utgående flödena från trumsilen. Detta bör tas hänsyn till i framtida beräkningar av massbalansen då påverkan på resultatet av massbalansen troligtvis är betydande. Andra felkällor som bedöms påverkat beräkningarna av massbalanserna är igensättning och beläggningen på trumsilen som inte har varit möjliga att uppskatta. Även antagandet om spolvattenvolym påverkar beräkningarna. För att förbättra metoden för beräkning av massbalanserna bör en metod för att beräkna Q_{ut} tas fram. Dessutom bör det undersökas ifall det finns en variation i Q_{in} som i denna studie har antagits varit konstant oavsett slamtyp.

Slutligen så skulle ett mer representativt och tydligare resultat kunnat tas fram om fler upprepningar av försöken utfördes. ÖS-MBR undersöktes tre gånger i denna studie medan ÖS-CAS endast förtjockades en gång.

5.5 DATAHANTERING

En avloppsreningsprocess är en process i ständig förändring och många faktorer påverkar sammansättningen av ett enskilt stickprov. I denna studie har ett stort antal prover tagits och analyserats. För vissa analysmetoder har triplikat utförts för att minimera inverkan av avvikande värden och detta har varit nödvändigt i flera fall, se bilaga 8.5. För de provtagningar som endast utförts i ett replikat (TS och VS i vissa försök) gjordes detta för att begränsa antalet prov. Dessa prover bedöms vara representativa då mätosäkerheten för analysmetoden har beräknats och tagits hänsyn till (Tabell 7). Metoden för att samla in dessa prov har utformats för att vara robust genom att prover inhämtades under en lång försökstid och därigenom har ett representativt medelvärde tagits fram. I de fall där triplikat utförts på TS-analyserna vid förtjockning har detta utförts för att minimera inverkan av mätosäkerhet då provtiden var kort.

De värden som bedömts vara avvikande har till stor del troligtvis uppkommit på grund av brister i utförandet av analysmetoderna. Sådana brister är exempelvis bortfall och felavläsning av prov. Andra orsaker till avvikande värden har haft sitt ursprung i driftstörningar av trumsilen, se avsnitt 5.3.

VS för försöken, 3–5, med förtjockning har ej utvärderats vidare i denna rapport på grund av mätosäkerheter och avvikande värden, se bilaga 8.5. Om fler försök utfördes hade det varit intressant att undersöka om det går att dra slutsatser i hur det organiska materialet fördelas mellan förtjockat slam och rejektivattnet vid förtjockning av ÖS-MBR.

6. SLUTSATSER

Resultatet från denna studie slår fast att ÖS-MBR och ÖS-CAS har olika egenskaper. I enighet med tidigare studier uppvisar ÖS-MBR högre partikelhalter, högre organiskt innehåll och sämre filtrerbarhet. Gällande sedimenteringsegenskaper avviker resultatet från tidigare studier då ÖS-MBR uppvisar högre SVI än ÖS-CAS, skillnaden är dock liten och kan ej verifieras. En orsak till skillnaden kan bero på att vissa driftparametrar, såsom järnhalt och slamålder, skiljer sig mellan Henriksdals reningsverk och MBR-linjen på Hammarby Sjöstadsverk. Det går ej att styrka att partikelstorleken mellan slammen skiljer sig åt genom att titta på uppmätt data av TS och TSS.

Vid förtjockning av de två slammen har det visat sig att det är svårare att binda in partiklar i ÖS-MBR än ÖS-CAS. Partiklar i ÖS-MBR binds in av högre doser av polymer men inte i samma utsträckning som för ÖS-CAS vilket visar på betydelsen av att använda en lämplig polymer vid förtjockning av ÖS-MBR. Studien kan ej styrka att det finns en skillnad i potentialen att förtjocka något av slammen, då fördelningen av partiklar mellan rejektvatten och förtjockat slam inte visar på ett tydligt samband. Detta kan bero på att metoden inte är tillräckligt väl utarbetad och förbättringar gällande uppmätning av flöde, tid, och polymerdosering samt rengöring av trumsilen kan förbättras. Det har också visats i denna studie att ökande polymerdosering inte direkt kan kopplas till ökande TS. Istället framstår det ur resultaten att en viss polymer har en optimal dos som i denna studie ligger kring 5 g/ kg TS för ÖS-MBR men att en annan polymer hade behövts för att uppnå önskad TS.

Slutligen har resultatet i denna studie påverkats av driftstörningar i trumsilen såsom igensättningar. I framtida Henriksdals reningsverk kommer dessa problem inte förekomma då förtjockning av ÖS-MBR kommer att ske i en centrifug. Däremot kommer typ av polymer fortsatt ha en viktig funktion för att uppnå önskad förtjockning. Således kan resultaten gällande exakta data från denna studie inte direkt relateras till framtida förtjockning av överskottsslam på Henriksdals reningsverk. Det är dock av intresse att i framtida studier undersöka hur ÖS-MBR påverkas av förtjockning i centrifug för att kunna bortse från driftstörningar i trumsilen.

7. REFERENSER

- Andersson, S. & Carlsson, A. (u.å). Henriksdals reningsverk före och efter SFA. Stockholm.
- Andersson, S. L., Wesling, K. & Sofia, A. (2018). *Long term trials with membrane bioreactor for enhanced wastewater treatment*. IVL Swedish Environmental Research Institute 2018.
- Baily, R. E. (Ed) (2009). *Sludge: Types, Treatment Processes and Disposal*. New York, UNITED STATES: Nova Science Publishers, Incorporated.
- Bugge, T. V., Larsen, P., Saunders, A. M., Kragelund, C., Wybrandt, L., Keiding, K., Christensen, M. L. & Nielsen, P. H. (2013). Filtration properties of activated sludge in municipal MBR wastewater treatment plants are related to microbial community structure. *Water Research*, 47(17), pp 6719–6730.
- Christensen, M. L., Keiding, K., Nielsen, P. H. & Jørgensen, M. K. (2015). Dewatering in biological wastewater treatment: A review. *Water Research*, 82, pp 14–24.
- Çiçek, N., Franco, J. P., Suidan, M. T., Urbain, V. & Manem, J. (1999). Characterization and Comparison of a Membrane Bioreactor and a Conventional Activated-Sludge System in the Treatment of Wastewater Containing High-Molecular-Weight Compounds. *Water Environment Research*, 71(1), pp 64–70.
- Cote, P., Alam, Z. & Penny, J. (2012). Hollow fiber membrane life in membrane bioreactors (MBR). *Desalination*, 288, pp 145–151.
- Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Rice, E. W. & Greenberg, A. E. (Eds) (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. New York: American Public Health Association. ISBN 978-0-87553-047-5.
- Eurofins Water Testing Sweden AB (2018). Analysrapport AR-18-SL-167622-01.
- Judd, S. (Ed) (2011). *The MBR Book* [online]. Butterworth Heinemann. Hämtad från: <https://www-dawsonera-com.ezproxy.its.uu.se/abstract/9780080967677>.
- Jørgensen, M. K., Nierychlo, M., Nielsen, A. H., Larsen, P., Christensen, M. L. & Nielsen, P. H. (2017). Unified understanding of physico-chemical properties of activated sludge and fouling propensity. *Water Research*, 120, pp 117–132.
- Manser, R., Gujer, W. & Siegrist, H. (2005). Consequences of mass transfer effects on the kinetics of nitrifiers. *Water Research*, 39(19), pp 4633–4642.
- Massé, A., Spérandio, M. & Cabassud, C. (2006). Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time. *Water Research*, 40(12), pp 2405–2415.
- Mowla, D., Tran, H. N. & Allen, D. G. (2013a). A review of the properties of biosludge and its relevance to enhanced dewatering processes. *Biomass and Bioenergy*, 58, pp 365–378.
- Ontario Ministry of the Environment Sewage Technical Working Group (2016). *Design Guidelines For Sewage Works* [online]. Ontario. Hämtad från: <https://www.ontario.ca/document/design-guidelines-sewage-works-0>.
- SNF Floerger (2003). Sludge Dewatering. SNF Floerger. Hämtad från: <https://www.snf.us/snf-overview/videos-brochures/>.
- Stockholm Vatten AB (2018). Henriksdalsavloppsreningsverk- För stockholmarnas och miljöns bästa. [online], 2018. Hämtad från: <http://www.stockholmvatten.se/vatten-och-avlopp/avloppsvatten/avloppsreningsverk/>.
- Stockholm Vatten och Avfall (u.å). Tekniskt nedslag i Stockholms framtida avloppsrening. [online], u.å. Hämtad från: <http://www.stockholmvattenochavfall.se/framtidensavloppsrening/om-projektet/stockholms-framtida-avloppsrening/informationsmaterial/>.

- Stockholm Vatten och Avfall (2015). Fördjupning avloppsreningsprocess. Stockholm Vatten. Hämtad från: <http://www.stockholmvatten.se/vatten-och-avlopp/avloppsvatten/avloppsreningsverk/>.
- Svenska vatten (2017). *Investeringsbehov och framtida kostnader för kommunalt vatten och avlopp*. (ISSN : 1651-6893).
- Svenskt Vatten (2013a). *Avloppsteknik 1: Allmänt*. Stockholm: Svenskt vatten. (Publikation U1).
- Svenskt Vatten (2013b). *Avloppsteknik 2: Reningsprocessen*. Stockholm: Svenskt vatten. (Publikation U2).
- Svenskt Vatten (2013c). *Avloppsteknik 3: Slamhantering*. Stockholm: Svenskt vatten. (Publikation U3).
- Svenskt Vatten (2010). *Tillämpad reglerteknik och mikrobiologi i kommunala reningsverk*. Svenskt vatten. (Publikation U).
- Svenskt Vatten. *Hur renas avloppsvattnet*. [online] (2016-05-28) (Svenskt Vatten). Hämtad från: <http://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/avloppsfakta/hur-renas-avloppsvattnet/>.
- Urbain, V., Block, J. C. & Manem, J. (1993). Bioflocculation in activated sludge: an analytic approach. *Water Research*, 27(5), pp 829–838.
- Vesilind, P. A. (1988). Capillary Suction Time as a Fundamental Measure of Sludge Dewaterability. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 60(2), pp 215–220.
- Vesilind, P. A. (1994). The Role of Water in Sludge Dewatering. *Water Environment Research*, 66(1), pp 4–11.
- Wellinger, A., Murphy, J. D., Baxter, D. & Braun, R. (2013). *Biogas Handbook: Science, Production and Applications* [online]. Cambridge, UNITED KINGDOM: Elsevier Science & Technology. Hämtad från: <http://ebookcentral.proquest.com/lib/uu/detail.action?docID=1574946>.
- Wilén, B.-M., Jin, B. & Lant, P. (2003). The influence of key chemical constituents in activated sludge on surface and flocculating properties. *Water Research*, 37(9), pp 2127–2139.
- Åmand, L., Andersson, S., Arnell, M., Oliveira, F., Rahmberg, M. & Junestedt, C. (2018). *Nya utsläppskrav för svenska reningsverk*. IVL Svenska Miljöinstitutet. ISBN 978-91-88319-11-1.

8. BILAGOR

8.1 FAKTISKT POLYMERDOSERING VID FÖRTJOCKNING

I Tabell B1 kan skillnad i polymerdosering mellan styrsystemet och uppmätt dos ses för försök 3.

Tabell B1 Tabellen visar den faktiska polymerdoseringen vid försök 3 för respektive typ av slam, vilka kan jämföras med styrsystemet inställning.

Dos i styrsystemet [g/ kg TS]	Faktiskt dosering [g/ kg TS]		
	BS-MBR	ÖS-MBR	ÖS-CAS
0	0	0	0
2.5	1.5	2	2
5	4	4	4

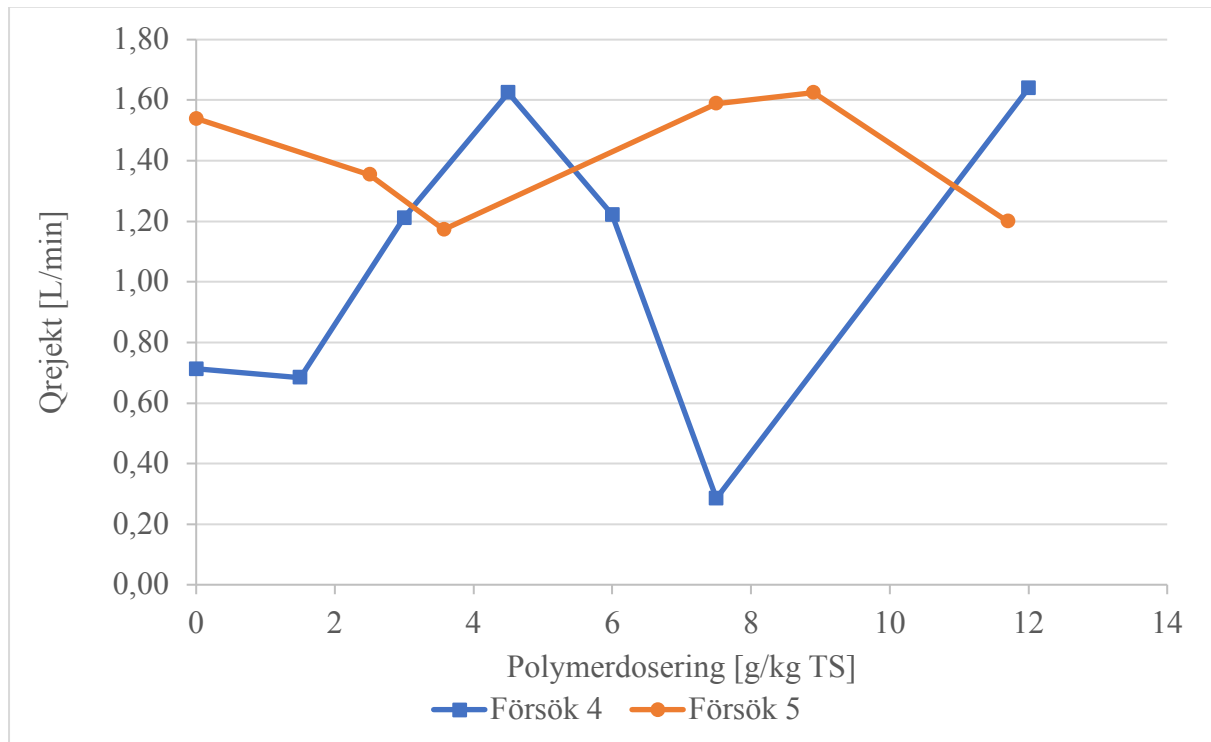
I Tabell B2 kan skillnad i polymerdosering mellan styrsystemet och uppmätt dos ses för försök 4 och försök 5.

Tabell B2 Tabellen visar den faktiska polymerdoseringen jämfört med styrsystemets inställning för Försök 4 samt Försök 5.

Polymerdosering i styrsystemet	Faktisk dosering [g/ kg TS]	
	Försök 4	Försök 5
0	0	0.0
2.5	1.5	2.5
5	3	3.6
7.5	4.5	7.5
10	6	11.7
12.5	7.5	8.9
20	12	–

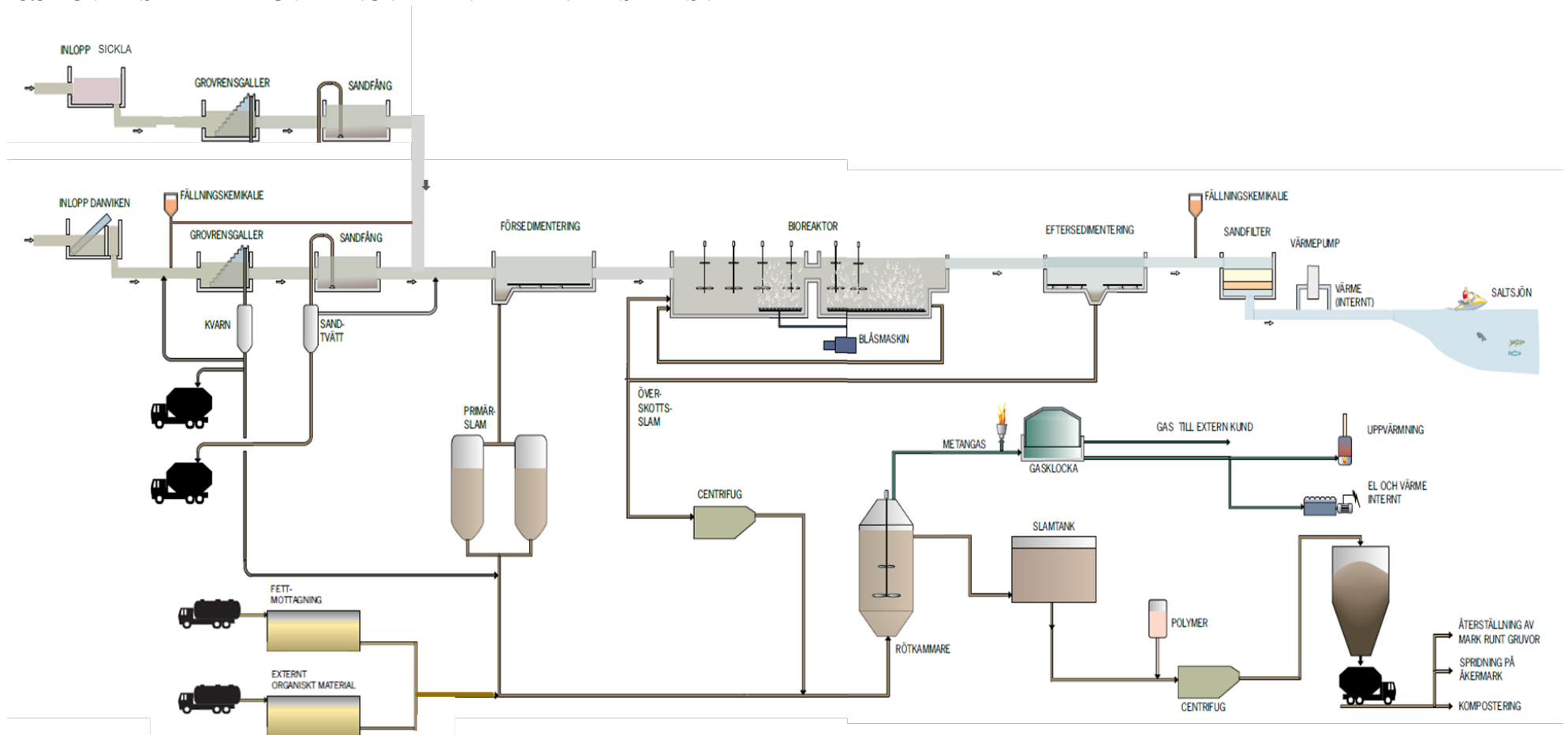
8.2 Q_{REJEKT} VID FÖRSÖK 4 OCH FÖRSÖK 5

Flödet av rejektivatten, Q_{rejekt} , varierade mycket under försök 4, se Figur , men visade en jämnare trend för försök 5.



Figur B1 Grafen visar Q_{rejekt} vid förtjockning av ÖS-MBR vid olika polymerdoseringar från försök 4 och försök 5.

8.3 ÖVERSIKTBILD ÖVER NUVARANDE HENRIKSDALSVERKET



Figur B2 Översiktbild över nuvarande Henriksdalsverket (Tillstånd av Stockholm vatten och avfall, 2018)

8.5 DATA

Tabell B3 Tabellen visar data uppmätt i försök 1

Prov	Tid	Tom	Blöt	Torkad (24h)	Bränd	TS [%]	VS [% av TS]	TTF 25 ml [s]	TTF 50 ml [s]	TTF 100 ml [s]	Sedimenteringsvolym [ml]
1.1	8.40	0,7913	18,8694	0,9083	0,8124	0,6472	82.0	6	19	81	120
1.2	8.40	0,7953	20,2108	0,9185	0,8182	0,6345	81.4	7	20	82	120
1.3	8.40	0,7918	17,2531	0,8976	0,8108	0,6427	82.0	6	21	88	120
2.1	11.40	0,7869	17,0300	0,8946	0,8060	0,6631	82.3	6	22	97	130
2.2	11.40	0,7874	19,6400	0,8950	0,7972	0,5707	90.9	6	19	85	120
2.3	11.40	0,7907	10,7486	0,8570	0,8037	0,6658	80.4	6	20	89	130
3.1	13.40	0,7916	14,5380	0,8838	0,8074	0,6707	82.9	6	21	92	130
3.2	13.40	0,7916	17,4653	0,9039	0,8113	0,6735	82.5	7	21	93	130
3.3	13.40	0,7820	13,2446	0,8650	0,7950	0,6660	84.3	6	21	93	130
4.1	15.35	0,7828	17,1724	0,8969	0,8028	0,6962	82.5	5	19	90	130
4.2	15.35	0,7828	14,2634	0,8761	0,7994	0,6921	82.2	6	18	89	130
4.3	15.35	0,7811	14,9759	0,8788	0,7976	0,6883	83.1	6	18	88	140

Tabell B4 Tabellen visar data uppmätt vid försök 2 för TS, VS och SVI.

Slamtyp	Datum	Tom [g]	Blöt [g]	Torkad [g]	Bränd [g]	TS [%]	VS [%]	Sedimenteringvolym [ml]	SVI [ml/g]
ÖS-MBR									
1.1	18-Okt-18	0,7900	20,7782	0,9417	0,8155	0,76	83,19	150	112
1.2	18-Okt-18								
1.3	18-Okt-18								
2.1	02-Nov-18	0,7531	20,216	1,006	0,8412	1,30	65,16	180	85
2.2	02-Nov-18								
2.3	02-Nov-18								
3.1	05-Nov-18	0,7791	18,6283	0,9735	0	1,09	0,00	190	93
3.2	05-Nov-18								
3.3	05-Nov-18								
4.1	06-Nov-18	0,7922	21,8967	1,0073	0,8514	1,02	72,48	180	95
4.2	06-Nov-18								
4.3	06-Nov-18								
5.1	12-Nov-18	0,774	20,4001	1,0029	0,8423	1,17	70,16	220	102
5.2	12-Nov-18								
5.3	12-Nov-18								
ÖS-CAS									
1.1	18-Okt-18	0,7884	20,4643	0,9425	0,8398	0,78	66,65	270	183
1.2	18-Okt-18								
1.3	18-Okt-18								
2.1	02-Nov-18	0,7814	19,4266	0,9119	0,8247	0,70	66,82	280	214
2.2	02-Nov-18								
2.3	02-Nov-18								
3.1	05-Nov-18	0,7821	16,1595	0,8915	0	0,71	0,00	250	191
3.2	05-Nov-18								
3.3	05-Nov-18								
4.1	06-Nov-18	0,7874	19,9961	0,9114	0,8265	0,65	68,47	210	182
4.2	06-Nov-18								
4.3	06-Nov-18								
5.1	12-Nov-18	0,7751	19,008	0,904	0,8158	0,71	68,43	210	161
5.2	12-Nov-18								
5.3	12-Nov-18								

Tabell B5 Tabellen visar uppmätt data för försök 2 för TSS och TTF.

Slamtyp	Datum	Filter [g]	Torkat filter [g]	Volym prov [ml]	TSS [mg/L]	TTF 25 ml [s]	TTF 50 ml [s]	TTF 100 ml [s]
ÖS-MBR								
1.1	18-Okt-18	0,3278	0,3283	40	42,5	6	21	82
1.2	18-Okt-18	0,3226	0,5997	40	6928	6	19	79
1.3	18-Okt-18	0,3321	0,5900	40	6448	6	18	76
2.1	02-Nov-18	0,3275	0,7573	40	10745	8	23	98
2.2	02-Nov-18	0,3257	0,7636	41	10680	6	22	97
2.3	02-Nov-18	0,3241	0,7466	40	10563	7	22	99
3.1	05-Nov-18	0,3251	0,7370	40	10298	7	25	103
3.2	05-Nov-18	0,3245	0,7346	40	10253	6	21	89
3.3	05-Nov-18	0,3214	0,7256	40	10105	5	19	88
4.1	06-Nov-18	0,3284	0,7074	40	9475	7	21	88
4.2	06-Nov-18	0,3298	0,7008	40	9275	8	22	88
4.3	06-Nov-18	0,3248	0,7121	40	9683	6	18	82
5.1	12-Nov-18	0,3145	0,7348	40	10508	6	18	74
5.2	12-Nov-18	0,3133	0,7544	40	11028	6	18	72
5.3	12-Nov-18	0,3200	0,7611	42	10502	6	18	72
ÖS-CAS								
1.1	18-Okt-18	0,3281	0,6230	41	7193	5	9	26
1.2	18-Okt-18	0,3277	0,6151	40	7185	4	8	26
1.3	18-Okt-18	0,3294	0,6322	40	7570	4	8	25
2.1	02-Nov-18	0,3305	0,5799	40	6235	4	9	28
2.2	02-Nov-18	0,3190	0,5847	40	6643	4	8	27
2.3	02-Nov-18	0,3302	0,5887	40	6463	4	9	27
3.1	05-Nov-18	0,3250	0,5791	40	6353	4	10	31
3.2	05-Nov-18	0,3247	0,5844	40	6493	4	9	30
3.3	05-Nov-18	0,3278	0,5903	40	6563	4	10	31
4.1	06-Nov-18	0,3248	0,5666	40	6045	4	9	29
4.2	06-Nov-18	0,3282	0,5583	40	5753	4	9	29
4.3	06-Nov-18	0,3224	0,5532	40	5770	4	9	28
5.1	12-Nov-18	0,3197	0,5905	41	6605	4	10	29
5.2	12-Nov-18	0,3208	0,5803	40	6488	4	10	30
5.3	12-Nov-18	0,3216	0,5842	40	6565	4	10	31

Tabell B6 Tabellen visar data uppmätt i försök 3 för blandslam.

Prov	Faktisk Polymerdosering	Tom [g]	Blöt [g]	Torkad [g]	Bränd [g]	TS [%]	VS [% av TS]	Prov storlek [ml]	Tomt filter [g]	Torkat filter [g]	SS [mg/L]	Rejekt
BS-MBR Ingen Polymerdos												
Ingående slam		0,7883	19,310	1,1075	0,8347	1,72	85					
1	0 g/kg TS	0,7817	22,798	2,1416	0,8969	6,18	92	20	0,3241	0,4396		5775
2	0 g/kg TS	0,7794	22,8933	2,0738	0,8911	5,85	91	20	0,3890	0,4330		2200
3	0 g/kg TS	0,788	26,9388	2,3891	0,9248	6,12	91	20	0,3315	0,4406		5455
BS-MBR Låg Polymerdos												
Ingående slam		0,79	17,831	1,1135	0,8513	1,90	81					
4	1,5 g/kg TS	0,7760	28,3093	2,4697	0,938	6,15	90	20	0,3301	0,4127		4130
5	1,5 g/kg TS	0,7843	25,8590	2,3180	0,9302	6,12	90	20	0,3294	0,4141		4235
6	1,5 g/kg TS	0,7824	25,7136	2,2334	0,9212	5,82	90	20	0,3304	0,4139		4175
BS-MBR Hög Polymerdos												
Ingående slam		0,7956	15,741	1,0276	0,8413	1,55	80					
7	4 g/kg TS	0,7938	27,064	2,3275	0,9771	5,84	88	20	0,3303	0,3832		2645
8	4 g/kg TS	0,7945	28,936	2,5692	0,9941	6,31	89	20	0,3265	0,3818		2765
9	4 g/kg TS	0,7908	27,18	2,3303	0,9708	5,83	88	21	0,3249	0,3865		2933

Tabell B7 Tabellen visar data uppmätt för försök 3 för ÖS-MBR.

Prov	Faktisk Polymerdosering	Tom [g]	Blöt [g]	Torkad [g]	Bränd [g]	TS [%]	VS [% av TS]	Prov storlek [ml]	Tomt filter [g]	Torkat filter	SS [mg/L]	Rejekt
ÖS-MBR Ingen Polymerdos												
Ingående slam		0,783	14,219	0,9718	0,8226	1,41	79					
1	0 g/kg TS	0,7819	22,882	1,2849	0,8724	2,28	82	22	0,3260	0,4697		6532
2	0 g/kg TS	0,7819	22,338	1,2793	0,8689	2,31	83	21	0,3316	0,4628		6248
3	0 g/kg TS	0,7823	21,142	1,2308	0,862	2,20	82	21	0,3192	0,4535		6395
ÖS-MBR Låg Polymerdos												
Ingående slam		0,781	19,279	1,0898	0,8645	1,67	73					
4	2 g/kg TS	0,7852	26,484	1,8726	0,9759	4,23	82	21	0,3212	0,4111		4281
5	2 g/kg TS	0,7943	18,842	1,5066	0,8689	3,95	90	20	0,3315	0,4231		4580
6	2 g/kg TS	0,7871	24,752	1,7829	0,9577	4,16	83	21	0,3253	0,4198		4500
ÖS-MBR Hög Polymerdos												
Ingående slam		0,78	16,449	1,0297	0,8582	1,59	69					
7	4 g/kg TS	0,7852	23,459	1,8472	0,977	4,68	82	20	0,3260	0,3920		3300
8	4 g/kg TS	0,7801	25,38	1,9683	0,9838	4,83	83	20	0,3290	0,3934		3220
9		0,7774	26,598	1,9903	0,9898	4,70	82	20	0,3279	0,3941		3310

Tabell B8 Tabellen visar data uppmätt för försök 3 för ÖS-MBR.

Prov	Faktisk Polymerdosering	Tom [g]	Blöt [g]	Torkad [g]	Bränd [g]	TS [%]	VS [% av TS]	Prov storlek [ml]	Tomt filter [g]	Torkat filter	SS Rejekt [mg/L]
ÖS-CAS Ingen Polymerdos											
Ingående slam											
1	0 g/kg TS	0,7946	18,52	0,9742	0,8513	1,01	68				
2	0 g/kg TS	0,7939	18,125	1,0172	0,8557	1,29	72	30	0,3230	0,4795	5217
3	0 g/kg TS	0,7945	17,414	0,9877	0,848	1,16	72	32	0,3256	0,4963	5334
ÖS-CAS Låg Polymerdos		0,7992	18,425	0,9941	0,8533	1,11	72	30	0,3257	0,4784	5090
Ingående slam											
4		0,7883	18,208	1,0565	0,8918	1,54	61				
5	1,5 g/kg TS	0,795	22,498	1,2255	0,9108	1,98	73	40	0,3250	0,3857	1518
6	1,5 g/kg TS	0,7941	20,877	1,0726	0,8721	1,39	72	40	0,3262	0,3854	1480
	1,5 g/kg TS	0,7944	20,829	1,2121	0,9046	2,08	74	41	0,3261	0,3896	1549
ÖS-CAS Hög Polymerdos											
Ingående slam											
		0,7864	18,405	1,0903	0,913	1,72	58				
7	3 g/kg TS	0,7778	23,878	1,637	0,9995	3,72	74	60	0,3292	0,3487	325
8	3 g/kg TS	0,7875	22,794	1,6491	1,006	3,92	75	60	0,3272	0,3466	323
9	3 g/kg TS	0,786	23,888	1,6791	1,0142	3,87	74	61	0,3289	0,3478	310

Tabell B9 Tabellen visar data uppmätt för försök 4.

Slamtyp	Polymerdos [g/kg TS]	Tom [g]	Blöt [g]	Torkad [g]	Bränd [g]	TS [%]	VS [% av TS]	Filter [SS]	Torkad [SS]	Bränd [SS]	Volym prov	SS
MBR– in		0,7891	22,304	1,0639	0,854	1,28	7,4					
1.1	0 g/kg TS	0,7867	18,9607	1,0447	0,8424	1,42	78,4	0,3316	0,4883	0,3678	21	7462
1.2	0 g/kg TS	0,7867	17,391	1,0377	0,8414	1,51	78,2	0,3334	0,4817	0,3677	20	7415
1.3	0 g/kg TS	0,7883	17,5247	1,042	0,8431	1,52	78,4	0,3362	0,4977	0,3733	22	7341
2.1	1,5 g/kg TS	0,7872	20,2331	1,0838	0,8535	1,53	77,6	0,3379	0,4203	0,3577	21	3924
2.2	1,5 g/kg TS	0,7834	19,7992	1,0788	0,8488	1,55	77,9	0,3354	0,4217	0,3526	22	3923
2.3	1,5 g/kg TS	0,7809	21,8301	1,1034	0,8555	1,53	76,9	0,3293	0,4201	0,3562	23	3948
3.1	3 g/kg TS	0,7753	25,3902	1,641	0,9559	3,52	79,1	0,3293	0,4373	0,353	40	2700
3.2	3 g/kg TS	0,7835	24,1417	1,6225	0,9553	3,59	79,5	0,335	0,4443	0,3583	40	2733
3.3	3 g/kg TS	0,7803	25,1565	1,6429	0,9642	3,54	78,7	0,3312	0,4563	0,3599	47	2662
4.1	7,5 g/kg TS	0,7866	21,5758	1,0046	0,8356	1,05	77,5	0,3268	0,3322	0,3359	60	90
4.2	7,5 g/kg TS	0,7862	20,1605	0,9892	0,8331	1,05	76,9	0,3318	0,3372	0,3312	60	90
4.3	7,5 g/kg TS	0,7854	19,0972	0,9809	0,8299	1,07	77,2	0,3342	0,3399	0,3339	62	92
5.1	12 g/kg TS	0,7837	22,9608	1,2296	0,8781	2,01	78,8	0,3297	0,347	0,3354	61	284
5.2	12 g/kg TS	0,7845	22,6829	1,2228	0,8783	2,00	78,6	0,3229	0,3395	0,328	64	259
5.3	12 g/kg TS	0,7794	21,915	1,2048	0,8689	2,01	79,0	0,3285	0,3536	0,3365	61	411
6.1	4,5 g/kg TS	0,7795	18,1453	0,9855	0,8261	1,19	77,4					
6.2	4,5 g/kg TS	0,7756	17,8998	0,978	0,8219	1,18	77,1					
6.3	4,5 g/kg TS	0,7782	21,0016	1,0188	0,8322	1,19	77,6					
7.1	6 g/kg TS	0,7877	27,4377	1,8791	1,0212	4,10	78,6	0,3278	0,3683	0,3348	60	675
7.2	6 g/kg TS	0,7855	25,4175	1,7967	0,9977	4,11	79,0	0,32	0,3698	0	60	830
7.3	6 g/kg TS	0,7888	26,981	1,8686	1,0014	4,12	80,3	0,3307	0,3737	0,3386	64	672
8.1	4,5 g/kg TS	0,7924	26,8391	1,7993	1,0014	3,87	79,2	0,3286	0,3689	0	40	1008
8.2	4,5 g/kg TS	0,7844	28,0069	1,8249	1,0011	3,82	79,2	0,3265	0,3912	0,339	40	1618
8.3	4,5 g/kg TS	0,7894	27,5442	1,7984	1,0021	3,77	78,9	0,3256	0,3891	0,3378	40	1588

Tabell B10 Tabellen visar data uppmätt för försök 5.

Slamtyp	Polymerdos [g/kg TS]	Tom [g]	Blöt [g]	Torkad [g]	Bränd [g]	TS [%]	VS [% av TS]	Filter [SS]	Torkad [SS]	Bränd [SS]	Volym prov	SS
MBR in 1		0,7839	14,4026	0,9554	0,8315	1,26	72					
MBR in 2		0,7869	14,4967	0,9593	0,8351	1,26	72					
MBR in 3		0,7792	15,1676	0,9624	0,8283	1,27	73					
1.1	0 g/kg TS	0,7922	23,1929	1,4804	0,9426	3,07	78	0,3163	0,6485	0,4036	40	8305
1.2	0 g/kg TS	0,7823	23,1990	1,4639	0,9350	3,04	78	0,3160	0,6361	0,3997	40	8003
1.3	0 g/kg TS	0,7846	23,3927	1,4885	0,9327	3,11	79	0,3191	0,6511	0,4091	40	8300
2.2	7,5 g/kg TS	0,7898	25,5005	1,8640	1,0705	4,35	74	0,3222	0,3311	0,3220	60	148
2.2	7,5 g/kg TS	0,7887	26,6587	1,9147	1,1307	4,35	70	0,3176	0,3281	0,3187	61	172
2.3	7,5 g/kg TS	0,7808	21,3001	1,6703	0,9964	4,33	76	0,3175	0,3276	0,3176	60	168
3.1	11,7 g/kg TS	0,7832	22,3086	1,7287	1,0080	4,39	76	0,3199	0,3283	0,3199	60	140
3.2	11,7 g/kg TS	0,7835	23,4817	1,7853	1,0753	4,41	71	0,3181	0,3273	0,3181	63	146
3.3	11,7 g/kg TS	0,7808	24,4846	1,8330	1,0918	4,44	70	0,3145	0,3232	0,3147	62	140
4.1	8,9 g/kg TS	0,7894	25,2066	1,7270	1,0165	3,84	76	0,3152	0,3208	0,3144	60	93
4.2	8,9 g/kg TS	0,7860	25,1100	1,7406	1,0148	3,92	76	0,3224	0,3283	0,3212	64	92
4.3	8,9 g/kg TS	0,7798	23,4766	1,6548	0,9899	3,86	76	0,3211	0,3265	0,3203	60	90
5.1	3,6 g/kg TS	0,7887	23,0149	1,4902	0,9525	3,16	77	0,3217	0,3606	0,3298	60	648
5.2	3,6 g/kg TS	0,7844	24,9980	1,5627	0,9654	3,21	77	0,3195	0,3605	0,3279	61	672
5.3	3,6 g/kg TS	0,7886	19,4980	1,3776	0,9258	3,15	77	0,3245	0,3665	0,3335	62	677
6.1	2,5 g/kg TS	0,7753	23,7508	1,6122	0,9783	3,64	76	0,3218	0,5052	0,3673	50	3668
6.2	2,5 g/kg TS	0,7809	24,2923	1,6362	0,9855	3,64	76	0,3184	0,5055	0,3361	50	3742
6.3	2,5 g/kg TS	0,7901	21,5792	1,5470	0,9715	3,64	76	0,3173	0,5121	0,3647	51	3820

8.6 MASSBALANSER

Tabell B11 Tabellen visar data använt för att räkna ut massbalansen i försök 3. Konstanter som använts är diameter på tanken för rejektivatten på 51,5 cm och spolningsvolym 1,8 L/h.

Slamtyp	Polymerdos [g/kg TS]	Polymer-koncentration [%]	Faktisk polymerdosering [g/kg TS]	Tid [min]	Antal spolningar	T _{sin} [mg/L]	T _{Sut} [mg/L]	SS Rejekt [%]	Höjd rejekt [cm]	Volym rejekt [L]	Q _{in} [L/h]	Q _{rejekt} [L/h]	Q spolnings volym [L/h]
MBR	0	0	0	50	7	14052	22621	6392	20,5	42,72	65	51	15,1
MBR	2,5	0,08	2	51	7	14052	41111	4454	26,5	55,22	65	65	14,8
MBR	5	0,08	4	51	5	14052	47371	3277	28	58,34	65	69	10,6
CAS	0	0	0	48	7	10133	11856	5214	20	41,67	65	52	15,8
CAS	2,5	0,06	1,5	52	6	10133	18184	1515	21	43,76	65	50	12,5
CAS	5	0,06	3	50	6	10133	38335	319	27	56,26	65	68	13,0

Tabell B12 Tabellen visar beräkning av massbalansen för försök 3. Vid beräkning av M_{rejektivatten} har en faktor på 1,1 (10 %) använts för att kompensera för skillnad i uppmätta TSS och TS.

M Polymer IN [g/h]	M Slam IN [g/h]	M Rejektivatten [g/h]	M slam ut [g/h]	Q _{ut} [L/h]	IN tot [g/h]	UT tot [g/h]	Diff [g/h]	Diff [%]	Mut [i% av Min]	Mrejekt [i% av Min]	Mdiff [i% av Min]
0,0	906,3	360	642	28	906,3	1002	-95,6	-10,5	70,8	39,8	110,5
1,8	906,3	318	590	14	908,2	909	-0,5	-0,1	65,0	35,0	100,1
3,6	906,3	247	305	6	910,0	553	357,1	39,2	33,6	27,2	60,8
0,0	653,6	299	334	28	653,6	633	21,0	3,2	51,1	45,7	96,8
1,0	653,6	84	481	26	654,5	566	89,0	13,6	73,5	12,9	86,4
2,0	653,6	24	381	10	655,5	405	250,5	38,2	58,2	3,6	61,8

Tabell B13 Data för massbalans från försök 4. Volym för rejektivattentank har beräknats genom $\text{Volym} = (\text{Höjd}/1,41) - 1,11$.

Polymerdos [g/kg TS]	Polymerdosering [g/kg TS]	Tid [min]	Höjd [cm]	Volym [L]	Q _{in} [L/h]	Q rejekt [L/h]	Q _{ut} [L/h]	TS in [mg/L]	SS rejekt [mg/L]	TS ut [mg/L]	Polymer IN [g/h]
0	0	6	5	2,436	64,5	24,36	40,139	12773	7406	14824	0
2,5	1,5	5	4	1,727	64,5	20,72	43,777	12773	3931	15369	1
5	3	6	8,5	4,918	64,5	49,18	15,316	12773	2698	35492	2
7,5	4,5	5	9,5	5,628	64,5	67,53	-3,0311	12773	1404	38197	4
10	6	7	10	5,982	64,5	51,28	13,224	12773	673	41077	5
12,5	7,5	6	2	0,308	64,5	3,084	61,416	12773	91	10547	6
20	12	6	11,5	7,046	64,5	70,46	-5,9603	12773	318	20083	10

Tabell B14 Beräkningar av massbalansen för försök 4, Vid beräkning av $M_{\text{rejektivatten}}$ har en faktor på 1,1 (10 %) använts för att kompensera för skillnad i uppmätta TSS och TS,

M in [g/h]	In total [g/h]	M rejejt [g/h]	Mut [g/h]	UT total[g/h]	Diff	Mut [i% av Min]	Mrejejt [i% av Min]	Mdiff [i% av Min]
824	824	180	595	775	48	72	22	6
824	825	81	673	754	71	82	10	9
824	826	133	544	676	150	66	16	18
824	828	95	-116	-21	849	-14	11	103
824	829	35	543	578	251	66	4	30
824	830	0	648	648	182	78	0	22
824	834	22	-120	-97	931	-14	3	112

Tabell B15 Tabellen visar data som används i beräkningarna för massbalansen i försök 5. Volym för rejektivattentank har beräknats genom $\text{Volym} = (\text{Höjd}/1,41) \cdot 1.11$.

Polymerdos Styrsystemet [g/kg TS]	Polymer- koncentration [g/kg TS]	Tid [min]	TS in [mg/L]	TS ut [mg/L]	SS Rejekt [mg/L]	Höjd rejekt [cm]	Volym rejekt [L]	Qin [L/h]	Qrejekt [L/h]	Qut [L/h]
0	0	6	12633	30754	8203	10,8	6,55	64,5	65,5	-1
2,5	2,5	6	12633	36404	3743	9,5	5,63	64,5	56,3	8
5	3,57	7	12633	31729	666	9,6	5,7	64,5	48,8	16
7,5	7,5	7	12633	43449	163	13	8,11	64,5	69,5	-5
13	8,9	7	12633	38732	92	9,5	5,84	64,5	50,1	14
10	11,7	5	12633	44150	142	9,8	5,63	64,5	67,6	-3

Tabell B16 Tabellen visar uträkningar av massbalansen för försök 5. Vid beräkning av M_{rejekt} har en faktor på 1,1 (10 %) använts för att kompensera för skillnad i uppmätta TSS och TS.

M Polymer IN [g/h]	M Slam IN [g/h]	M Rejektivatten [g/h]	M slam ut [g/h]	IN tot [g/h]	UT tot [g/h]	Diff [g/h]	Mrejekt [% av Min]	Mut [% av Min]	Mdiff [% av Min]
0	815	591	-31	815	560	255	73	-4	31
2	815	232	299	817	531	286	28	37	35
3	815	36	497	818	533	285	4	61	35
6	815	12	-218	821	-205	1026	2	-27	125
7	815	5	559	822	564	258	1	69	31
10	815	11	-135	824	-125	949	1	-17	115