

# Effektivare användning av organiskt material i avloppsvatten

---

Förfiltrering med trumfilter kombinerat med hydrolys och fermentering i  
en försedimenteringsbassäng

---

Robert Sehlén  
Jan Moestedt  
Andrea Carranza Munoz  
Marcus Ahlström  
Christoffer Wärff

---

# Svenskt Vatten

## UTVECKLING

---

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL [svensktvatten@svensktvatten.se](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)

---

|                     |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
|---------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| RAPPORTENS TITEL    | Effektivare användning av organiskt material i avloppsvatten. Förfiltrering med trumfilter kombinerat med hydrolys och fermentering i en försedimenteringsbassäng.                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| TITLE OF THE REPORT | Efficient use of organic material in wastewater. Pre-filtration with a drum filter combined with hydrolysis and fermentation in a primary clarifier.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| FÖRFATTARE          | Robert Sehlén och Jan Moestedt, Tekniska verken i Linköping AB, Andrea Carranza Munoz, IVL/SLU, Marcus Ahlström och Christoffer Wärff, RISE                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    |
| RAPPORTNUMMER       | 2024-19                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| ANTAL SIDOR         | 50                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| SAMMANDRAG          | Projektet har genom pilotförsök på Nykvarnsverket i Linköping tagit fram ett kunskapsunderlag för en ny avloppsreningsprocess. Målet var att kunna utnyttja kolkällan i inkommande avloppsvatten effektivare. I processen avskiljs suspenderade ämnen i ett trumfilter, som kompletteras med hydrolys och fermentering av det avskilda slammet i en försedimenteringsbassäng där kolkällan VFA (flyktiga fettsyror) produceras.                                                |
| SUMMARY             | The project has developed a knowledge base for a new wastewater treatment process through pilot trials at the Nykvarn Plant in Linköping. The goal was to utilize the carbon source in incoming wastewater more efficiently. In the process, suspended solids are separated using a drum filter, which is complemented by hydrolysis and fermentation of the separated sludge in a primary sedimentation tank, where the carbon source VFA (volatile fatty acids) is produced. |
| SÖKORD              | Förfiltrering, primärslam, hydrolys, fermentering, kolkälla, biologisk närsaltsavskiljning                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
| KEYWORDS            | Prefiltration, primary sludge, hydrolysis, fermentation, carbon source, biological nutrient removal                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
| MÅLGRUPPER          | Ingenjörer, tekniker, forskare och konsulter inom avloppsvattenrening                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
| RAPPORT             | Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. <a href="https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/">https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/</a>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
| UTGIVNINGÅR         | 2024                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| UTGIVARE            | ©Svenskt Vatten AB                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| REFERENS            | Sehlén R., Moestedt J., Carranza Munoz A., Ahlström M. och Wärff C. (2024). <i>Effektivare användning av organiskt material i avloppsvatten. Förfiltrering med trumfilter kombinerat med hydrolys och fermentering i en försedimenteringsbassäng</i> . SVU-rapport 2024-19. Stockholm: Svenskt Vatten.                                                                                                                                                                         |

Om projektet

|                         |                                                                           |
|-------------------------|---------------------------------------------------------------------------|
| PROJEKTNUMMER           | 23-106                                                                    |
| PROJEKTETS NAMN         | Förfiltrering med hydrolys och fermentering i en försedimenteringsbassäng |
| PROJEKTETS FINANSIERING | Svenskt Vatten Utveckling, Tekniska verken i Linköping AB                 |

---

# Förord

I dagens samhälle blir det allt viktigare att tillvarata resurser i restströmmar från samhället. I avloppsvatten finns det mycket resurser som man tidigare bara velat bli av med. De senaste åren har tankesättet ändrats från avloppsreningsverk (Waste Water Treatment Plant – WWTP) till resursverk (Water Resource Recovery Facility – WRRF). I avloppsvattnet finns organiskt material, energi och näringsämnen som kan nyttiggöras.

En av utmaningarna är att kunna identifiera hur resurserna ska kunna tas ut utan att de befintliga processerna påverkas negativt och att förändringen i processen inte ger störningar i andra delar av reningsverket.

I detta pilotprojekt har fokus varit att extrahera ut flyktiga fettsyror (VFA) ur hydrolyserat och fermenterat slam och undersöka parametrar som styr både bildandet av VFA och hur extraktion till vattenfasen kan styras.

I likhet med ett tidigare SVU-projekt som beskrivs i SVU-rapport 2023-4, *Förbehandling av avloppsvatten för effektivt utnyttjande av organiskt material*, så har även detta projekt kombinerat förfiltrering med hydrolys och fermentering. I detta projekt används ett trumfilter för separation av slam och vatten samt att hydrolys och fermentering görs in-line i en försedimenteringstank. I SVU-projekt 2023-4 användes ett bandfilter och två sidosrömsreaktorer för utvärdering av processen.

Projektet har genomförts med personal från Tekniska verken, Lorentz Lindström och Andreas Olsson. Vattenlaboratoriet har varit behjälpliga med analyser och feedback. Jan Moestedt och Yasna Calderon har gjort BMP-tester och Jan har även varit till hjälp vid gasmätningar samt med sin kunskap om hydrolys och fermentering. Från IVL har Jesper Karlsson varit ovärderlig för att bygga upp sedimenteringspiloten med pumpar och styrning. Tack även till Anders Björk från IVL som såg till att vi fick fart på styrskapet.

Nelson Llano och Janne Väänänen från Hydrotech har varit väldigt hjälpsamma vid uppstart och support under drift. Tack även till Joanna Nunes och Tobias Asp från Gryaab för delade drifterfarenheter av trumfilter. Andrea Carranza Munos från IVL har genomfört denitrifikationstesterna, med assistans från Emma Nordenberg och Yasna Calderon på Tekniska verkens labb.

En referensgrupp gav input under projektets inledning. Gruppen bestod av Christian Baresel och Andriy Malovanyy, IVL, Jan Moestedt och Karin Kling, Tekniska verken i Linköping AB, Janne Väänänen, Veolia Water Technologies, Jesper Olsson, Käppalaförbundet, Elin Ossiansson och Simon Bengtsson, VA SYD, Kristina Stark Fuji, SVOA, Joana Nunes, Gryaab, Anna Schnurer, SLU, och Christoffer Wärf, Rise.

Robert Sehlén

---

# Innehåll

|                                                                                           |           |
|-------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| Förord.....                                                                               | 2         |
| Sammanfattning .....                                                                      | 4         |
| Summary .....                                                                             | 5         |
| Förkortningar.....                                                                        | 6         |
| <b>1 Inledning .....</b>                                                                  | <b>7</b>  |
| 1.1 Mål med projektet.....                                                                | 8         |
| 1.2 Syfte.....                                                                            | 8         |
| <b>2 Partikelavskiljning.....</b>                                                         | <b>9</b>  |
| 2.1 Sedimentering .....                                                                   | 9         |
| 2.2 Förfiltrering.....                                                                    | 10        |
| 2.3 Jämförelse mellan bandfilter och trumfilter .....                                     | 13        |
| 2.4 Fördelar och nackdelar med förfiltrering jämfört med försedimentering.....            | 13        |
| 2.5 Fermentering – VFA-produktion.....                                                    | 13        |
| 2.6 Denitrifieringsprocessen .....                                                        | 16        |
| 2.7 Metanpotentialtester .....                                                            | 19        |
| <b>3 Metoder .....</b>                                                                    | <b>20</b> |
| 3.1 Pilotanläggningen.....                                                                | 20        |
| 3.2 Denitrifikationstester .....                                                          | 23        |
| 3.3 Metanpotentialtester .....                                                            | 25        |
| 3.4 Modellering och simulering .....                                                      | 26        |
| 3.5 Analysmetoder.....                                                                    | 28        |
| <b>4 Resultat .....</b>                                                                   | <b>30</b> |
| 4.1 Dos-responstester .....                                                               | 30        |
| 4.2 Påverkan av slamuppehållstid (SRT) och temperatur på VFA-produktionen .....           | 31        |
| 4.3 Temperaturpåverkan på urlakning av VFA till vattenfas.....                            | 32        |
| 4.4 Påverkan av TS-halt i slammet på fördelningen av VFA mellan vatten- och slamfas ..... | 33        |
| 4.5 Urlakning av VFA vid recirkulering av slam.....                                       | 34        |
| 4.6 VFA-utbyte .....                                                                      | 35        |
| 4.7 Fraktioner av olika fettsyror.....                                                    | 35        |
| 4.8 Gasbildning på ytan av pilotsedimentering.....                                        | 39        |
| 4.9 Resultat från denitrifieringstester .....                                             | 40        |
| 4.10 Resultat metanpotentialtester.....                                                   | 42        |
| 4.11 Simuleringsresultat .....                                                            | 43        |
| <b>5 Diskussion .....</b>                                                                 | <b>44</b> |
| <b>6 Slutsatser .....</b>                                                                 | <b>47</b> |
| <b>7 Förslag till fortsatt arbete .....</b>                                               | <b>48</b> |
| Referenser .....                                                                          | 49        |

---

# Sammanfattning

**Projektet har genom pilotförsök på Nykvarnsverket i Linköping tagit fram ett kunskapsunderlag för en ny avloppsreningsprocess. Målet var att kunna utnyttja kolkällan i inkommande avloppsvatten effektivare. I processen avskiljs suspenderade ämnen i ett trumfilter, som kompletteras med hydrolys och fermentering av det avskilda slammet i en försedimenteringsbassäng där kolkällan VFA (flyktiga fettsyror) produceras.**

Med nya krav på energieffektivitet och utsläpp blir det viktigt med en effektiv avskiljning av partiklar i inkommande avloppsvatten; detta för att kunna effektivisera den biologiska reningsprocessen och för att kolet i slammet i högre grad ska kunna användas för produktion av biogas och en intern kolkälla. Förfiltering som komplement till försedimentering kan vara ett sätt att även vid höga flöden kunna separera en större andel slam från avloppsvattnet.

Pilotförsöket genomfördes med ett trumfilter och en sedimenteringstank i pilotskala. Fällningskemikalier och polymer doserades före trumfiltret för att flokka ihop mindre partiklar till större. Slammet spolades av och pumpades in till sedimenteringstanken. Partiklarna fick sjunka till botten där de började brytas ner i hydrolys- och fermenteringsprocessen. Slam från bottenutloppet pumpades upp till toppen av tanken, och blandades med inkommande vatten för att laka ur VFA. Slam pumpades även ut ur tanken för att hålla en jämn slamnivå och uppehållstid.

Resultaten visar att det är möjligt att reglera produktionen av VFA genom att kontrollera slamuppehållstiden (SRT) och recirkulationen av slam, och att det är möjligt att reglera hur stor andel VFA som kan lakas ur från slam- till vattenfasen genom att reglera recirkulationen av slam och justera TS-halten på slammet; mer VFA kan lakas ur vid lägre TS-halt. Utbytet av VFA i lakvattnet från sedimenteringen var dock mycket sämre än i rejektvatten från slamförtjockningen i den befintliga processen. Uttag av VFA görs därför bäst via rejektvatten. Att VFA-halten var högre i rejektvattnet beror troligen på att det slammet utsätts för stora skjuvkrafter vid pumpning, transport och avvattning, vilket gör slammet mer lättflytande. Reningsverk som har slamförtjockning före rötkammaren bör kunna styra rejektvattenflödet till anoxzoner i biostegen för att nyttja kolkällan i rejektet effektivt. De reningsverk som har fördenitrifikation, och som leder tillbaka rejektflödet in i huvudströmmen använder troligtvis denna kolkälla på ett effektivt sätt redan i dag.

Simuleringen som gjorts utifrån pilotdata och en modell av Nykvarnsverket visar att det skulle vara möjligt att sänka behovet av kolkälla med över 20 procent jämfört med den befintliga referensanläggningen.

I detta projekt testades alltså ett trumfilter. I det SVU-projekt som beskrivs i SVU-rapport 2023-4 användes ett bandfilter. I båda fallen är avskiljningsgraden beroende av partiklarnas sammansättning, temperatur, samt typ och dos av fällningskemikalier och polymer. Filtertechniken och driftstrategin skiljer sig åt. I båda fallen finns olika möjligheter att styra filtret. Det som skiljer sig påtagligt är att sildukarna i trumfiltret spolats av med rent vatten, medan silduken i bandfiltret blåses rent med en luftkniv. Det innebär stor skillnad i TS-halt på slammet. Ska slammet pumpas direkt till en rötkammare kan det vara en fördel med ett bandfilter, och likaså i ett litet reningsverk utan rötkammare där det är viktigt med liten transportvolym. Om ett tunnare slam i stället eftersträvas, som i pilotstudien på Nykvarnsverket, så är ett trumfilter ett bättre val.

---

# Summary

The project has developed a knowledge base for a new wastewater treatment process through pilot trials at the Nykvarn Plant in Linköping. The goal was to utilize the carbon source in incoming wastewater more efficiently. In the process, suspended solids are separated using a drum filter, which is complemented by hydrolysis and fermentation of the separated sludge in a primary sedimentation tank, where the carbon source VFA (volatile fatty acids) is produced.

With new requirements for energy efficiency and emissions, effective separation of particles in incoming wastewater is crucial. This is to enhance the biological treatment process and to allow the carbon in the sludge to be used more for biogas production and as an internal carbon source. Pre-filtration as a complement to primary sedimentation may allow for a greater separation of sludge from wastewater, even at high flows.

The pilot trial was conducted with a drum filter and a pilot-scale sedimentation tank. Coagulant chemicals and polymer were added before the drum filter to flocculate smaller particles into larger ones. The sludge was rinsed off and pumped into the sedimentation tank. The particles settled at the bottom, where they began to break down in the hydrolysis and fermentation process. Sludge from the bottom outlet was pumped to the top of the tank and mixed with incoming water to leach out VFA. Sludge was also pumped out of the tank to maintain a steady sludge level and retention time.

The results show that it is possible to regulate VFA production by controlling the sludge retention time (SRT) and sludge recirculation, and that it is possible to adjust the percentage of VFA leached from the sludge to the water phase by regulating sludge recirculation and adjusting the TS (total solids) content of the sludge; more VFA can be leached at a lower TS content. However, the VFA yield in the leachate from sedimentation was significantly lower than in the reject water from sludge thickening in the current process. Therefore, VFA extraction is best achieved via reject water. The higher VFA content in the reject water is likely due to the sludge being subjected to significant shear forces during pumping, transport, and dewatering, making the sludge more liquefiable. Treatment plants with sludge thickening before digestion should be able to direct reject water flow to anoxic zones in the biological treatment to effectively utilize the carbon source in the reject water. Treatment plants with pre-denitrification, where the reject flow is returned to the mainstream, are likely already using this carbon source effectively.

The simulation based on pilot data and a calibrated model of the Nykvarn Plant shows that it would be possible to reduce the need for an external carbon source by over 20 percent compared to the existing reference plant.

In this project, a drum filter was tested. In the SVU project described in SVU report 2023-4, a belt filter was used. In both cases, the degree of separation depends on particle composition, temperature, and the type and dose of coagulant chemicals and polymer. The filtration technology and operational strategy differ. In both cases, there are various possibilities for controlling the filter. A significant difference is that the drum filter's mesh screens are rinsed with clean water while the belt filter is cleaned with an air knife. This results in a significant difference in the TS (total solids) content of the sludge. If the sludge is to be pumped directly to a digester, a belt filter may be advantageous, as well as in a small treatment plant without a digester where low transport volume is important. If thinner sludge is desired, as in the Nykvarn Plant pilot study, a drum filter is a better choice.

---

# Förkortningar

|                             |                                                                                                                                               |
|-----------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| AD-process                  | Rötkammare (Anaerobic Digester)                                                                                                               |
| ARV                         | Avloppsreningsverk                                                                                                                            |
| BOD                         | Biokemisk syreförbrukning (Biological Oxygen Demand)                                                                                          |
| BMP                         | Biometanpotential                                                                                                                             |
| COD                         | Kemisk syreförbrukning (Chemical Oxygen Demand)                                                                                               |
| EPS                         | Extracellulära Polymera Substanser                                                                                                            |
| FW                          | Matavfall (Food Waste)                                                                                                                        |
| HRT                         | Hydraulisk uppehållstid (Hydraulic Retention Time)                                                                                            |
| LCFA                        | Långkedjigt fettacyl-CoA-syntetas                                                                                                             |
| MLVSS                       | Brännbar substans i aktivt slam (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids)                                                                      |
| OLR                         | Organisk belastningsgrad (Organic Loading Rate)                                                                                               |
| PLC                         | Programmerbar styrenhet (Programmable Logic Controller)                                                                                       |
| PS                          | Primärslam (Primary Sludge)                                                                                                                   |
| SCOD                        | Löst COD (Soluble Chemical Oxygen Demand)                                                                                                     |
| SRT                         | Slamuppehållstid (Sludge Retention Time)                                                                                                      |
| TSS                         | Total suspenderad substans                                                                                                                    |
| TS                          | Torrsubstans                                                                                                                                  |
| Tot-N                       | Totalkväve                                                                                                                                    |
| WAS                         | Överskottsslam (Waste Activated Sludge)                                                                                                       |
| VFA                         | Flyktiga fettsyror (Volatile Fatty Acids)                                                                                                     |
| VS                          | Brännbar substans (Volatile Solids)                                                                                                           |
| VSS                         | Brännbar suspenderad substans (Volatile Suspended Solids)                                                                                     |
| WWTP                        | Reningsverk (WasteWater Treatment Plant)                                                                                                      |
| WRRF                        | Resursverk (Water Resource Recovery Facility)                                                                                                 |
| VFA-utbyte                  | Mängd producerad VFA av mängden VS <sub>in</sub>                                                                                              |
| Y <sub>OH<sub>0</sub></sub> | COD som används för biomassasyntes i förhållande till total mängd tillförd COD kallas biomassutbyte Y <sub>OH<sub>0</sub></sub> (g COD/g COD) |

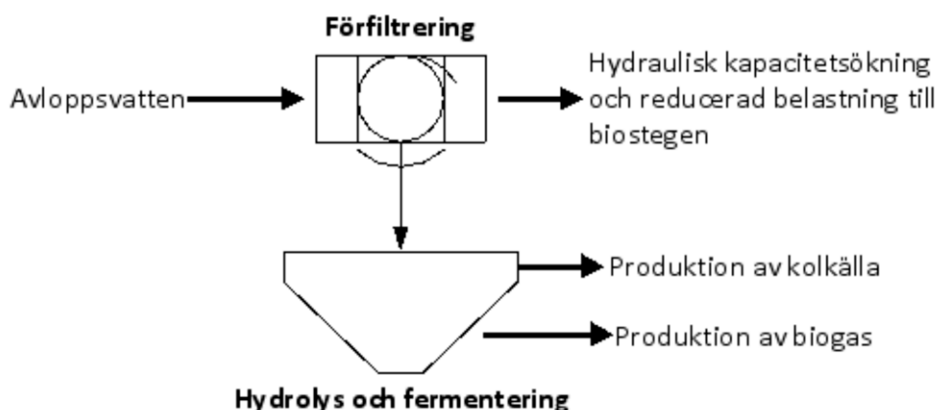


# 1 Inledning

Ett avloppsreningsverk har många funktioner och krav som ska uppfyllas. Förutom att rena vatten från organiskt material, kväve och fosfor så kommer det även krav på cirkulära system, som kan innefatta näringsämnen, mullämnen eller kol. Mer fokus är det också på energineutralitet och reduktion av klimatpåverkande gasemissioner. Under senare tid har det blivit alltmer uppenbart att klimatanpassning av VA-systemen behöver genomföras.

På reningsverken är en nyckelfaktor att separation av slam och vatten kan göras på ett effektivt sätt för att kunna avlasta den biologiska reningen för att effektivisera processen och minska energiförbrukningen vid luftning av bassängerna. Vid en effektivare separation av partiklar, som innehåller både kväve, fosfor och kol, kan näringen återföras till jordbruksmark och kolet kan användas dels för biogasproduktion, dels för att producera en intern kolkälla via slamhydrolys och fermentering (Figur 1.1).

Tidigare förfiltreringsförsök, med bandfilter, på Nykvarnsverket i Linköping visade att det är möjligt att avskilja en hög andel suspenderat material över filtret och att det färska filterslammet har hög metanpotential. Dessutom kunde slammets torrsubstanshalt (TS) justeras till önskad halt med hjälp av en skruvpress på utmatningen av slammet. En idé väcktes då om att testa en processkonfiguration med kombinationen förfiltrering och hydrolys av filterslammet i en försedimentering. I planeringen av projektet har ett utbyte funnits med projektdeltagare i projektet som beskrivs i SVU-rapport nr 2023-4, *Förbehandling av avloppsvatten för effektivt utnyttjande av organiskt material*.



**Figur 1.1**

Processflödet med förfiltrering av avloppsvatten med efterföljande hydrolys och fermentering av slam.

I detta pilotförsök på Nykvarnsverket i Linköping testas ett trumfilter. I en fullskalig anläggning skulle filtret belastas med merparten av inkommande flöde vilket innebär att försedimenteringen då kan användas specifikt för hydrolys och fermentering av slam. Primärslamhydrolys i försedimenteringar är en metod som används för produktion av flyktiga fettsyror (VFA) i fullskaleanläggningar i bland annat bio-P-processer. Det som har testats i detta försök är att frikoppla sedimenteringen från ett varierat inflöde av inkommande vatten och därigenom kunna kontrollera ytbelastningen, turbulensen och slamuppehållstiden (SRT) i sedimenteringen. Pilotförsöket startades i slutet av april 2023 och avslutades i slutet av september. Temperaturvariationen var under försöket 11–22 °C, vilket täcker in en stor del av årstidsvariationerna. I piloten varierades SRT och recirkulation av slam.

---

## 1.1 Mål med projektet

Projektmålet var att genom storskaliga pilotförsök hitta optimala processbetingelser för ett resurseffektivt nyttjande av kolkällan i inkommande vatten för att:

- minimera energiförbrukningen i luftningen
- maximera biogasproduktionen
- hitta processbetingelser för att kontrollera hydrolysen och fermenteringen av slam och styra doseringen av producerad VFA för att täcka behovet av kolkälla i denitrifikationen.

Slutmålet i pilotprojektet var att ta fram ett bra beslutsunderlag för den framtida utbyggnaden av förfiltrering och slamhydrolys vid Nykvarnsverket, som drivs av Tekniska verken i Linköping AB, men även ett generellt beslutsstöd som kan nyttjas av andra avloppsreningsverk.

Effektmålet var att ta fram ett underlag för effektivare energinyttjande och resursanvändande i den fullskaliga processen, minskad klimatpåverkan och anpassning till klimatförändringar.

## 1.2 Syfte

I denna rapport undersöks förbehandling av kommunalt avloppsvatten med filtrering i kombination med primärslamhydrolys.

I rapporten utreds en processkonfiguration som består av:

- Koagulering och flockning av slam i inkommande vatten. Hur påverkas avskiljning i dos-responstester?
- Avskiljning av partiklar i ett trumfilter. Utvärdering av funktionen.
- Hydrolys och fermentering av det avskilda slammet för VFA-produktion i en sedimenteringstank. Utvärdering av parametrar som styr VFA-produktionen och extrahering till vattenfasen.

Denna uppställning kan i en fullskalig version ersätta huvuddelen av partikelavskiljningen i inkommande vatten och frigöra en av de två befintliga försedimenteringsbassängerna för hydrolys och fermentering. Den andra försedimenteringsbassängen kan då användas för partikelavskiljning och som utjämningsvolym vid flödestoppar. En fördel med denna processlösning är att befintliga sedimenteringsvolymen kan användas för både VFA-produktion och utjämningsvolym och därmed ge en mer flexibel processlösning. En filterbyggnad kan göras väldigt kompakt och kan inrymmas även på begränsade ytor.

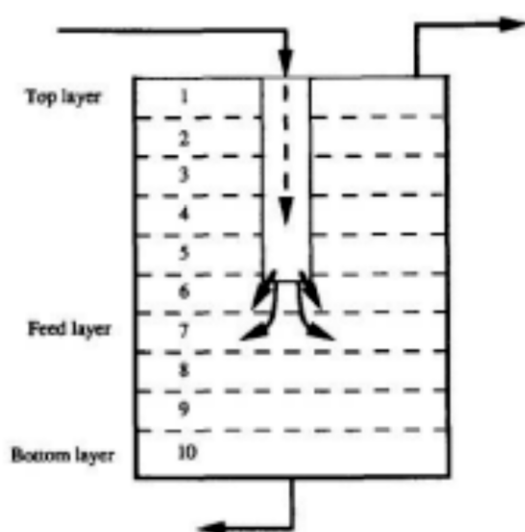
## 2 Partikelavskiljning

### 2.1 Sedimentering

Partikelavskiljning på inkommande avloppsvatten kan göras med olika tekniker. Den vanligast förekommande i Sverige är sedimentering. Principen bygger på att partiklar med högre densitet än vatten sjunker. Försedimenteringsbassänger brukar karakteriseras som diskret och flockulerad sedimentering, vilket visar sedimentering under ideala förhållanden (Svenskt vatten 2007; WEF 2005). Detta ger dock en förenklad bild av vad som sker i sedimenteringsbassängen.

I ett examensarbete på Nykvarnsverket i Linköping (Lundin 2014), gjordes försök med att experimentellt analysera sedimentationsegenskaperna hos primärslam genom provtagning av avloppsvatten inkommande till försedimenteringen efter tillsatser av fällningskemikalier. Proverna homogeniserades och vakuumpumpades sedan snabbt upp i en kolonn. Det partikulära materialet i kolonnen kunde därefter sedimentera och fångades upp i en kopp i botten. Den sedimenterade massan av totalt suspenderat material (TSS) klassificerades i fem olika sedimenteringshastighetsklasser och varje klass tilldelades en karakteristisk sedimentationshastighet. Det experimentella förfarandet följde ViCA's protokoll (fransk förkortning för sedimentationshastigheter för avloppsvatten).

En modell av en sedimentationstank, ungefär som för sekundärsedimenteringen i Benchmark Simulation Model No. 2 (BSM2), utvecklades som en 10 lager icke reaktiv tank, vilket illustreras i Figur 2.1. Massbalansen i varje lager bestämdes av det vertikala flödet av partiklar och beräknades med de experimentellt framtagna karakteristiska sedimentationshastigheterna. Återcirkulering av överskottsslam från de efterföljande reningsstegen visade sig ha stor påverkan på slammets sedimenteringsegenskaper i försedimenteringen. Typen av TSS-komponenter hade den största inverkan på fördelningen av sedimentationshastigheter. Med en hög dos av fällningskemikalier ökade andelen av det partikulära materialet som sedimenterade långsammast. Lösta ämnen som fälldes ut till partikulärt material sedimenterade förhållandevis långsamt. Tendensen var att den långsammaste fraktionens sedimentationshastighet ökade något med ökad tillsats av flockningskemikalier. (Lundin 2014)



**Figur 2.1**

Sedimenteringsmodell i 10 lager (Takács et. al. 2011).

Top layer: toppskiktet,  
feed layer: inloppsskiktet,  
bottom layer: bottenkiktet.

I dessa experiment frikopplades sedimenteringsegenskaperna helt från faktiska förhållanden där även ytbelastning, turbulens och bassängdjup påverkar avskiljningsegenskaperna. Vid dimensionering av sedimenteringsbassänger används volymetrisk ytbelastning som anges som  $\text{m}^3$  per  $\text{m}^2$ , h, och som kan förkortas till  $\text{m}/\text{h}$ . Denna teori förutsätter att vattnet fördelas jämnt och med samma hastighet över bassängens tvärsnitt och att partiklar som har högre sjunkhastighet än ytbelastningen kommer att separeras bort.

## 2.2 Förfiltrering

På Nykvarnsverket i Linköping har pilotförsök genomförts med två olika utformningar av filter.

### 2.2.1 Bandfilter

År 2018 genomfördes pilotförsök med bandfilter från Salsnes filter. Filtret har en snedställd filterduk. Slamflockar bildar en filtermatta som ökar avskiljningen av mindre partiklar. Genomsläppligheten regleras genom att variera hastigheten på filterduken så att vattennivån hålls på en konstant nivå. Det är en liknande princip som styr frekvensen på inloppsgaller. En luftkniv blåser av slammet från duken. Slammet transporteras sedan genom en skruvpress som kan öka TS-halten upp till över 20 %. Det ska vara möjligt att förtjocka slammet direkt till önskad TS-halt och sedan pumpa slammet direkt till rötkammaren. I Figur 2.2 visas en genomskärning av ett Salsnesfilter.



**Figur 2.2**

Genomskärning av ett Salsnesfilter. Vatten flödar in över ett snedställt silband. Vanligtvis startar silbandet vid en viss vattennivå. Silbandet renblåses sedan med en luftstråle till en utloppsränna där slammet skruvas ut. Återgivet med tillstånd av Salsnes filter.

### 2.2.2 Trumfilter

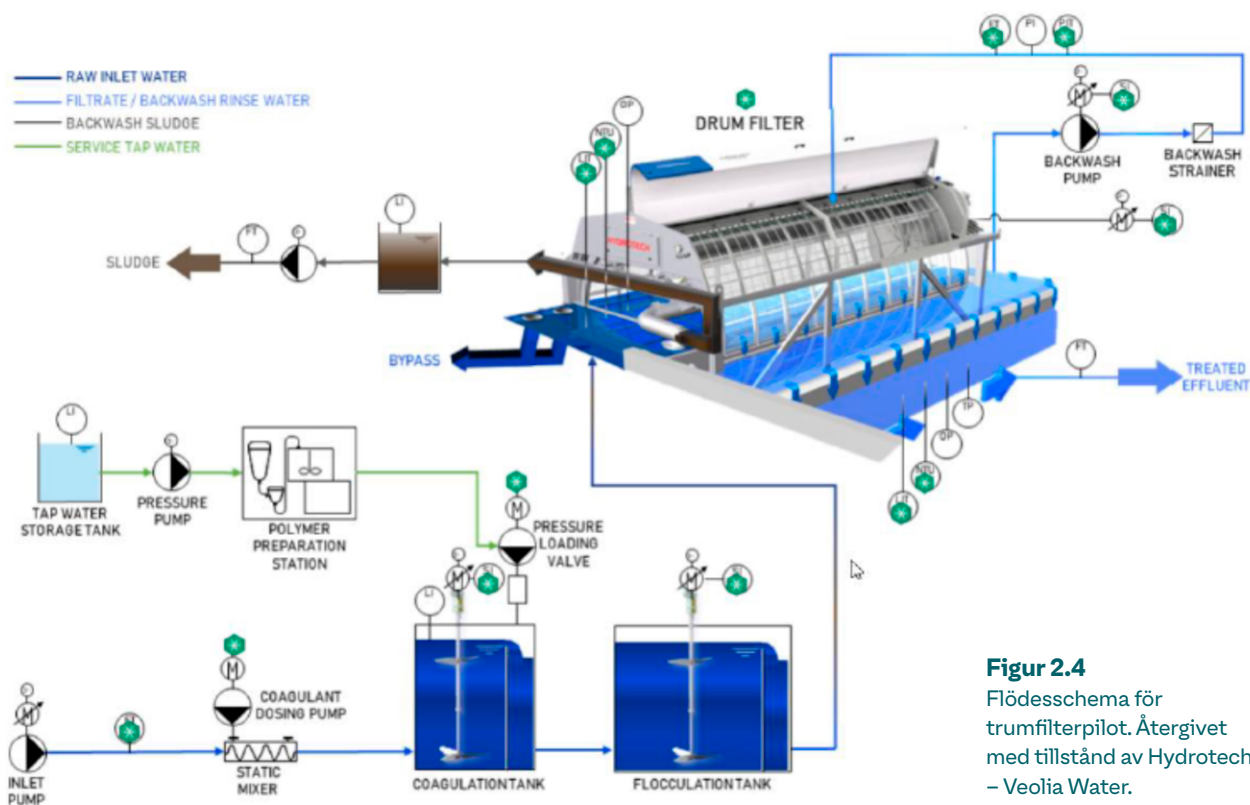
Under försöket 2023 användes ett trumfilter för partikelavskiljning. Figur 2.3 visar trumfilterpiloten som levererades av Hydrotech, Veolia, i en 20 fots container som innehåller trumfilter, koagulerings- och flockuleringstankar, styrskåp, flödesmätare, tryckhöjningspump, givare för nivå, tryck och turbiditet.

Figur 2.4 visar ett processschema över trumfilterpiloten som beskriver vatten- och slamflödet genom processen.



**Figur 2.3**

Trumfilterpilot från Hydrotech i en 20 fots container.



**Figur 2.4**

Flödesschema för trumfilterpilot. Återgivet med tillstånd av Hydrotech – Veolia Water.

Polymerberedningen styrdes av en lokal styrenhet, men doseringen av polymer styrdes från trumfiltrets styrenhet. Styrning av dosen kunde göras på flera sätt: fast dos, flödesproportionell dos, reglering mot utgående turbiditet samt reduktion av turbiditet. Under försöket styrdes dock dosen i huvudsak flödesproportionellt. Polymerberedarstation levererades i en separat 10 fots container (Figur 2.5). Vatten för polymerberedning och spolvatten till filterpanelerna togs i detta fall från en spolvattenpost med dricksvatten. I en fullskalig installation brukar dock spolvatten tas från filtrerat utgående vatten.



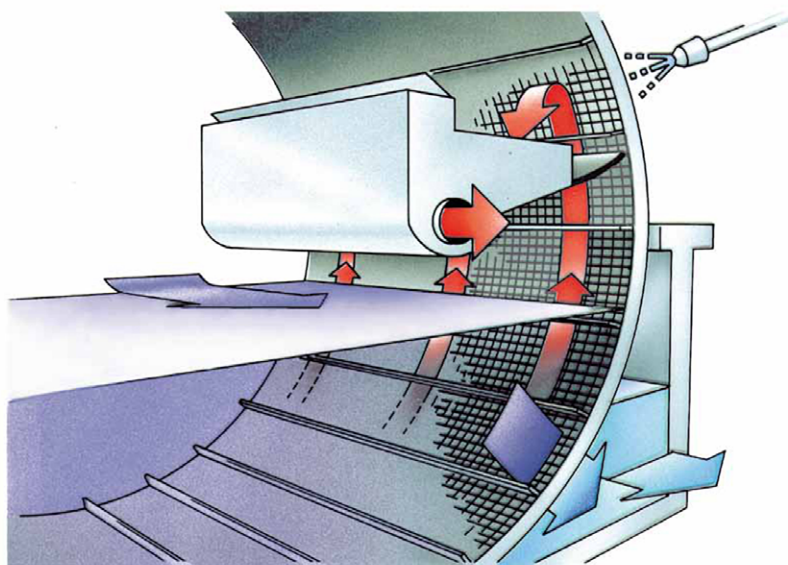


**Figur 2.5**

Polymerberedare till trumfiltret.

I trumsilen sker partikelavskiljning genom kontinuerlig filtrering av inkommande avloppsvatten genom finmaskiga dukar, filterelement. Det vatten som ska filtreras rin- ner från insidan av en roterande trumma genom filterelementen. Vattnet in till filtret filtreras genom filterdukar, som sitter monterade på filterelementens utsida, där fasta partiklar separeras från det filtrerade vattnet som har passerat till trummans utsida. I takt med att fasta partiklar ansamlas på filterdukens insida minskar vattenflödet genom trumman, vilket gör att vattennivån på insidan stiger. När nivån når en startnivå startar trumrotationen och backspolningen. Backspolningen sprutar rent vatten från utsidan av filtertrumman. Fasta partiklar samt slam som ansamlats spolas till slamrännan samtidigt som trumman roterar, vilket illustreras i Figur 2.6.

Under hela försöket har silar med maskvidden 100 µm använts. Silar med större maskvidd kan användas för att öka flödet genom filtret, men det kan innebära att reduk- tionen av suspenderat material minskar.



**Figur 2.6**

Ofiltrerat vatten kommer in i mitten av trumman och filtreras genom trumman. Filtrerat slam spolas ner till en slamränna. Återgivet med tillstånd av Hydrotech – Veolia Water.

---

## 2.3 Jämförelse mellan bandfilter och trumfilter

För både trumfilter och bandfilter är avskiljningsgraden beroende av partiklarnas sammansättning, temperaturen, samt typ och dos av fällningskemikalier och polymer. Filtertechniken och driftstrategin skiljer sig något åt. I båda fallen finns olika möjligheter att styra filtret. Det som skiljer påtagligt är att sildukarna i trumfiltret spolas av med rent vatten, medan silduken i bandfiltret blåses rent med en luftkniv. Det innebär stor skillnad i slammets TS-halt. Ska slammet pumpas direkt till en rötkammare kan det vara en fördel med ett bandfilter, och likaså i ett litet reningsverk utan rötkammare där det är viktigt med liten transportvolym. Om ett tunnare slam i stället eftersträvas, som i pilotstudien på Nykvarnsverket, så är ett trumfilter ett bättre val.

## 2.4 Fördelar och nackdelar med förfiltrering jämfört med försedimentering

*Fördelar:*

- Bättre styrbarhet och kontroll av mängden avskild suspenderad substans
- Bättre kontroll på råslammets TS-halt (Salsnes)
- Förtjockning direkt efter filtret (Salsnes)
- Färskare slam har mer potential för biogasproduktion
- Bättre möjlighet att fånga upp fett
- Frigör volym för slamhydrolys i försedimenteringsbassängerna

*Nackdelar:*

- Filter kräver mer övervakning och underhåll än försedimenteringar
- Högre drift och underhållskostnad beroende på högre el- och vattenförbrukning och mer omfattande slitage jämfört med sedimenteringsbassänger.

## 2.5 Fermentering - VFA-produktion

Anaerob nedbrytning är den naturliga nedbrytningsprocessen av organiskt material vid frånvaro av syre. Genom att utnyttja denna process kan t.ex. biogas utvinnas och slammängden reduceras vid anaerob behandling av slam på reningsverk. I den anaeroba nedbrytningsprocessen bildas olika typer av flyktiga fettsyror (VFA) som potentiellt kan anrikas.

Den anaeroba nedbrytningsprocessen är komplex och involverar flera grupper av bakterier och arkéer som måste samarbeta med varandra för att fullborda nedbrytningen av komplexa organiska material, som kolhydrater, proteiner och lipider som finns i slam, till slutprodukterna som är metan ( $\text{CH}_4$ ) och koldioxid ( $\text{CO}_2$ ). Processen är uppdelad i tre huvudsakliga nedbrytningssteg: hydrolys, fermentering (acidogenes, acetogenes) och metanogenes.

*Hydrolys*

Under hydrolysen ökas lösligheten hos det partikelformiga materialet så att bakterier kan använda det under fermenteringen. Man säger att materialet solubiliseras. Extracellulära hydrolytiska enzymatiska processer bryter ner makromolekyler (kolhydrater, lipider och proteiner) till enkla monomerer som reducerade sockerarter, långkedjiga fettsyror (LCFA), peptider och aminosyror i processen. Dessa produkter kan sedan brytas ned ytterligare i acidogenesen och acetogenesen.

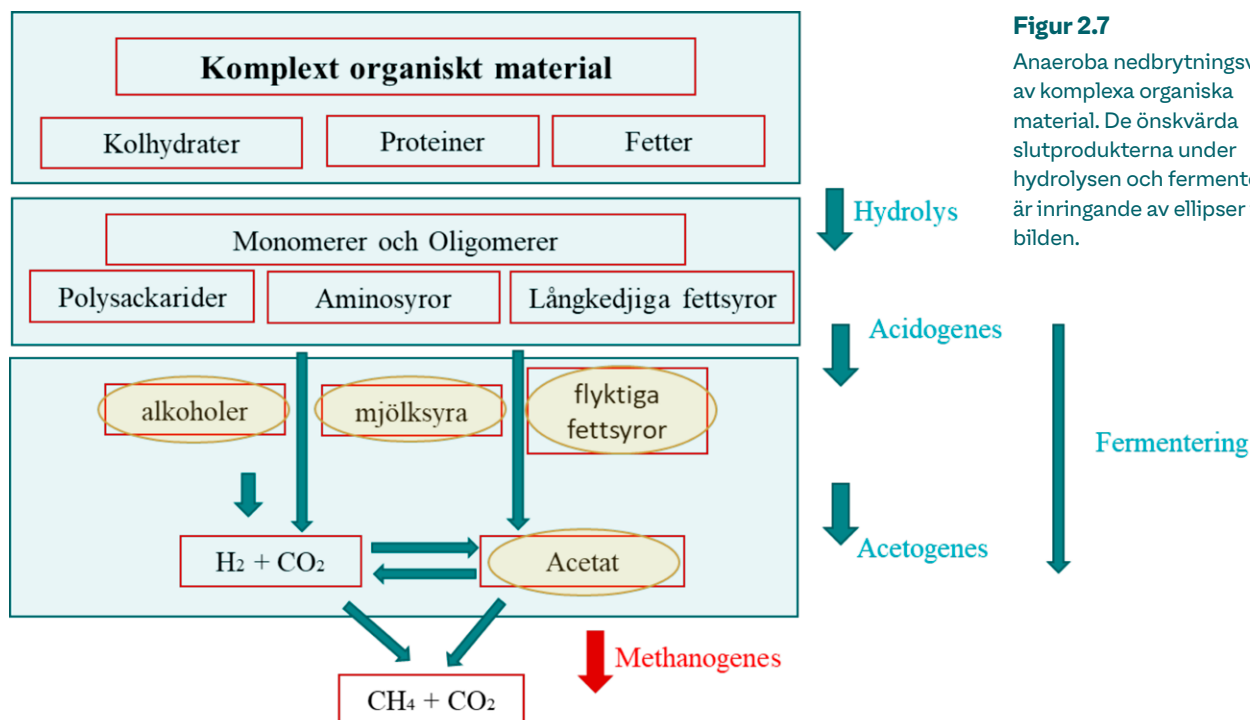
### Fermentering: acidogenes och acetogenes

I acidogenesen bryts produkterna från hydrolysstegets först ned till alkoholer, flyktiga fettsyror (VFA), mjölksyra, väte ( $H_2$ ) och koldioxid ( $CO_2$ ) och ytterligare i acetogenesen till acetat,  $H_2$  och  $CO_2$ . Fermenteringssteget involverar många olika mikroorganismer för att bli framgångsrikt, och produkterna, det vill säga typerna av VFA, kommer huvudsakligen att bero på substratet och processförhållandena (Schnürer 2022). VFA är korta karboxylsyror (C2–C6), inklusive acetat, propionat, butyrat, valerat och kapronat, som har ett högt värde i industrin eftersom de representerar byggstenar för olika processer.

### Metanogenes

Det sista steget (metanogenes) måste inhiberas för att ackumulera så många fermenteringsprodukter som möjligt. I detta steg omvandlar de metanogena mikroorganismerna acetat, väte och  $CO_2$  till metan och koldioxid.

Figur 2.7 visar anaeroba nedbrytningsvägar av komplexa organiska material.



**Figur 2.7**

Anaeroba nedbrytningsvägar av komplexa organiska material. De önskvärda slutprodukterna under hydrolysen och fermenteringen är inringade av ellipser i bilden.

Rötningsprocessens begränsande steg är hydrolys, följt av den syntrofa nedbrytningen av VFA. Syntrofi är ett symbiotiskt förhållande mellan flera organismer som arbetar tillsammans genom att kombinera sina metaboliska förmågor för att utföra stegen i anaerob nedbrytning. De är också termodynamiskt beroende (Zhang et al. 2023). Den anaeroba nedbrytningsprocessen är energetiskt gynnsam eftersom väldigt lite energi frigörs som värme. I stället binder det mesta av energin som frigörs av cellandning direkt till metan. Eftersom bakterier tenderar att prestera bättre vid högre temperatur så krävs extern värmeförsörjning (Schnürer 2022).

#### 2.5.1 Temperatur

Temperaturen i den anaeroba nedbrytningsprocessen bestämmer vilka typer av mikroorganismer som finns och bestämmer, tillsammans med slammets uppehållstid, processens resultat. Olika arter av mikroorganismer har olika temperaturer vid vilka de växer snabbast och arbetar mer effektivt. Gruppindelningen, beroende på temperatur, inkluderar psykrofila (0–10 °C med optimal temperatur ~10 °C), mesofila (10–50 °C med optimal temperatur ~37 °C), termofila (45–70 °C med optimal temperatur över



---

50 °C) och slutligen extremofil/hypertermofil (optimal temperatur över 80 °C) (Schnürer 2022). Anaerob nedbrytning utförs vanligtvis i mesofila temperaturer (30–40 °C) eller termofila temperaturer (50–60 °C) eftersom många organismer som ingår i hydrolysen och fermenteringen har optimala drifttemperaturer som passar in i dessa intervall. Anaerob nedbrytning utförd under mesofila temperaturer är möjlig men kännetecknas av låg hydrolyshastighet- och lågt utbyte. Å andra sidan hämmar temperaturer över 60 °C metanbildningen och förbättrar VFA-ackumulering, men mer energi krävs.

Litteraturen skiljer sig åt när det gäller vilket temperaturområde som är bäst för driften av en biogasreaktor. Ändå är det känt att det vanligtvis finns en mer omfattande mångfald av mesofila mikroorganismer än termofila i biogasreaktorer, vilket gör rötning vid mesofila temperaturer mer mångsidig för förändringar i substrat och andra förändringar. Termofila bakterier presterar dock bättre och producerar fler VFA:s (Hosseini Koupaie et al. 2021). Ändå är det en stor nackdel att metanbildare är mer aktiva vid termofila temperaturer och att det blir mer utmanande att hämma dem.

Vanligtvis, i en försedimentering, är slamuppehållstiden fast som en funktion av temperaturen, men SRT är svår att kontrollera och temperaturen kan inte enkelt ställas in i dessa processer (Chanona et al. 2006). Av denna anledning och på grund av energifördelarna, särskilt i försedimenteringar har låg temperatur studerats och vissa fullskaliga implementeringar används för närvarande. Ossiansson et al. (2023) utförde pilotförsök med en sidoströmsfermentor utan temperaturkontroll (16 till 28 °C). De uppnådde VFA-utbyten på mellan 189 mg COD/g VS<sub>in</sub> och 123 mg COD/g VS<sub>in</sub> i två reaktorer som fermenterade primärt filtrerat slam med olika SRT. (Kvoten COD/VS<sub>in</sub> beskriver utbytet i COD i förhållande till mängden VS in till reaktorn)

### 2.5.2 Hydraulisk uppehållstid (HRT)

Retentionstider i anaerob nedbrytning varierar vanligtvis mellan 2 och 7 dagar (Metcalf et al. 2014). Mikroorganismer som är involverade i hydrolys- och fermenteringsprocesser kännetecknas vanligtvis av högre tillväxthastigheter jämfört med metanogener, vilket gör att hydrolys- och fermenteringsbakterier kan växa och prestera under dessa korta HRT. Eftersom metanogener i teorin kräver > 10 d för att växa, kommer de att tvättas ut. De kan överleva i HRT i så lite som 4 dagar, men processen kan fortfarande ackumulera VFA (Andersson et al. 2021; Lee et al. 2011). Den optimala retentionstiden kommer att bero på substratets egenskaper, systemets alkalinitet, mikrobiell sammansättning, etcetera. Eftersom primärt slam som produceras från avloppsvatten tenderar att ha en stor metanogen population är det viktigt att hålla driftsparametrar ”obekväma” för dessa arkéer och tvätta bort dem för att producera så mycket VFA som möjligt.

### 2.5.3 pH

De olika mikroorganismerna som finns i en anaerob rötningsprocess i en rötkammare (AD-process) varierar mycket vad gäller deras pH-krav för optimal prestanda. Vissa typer av hydrolytiska bakterier och fermenteringsbakterier kan frodas vid låga eller höga pH-värden, men metanogener kräver mer neutrala pH-värden (Schnürer 2022). pH har också en betydande inverkan på processens VFA-profil. Dessutom leder metanogens känslighet för surt eller alkaliskt pH (<~6,5 och >~8,0) till ackumulering av VFA (Zhang et al. 2023). De flesta jäsningsprocesser utförs företrädesvis under alkaliska eller sura betingelser. Urtvättningen av metanogener på grund av låg HRT och/eller hög organisk belastningsgrad (OLR, Organic Loading Rate) skulle leda till den önskade ackumuleringen av VFA och en minskning av pH-värdet, om det inte kontrolleras. Processens stabilitet måste dock säkerställas eftersom VFA-produktionen minskar när pH sjunker under pK<sub>a</sub>-värdena för VFA; de blir giftiga och de flesta mikroorganismer kan inte överleva extremt surt pH (<~3) (Agnihotri et al. 2022). pK<sub>a</sub> är ett värde som representerar hur svag eller stark en syra är. pK<sub>a</sub> för C2–C6-syror är ~4,7 men kan sänkas avsevärt genom elektronbortdragande substituenten.

---

### 2.5.4 VFA-produktion från primärslam

VFA och andra mellanliggande organiska föreningar, som alkoholer och reducerade sockerarter, är utmärkta kolkällor för denitrifiering och de utgör ett bra alternativ till användningen av fossilbaserade alkoholer i avloppsreningsverk. Problemet är att VFA (låg molekylära organiska syror – karboxylsyror C<sub>2</sub>-C<sub>6</sub>) är dyra att producera och huvudsakligen syntetiseras från fossilbaserade resurser (Agnihotri et al. 2022; Atasoy et al. 2018). Som nämnts i föregående avsnitt produceras de också biologiskt under den anaeroba fermentationen av organiska strömmar, inklusive avloppsslam och matavfall.

Primärslam (PS) är ett bra substrat för att producera VFA på grund av dess höga kolinnehåll, men en nackdel är att det mesta av kolet finns i partikelform och endast cirka 1–10 % är lösligt. Detta gör att hydrolys av primärslam (PS) tar ovanligt lång tid jämfört med andra substrat och blir en flaskhals i processen (Lee et al. 2014). Vid behandling av slam ligger oftast fokus på att förbättra hydrolysisprocessen genom olika förbehandlingsmetoder eller att introducera andra substrat för samjäsning. De vanligaste samrötningsprodukterna till PS är överskottsslam (WAS) och matavfall (FW). PS från en försedimentering är vanligtvis sammansatt av 30–50 % kolhydrater, 20–30 % proteiner och 10–30 % lipider (Mohammad Mirsoleimani Azizi et al. 2021; Abdelrahman et al. 2023a), men egenskaper kan variera kraftigt beroende på slammets ursprung. Makromolekylsammansättningen i slammet kommer att väsentligt påverka hydrolysatets VFA-profil, men i allmänhet är acetat och propionat de dominerande VFA-produkterna vid fermentering av avloppsslam.

Att separera primärslam genom filtrering i stället för sedimentering har nyligen undersökts i SVU-rapport 2023–4, Förbehandling av avloppsvatten för effektivt utnyttjande av organiskt material. Filtrerat primärslam har resulterat i liknande VFA-utbyten som sedimenterat primärslam (med samma avloppsvatten), men eftersom högre TS-koncentrationer kan nås med filtrerat primärslam, antas det att det skulle bli en högre VFA-koncentration som ett resultat (Ossiansson et al. 2023). Typiska VFA-utbyten från primärslam i en separat reaktor för fermentering ligger mellan 150 och 350 g VFA-COD/kg VS, utan förbehandling.

### 2.5.5 Konfiguration av en tank för fermentering av primärslam

De vanligaste konfigurationerna för att producera VFA från primärslam inkluderar en separat sidoströms anaerob fermentor och en försedimentering (som gör att det sedimenterade primärslammet kan hydrolyseras och fermenteras i botten av sedimenteringstanken). Båda konfigurationerna har testats i stor skala med relativt goda resultat (Chanona et al. 2006). Fermentering i försedimenteringsbassänger går tillbaka till 1980-talet när det föreslogs att producera fermenteringsprodukter för att förbättra avlägsnande av fosfor. Recirkulationen av det sedimenterade och fermenterade primärslammet skickas tillbaka till inloppet. Återcirkulation hjälper till att blanda om slammet och upprätthålla produktionen av VFA. Dessutom lakas VFA ur slammet till vattenfasen. Försedimenteringar är de minst effektiva av fermenteringssystemen på grund av bristen på kontroll, men fördelarna, inklusive designens enkelhet och de låga kostnaderna för processen, gör den attraktiv för reningsverk (Atherton 1995). Separata sidoströmssystem skulle kunna innefatta en mängd olika fermentorkonfigurationer i vilka kontroll över parametrarna nämnda ovan (pH, temperatur, SRT, OLR, etcetera) kan optimeras för att öka VFA-utbytet i processen.

## 2.6 Denitrifieringsprocessen

Heterotrofisk denitrifikation är den vanligaste vägen för denitrifiering, och på grund av dess fördelar och låga kostnader är det den föredragna, tillsammans med nitrifikation, för att avlägsna kväve i avloppsvattenreningsprocesser. Heterotrofa bakterier utför den

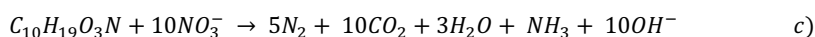
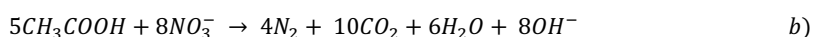
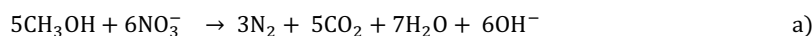
dissimilerande nitratreduktionsvägen som uppstår när nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) används som den initiala elektronacceptorn under anoxiska förhållanden (frånvaro av syre), reducerar  $\text{NO}_3^-$ -N till nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) och går vidare genom en serie mellanprodukter till kvävgas  $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$  (Metcalf et al. 2014).

Det finns heterotrofa och autotrofa bakterier som kan utföra denitrifikation. De flesta av dessa är fakultativa aeroba organismer som använder syre, nitrat eller nitrit; vissa kan till och med utföra jäsning när inget nitrat eller syre finns (Metcalf et al. 2014). Det optimala pH-värdet för de flesta denitrifierare rapporteras vara mellan 7 och 8, medan lägre pH har visat sig signifikant minska denitrifikationshastigheten (Glass & Silverstein 1998).

För att kunna genomföra denna reduktion kräver processen en kolkälla som metaboliseras av heterotrofa denitrifierare för att producera en direkt elektrondonator (NADH), som sedan överförs till motsvarande denitrifikationsreduktasenzym (Wei et al. 2022) och resulterar i detta vid överföring av elektroner till terminalacceptorerna (nitrit eller nitrat). Mängden kolkälla spelar en viktig roll i denitrifieringsprocessen eftersom ackumulering av nitrit och andra mellanliggande föreningar som NO och  $\text{N}_2\text{O}$  kan inträffa om en otillräcklig mängd kolkälla tillförs eller om kolkällan inte kan tillföra elektronerna tillräckligt snabbt för minskningen. Olika kolkällor kan användas för att öka mängden kvävekvivalenter ( $\text{NO}_x = \text{NO}_3^- + 0,6 \text{NO}_2^-$ ) som avlägsnas eller för att öka denitrifikationshastigheten. Vanliga kolkällor inkluderar organiska föreningar med låg molekylvikt, inklusive ättiksyra och andra VFA, reducerade sockerarter som glycerol och alkoholer som metanol och etanol (Fu et al. 2022).

### 2.6.1 Kolkällor för denitrifikation

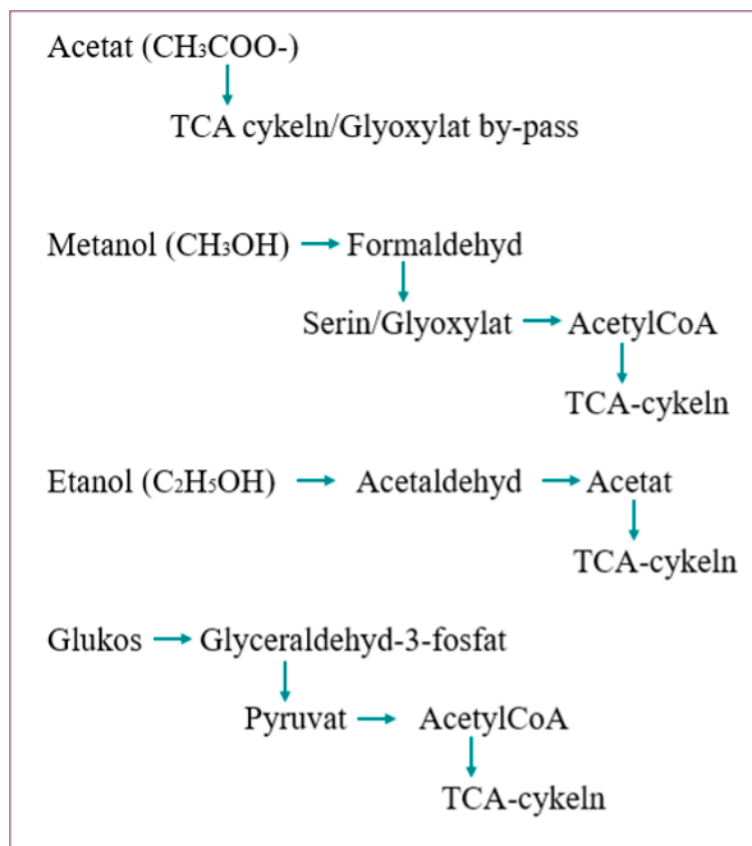
Vi har tidigare nämnt vikten av att tillhandahålla tillräckligt med kolkälla för att en fullständig denitrifikation ska kunna genomföras, men typen av kolkälla bidrar också väsentligt till processens effektivitet. Som några exempel presenteras oxidations-reduktionsekvationerna för a) metanol (Wang et al. 2021), b) ättiksyra (Metcalf et al. 2014) och c) avloppsvatten (Metcalf et al. 2014):



I de tre ekvationerna frigörs hydroxidjoner ( $\text{OH}^-$ ) under reaktionerna, vilket säger att en ekvivalent alkalinitet produceras för varje ekvivalent av  $\text{NO}_3^-$ -N reducerat (Metcalf et al. 2014). Med andra ord produceras 3,57 g  $\text{CaCO}_3$  per gram  $\text{NO}_3^-$  som tas bort, vilket ökar pH under denitrifieringsprocessen och kan användas som en indikation på processeffektivitet.

När det gäller skillnaderna mellan effektiviteten hos kolkällor är, teoretiskt sett, mindre kolmolekyler bättre eftersom heterotrofa bakterier kan använda dem lättare; sålunda är VFA att föredra framför längre kolmolekylföreningar (Elefsiniotis & Wareham 2007). Som ett resultat har ättiksyra visat sig vara den mest effektiva kolkällan jämfört med andra som metanol, glycerol och glukos (Pan et al. 2023) och jämfört med andra VFA som butyrat, valerat och slutligen propionat, den minst effektiva av C1-C5 karboxylsyror (Elefsiniotis et al. 2004). Detta tillskrivs av att dess enklare molekylära struktur och metaboliska väg är en föregångare till citronsyracykeln och har förmågan att producera elektroner och energi mer effektivt, och därigenom främja aktiviteten hos nyckelenzymer (Wei et al. 2022) (Citronsyracykeln är ett led i cellens utvinnande av användbar energi ur olika näringsämnen, den så kallade celandningen).

Ett exempel på skillnaderna i ättiksyravägen jämfört med metanol, etanol och glukos, presenterat av Cherchi et al. (2009), visas i Figur 2.8. Efter att ättiksyra är utarmad använder denitrifierare de återstående VFA-föreningarna (Elefsiniotis et al. 2004), följt av lösliga proteiner framför andra organiska föreningar (Guo et al. 2017). Användningen av fermentat från slam innehåller en blandning av VFAs, alkoholer, lösliga proteiner, långkedjigt fettacyl-CoA-syntetas (LCFA) och sockerarter, vilket gör dem till en lovande kolkälla, men deras denitrifieringseffektivitet varierar kraftigt beroende på dess egenskaper, substrat och driftförhållanden för fermenteringssteget; men teoretiskt sett gäller att ju högre VFA-halten med kortare kedjor är i fermentatet, desto mer lämpad för denitrifikation.



**Figur 2.8**

Biokemiska reaktionsvägar vid användningen av olika kolkällor för denitrifikation (Cherchi et al. 2009). TCA-cykeln är ett annat namn för citronsyracykeln, som är viktig för att omvandla energi från organiskt material till ATP (Adinotrifosfat), vilket är cellens huvudsakliga energikälla.

Normalt antas ett behov av 4 g BOD<sub>5</sub> per gram reducerad NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N i en reningsprocess för hushållsavloppsvatten som inkluderar fördenitrifikation och nitrifikation. Detta beror dock helt på driftförhållandena och typen av kolkälla (Metcalf et al. 2014). Utöver kravet på kolkällor för den specifika denitrifieringsprocessen, måste kolkällorna som förbrukas av andra mikrobiella aktiviteter än denitrifiering beaktas, till exempel bio-P-processen. COD som används för biomassasyntes kan beskrivas som biomassautbyte Y<sub>OH<sub>0</sub></sub> (g COD/g COD) (Zhang et al. 2016). Några teoretiska utbyten är metanol 0,2–0,3, etanol 0,36, natriumacetat 0,5, glycerol 0,34, glukos 0,74, fermentat från primärslam 0,4 (Metcalf et al. 2014; Zhang et al. 2016; Elefsiniotis 2016).

Mängden kolkälla kan bestämmas genom teoretiska beräkningar eller genom att utföra experiment. Beräkningen av kravet på funktionen av det avlägsnade nitraten kan kvantifieras som mängden kol som krävs per g avlägsnad NO<sub>x</sub> (COD/N) plus COD som används för celltillväxt (Y<sub>OH<sub>0</sub></sub>). Detta COD/N-förhållande bestäms av en COD-balans där syreekvivalenten för nitrat är 2,86 g O<sub>2</sub>/g NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N (d) och för nitrit 2,71 g O<sub>2</sub>/g NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N (e) (van Loosdrecht et al. 2016b).

$$gCOD/gNO_3 - N = \frac{2,86}{1 - 1,42 Y_{OHO}} \quad d)$$

$$gCOD/gNO_2 - N = \frac{2,71}{1 - 1,42 Y_{OHO}} \quad e)$$

Dessutom är denitrifikationshastigheten den hastighet med vilken en kolkälla används och den presenteras i g NO<sub>3</sub>-N eller g NO<sub>x</sub>-N per g MLVSS per dag. (MLVSS = Mixed Liquor Volatile Suspended Solids, dvs brännbar substans i aktivt slam). Pre-anoxiska zoner som behandlar hushållsavloppsvatten har halter mellan 0,04 och 0,25 g NO<sub>3</sub>-N/g MLVSS per dag. Denitrifikationshastigheterna för en specifik extern kolkälla kan beräknas teoretiskt med formeln (f), som visas nedan och där (g) ingår. Ändå skiljer sig de experimentella hastigheterna i litteraturen och det är tillrådligt att testa varje kolkälla i denitrifikationsbatch-tester.

$$\text{Denitrifikationshastighet} = \frac{NO_r}{(MLVSS)(V_{reactor})} \quad f)$$

$$NO_r = \left(\frac{1,42}{2,86}\right) b_H \left(X_H \frac{mgVSS}{L}\right) \quad g)$$

$$b_H = 0,12 \text{ g/g, d}$$

Trots kolkällornas olika effektivitet är fossilbaserad metanol den vanligaste kolkällan för denitrifiering vid reningsverk på grund av dess höga innehåll av löst COD (sCOD) och relativt låga kostnad ~4 000 kr/ton under tredje kvartalet 2023 (Methanex Corporation 2023), jämfört med priser för etanol 9 000 kr/ton.

## 2.7 Metanpotentialtester

Biometanpotential (BMP) representerar den maximala mängden metan som kan produceras från ett substrat under anaerob rötning per massa flyktiga fasta ämnen (VS). BMP uppskattas i BMP-tester och kan användas för att designa fullskaliga rötkammare vad gäller rötkammarens storlek, organisk belastning och potentiell biogasproduktion (Abdelrahman et al. 2023b).

BMP-värden för fermentat från avfallsströmmar varierar beroende på substratets natur. 0,35 är den teoretiska metanproduktionen per g COD, men den teoretiska biogas som kan produceras av kolhydrater (0,83 m<sup>3</sup> biogas /kg VS), proteiner (0,92 m<sup>3</sup> biogas /kg VS) och lipider (0,71 m<sup>3</sup> biogas /kg VS) skiljer sig såväl som metanhalten: cirka 50 % CH<sub>4</sub>, 50 % CH<sub>4</sub> respektive 70 % CH<sub>4</sub> (Schnürer 2018), vilket gör slammetts makromolekylegenskaper till en definierande parameter.

I ett satsvist utrötningsförsök undersöks ett substrats BMP. I en kontinuerlig process kan teoretiskt max 90 %, och normalt cirka 80–90 % av metangaspotentialen uppnås jämfört med värdet från ett utrötningsförsök. Detta beror bland annat på att en del av energiinnehållet i substratet kommer att användas till bakterietillväxt.

## 3 Metoder

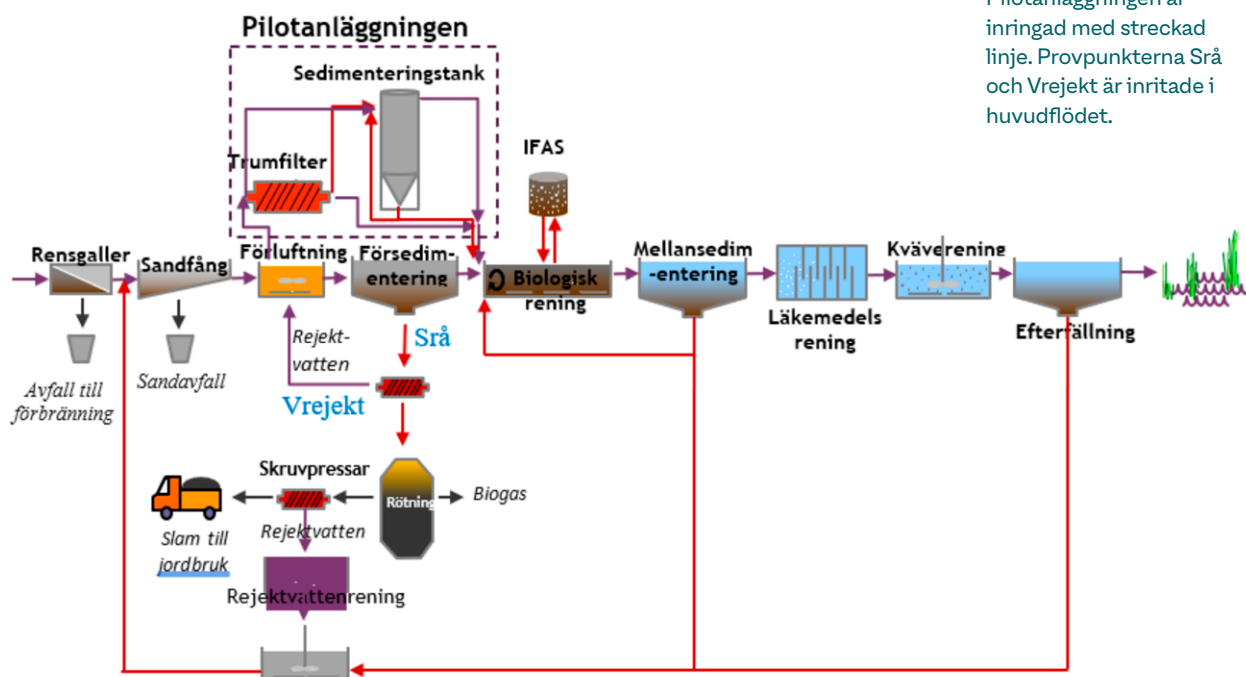
Försöket har utförts med tre metoder: pilotförsök, labbtester och simulering.

### 3.1 Pilotanläggningen

I Figur 3.1 nedan visas ett processschema över Nykvarnsverket med trumfilter- och sedimenteringspiloterna inritade. Srå och Vrejekt är provpunkter i huvudprocessen på primärslam respektive rejektvatten efter slamförtjockning.

**Figur 3.1**

Processbeskrivning av Nykvarnsverket med trumfilter- och sedimenteringspiloter. Pilotanläggningen är inringad med streckad linje. Provpunkterna Srå och Vrejekt är inritade i huvudflödet.



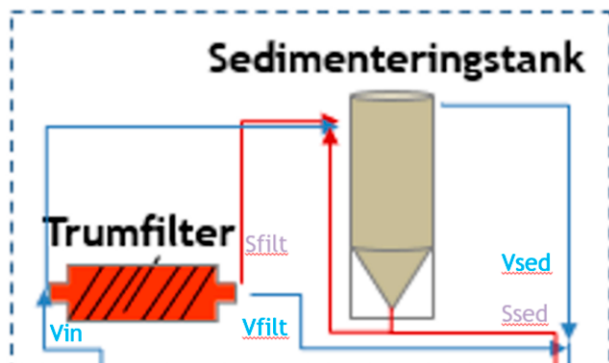
#### 3.1.1 Provpunkternas benämning

- Vin: Vatten pumpat från förluftning till trumfilter samt vatten in till sedimenteringstanken.
- Vfilt: Provpunkt filtrerat vatten efter trumfilter.
- Sfilt: Slamflöde från trumfilter inklusive spolvatten. Ett delflöde pumpas in till sedimenteringstanken.
- Vsed: Utgående vattenfas från sedimenteringstanken.
- Ssed: Utgående slamfas från sedimenteringstanken.
- Vrejekt: Provpunkt på rejecktatten efter slamförtjockning av försedimenterat slam i den befintliga processen.
- Srå: Provpunkt på primärslam från försedimentering till rötchammare.

Vin innehåller järnsulfatheptahydrat som doseras i huvudprocessen. I filtercontainern doseras en katjonpolymer innan en flockningskammare. Efter flockning avskiljs slamflockarna i trumfiltret. Slammet spolat ner i en slamränna och vidare ner i en omrörd tank. Från tanken pumpas slam vidare till sedimenteringstanken där slammet blandas med Vin och recirkulerat slam från botten av sedimenteringstanken, Ssed. I tanken sitter

en skrapa som skrapar ner slammet till den konade botten. Hastigheten på skrapan är reglerbart. Ett delflöde av Vin doseras in till sedimenteringstanken för att kunna laka ur VFA från slam- till vattenfasen.

I Figur 3.2 visas de olika provpunkterna in och ut från trumfiltret samt ut från sedimenteringstanken.



**Figur 3.2**

Pilotanläggningen med benämning av provpunkter.

### 3.1.2 Pilotförsökets genomförande

Pilotförsök med ett trumfilter från Hydrotech genomfördes under ca 5 månader med början i april till slutet av september 2023. Vattentemperaturen under denna period varierade mellan 11 och 22 °C. Till stor del täcktes därför årstidsvariationer i inkommande vatten in. Flödet genom trumfiltret hölls relativt konstant under hela försöket med medelflödet  $286 \pm 30 \text{ m}^3/\text{d}$  med medianflödet  $276 \text{ m}^3/\text{d}$ .

En separat koagulent doserades inte innan trumfiltret. I stället användes den befintliga dosen av järnsulfat heptahydrat, som doseras i inloppet till sandfånget. Järnsulfat doseras flödesproportionellt med en varierande dos mellan 6 och  $10 \text{ g}/\text{m}^3$  över dygnet.

Möjligheten att styra avskiljningsgraden av suspenderad substans undersöktes genom att testa dos-respons med olika polymerdoser och mäta den responderade reduktionen över trumfiltret. Polymeren doserades i en koaguleringsstank inne pilotcontainern. Under den kontinuerliga testkörningen doserades  $3 \text{ g}$  polymer per  $\text{m}^3$ . Även tester utan polymer genomfördes för att simulera effekten av utebliven polymerleverans. Styrbarheten i avskiljningsgrad följdes upp under testperioden för att utvärdera hur en varierad sammansättning i vattenkvaliteten påverkar dosbehov och avskiljningsgrad. Inkommande vatten till trumfilterpiloten togs i en förluftsäng efter befintlig dosering av järnsulfat.

Hydrolys- och fermenteringsförsök genomfördes i en sedimenteringspilot från IVL, som ses i Figur 3.3. Slam från trumfilterpiloten pumpades in till sedimenteringspiloten. Slamflödet in samt bottenuttaget från sedimenteringspiloten justerades för att hålla en jämn slamnivå i sedimenteringspiloten och därmed en kontrollerad slamuppehållstid, SRT. Slamnivån mättes genom daglig lodning. En delström av hydrolysat recirkulerades från bottenuttaget av sedimenteringspiloten till inloppet av sedimenteringspiloten där hydrolysatet blandades med ett delflöde av inkommande vatten med syfte att blanda om slammet i sedimenteringstanken och att laka ur VFA till vattenfasen. Sedimenteringstanken är  $3\,520 \text{ mm}$  hög och  $1\,200 \text{ mm}$  i diameter och har en slamskrapa, med reglerbar hastighet, i konan.



**Figur 3.3**

Sedimenteringstank från IVL under uppbyggnad av pilotanläggningen.

Syftet med försöket i sedimenteringspiloten var att utreda hur hydrolys och fermentering kan styras för att uppnå optimal VFA-produktion och möjligtvis önskad VFA-sammansättning vid olika årstidsvariationer. VFA-sammansättning och koncentrationer mättes på alla flöden in och ut från både trumfiltret- och sedimenteringspiloten för att få en komplett massbalans och användas som underlag i beräkningen av potentialen i VFA-produktion. BMP-test utfördes på fermenterat slam från sedimenteringspiloten, nyfiltrerat slam från trumfilterpiloten och sedimenterat slam från försedimenteringen i fullskala.

Bedömning av sedimenteringsegenskaperna har gjorts baserat på lodning av slamnivån, förekomst av flytslam, TS-halt i Ssed och gasemission över ytan i tanken.

I den befintliga processen förtjockas slammet från försedimenteringen före röt-kammaren. Under projektets gång upptäcktes att rejekt från förtjockningen innehåller VFA som bör kunna användas som kolkälla i efterdenitrifikationsprocessen (EDN) och i SHARON-processen (rejektvattenrening).

Urlakad VFA från sedimenteringspiloten, rejektvatten från slamförtjockning i fullskala samt den befintliga kolkällan etanol användes vid denitrifikationstesterna.

Figur 3.4 visar två av de fyra pumparna som användes under försöket samt tavlan med frekvensomriktare för styrning av pumparna.





**Figur3.4**

Inloppspumpar och frekvensomformare för styrning av flöden.

### 3.1.3 Felkällor under försökets genomförande

Under försöket uppstod ett antal fel och störningar, både i trumfiltret och i sedimenteringen. Vid flera tillfällen blev det stopp i utloppet från sedimenteringen och i flödesmätare. Det var uppstartsproblem med styrningen av pumparna. Polymerberedarens lokala styrenhet (PLC) gick sönder och containern med polymerberedaren fick bytas ut. Sugslangarna till pumparna fick bytas till ståltrådsarmerad slang som klarade vacuumtrycket. Rördelar gick isär, frekvensstyrningar slutade fungera och säkringar löste ut.

Uppenbara fel som uppkom under provtagningsdygn innebar att dessa provtillfällen fick köras om eller uteslutas. Mindre fel, som till exempel igensättning av spolmunstycken i trumfiltret, kan ha påverkat reduktionsgraden över filtret, men har inte stört processen i sedimenteringstanken.

## 3.2 Denitrifikationstester

### 3.2.1 Batch denitrifikationstest

Testerna utfördes enligt den metod som beskrivs av van Loosdrecht et al. (2016a), testnummer DEN.CHE.1-Denitrifikationskemiska test: bedömning av den maximala denitrifikationshastigheten och det anoxiska tillväxtutbytet i närvaro av en specifik kolkälla.

Den använda reaktorvolymen var 5 liter i alla test. Två uppsättningar denitrifikationstester utfördes med kolkällorna Vsed, Vreject och etanol som referens Golkälla. Under den första uppsättningen av denitrifikationstester förbereddes 4 reaktorer: en användes som bakgrund utan tillsats av Golkälla för att bestämma den endogena denitrifikationshastigheten och de återstående tre med var och en av de externa Golkällorna som nämns. En initial koncentration av 25 mg/l nitrat uppnåddes i alla reaktorer genom att tillsätta en natriumnitratlösning. Reaktor A hade ingen koltillsats; 0,5 ml ren etanol användes i reaktor B, vilket uppnådde 166 mg/l sCOD och ett C/N-förhållande på 6,6. På grund av den relativt låga sCOD-koncentrationen av Golkällorna Vsed och Vreject (presenterade i Tabell 3.1), tillsattes en volym på 800 ml till reaktorerna C och D, och nådde koncentrationer på 19 mg sCOD/l och 84 mg sCOD/l, respektive.

För att validera resultaten, under den andra uppsättningen av tester, användes samma C/N-förhållande i alla tre reaktorer. Denna gång preparerades tre reaktorer: reaktor A med etanol, B med Vsed och C med Vreject. Tillsatsen av Golkällans volym

var 0,5 ml etanol i A och 500 ml Vsed (B) och Vrejekt (C). Nitratkoncentrationerna beräknades i enlighet därmed för varje reaktor för att uppnå ett C/N-förhållande av 6,6: 25 mg/l nitrat i reaktor A, 3 mg NO<sub>3</sub>-N/l i reaktor B och 13 mg NO<sub>3</sub>-N/l i reaktor C. Aluminiumnitrat användes för nitrat tillsatsen. Den endogena denitrifikationshastigheten mättes i varje reaktor före tillsatsen av en kolkälla. Slammets tvättades inte före testerna och ingen tillsats av spårämnen gjordes. pH justerades till 7 efter tillsats av kolkällan genom tillsats av NaOH.

### 3.2.2 Provtagning

Slamprover togs enligt följande: Ett prov från varje reaktor togs vid t=-10 för att testa de initiala värdena i reaktorn, t=0 (efter tillsatsen av nitratlösningen), t=N (efter tillsatsen av kolkällan), och sedan var 10:e minut eller var 15:e minut fram till slutet av testet. Varje prov filtrerades genom ett 0,45 µm porstorleksfilter och användes i kemiska analyser, inklusive NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N och sCOD. Fosfatfosfor (PO<sub>4</sub>-P) analyserades i den första testuppsättningen.

### 3.2.3 Kolkällor

Etanol användes som referens kolkälla för att utvärdera prestandan för de externa kolkällorna som producerades i pilotprojektet och försedimenteringen. Tekniska verken använder i dag etanol som kolkälla och proverna togs från tankarna på plats. Innehållet i de olika kolkällorna, som utvärderades i denitrifikationstesterna, redovisas i Tabell 3.1.

**Tabell 3.1**

Koncentrationer av TS, VS, COD total, sCOD, VFA och NH<sub>4</sub>-N i kolkällorna som användes vid denitrifikationstesterna. Vsed = vatten efter pilotsedimentering. Vrejekt = rejektvatten från förtjockning av primärslam i fullskala.

| Kolkälla | Test | Testdatum  | TS    | VS    | COD total | sCOD  | VFA   | NH <sub>4</sub> -N |
|----------|------|------------|-------|-------|-----------|-------|-------|--------------------|
|          | -    | -          | mg/l  | mg/l  | mg/l      | mg/l  | mg/l  | mg/l               |
| Etanol   | 1    | 2023-10-09 | -     | -     | 1 660     | 1 660 | -     |                    |
| Vsed     | 1    | 2023-09-28 | 1 407 | 1 193 | 1 700     | 130   | 218   | 35                 |
| Vrejekt  | 1    | 2023-09-28 | 1 047 | 838   | 2 700     | 1 400 | 1 110 | 87                 |
| Etanol   | 2    | 2023-12-18 | -     | -     | 1 660     | 1 660 | -     |                    |
| Vsed     | 2    | 2023-06-28 | 550   | 470   |           | 190   | 152   | 31                 |
| Vrejekt  | 2    | 2023-06-28 | 2 010 | 1 608 |           | 0,84  | 458   | 62                 |

### 3.2.4 Ympning

Ympen som användes i det första denitrifikationstestet var aktivt slam som tagits från bio 3 nära returslammets utlopp vid Nykvarnsverket, och för det andra testet togs ympen från efterdenitrifikationszonen på MBR-linje ett vid Henriksdals reningsverk. Ympningen från MBR-linjen spädades med kranvatten för att uppnå ett liknande totalvärde för fasta ämnen som i det första testet. Varken aktivt slam från test 1 eller test 2, som användes för ympning i testerna, är hämtat i processer där etanol doseras. Egenskaperna för båda ympen visas i Tabell 3.2.

| Källa          | TS    | VS    | pH   | COD  | NO <sub>3</sub> -N | NO <sub>2</sub> -N |
|----------------|-------|-------|------|------|--------------------|--------------------|
|                | mg/l  | mg/l  |      | mg/l | mg/l               | mg/l               |
| Nykvarnsverket | 3 100 | 2 449 | 6.71 | 32   | 6.32               | 0.2                |
| Henriksdal     | 2 964 | 1 956 | 6.70 | 38   | 0.38               | 0.0                |

**Tabell 3.2**

Egenskaper för ympen som användes i denitrifikationstest 1 och 2.

### 3.2.5 Kemisk analys

De lösliga kol- och kvävefraktionerna analyserades på Tekniska verkens laboratorium i Linköping för de första denitrifikationstesterna och i SWIC:s laboratorium i Stockholm för den andra uppsättningen av tester. Metoden som användes var spektrofotometri med användning av Hach (Tyskland) kyvetter.

### 3.2.6 Beräkningar

Kvävereduktionen på grund av endogen denitrifiering beräknades med hjälp av formeln  $rNOx-N$  endogen (h) som representerar lutningen för reduktion av nitrat över tid utan extern kolkälla. Nitratreduktionshastigheten på grund av tillsatsen av extern kolkälla beräknades med formeln  $rNOx-N$  exogen (i). Båda formlerna presenteras nedan.

$$rNOx_{N_{endogen}} = \frac{NOx_{final} - NOx_{initial}}{tid_{final} - tid_{initial}} [mgNL^{-1}m^{-1}] \text{ Reaktor innan dosering av kolkälla} \quad h)$$

$$rNOx_{N_{exogen}} = \frac{NOx_{final} - NOx_{initial}}{tid_{final} - tid_{initial}} [mgNL^{-1}m^{-1}] \text{ Reaktor efter dosering av kolkälla} \quad i)$$

Dessutom beräknades den specifika denitrifikationshastigheten, med avseende på specifik kolkälla med hjälp av ekvation (j) nedan. Den specifika anoxiska utbytet beräknas med ekvation (k)

Denitrifikationshastighet:

$$q = 60 * \frac{rNOx-N_{exo} - rNOx-N_{endo}}{X_{VSS} [mgNOx \cdot \frac{N}{gVSS} \cdot h]} \quad j)$$

Specifikt anoxiskt utbyte:

$$Y_{OHO} = 1 - 2.86 \frac{(rNOx-N_{exo} - rNOx-N_{endo})}{r_{COD}} \quad k)$$

## 3.3 Metanpotentialtester

Totalt utvärderades sju prov. Provuttag på Nykvarnsverket för fraktionerna Srå och Ssed genomfördes vid tre separata tillfällen som utvärderades som enskilda substrat. Vid det sista provtagningstillfället samlades även Sfilt in för analys. Srå är taget på primärslammet före förtjockning, innan rötning på Nykvarnsverket, Ssed är slamuttaget från botten av pilotsedimenteringen, och Sfilt är slammet ut från filterpiloten.

För varje substrat startades en försöksserie i slutna glasflaskor (0,5 l). Varje serie bestod av tre replikat för att få ett statistiskt säkert slutresultat. Vidare startades en referensserie för att få gasproduktionen från enbart bakterierna (ympen) utan substrat. För att säkerställa optimala förhållanden för mikroorganismerna har näringslösning innehållande mikro- och makronäringsämnen tillsatts till samtliga serier. Den producerade gasen från referensserien drogs av från försöksserierna för att få den faktiska gasproduktionen från det testade substratet. Efter uppstart placerades samtliga flaskor i vattenbad (mesofil miljö, 38 °C). En positiv internkontroll används för att garantera en hög kvalitet på resultaten.

Prov på fraktionerna förvarades i frys (-20 °C) till dess att försöket startades. Substraten förbehandlades inte på något sätt. Analys utfördes av parametrarna torrsubstans och organiskt innehåll (glödförlust) för substratet, se Tabell 3.3 för substratens egenskaper. Försöksserierna belastades med 6,0 g VS/l (förutom Srå 2023-08-30 som på grund av för låg TS-halt belastades med 5,4 g VS/l), motsvarande mängd av substraten framgår av Tabell 3.3. Sfilt förtjockades innan analys då TS i provet var för lågt för att kunna testa metanpotentialen i testflaskorna.

| Substrat         | TS (torrsubstans) | VS (glödförlust) | Mängd (g) |
|------------------|-------------------|------------------|-----------|
| Srå 2023-06-28   | 2,3 %             | 79 %             | 166,2     |
| Ssed 2023-06-28  | 2,4 %             | 81 %             | 153,6     |
| Srå 2023-08-30   | 1,8 %             | 79 %             | 190,8     |
| Ssed 2023-08-30  | 2,3 %             | 82 %             | 159,7     |
| Srå 2023-09-28   | 2,6 %             | 80 %             | 144,2     |
| Ssed 2023-09-28  | 2,1 %             | 82 %             | 175,1     |
| Sfilt 2023-09-28 | 6,8 %             | 84 %             | 52,5      |

**Tabell 3.3**

Torrsubstans (TS) och glödförlust (VS) samt substratmängd på de testade substraten.

Utrötningsförsöket för substratet pågick tills dess att metangasproduktionen planat ut och stabiliserats. Den slutgiltiga ackumulerade metangasproduktionen beräknades som slutvärdet i försöket där även mätosäkerhet med 95 % konfidensintervall beräknades ( $2 \cdot \text{standardavvikelse}$ ).

Det satsvisa utrötningsförsöket genomfördes i systemet AMTPSII (Bioprocess Control Sweden AB, Lund). Producerad biogas leds först genom en lutfälla där  $\text{CO}_2$  löses i luten, metangasen går sedan vidare till en flödescell där gasproduktionen mäts kontinuerligt och räknas om från mesofila förhållanden till standardförhållanden ( $\text{Nm}^3$ ), motsvarande normaltryck 1 013,25 hPa samt normaltemperaturen 0 °C.

## 3.4 Modellering och simulering

### 3.4.1 Syfte

Syftet med denna delstudie har varit att, genom användandet av processmodellering och redan befintliga fullskalemodeller av Tekniska verkens reningsverk Nykvarn, undersöka:

- om det går att ta fram och kalibrera en modell baserad på Activated Sludge Model No. 1 (ASM1) som tillräckligt väl kan beskriva hydrolys av primärslam från uppmätta data från genomförda pilotförsök
- hur hydrolys av primärslam och återföring av vatten med högt innehåll av lättillgänglig kolkälla till biosteget påverkar behovet av att dosera ytterligare kolkälla senare i processen
- vilken effekt hydrolys av primärslam har på biogasproduktionen.

### 3.4.2 Metod

Det har tagits fram och kalibrerats en modell för produktion av flyktiga fettsyror (VFA) från primärslamshydrolys baserat på Activated Sludge Model No. 1 (ASM1) utifrån data från genomförda pilotförsök. ASM1 beskriver de huvudsakliga biologiska processerna för kväveomvandling och nedbrytning av organiskt material (i termer av COD) som återfinns i en aktivslamprocess. Modellen finns beskriven i detalj i Henze et al. (1987). ASM1 innehåller inte VFA som en explicit modellkomponent, i arbetet har det antagits att lättillgänglig COD kan motsvara VFA-innehåll.

ASM1 har därutöver utvidgats till att inkludera termer som beskriver anaerob hydrolys av organiskt material (se markerat i grönt i ekvation 1), något som saknas i den ursprungliga modellen (Henze et al. 1987). Senare vidareutvecklingar av ASM1 (bland annat ASM2 och ASM3) inkluderar anaerob hydrolys, och samma reaktioner har inkluderats i detta arbete. ASM1 har använts i detta fall då det redan finns en modell för Nykvarnsverket som är baserad på ASM1.

För ingående beskrivningar av ASM1 och parametrar i ekvationen se Henze et al. (1987).

$$\text{Process 7} = k_h \frac{\frac{X_s}{X_{B,H}}}{K_X + \left(\frac{X_s}{X_{B,H}}\right)} \left[ \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} + \eta_h \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) + \eta_{ana} \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left( \frac{K_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H} \quad (\text{ekv. 1})$$

Utifrån den kalibrerade modellen för pilotförsöken har hydrolysisprocessen skalats upp till fullskala och implementerats tillsammans med redan befintlig modell för reningsverket i programvaran MATLAB/Simulink för att utvärdera effekterna av primärslamshydrolys på hela reningsverkets drift. Tekniska verkens modell för Nykvarnsverket är ursprungligen baserad på de modeller och ramverk som har tagits fram vid utvecklingen av Benchmark Simulation Model No. 1 (BSM1) i MATLAB/Simulink, se Alex et al. (2008) och Gernaey et al. (2020) för mer detaljer och antaganden kring inkluderade processer.

### 3.4.3 Kalibrering

Ett dynamiskt inflöde till modellen för hydrolyspiloten togs fram baserat på uppmätta data från pilotförsöken och en redan existerande karaktärisering av inkommande vatten till reningsverket som genomfördes 2019. Det antogs att fraktioneringen av COD och kväve (omvandlingsfaktorer från uppmätta data till modellparametrar) i inkommande vatten till reningsverket inte signifikant har ändrats sedan karaktäriseringen genomfördes. Simulering av den befintliga modellen användes sedan för att beräkna fraktionerna vid den plats i processen där vatten togs ut till piloten.

De data som samlades in under pilotförsöken representerar dygnsprover från respektive provtagningsstillfälle och saknar således dynamik. Det har antagits att vattnets innehåll har varit konstant mellan provtagningsdygnet. Kalibrering av primärslamshydrolysen gjordes genom justering av reduktionskonstanten för anaerob hydrolys,  $\eta_{ana}$ , inga andra biokinetiska parametrar behövde justeras.

Två olika scenarion simulerades i fullskala:

- Referensscenario, innehållande dagens reningsprocess
- Alternativscenario, innehållande dagens reningsprocess med primärslamshydrolys.

### 3.4.4 Kortfattad beskrivning av befintlig process för Nykvarnsverket

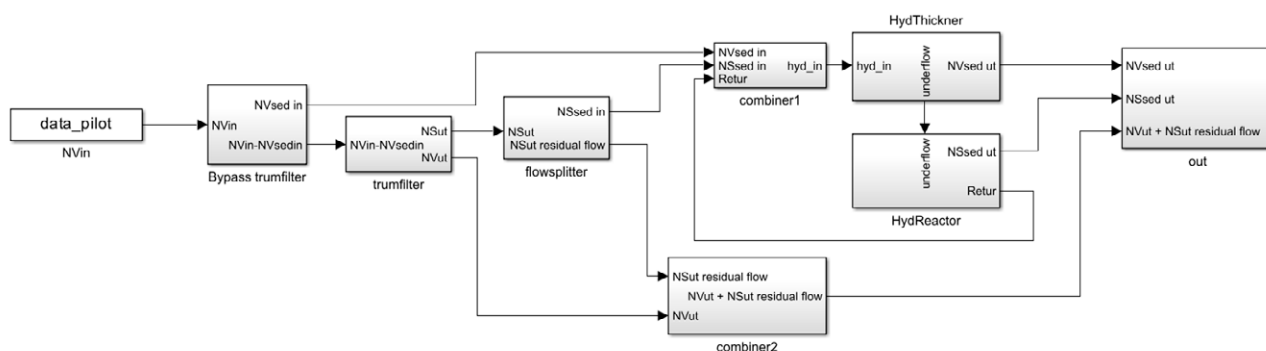
Efter sandfång och grovrening leds det inkommande vattnet till försedimenteringsbassänger. Det avskilda primärslammet leds till en förtjockare och därefter direkt till rötning. Det försedimenterade vattnet leds därefter in till aktivslamsteget där vattnet fördelas över tre parallella linjer som vardera modelleras som fyra totalomblandade reaktorer. I en av linjerna pumpas ett konstant flöde från mitten av linjen till en separat IFAS-reaktor där det behandlade vattnet sedan leds tillbaka till början av linjen. Efter aktivslamdelen leds det behandlade vattnet till en efternitritifikations-denitrifikationsprocess (EDN) där kolkälla tillsätts för att reducera kvarvarande mängder nitrat innan vattnet leds vidare till slutsedimentering.

### 3.4.5 Modifieringar för fullskalesimuleringar med primärslamshydrolys

I fullskalesimuleringarna har det antagits att en av reningsverkets försedimenteringsbassänger kommer att ersättas med en hydrolysreaktor, i övrigt har inga ändringar gjorts i de processer som finns i befintlig modell. Modelluppställningen med hydrolysreaktor finns illustrerad i Figur 3.5. Variabla avskiljningsgrader och flöden från pilotförsöken har fått skalas upp och sätts till konstanter i fullskalesimuleringarna (Tabell 3.4, Tabell 3.5 och Tabell 3.6).

**Figur 3.5**

Uppställning av modell för fullskalesimuleringar med primärslamshydrolys.



| Delflöde | Flödesbegränsning i fullskala och beskrivning                                      |
|----------|------------------------------------------------------------------------------------|
| Vin      | ≤ 3 600 m <sup>3</sup> /h, variabelt flöde som beror på inkommande flöden till ARV |
| Vsed in  | 600 m <sup>3</sup> /h, konstant flöde                                              |
| Sfilt    | 150 m <sup>3</sup> /h, konstant flöde                                              |
| Vfilt    | (Vin-Vsed in) -Sfilt, variabelt flöde                                              |
| Ssed ut  | Se "Slampumpning" i Tabell 3.5 variabelt flöde                                     |
| Retur    | Se "Slamcirkulation" i Tabell 3.5 konstant flöde                                   |
| Vsed ut  | (Vsed in+Sfilt)-Ssed ut, variabelt flöde                                           |

**Tabell 3.4**

Förklaringar av flödesbegränsningar i olika delflöden i fullskalemodell.

| Temperaturspann (°C) | SRT [d] | Slamvolym (reaktor) [m <sup>3</sup> ] | Slamcirkulation [m <sup>3</sup> /h] | Slampumpning [m <sup>3</sup> /h] |
|----------------------|---------|---------------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|
| 8–12                 | 5       | 1281                                  | 75,5                                | 10,61                            |
| 13–17                | 3,8     | 1281                                  | 75,5                                | 14,14                            |
| 18–22                | 3       | 1281                                  | 75,5                                | 17,68                            |

**Tabell 3.5**

Temperaturberoende slamflöden.

| Delflöde | Begränsning i fullskala och beskrivning                          |
|----------|------------------------------------------------------------------|
| Vfilt    | 120 mg TSS/l, konstant värde                                     |
| Vsed ut  | Variabel koncentration, 2 % av inkommande TSS till förtjockaren. |

**Tabell 3.6**

Modellerad avskiljning av suspenderat material i olika delflöden.

## 3.5 Analysmetoder

Analyserna i Tabell 3.7 har utförts på Tekniska verkens laboratorium, förutom COD-analyser som utförts av SGS analytics, samt analyser som gjorts i samband med denitrifikationstester på SWIC (nya Sjöstadverket).

| Parameter              | Analysmetoder                        | Mätprincip               |
|------------------------|--------------------------------------|--------------------------|
| SS                     | SS-EN 872:2005                       | Gravimetri               |
| Glödrest               | SS-EN 12879:2000                     | Gravimetri               |
| COD total              | ISO 15705:2002                       | (SGS)                    |
| COD filtrerad (1,6 µm) | ISO 15705:2002                       | (SGS)                    |
| Ammoniumkväve          | ISO 15923-1:2013                     | Fotometri                |
| Nitratkväve            | ISO 15923-1:2013                     | Diskret analys/Fotometri |
| Nitritkväve            | ISO 15923-1:2013                     | Diskret analys/Fotometri |
| Totalkväve             | SS-EN ISO 20236:2021                 | Förbränning              |
| Totalfosfor            | ISO 15923-1:2013/SS-EN ISO 6878:2005 | Diskret analys/Fotometri |
| Fosfatfosfor           | ISO 15923-1:2013                     | Diskret analys/Fotometri |
| TS                     | SS-EN 12880:2000                     |                          |
| DOC                    | SS-EN ISO 20236:2021                 | Förbränning              |
| BOD <sub>7</sub>       | SS-EN ISO 5815-1:2019/ISO 17289:2014 | Optisk givare            |
| VFA                    | Intern metod; Flyktiga fettsyror     | GC-FID                   |

**Tabell 3.7**

Analysparametrar och metoder.



## 4 Resultat

Flödet genom trumfiltret hölls relativt konstant under hela försöket med medelflödet  $286 \pm 30 \text{ m}^3/\text{d}$  med medianflödet  $276 \text{ m}^3/\text{d}$ . I Tabell 4.1 redovisas vattnets innehåll före och efter filter samt innehåll i vatten in till reningsverket.

En separat koagulant doserades inte innan trumfiltret. I stället användes den befintliga dosen av järnsulfatheptahydrat som doseras i inloppet till sandfånget. Järnsulfat doseras flödesproportionellt med en varierande dos mellan 6 och  $10 \text{ g}/\text{m}^3$  över dygnet.

| Parameter                           | Enhet                            | Före filter     | Efter filter    | In till ARV    |
|-------------------------------------|----------------------------------|-----------------|-----------------|----------------|
| TSS                                 | mg/l                             | $502 \pm 86$    | $149 \pm 61$    | $269 \pm 25$   |
| VSS                                 | mg/l                             | $423 \pm 77$    | $126 \pm 50$    | $240 \pm 26$   |
| COD total                           | mg/l                             | $760 \pm 134$   | $321 \pm 77$    |                |
| COD filtrerad (1,6 $\mu\text{m}$ )  | mg/l                             | $120 \pm 73$    | $79 \pm 30$     |                |
| Ammoniumkväve                       | mg/l                             | $30,5 \pm 4,4$  | $29,7 \pm 4,2$  | $30,1 \pm 3,7$ |
| Totalkväve                          | mg/l                             | $60,9 \pm 9,3$  | $44,0 \pm 7,0$  | $47,0 \pm 5,9$ |
| Totalfosfor                         | mg/l                             | $8,9 \pm 1,1$   | $3,5 \pm 1,4$   | $5,1 \pm 0,6$  |
| Fosfatfosfor                        | mg/l                             | $1,1 \pm 0,6$   | $0,9 \pm 0,4$   | $2,8 \pm 0,4$  |
| DOC                                 | mg/l                             | $52,7 \pm 28,5$ | $39,8 \pm 6,7$  |                |
| BOD7                                | mg/l                             | $344 \pm 63$    | $171 \pm 50$    | $275 \pm 80$   |
| Summa VFA                           | mg/l                             | $64,0 \pm 34,0$ | $50,8 \pm 32,5$ |                |
| COD/ $\text{NH}_4^+-\text{N}$ -kvot | g COD/g $\text{NH}_4^+-\text{N}$ | $25,1 \pm 4,9$  | $10,9 \pm 2,6$  |                |
| TSS-avskiljning                     | % av SS                          |                 | $69,2 \pm 14,6$ |                |
| COD-avskiljning                     | % av COD                         |                 | $57,3 \pm 9,5$  |                |
| Kväveavskiljning                    | % av N                           |                 | $27,4 \pm 6,8$  |                |
| Fosforavskiljning                   | % av P                           |                 | $59,7 \pm 14,3$ |                |

**Tabell 4.1**

Vattnets egenskaper före och efter trumfilter samt i inkommande vatten till reningsverket (ARV).

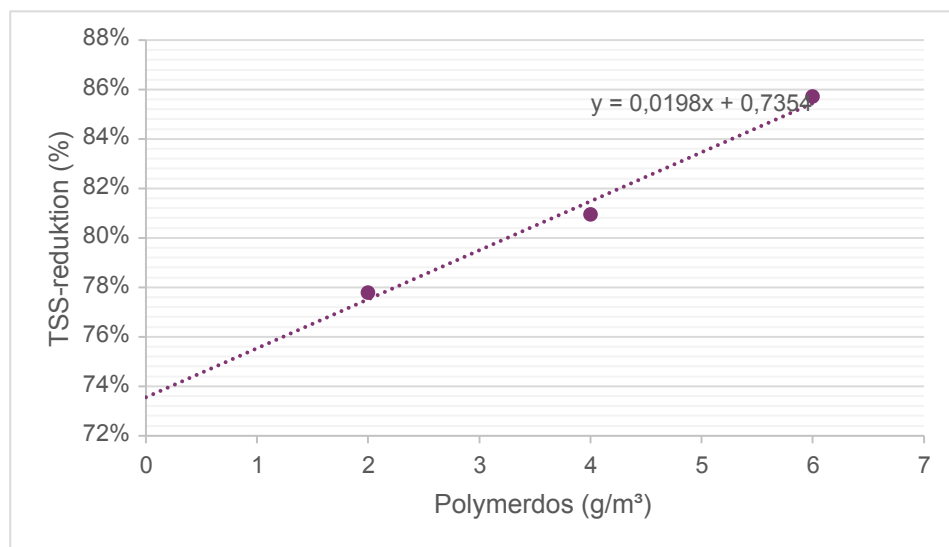
Notera att en intern ström med överskottsslam, kemsam samt renat rejektvatten tillförs inkommande vatten i inloppet till sandfånget. Inkommande vatten till filterpiloten består därför av en blandning av inkommande vatten och internströmmen. Internströmmen har ett relativt konstant flöde med en hög halt suspenderat material vilket innebär att en stor andel av det suspenderade materialet består av returströmmar under perioder av lågt flöde i inkommande vatten till reningsverket. Den stora andelen bioslam medför försämrade sedimenteringsegenskaper jämfört med rent primärslam (Lundin 2014). Vid tidigare försök med bandfilter på Nykvarnsverket var det svårt att bygga stabila flockar av slammet, i detta delflöde, så att flockarna inte gick sönder på filterduken. Det har troligtvis även påverkat avskiljningsgraden i trumfiltret.

### 4.1 Dos-responstester

I Figur 4.1 och Figur 4.2 visas resultaten av två dos-responstester med en ökande dosering av polymer med notering av SS-reduktionen över filtret. Vid båda försöken ser SS-reduktionen ut att vara ca 73 % utan polymerdosering. Lutningen i test 2 är dock något brantare vilket ger bättre reduktion i detta fall. Parametrar som påverkar reduktionen är bland annat flöde, temperatur, koagulant- och polymerdos. Dessa parametrar har dock varit lika under de två testerna, förutom att dosen ökades mer under första testet.

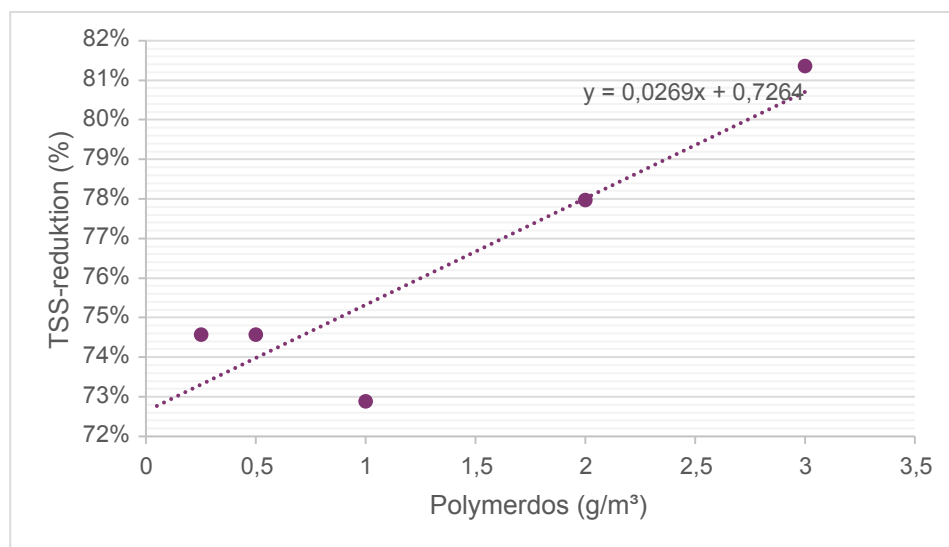


Det som skiljer mellan de två testtillfällena kan vara sammansättning av de olika partikel-fraktionerna. Om vattnet innehåller en stor andel av partiklar med en partikelstorlek mindre än 100 µm, dvs mindre än maskvidden i filterduken, så kommer det påverka reduktionsgraden negativt. Om filterdukarna är delvis igensatta påverkas reduktionen av att det blir högre belastning på de rena filterpartierna, vilket ger sämre reduktion. Vid dos-responstest 2 har filtret precis startats upp efter rengöring och sommaruppehåll, vilket kan förklara att reduktionen är något bättre än vid dos-responstest 1.



**Figur 4.1**

Dos-responstest 1. TSS-reduktion vid test av olika polymerdoser 2023-06-07.



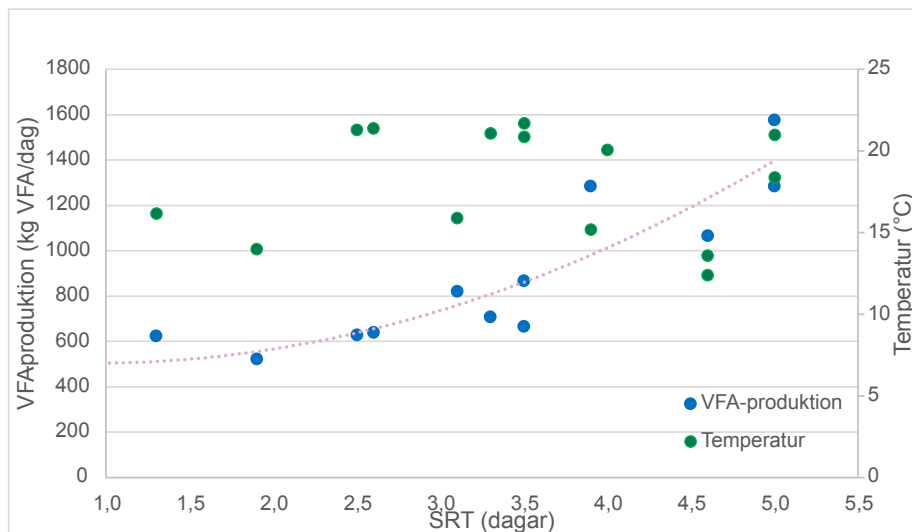
**Figur 4.2**

Dos-responstest 2. TSS-reduktion vid olika polymerdoser 2023-08-17.

## 4.2 Påverkan av slamuppehållstid (SRT) och temperatur på VFA-produktionen

Parametrar som påverkar VFA-produktionen är bland annat temperatur och slamuppehållstid (SRT). Temperaturen styr både vilka typer av mikroorganismer som finns och vilka temperaturspann som är mest optimala för deras tillväxt. Mikroorganismer som är involverade i hydrolys- och fermenteringsprocesser har en relativt snabb tillväxthastighet jämfört med metanogener, vilket gör att VFA kan produceras vid SRT mellan 2 och 7 dagar. Metanogener behöver minst 10 dagar för att växa (Metcalf et al. 2014).

Figur 4.3 visar hur den totala VFA-produktionen i vatten- och slamfas ökar vid stigande temperatur under pilotförsökets gång. SRT har varierats under försöksperioden, samtidigt som temperaturen gradvis har ökat. Även om temperaturen under den senare delen av försöket varit hög så har VFA-produktionen varit förhållandevis låg vid kortare SRT. Högst koncentration har uppnåtts vid kombinationen hög temperatur och hög SRT.

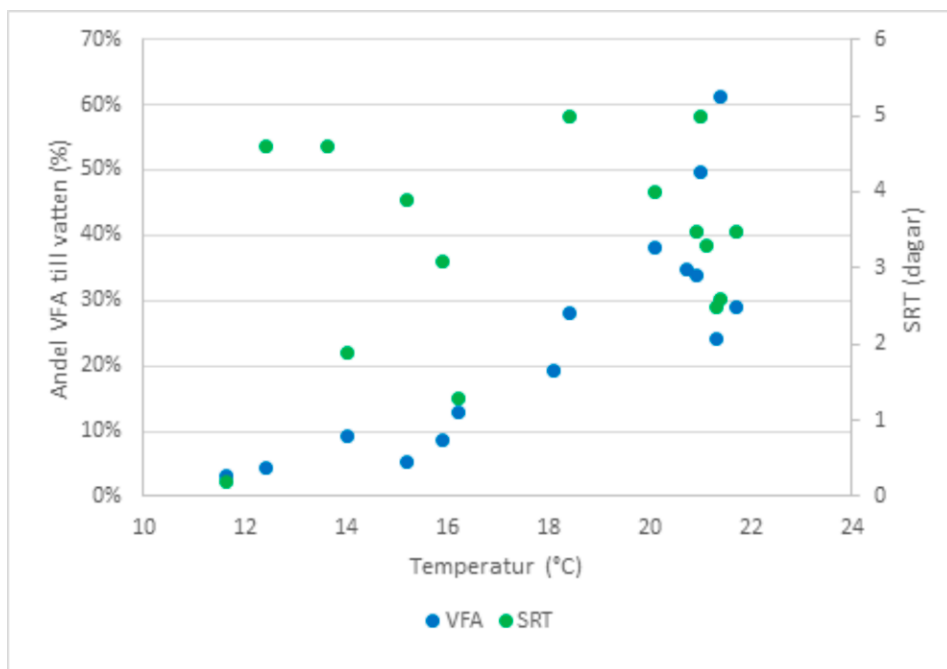


**Figur 4.3**

Total VFA-produktion, i summan av vatten- och slamfasen, vid olika SRT och temperatur.

### 4.3 Temperaturpåverkan på urlakning av VFA till vattenfas

Enligt figur 4.3 ökar den totala VFA-produktionen med ökad SRT, men Figur 4.4 visar att vid lägre temperatur kvarstår merparten av producerad VFA i slamfasen även vid hög SRT. Figur 4.4 visar att det finns en tydlig korrelation mellan temperatur och hur stor andel av den totala mängden VFA som kan lakas ur till vattenfasen. SRT har ingen tydlig påverkan på urlakningen av VFA till vattenfasen.

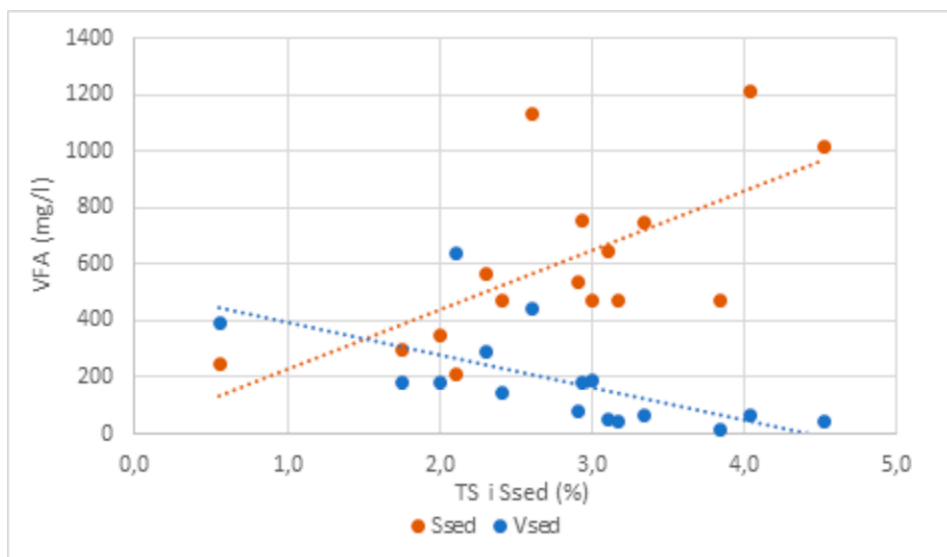


**Figur 4.4**

Hur stor andel VFA som lakas ur till vattenfasen påverkas tydligt av vattnets temperatur. Även slamuppehållstiden (SRT) visas i grafen, SRT har uppenbarligen inte någon tydlig påverkan på urlakningen av VFA till vattenfasen.

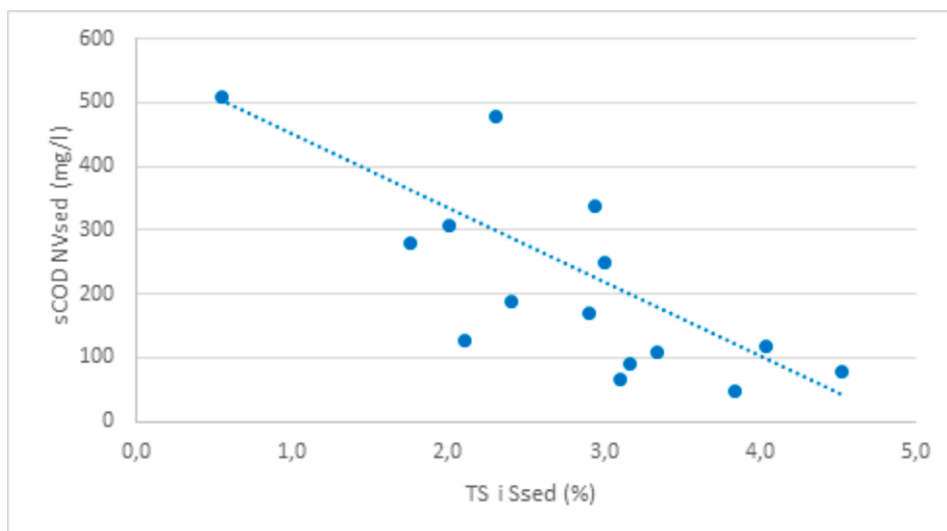
#### 4.4 Påverkan av TS-halt i slammet på fördelningen av VFA mellan vatten- och slamfas

Figurerna 4.5 och 4.6 visar hur TS-halten i slammet påverkar urlakningen av VFA och löst COD (sCOD). Vid högre TS-halt är en större andel av VFA och sCOD bundet i slamfasen. Det är tydligt att TS-halten har en klar påverkan på fördelningen av både VFA och löst COD mellan slam- och vattenfraktionen. Under de rådande förhållandena i pilotsedimenteringen blev det svårare att laka ur VFA till vattenfasen vid högre TS-halt i slammet.



**Figur 4.5**

VFA-halt i slam och lakvatten vid olika TS-halt i slamfasen.

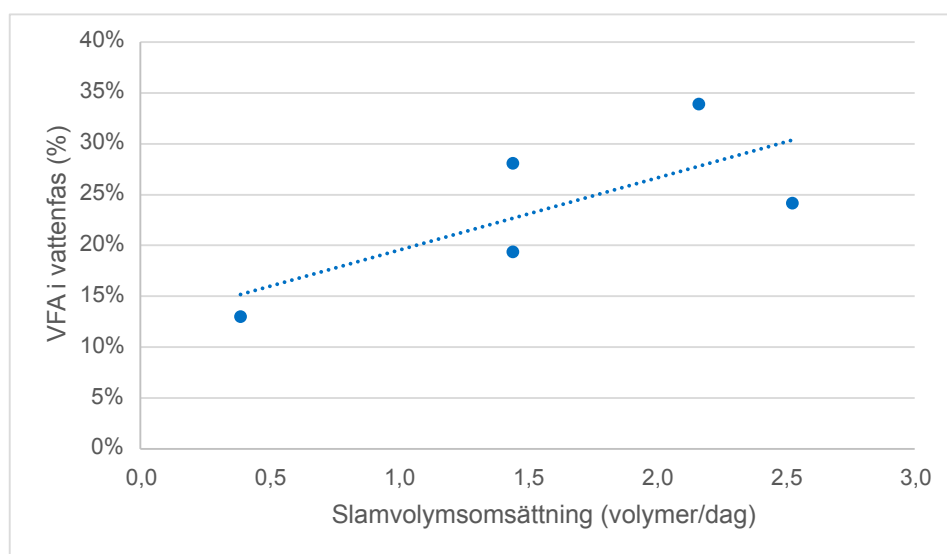


**Figur 4.6**

Halt av löst COD i vattenfasen som en funktion av TS-halt i slamfasen.

## 4.5 Urlakning av VFA vid recirkulering av slam

Hur stor andel av slamvolymen som cirkuleras tillbaka till inloppet påverkar i hög grad urlakningen av VFA till vattenfasen. Figur 4.7 visar hur andelen urlakad VFA till vattenfasen ökar då volymsomsättningen ökar. De fem punkterna i grafen har jämförbara värden på TS, SRT och temperatur.



**Figur 4.7**

Slamcirkulationens effekt på urlakning.

I en intervju med Federico Micolucci (processingenjör, NSVA) framgår det att han gör samma observationer även i den fullskaliga processen på Öresundsverket i Helsingborg. På Öresundsverket har primärslamhydrolys och fermentering i försedimenteringarna tillämpats under flera år, med syfte att producera VFA för att driva bio-P-processen. Han nämner att fermenteringsprocessen avstannar vid de tillfällen då det är stopp i cirkulationspumparna. Det antyder att cirkulationen ger en nödvändig omblandning av slammet för att hålla igång hydrolys- och fermenteringsprocessen i en sedimenteringsbassäng.

## 4.6 VFA-utbyte

VFA-utbytet är ett mått på effektiviteten i hydrolys- och fermenteringsprocessen, där mängden producerad VFA relateras till den ingående mängden VS. Tabell 4.2 visar att utbytet i rejekt från slamförtjockningen (Vrejekt) är väldigt högt i jämförelse med vatten- och slamfraktionen från pilotsedimenteringen. En möjlig förklaring kan vara att slammet utsätts för kraftiga skjuvkrafter vid pumpning, transport i ledningsnät och avvattning vilket sänker viskositeten i slammet (skjuvförtunnande). I analogi med att andelen urlakad VFA och COD blir bättre vid lägre TS-halt i Ssed, så är det troligt att urlakningen även blir bättre med ett skjuvförtunnat Srå-slam, då slammet, vid skjuvning, blir mer lättflytande och lättare blandas om. Detta skulle kunna vara en trolig förklaring till varför Vrejekt har bättre utbyte än Vsed.

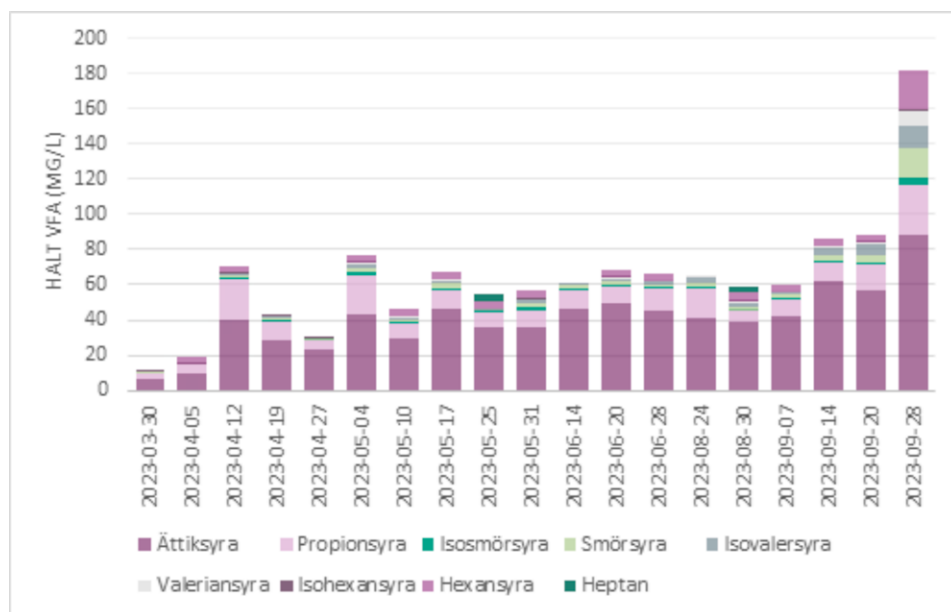
|                   | Vrejekt       | Ssed | Vsed |
|-------------------|---------------|------|------|
|                   | (mg VFA/g VS) |      |      |
| 2023-03-30        | 105           |      |      |
| 2023-04-05        | 3011          | 15   | 50   |
| 2023-04-12        |               | 27   | 234  |
| 2023-04-19        |               |      |      |
| 2023-04-27        | 640           | 18   | 266  |
| 2023-05-04        |               | 36   | 282  |
| 2023-05-10        | 2394          | 26   | 305  |
| 2023-05-17        | 1079          | 23   | 290  |
| 2023-05-25        | 306           | 31   | 112  |
| 2023-05-31        |               | 53   | 504  |
| 2023-06-14        | 1790          | 21   | 727  |
| 2023-06-20        | 2885          |      | 528  |
| 2023-06-28        | 290           | 25   | 324  |
| 2023-08-24        |               | 60   | 121  |
| 2023-08-30        |               | 31   | 1355 |
| 2023-09-07        |               | 22   | 308  |
| 2023-09-14        | 2751          | 32   | 46   |
| 2023-09-20        | 537           | 21   | 178  |
| 2023-09-28        | 1324          | 38   | 182  |
| Medel             | 1426          | 30   | 342  |
| Standardavvikelse | 1053          | 12   | 306  |

**Tabell 4.2**

Utbyte av VFA som producerats av VS i rejektvatten från förtjockning av primärslam (Vrejekt), slam från bottenuttag från pilotsedimentering (Ssed) och lakvatten från pilotsedimenteringen (Vsed). Observera att utbytet inte visar hur mycket VFA som totalt produceras, utan bara hur stor del av ingående mängd VS som omvandlas till VFA.

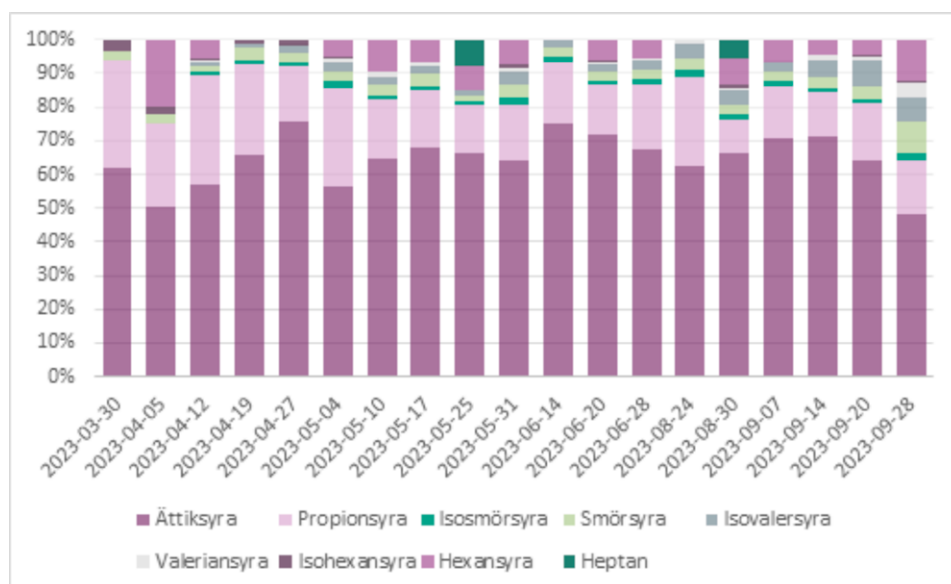
## 4.7 Fraktioner av olika fettsyror

Halten av fettsyror varierar i inkommande vatten till trumfiltret. Figur 4.8 visar att det i början av försöksperioden är väldigt låga VFA-halter. Det indikerar att det organiska materialet i vattnet är mer bevarat vid lägre temperaturer. Figur 4.9 visar att sammansättningen av fettsyror till största delen består av ättiksyra och propionsyra.



**Figur 4.8**

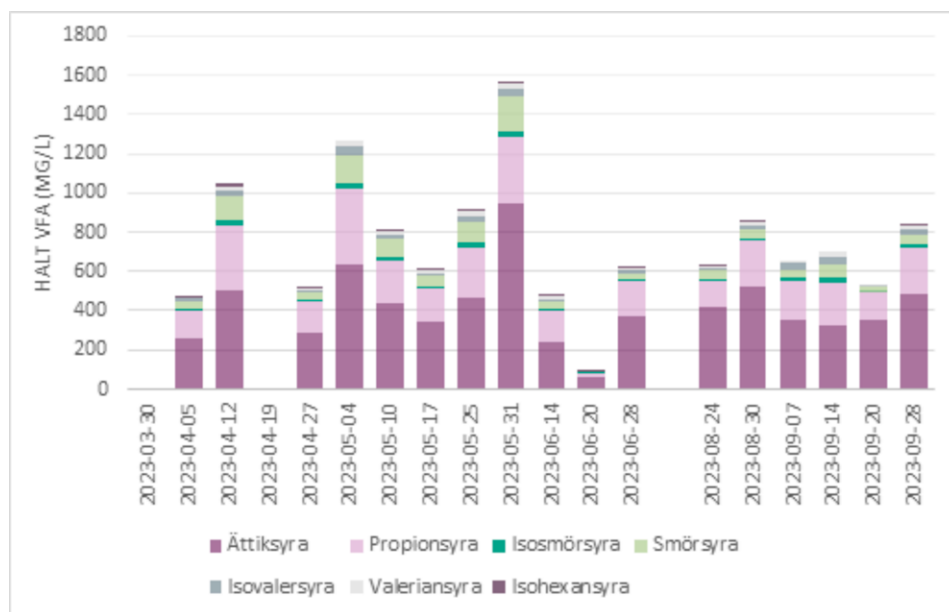
Halt av olika fettsyror in till trumfilter.



**Figur 4.9**

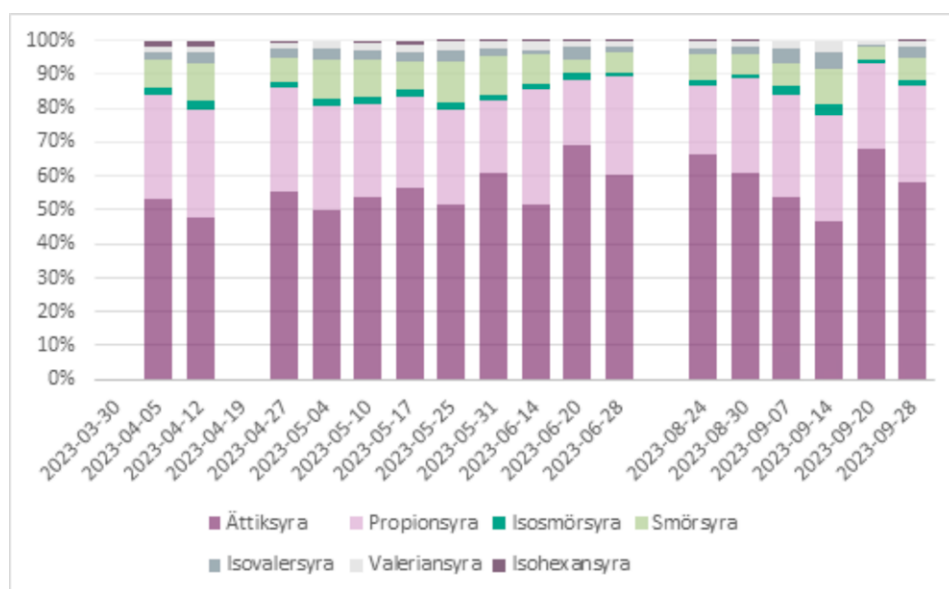
Procentuell fördelning av olika fettsyror in till trumfilter.

Perioden mellan den 28 juni till 24 augusti var pilotförsöket pausat på grund av semester. Halten av, den totala produktionen i vatten- och slamfas, av olika fettsyror ses i Figur 4.10. Den låga halten 2023-06-20 kan delvis förklaras av att provtagning av slamfasen saknades. Figur 4.11 visar sammansättningen av fettsyror efter hydrolys och fermentering.



**Figur 4.10**

Halt av olika producerade fettsyror i vatten- och slamfas under hydrolys och fermentering.

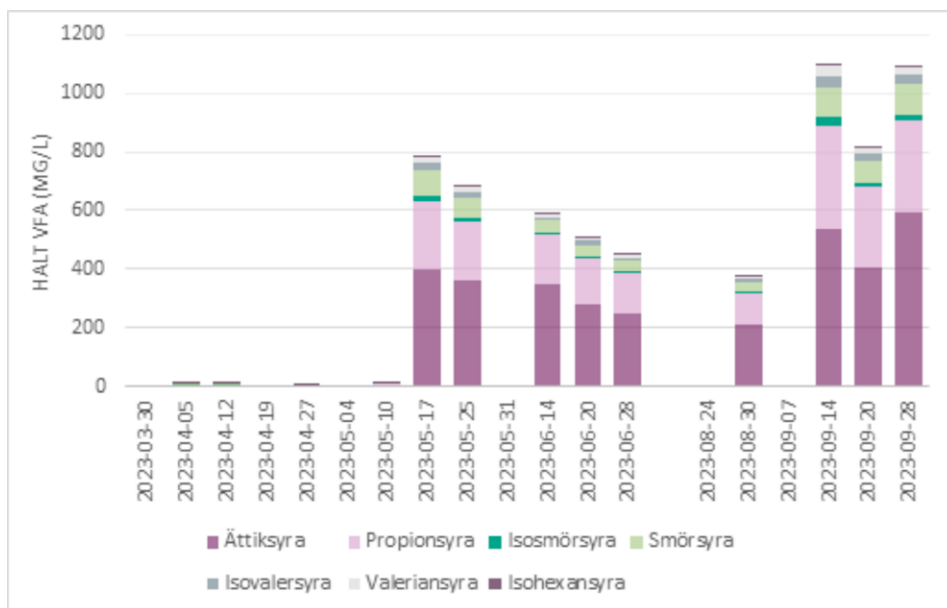


**Figur 4.11**

Andelar av producerade fettsyror under hydrolys och fermentering.

Halter av bildade fettsyror vid hydrolys och fermentering skiljer sig delvis från halter och sammansättning in till filtret vid de olika mättillfällena, men fettsyrorerna består i huvudsak av ättiksyra och propionsyra även efter hydrolys och fermentering.

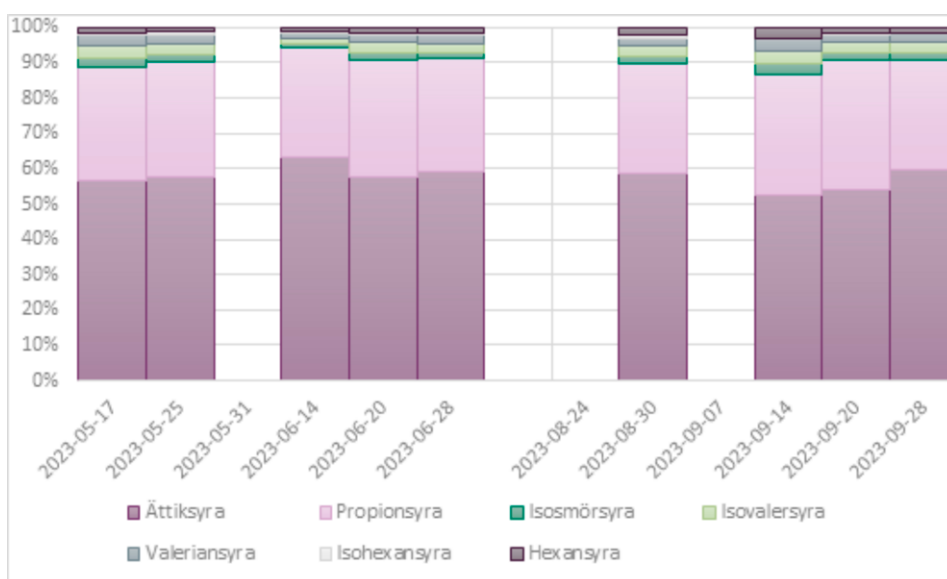
I rejektvattnet från avvattningsbordet var halten VFA väldigt låg fram till mitten av maj då ett kraftigt skyfall gav kraftigt ökade slammängder till försedimenteringarna. Om slammet har legat en längre tid i ledningsnät och pumpsumpar så har hydrolysen redan startat, vilket skulle förklara den kraftiga ökningen av halten VFA i rejektet som visas i Figur 4.12. Vattnets temperatur ökade också från mitten på maj, vilket troligtvis också bidrog till ökad VFA-produktion.



**Figur 4.12**

Halter av olika fettsyror i rejekt från avvattningsbordet.

Figur 4.13 visar sammansättningen av fettsyror i rejektet från avvattningsbordet. Liksom i pilotförsöket så är ättiksyra och propionsyra de dominerande fettsyrorna. Då VFA-halterna före den 17 maj 2023 var väldigt låga så har utvärderingen av sammansättningen varit alltför osäker och har därför inte tagits med. Provtagning av rejektet har inte gjorts vid varje mättillfälle som på piloten. Därav är det luckor i diagrammen i Figur 4.12 och 4.13.

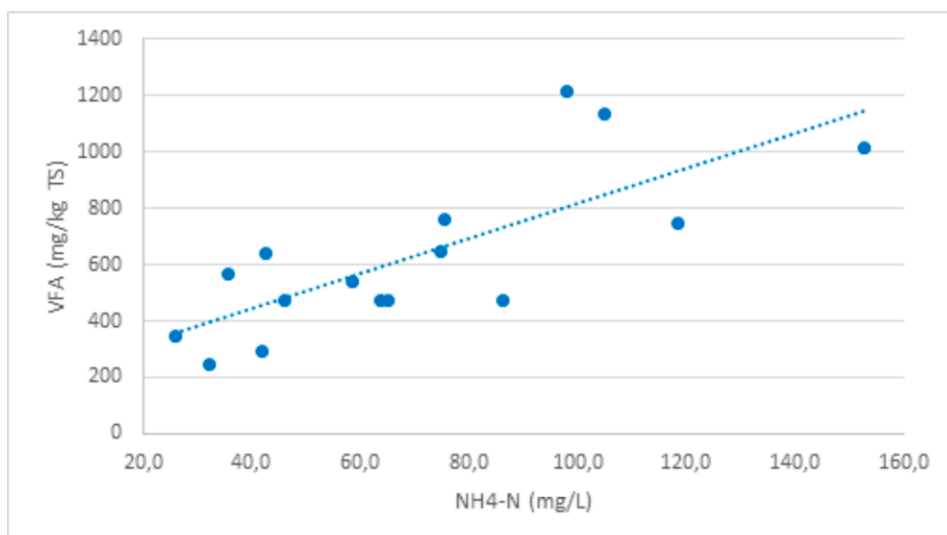


**Figur 4.13**

Sammansättning av olika fettsyror i rejekt från avvattningsbordet.

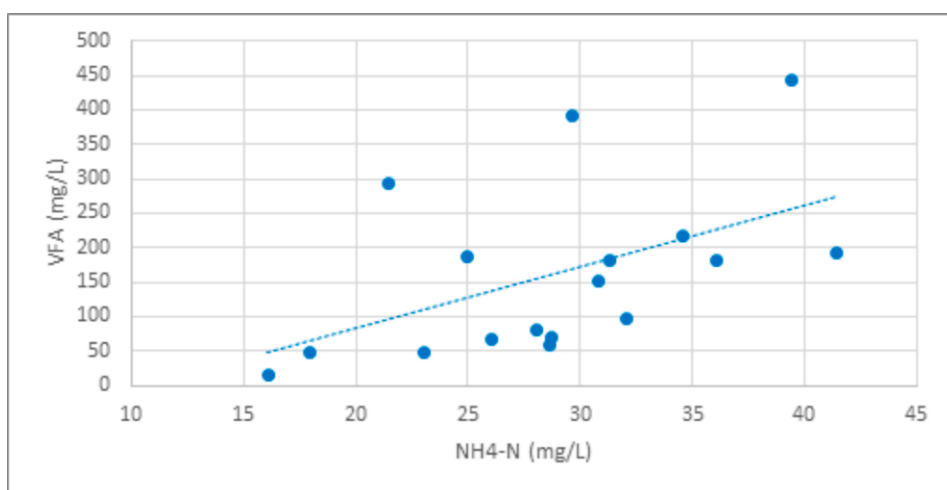
Vid nedbrytning av organiskt material så frigörs organiskt bundet kväve till ammonium-kväve i slamfasen, vilket visas i Figur 4.14, och i vattenfasen i Figur 4.15. Om fermentat används som kolkälla skulle det kunna bidra till ökad kvävebelastning till de biologiska reningsstegen. Mängden ammoniumkväve kan dock anses vara försumbar med den kraftiga utspädningen i huvudflödet.





**Figur 4.14**

VFA- och ammoniumhalt i slam från pilot-sedimenteringen.



**Figur 4.15**

VFA- och ammoniumhalt i vatten från pilot-sedimenteringen.

## 4.8 Gasbildning på ytan av pilotsedimentering

Resultat från mätningar på ytan av pilotsedimenteringen redovisas i Tabell 4.3. Även parametrar som påverkar gasbildning såsom temperatur, SRT och slamvolym redovisas. Slamuttaget från sedimenteringstanken har varierats under försöket, vilket förklarar den höga SRT vid låg slamvolym den 27 juni 2023. Mätningarna visar på en låg metanproduktion, även vid hög temperatur och SRT. Det indikerar att metanbildande bakterier inte har varit aktiva i sedimenteringen. Vid flera tillfällen så hade det dock bildats flytslam på ytan av sedimenteringen, vilket kan indikera gasbildning. Det går dock inte att fastställa om det enbart är gasbildning eller om även den höga och smala utformningen av sedimenteringstanken har bidragit till att slammet har flutit upp. Vid hälften av mättillfällena var det relativt höga halter av svavelväte, vilket är farligt vid höga halter, och kan ge omfattande skador på utrustning och ge upphov till dålig lukt.

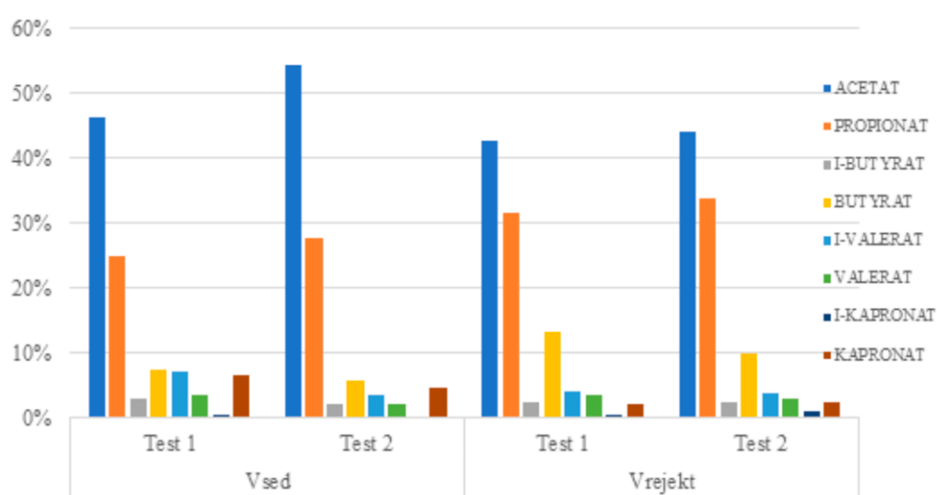
|                             | 22 maj | 24 maj | 25 maj | 01 jun | 08 jun | 12 jun | 27 jun | 30 aug |
|-----------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| CH <sub>4</sub> (ppm)       | 0      | 0,7    | 0      | 0      | 0,1    | 0      | 0      | 0      |
| CO <sub>2</sub> (ppm)       | 0,1    | 0,9    | 0,1    | 0,4    | 0,2    | 0,1    | 0,2    | 0,1    |
| O <sub>2</sub> (ppm)        | 20,7   | 20,1   | 20,9   | 20,6   | 20,2   | 20,8   | 20,5   | 19,6   |
| H <sub>2</sub> S (ppm)      | 1      | 10     | 2      | 12     | 12     | 1      | 15     | 2      |
| SRT (dagar)                 | 2      | 3      | 2,8    | 3,2    | 3,5    | 3      | 4,2    | 4      |
| Slamvolym (m <sup>3</sup> ) | 3,3    | 2,9    | 3,3    | 3,3    | 3,3    | 3,1    | 1,9    | 3,3    |
| Flytslam                    | Ja     | Ja     | Nej    | Ja     | Ja     | Lite   | Ja     | Ja     |
| Temperatur (°C)             | 16,2   | 16,3   | 16,4   | 17,5   | 18,5   | 19     | 19,8   | 21,5   |

**Tabell 4.3**

Resultat från gasmätningar från ytan av sedimenteringstanken.

## 4.9 Resultat från denitrifieringstester

Figur 4.16. nedan visar andelen VFA i de kolkällor som används i testerna.



**Figur 4.16**

Sammansättning av VFA i de två denitrifikationstesterna.

### 4.9.1 Test 1

Under det första denitrifikationstestet nåddes en koncentration av 25 till 30 mg NO<sub>3</sub>-N/l i alla reaktorer. Efter tillsatsen av kolkällorna började nitraten minska i hastigheterna: 7,9 mg NO<sub>x</sub>-N/l, h med etanol i reaktor 1A, 17,9 mg NO<sub>x</sub>-N/l, h med Vsed i reaktor 1C, och 23,6 mg NO<sub>x</sub>-N/l, h med Vrejekt i reaktor 1B. Dessutom var den endogena nitratreduktionshastigheten 0,498 mg NO<sub>x</sub>-N/l, h i referensreaktorn utan tillsatt kolkälla. Testet avslutades efter 85 minuter när nitrat var helt förbrukat i reaktorn med Vrejekt (Figur 4.17a). Dessa hastigheter representerar den lättnedbrytbara fraktionen av kolkällan.

Vidare analys visade att reaktor 1B (Vrejekt) hade den högsta specifika denitrifikationshastigheten på 9,4 mg NO<sub>x</sub>/g VSS, h, följt av reaktor 1C (Vsed) med en hastighet på 7,1 mg NO<sub>x</sub>/g VSS, h, medan etanol hade den lägsta hastigheten (3,0 mg NO<sub>x</sub>/g VSS, h). Dessutom var den anoxiska tillväxthastigheten för Vrejekt 0,64 g COD/g COD, vilket var högre än de 0,41 g COD/g COD som erhöles för etanol. Dessa resultat tyder på att mer kol användes för att denitrifiera ett gram nitrat med Vrejekt (7,9 g COD/g NO<sub>x</sub>rem (avskild NO<sub>x</sub>)) jämfört med etanol (4,5 g COD/g NO<sub>x</sub>rem) trots den högre denitrifikationshastigheten med Vrejekt. Fortsatta långtidstester rekommenderas för att vidare utvärdera effekten i storskaliga installationer.

Den låga denitrifikationshastigheten för etanol var oväntad, med tanke på att etanol allmänt är känt som en effektiv kolkälla.

Dessutom observerades nitritansamling endast i reaktor 1B (Vrejekt), med en topp på 1,2 mg NO<sub>2</sub>-N/l vid minut 45 som hade förbrukats innan nästa provtagning vid minut

---

75 (Figur 4.17b). Eftersom nitriten förbrukades indikerar resultaten att ingen av kolkällorna, inklusive Vrejekt, främjade ansamlingen av intermediära kväveprodukter som  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}$  eller  $\text{N}_2\text{O}$ .

Vrejekt identifierades som den mest lämpliga kolkällan i detta test och uppnådde den högsta denitrifikationshastigheten, med fullständig kolnedbrytning och en avskiljningsgrad för nitratkväve på 97 %.

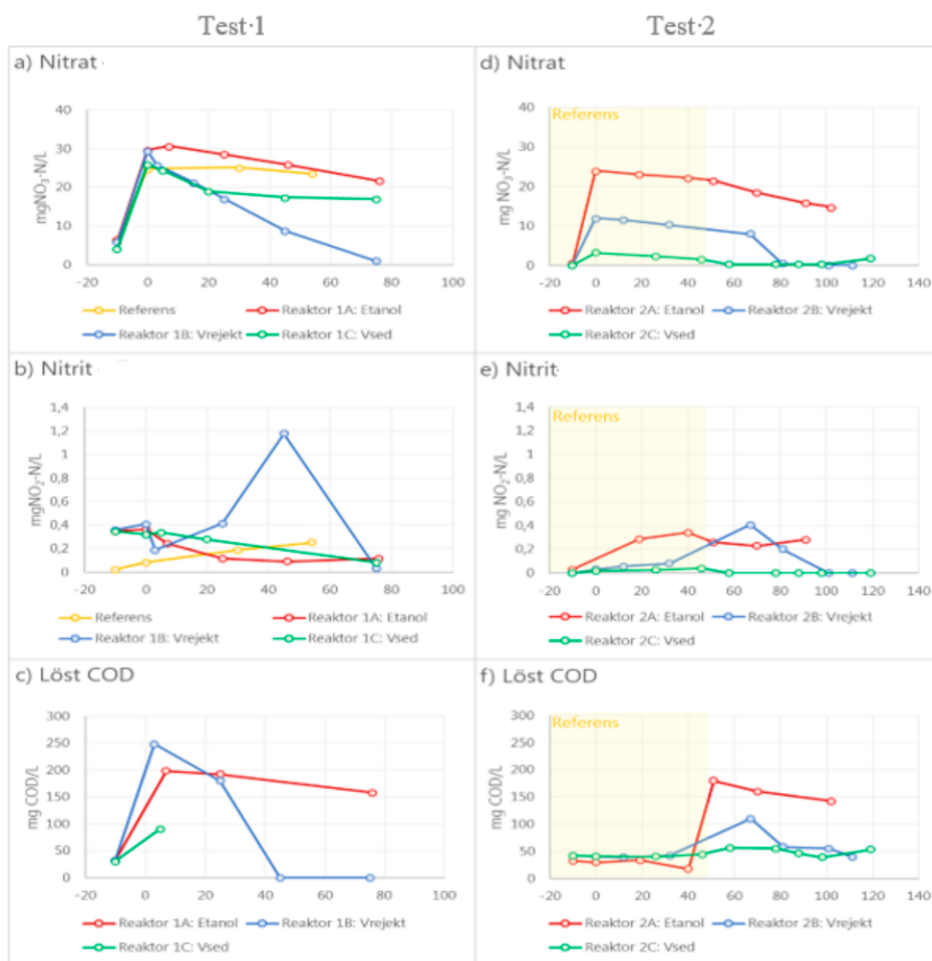
#### 4.9.2 Test 2

Under det andra denitrifieringstestet tillsattes nitraten i enlighet med innehållet av lösligt kol i varje kolkälla för att hålla ett C/N-förhållande på 6,6, som det beskrevs i metodavsnittet. Ympningsslammet erhöll dubbelt så hög reduktionssshastighet för endogen kväve (genomsnitt i de tre reaktorerna:  $1,08 \text{ mg NO}_x\text{-N/l, h}$ ) än i föregående experiment, vilket ledde till utarmning av nitraten i reaktor 2C (Vsed) direkt efter tillsatsen av kolkälla, i minut 66 (Figur 4.17d). En andra dos av nitratlösning och kolkälla sattes sedan till denna reaktor i minut 115.

Den exogena nitratreduktionshastigheten i reaktor 2B (Vrejekt) var  $23,2 \text{ mg NO}_x\text{-N/l, h}$ , jämförbar med hastigheten som observerades i den första uppsättningen test. Däremot hade reaktorerna 2C (Vsed) och 2A (etanol) lägre reduktionshastigheter på  $4,1 \text{ mg NO}_x\text{-N/l, h}$  respektive  $3,8 \text{ mg NO}_x\text{-N/l, h}$ , jämfört med de som erhöles med samma kolkällor i den tidigare uppsättningen test. Dessutom observerades nitritansamling under referensperioden i alla tre reaktorer. Denna minskade dock efter tillsats av i etanol- och Vsed-reaktorerna, vilket ligger i linje med resultaten från det tidigare experimentet.

Denitrifikationshastigheterna i reaktorerna 2A (etanol) och 2C (Vsed) var  $1,4 \text{ mg NO}_x\text{/g VSS, h}$  respektive  $1,5 \text{ mg NO}_x\text{/g VSS, h}$ . Dessa hastigheter var betydligt lägre än de som erhöles i de tidigare denitrifikationstesterna. Men trots de lägre denitrifikationshastigheterna ökade den specifika COD-förbrukningen, vilket indikerar att mer kol användes för mikrobiell tillväxt än i det tidigare testet. I motsats till de övriga kolkällorna hade reaktor 2B (Vrejekt) en denitrifikationshastighet på  $11,3 \text{ mg NO}_x\text{/g VSS, h}$  (högre än i test 1) och ett lägre COD/ $\text{NO}_x$ -förhållande på 6,7 (7,6 i test 1).

VFA/sCOD-förhållandet i kolkällorna och förekomsten av kortare VFA spelar en viktig roll för denitrifikationseffektiviteten. Dock fann man ingen tydlig korrelation mellan acetat, propionat eller butyrat och denitrifikationshastigheterna i detta fall. De högre andelarna av butyrat och propionat i Vrejekt (Figur 4.16) kan dock ha påverkat kolkällans effektivitet positivt.



**Figur 4.17**

Resultat från de två denitrifikationstesterna. Test 1 (vänster) koncentrationer av a) Nitrat b) Nitrit och c) Löst COD över tid. Test 2 (höger) koncentrationer av d) Nitrat, e) Nitrit och f) Löst COD över tid. Referensarean i test 2 syftar på tiden från start tills att kolkällan doserats. Den endogena  $\text{NO}_x$ -reduktionen har i test 2 uppmätts i reaktor 2A, 2B och 2C innan kolkällan doserats.

## 4.10 Resultat metanpotentialtester

Resultat från biometanpotentialtester (BMP) redovisas i Tabell 4.4. Metangasproduktionen för substraten planade ut och stabiliserades efter cirka 20 dagar. En stor del av gasproduktionen skedde dock under de första 5 dagarna.

Det är viktigt att observera att antal dagar som krävs för att röta ut ett substrat i ett uttröttningsförsök inte direkt kan översättas till en uppehållstid för en kontinuerlig process, men det ger en fingervisning om hur snabbt materialet omsätts.

BMP-testerna indikerar att de tre slamfraktionerna har olika slampotential. Srå, som är slammet som pumpas in till rötkamrarna i fullskala, har en högre gaspotential än slammet från pilotsedimenteringen (Ssed). Den högsta gaspotentialen har nyfiltrerat slam (Sfilt). Metangaspotentialen redovisas som gasproduktionen i förhållande till mängden VS i slamproven. Så det är ett mått på utbytet, det vill säga vilken gaspotential som slamproven innehåller. Då Sfilt är färskt slam taget direkt efter filtret så innehåller det mer organiskt material som inte har hydrolyserats och fermenterats jämfört med Ssed och Srå.

| Substrat         | Metangaspotential (Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /ton VS) |
|------------------|-------------------------------------------------------------|
| Srå 2023-06-28   | 335 ± 10                                                    |
| Ssed 2023-06-28  | 275 ± 30                                                    |
| Srå 2023-08-30   | 390 ± 40                                                    |
| Ssed 2023-08-30  | 275 ± 15                                                    |
| Srå 2023-09-28   | 365 ± 10                                                    |
| Ssed 2023-09-28  | 270 ± 20                                                    |
| Sfilt 2023-09-28 | 500 ± 45                                                    |

**Tabell 4.4.**

Metangaspotentialen i de testade substraten.

## 4.11 Simuleringsresultat

Simuleringar har gjorts i fullskala över en period på 609 dagar där de sista 365 dagarna har använts för att utvärdera effekten av primärslamshydrolysen på reningsprocessen ur ett helårsperspektiv. Resultaten från simuleringarna av scenarierna redovisas i Tabell 4.5 och Tabell 4.6. Resultaten indikerar att biogasproduktionen minskar när mer kol används i bioprocessen, i stället för att gå direkt till rötningen. Samtidigt ökar luftningsenergin och luftningsbehov eftersom processen drivs med intermittent luftning och kolkälla tillgängliggörs även under luftade perioder. Resultaten indikerar även att besparing kan göras vid dosering av kolkälla. Skillnaderna i kväveutsläpp mellan de olika scenarierna är minimala, vilket till stor del beror på att nitrathalten regleras mot ett börvärde i efterdenitrifikationen.

| Parameter                                        | Referensscenario | Alternativscenario | Differens (%) |
|--------------------------------------------------|------------------|--------------------|---------------|
| Metanproduktion [kg CH <sub>4</sub> /d]          | 2 878            | 2 724              | -5,4 %        |
| Metanproduktion [kWh/d]                          | 39 985           | 37 838             | -5,4 %        |
| Dosering av kolkälla [kg COD/d]                  | 1 325            | 1 040              | -21,5 %       |
| Luftningsenergi [kWh/d]                          | 9 404            | 9 697              | +3,1 %        |
| Luftflöde [m <sup>3</sup> /d]                    | 398 255          | 409 270            | +2,8 %        |
| Luftflöde (momentant, max) [m <sup>3</sup> /d]   | 1 346 076        | 1 214 672          | -9,8 %        |
| Luftflöde (5:e percentilen) [m <sup>3</sup> /d]  | 118 733          | 124 381            | +4,8 %        |
| Luftflöde (95:e percentilen) [m <sup>3</sup> /d] | 727 037          | 725 102            | -0,3 %        |

**Tabell 4.5**

Jämförelse av resursproduktion och -åtgång mellan referens- och alternativscenario.

| Parameter         | Referensscenario | Alternativscenario | Differens (%) |
|-------------------|------------------|--------------------|---------------|
| Totalkväve [mg/l] | 8,24             | 8,23               | -0,1 %        |
| Ammonium [mg/l]   | 0,76             | 0,63               | -17,1 %       |
| Nitrat [mg/l]     | 6,52             | 6,53               | +0,2 %        |

**Tabell 4.6**

Jämförelse av utgående medelhalter av olika kväveformer mellan referens- och alternativscenario.

---

## 5 Diskussion

Projekt målet var att hitta optimala processbetingelser för ett resurseffektivt nyttjande av kolkällan i inkommande vatten för att:

- minimera energiförbrukningen i luftningen
- maximera biogasproduktionen
- hitta processbetingelser för att kunna kontrollera hydrolysen och fermenteringen av slam och styra doseringen av producerad VFA för att täcka behovet av kolkälla i denitrifikationen.

Resultaten visar att det är möjligt att reglera produktionen av VFA genom att kontrollera SRT och recirkulationen av slam och att det är möjligt att reglera hur stor andel som lakas ur till vattenfasen genom att reglera recirkulation av slam och TS-halten på slammet. Temperaturen påverkar både den totala produktionen av VFA och även hur stor andel VFA som lakas ur till vatten, men upplägget i denna studie innefattar inte uppvärmning. Om en försedimentering kan dedikeras för slamhydrolys och fermentering kan det vara möjligt att hålla högre SRT och därigenom kunna producera VFA även under kallare perioder. I en fullskalestudie var VFA-produktionen ungefär dubbelt så hög sommartid som vintertid (Skalsky & Daigger 1995). Mahmoud et al. (2004) visade att nedbrytbarheten för primärslam är konstant i temperaturintervallet 15–35 °C och att det går att producera lika stor mängd VFA vid lägre temperaturer så länge SRT är tillräckligt lång. Att VFA-produktionen var låg under uppstarten av pilotförsöket beror sannolikt på att processen behövde en lång uppstartstid, under den kalla period då försöket startades upp. För att bibehålla en hög VFA-produktion året runt så kan det vara nödvändigt att hydrolys och fermentering sker i en sidoströmsreaktor med omrörning och uppvärmningsmöjlighet.

Denitrifikationstesterna visade att rejektet från slamförtjockningen hade bäst denitrifikationshastighet, men hade högre COD/NO<sub>x</sub>-kvot än motsvarande för etanol. Denitrifikationshastigheten för etanol var dock väldigt låg, denitrifikationen och COD-förbrukningen avstannade under testet med etanol. Etanol används som kolkälla på Nykvarnsverket men inte i aktivslamprocessen, vilket kan ha påverkat denitrifikationsresultatet med etanol. Slamympen, som hämtades på Henriksdalsverket, var inte heller adapterad för etanoldosering. En otillräckligt eller dåligt anpassat ymp kan sakta ner processen eller leda till ofullständig denitrifikation, vilket påverkar den övergripande effektiviteten. Dessutom påverkar ympens kvalitet, mängd och sammansättning hastigheten på denitrifikationen och hur effektivt nitrat omvandlas till kvävgas.

En forskningsstudie har visat att mikrobiella kulturer kan behöva mer än 20 timmar för att anpassa sin metabolism för att kunna använda etanol som kolkälla. Rahman et al. (2016). Det kan vara en trolig orsak till det dåliga gensvaret på etanoldoseringen under denitrifikationstesterna. Jämförelsen mellan VFA-proverna på lakvattnet från pilotsedimenteringen, rejektvattnet från slamförtjockningen och den befintliga kolkällan etanol blir därför inte representativ.

Simuleringen som gjorts utifrån pilotdata och en kalibrerad modell av Nykvarnsverket, visar att det skulle vara möjligt att sänka behovet av kolkälla med över 20 % jämfört med modellen över befintlig referensanläggning. Simuleringarna visar också att gasproduktionen minskar och att luftningsenergin ökar något. Vid simuleringarna har man dock antagit en fast SS-koncentration på 120 mg/l på filtrerat vatten som går vidare till biologisk rening.

Avskiljningen över filtret har dock mer potential, och en större mängd slam skulle kunna tas ut till rötning för att producera mer gas och samtidigt reducera belastningen till aktivslamprocessen, vilket är väsentligt för att kunna minimera luftbehovet och därmed

---

energiförbrukningen i biostegen. Det som inte finns med i simuleringarna är den VFA som finns i rejektet från slamförtjockningen, innan rötkammaren, vilket påtagligt kan påverka resultatet.

I pilotsedimenteringen förekom det flytslam regelbundet, speciellt vid högre temperatur och SRT. Gasmätning med huv vid ytan visade inte på metanavgång. Pilotsedimenteringen var dock hög (3520 mm) och smal (1200 mm) med ett rör i mitten (300 mm) för inlopp av slam, vatten och slamm-cirkulation. Troligtvis har även utformningen av sedimenteringstanken bidragit till en försämrad sedimentering. Väggeffekter kan leda till långsammare sedimentering nära väggarna och orsaka ojämn fördelning av sediment beroende på behållarens storlek och form samt partiklarnas egenskaper (Kim & Karrila 1991).

Information om att VFA förekommer i höga halter i rejektvattnet från den befintliga slamförtjockningen upptäcktes under projektets gång. VFA-halten och utbytet var betydligt högre än i lakvattnet från pilotsedimenteringen. Den höga VFA-halten i slammet från försedimenteringarna var hanterat under normala driftförhållanden, vilket innebär att hydrolys- och fermenteringsprocessen även pågår under normala driftförhållanden. En möjlig orsak till att VFA-halten var högre i rejektet från avvattningsbordet är att det slammet utsätts för stora skjuvkrafter vid pumpning, transport och avvattning, vilket gör att slammet blir mer lättflytande, då slam är skjuvförtunnande. Uttag av VFA ur det fermenterade slammet kan göras i befintliga system via rejektvattnet och mer effektivt än via urlakning vid återcirkulering av slam från bottenuttag till inlopp i försedimenteringen.

Ett tänkbart alternativ i en fullskalig process skulle kunna vara att ta ut all VFA, för användning som kolkälla, via rejektet från slamförtjockaren, vilket även innebär att rejektet skulle kunna pumpas kontrollerat till denitrifikationsprocesser efter behov. På Nykvarnsverket doseras i dag etanol i en efterdenitrifikationsprocess (EDN) och i en rejektvattenbehandling (SHARON). Denna etanoldosering skulle delvis kunna ersättas av rejektet från avvattningsbordet.

Andra reningsverk som har förtjockning av slammet innan rötkammaren och där VFA eller löst COD förekommer i höga halter bör kunna styra detta rejektvattenflöde till anox-zoner i aktivslambassängerna för att nyttja kolkällan mer effektivt. Reningsverk som har fördenitrifikation eller bio-P, och som leder tillbaka rejektflödet in i huvudströmmen, använder troligtvis denna kolkälla på ett effektivt sätt redan i dag.

BMP-testet visade att slammet från ordinarie sedimenteringar (Srå) hade bättre metangaspotential än slammet från pilotsedimenteringen. Det kan möjligtvis förklaras av att VFA lakas ur vid recirkulationen av slam i pilotsedimenteringen. Det var väldigt påtagligt att slammet från trumfiltret hade betydligt högre potential än slammen från sedimenteringarna. Det kan möjligtvis bero på att filterslammet inte har hydrolyserats och fermenterats och att mer potential därmed finns kvar i slammet. Om biogasproduktionen prioriteras framför VFA-produktionen så skulle alternativet att kunna pumpa filterslammet direkt till rötkammaren kunna vara en bra lösning. Under hydrolys och fermentering frigörs även ammoniumkväve. Men vid dosering av VFA-rikt rejekt i huvudströmmen blir utspädningen i processerna så stor att ammoniumtillskottet blir försumbart.

För att uppnå projektmålen att minimera energiförbrukningen i luftningen och att maximera biogasproduktionen så behövs en effektiv avskiljning av suspenderat material. Avskiljningsgraden som kan uppnås beror bland annat på vattnets och partiklarnas egenskaper och på vilken typ av teknik som används för att separera vatten och slam. På Nykvarnsverket blandas primärslam med överskottsslam, kemsam och vatten med hög halt suspenderade ämnen efter rejektvattenreningen. Bioslammet i detta flöde gör att det blir både svårare att bygga upp tunga flockar, för bra sedimenteringsegenskaper, samt hållbara flockar som håller ihop på en filterduk. Ett alternativ kan vara att behandla delflödet med bioslam separat. Varje vatten behöver dock bedömas separat för att bestämma vilken åtgärd som ger bäst resultat. Förfiltrering som komplement till

---

försedimentering kan vara ett sätt att öka avskiljningsgraden genom att minska ytbelastningen på befintliga försedimenteringar.

Projektmålet att hitta processbetingelser för att kontrollera hydrolysen och fermenteringen av slam och styra doseringen av producerad VFA för att täcka behovet av kolkälla i denitrifikationen har undersökts. Den totala produktionen påverkas mest av temperatur och SRT medan urlakningen påverkas av temperatur, TS-halt och recirkulationen av slam från bottenuttaget till inloppet av sedimenteringen.



---

## 6 Slutsatser

Förfiltrering, som komplement till försedimentering, kan vara ett sätt att öka den hydrauliska kapaciteten och avskiljningsgraden och att även vid höglöden kunna separera en större andel slam och vatten.

Resultaten från försöket visar att processkonfigurationen är möjlig att genomföra. VFA-produktionen i sedimenteringarna kan styras med slammets uppehållstid (SRT) och cirkulationsflöde. Det ger styrbarhet i hydrolysaktivitet, vilket är det som begränsar hastigheten i fettsyrsyntesen. Temperaturen har en stark påverkan på både den totala VFA-produktionen och på urlakningen av VFA till vattenfasen. TS-halten och recirkulation av slam har också en stark påverkan på urlakningen. SRT behöver begränsas för att undvika metanbildning. Under försöket kunde metan inte detekteras uppåt 4,5 dagars SRT.

Utbytet av VFA i lakvattnet från pilotsedimenteringen var mycket sämre än i rejektvattnet från slamförtjockningen. Uttag av VFA som kolkälla görs därför bäst via rejektvatten från slamförtjockning. Detta ger möjlighet att pumpa kolkällan direkt till anoxiska zoner, utan att belasta de aeroba zonerna i aktivslamprocessen. Recirkulation av slam, från bottenuttaget till inloppet i sedimenteringen kan behövas för att få en omblandning och hydrolys- och fermenteringsaktivitet i hela slamvolymen.

VFA-produktionen har ett starkt temperaturberoende. För att kunna bibehålla en hög produktion året runt så kan det vara nödvändigt att ha en separat sidoströmsreaktor för hydrolysen och fermenteringen med omrörning och uppvärmningsmöjlighet.

---

## 7 Förslag till fortsatt arbete

Att VFA förekommer i höga halter i rejektvattnet från slamförtjockningen är intressant att undersöka vidare. Om slamuppehållstiden (SRT) i den befintliga processen kan optimeras i kombination med effektivare förtjockning av slammet, bör det finnas möjlighet att producera mer kolkälla. Det innebär att uttaget av VFA ur det fermenterade slammet kan göras i befintligt system via rejektvattnet och mer effektivt än via urlakning vid återcirkulering av slam från bottenuttag till inlopp i försedimenteringen. Det skulle också innebära att kolkällan kan distribueras kontrollerat till anoxiska zoner.

Det är även intressant att utreda hur hydrolys och fermentering kan göras i en täckt sidoströmsreaktor med uppvärmningsmöjlighet, omrörning och med behandling av uppsamlad gas och hur reaktortanken ska utformas optimalt.

För att ytterligare optimera processen är det även intressant att optimera förfällningen och flockningen för att öka avskiljningsgraden av suspenderade partiklar, och därigenom minska belastningen på biostegen och öka slammängden till VFA-produktion och rötning.

---

# Referenser

Alex J., Benedetti L., Copp J., Gernaey K.V., Jeppson U., Nopens I., Pons M.N., Rosen C., Steyner J.P. och Vanrolleghem P.A. (2008). Benchmark Simulation Model no. 2 (BSM2). Dokumentation inkluderad med nedladdningen av Benchmark Simulation Model No. 2. Tillgänglig: [404 | Industriell elektroteknik och automation \(IEA\)](#)

Gernaey K. Implication of using different carbon sources for denitrification in wastewater treatments V, Jeppsson U., Vanrolleghem P.A. och Copp J.B. (2020). Benchmarking of Control Strategies for Wastewater Treatment Plants. *Technical report. Scientific and Technical Report No. 23*. IWA Publishing, London, UK.

Henze M., Grady Jr C.P.L., Gujer W., Marais G.v.R. och Matsuo T. (1987). Activated Sludge Model No. 1. *Technical report. Scientific and Technical Report No. 1*. IWA Publishing, London, UK.

Cherchi C., Onnis-Hayden A., El-Shawabkeh I. och Gu A. Z. (2009). *Water Environ Res*, 81, 788-99.

CORPORATION, M. 2023. About Methanol - Pricing [Online]. Available: [Pricing - Methanex | Methanex](#) [Accessed 2023-11-24 2023].

Elefsiniotis P., Wareham D. G. och Smith M. O. (2004). Use of volatile fatty acids from an acid-phase digester for denitrification. *J Biotechnol*, 114, 289-97.

Fu X., Hou R., Yang P., Qian S., Feng Z., Chen Z., Wang F., Yuan R., Chen H. och Zhou B. (2022). Application of external carbon source in heterotrophic denitrification of domestic sewage: A review. *Science of The Total Environment*, 817, 153061.

Glass C. och Silverstein J. (1998). Denitrification kinetics of high nitrate concentration water: pH effect on inhibition and nitrite accumulation. *Water Research*, 32, 831-839.

Guo Y., Guo L., Sun M., Zhao Y., Gao M. och She Z. (2017). Effects of hydraulic retention time (HRT) on denitrification using waste activated sludge thermal hydrolysis liquid and acidogenic liquid as carbon sources. *Bioresource Technology*, 224, 147-156.

Lundin E. (2014). *Modelling Chemically Enhanced Primary Settlers Treating Wastewater, using Particle Settling Velocity Distribution*. Examensarbete Uppsala Universitet

Kim, S. och Karrila, S. J., 1991, *Microhydrodynamics: Principles and Selected Applications*, Dover Publications.

Metcalf Amp och Eddy I. (2014). Wastewater engineering: treatment and reuse, fourth edition / revised by George Tchobanoglous, Franklin L. Burton H. David Stensel. Boston: McGraw-Hill [2003] ©2003.

Ossiansson E., Persson F., Bengtsson S., Cimbritz M. och Gustavsson D. J. I. (2023). Seasonal variations in acidogenic fermentation of filter primary sludge. *Water Research*, 242, 120181.

Pan Y., Sun R.-Z., Wang Y., Chen G.-L., Fu Y.-Y. och Yu H.-Q. (2023). Carbon source shaped microbial ecology, metabolism and performance in denitrification systems. *Water Research*, 243, 120330.

Rahman A., Okogi S., Riffat R., Al-Omari A. och Murthy S. (2016) Characterizing Denitrification Kinetics in Lab Scale Reactors for Longer Time Ethanol Dosage. *Journal of Water and Environment Technology*, Vol.14, No.5: 372-385.

- 
- Van Loosdrecht M., Nielsen P., Lopez-Vazquez C., Brdjanovic D. och More, A. (2016a). *Experimental Methods in Wastewater Treatment*.
- Van Loosdrecht M. C. M., Nielsen P. H., Lopez-Vazquez C. och Brdjanovic, D. (2016b). *Experimental Methods in Wastewater Treatment*, IWA Publishing.
- Wang H., Chen N., Feng C. och Deng Y. (2021). Insights into heterotrophic denitrification diversity in wastewater treatment systems: Progress and future prospects based on different carbon sources. *Science of The Total Environment*, 780, 146521.
- Wei Q., Zhang J., Luo F., Shi D., Liu Y., Liu S., Zhang Q., Sun W., Yuan J., Fan H., Wang H., Qi L. och Liu G. (2022). Molecular mechanisms through which different carbon sources affect denitrification by *Thauera linaloolentis*: Electron generation, transfer, and competition. *Environment International*, 170, 107598.
- Zhang Y., Wang X. C., Cheng Z., Li Y. och Tang J. (2016). Effect of fermentation liquid from food waste as a carbon source for enhancing denitrification in wastewater treatment. *Chemosphere*, 144, 689-96.

### **Personlig kommunikation**

Micolucci Federico; Processingenjör, NSVA. Intervju 22 april 2024

~~~~~

~~~~~

# Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL [svensktvatten@svensktvatten.se](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)