Karakterisering av kommunalt avloppsvatten

- Partikelstorleksfördelning och sammansättning av COD

Sara Tebini

Department of Chemical Engineering
Master Thesis 2020

LUND UNIVERSITY

Karakterisering av kommunalt avloppsvatten

- Partikelstorleksfördelning och sammansättning av COD

av

Sara Tebini

Examensarbete nr: 2020-09

Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik
Institutionen för Kemiteknik
Lunds universitet

Juni 2020

Handledare: **Docent Michael Cimbritz**
Biträdande handledare: **Forskningsledare David Gustavsson (VA SYD/Sweden Water Research)**
Examinator: **Docent Karin Jönsson**

Postadress	**Besöksadress**	**Telefon**
Box 124	Naturvetarvägen 14	046-222 82 85
221 00 Lund		046-222 00 00
Hemsida		
www.vateknik.lth.se		

Förord

Examensarbetet har utförts inom ramen för projektet Ideal Carbon Utilisation (ICU) på kommunalförbundet VA SYD och utgör samtidigt det avslutande momentet på mina 5 års civilingenjörsstudier inom väg- och vattenbyggnad. Det har varit en spännande, rolig och framförallt lärorik tid med det här arbetet. Min förhoppning är att rapporten ska kunna utgöra ett användbart referensmaterial för pilotstudierna inom ICU.

Jag vill börja med att tacka mina handledare David Gustavsson (VA SYD/Sweden Water Research) och Michael Cimbritz (LTH) för den här tiden. Jag är tacksam för all er hjälp, det har varit en ära att få lära mig av er och jag hade inte kunnat önska mig bättre handledare än er två.

Jag vill även rikta ett särskilt tack till Elin Ossiansson (VA SYD) för alla värdefulla tips och stöd under arbetets gång.

Sist men inte minst vill jag tacka Viktor och Joanna på Källbys avloppsreningsverk samt Stina och Gertrud på LTH. Er hjälp och vägledning på labbet har varit ovärderlig och jag hade inte kunnat klara det utan er.

Sara Tebini

Lund, Juni 2020

Sammanfattning

Inkommande avloppsvatten till ett reningsverk består till största delen av organiskt material som i sin tur kan utgöra en viktig resurskälla för reningsverket. Genom att utnyttja kolet i avloppsvattnet för produktion av metan kan ett reningsverk bli självförsörjande på energi. En nackdel kan dock vara att det lättnedbrytbara organiska materialet, som viktiga reningsprocesser såsom denitrifikation och biologisk fosforavskiljning är starkt beroende av, minskar i avloppsvattnet. Ideal Carbon Utilization (ICU) är ett projekt som undersöker möjligheten att kunna utnyttja det organiska materialet både för energiutvinning och för produktion av kolkälla till de biologiska processerna för att uppnå självförsörjning och samtidigt säkerställa en effektiv biologisk rening. Avloppsvatten kan dock skilja sig i karaktär beroende på bland annat ursprung, ledningsnät, förbehandling mm. och innehållet har en direkt påverkan på dess potential att producera lättillgängligt kol.

I det här arbetet karakteriserades olika inkommande och förbehandlade avloppsvatten, från Källby ARV, Sjölunda ARV och Klagshamn ARV, med avseende på partikelstorleksfördelning och Källbys avloppsvatten kunde vidare karakteriseras med avseende på sammansättning av olika COD-fraktioner, där innehållet fraktionerats enligt ASM2d-modellen. För bestämning av partikelstorleksfördelning fördelades avloppsvattnet i storleksfraktioner genom filtrering med nio olika filter (inom spannet 0,1 – 100 µm) och för bestämning av COD-fraktioner utnyttjades respirometri (OUR) och fysisk-kemisk metod (filtrering).

Resultaten visade att Källbys avloppsvatten dominerades av långsamt nedbrytbart organiskt material (XC_B) som utgjorde 44 % av total COD och minsta COD-fraktionen var det direkt nedbrytbara materialet (S_{VFA}) som endast utgjorde 1 % av total COD. Utifrån storleksfraktioneringen framkom att större delen av det organiska materialet i de olika inkommande avloppsvattnen var i de suspenderade och sedimenterbara storleksfraktionerna (5-40 µm respektive >40 µm) och samtliga avloppsvatten hade lågt innehåll av kolloidalt material. Vidare framgick att förfiltreringen utan kemiska tillsatser var den mest effektiva förbehandlingen för avskiljning av partiklar >40 µm. För att erhålla en mer detaljerad karakterisering bör dock även storleksfraktionernas kemiska sammansättning och nedbrytbarhet analyseras.

Nyckelord: avloppsvatten, karakterisering, COD, respirometri, partikelstorleksfördelning, förbehandling

Summary

Wastewater that enters a wastewater treatment plant (WWTP) consists largely of organic material which in turn can constitute an important resource for the WWTP. By utilizing the organic carbon in the wastewater for production of methane, one can thus achieve an energy self-sufficient treatment plant. The downside is, however, that at the same time the readily biodegradable organic matter is reduced, which important treatment processes such as denitrification and biological phosphorus removal are highly dependent on. Ideal Carbon Utilization (ICU) is a project investigating the possibilities of utilizing the organic matter for both energy utilization and production of carbon source to the biological processes in order to achieve self-sufficiency and at the same time ensure an effective biological treatment. However, wastewater may differ in character depending on origin, sewer system, pre-treatment etc. and the content has a direct impact on its potential to produce readily available carbon.

In this work, raw- and pretreated wastewaters originating from Källby WWTP, Sjölunda WWTP and Klagshamn WWTP were characterized based on particle size distribution and the wastewater from Källby were further characterized based on composition of different COD-fractions, where the content was fractionated according to the ASM2d model. For the determination of particle size distribution, the wastewater was distributed into size fractions by filtration with nine different filters (within the range of 0,1 – 100 µm) and for the determination of COD - fractions respirometry (OUR) and physical-chemical method (filtration) were used.

The results showed that the wastewater from Källby was dominated by slowly biodegradable organic matter (XC_B) which accounted for 44 % of total COD and the smallest COD-fraction was the directly biodegradable matter (S_{VFA}) which only accounted for 1 % of total COD. Based on the size fractionation it was found that most of the organic matter in the various raw wastewaters belonged to the suspended and settleable size fractions (5-40 µm and >40 µm respectively) and all the wastewaters had a low content of colloidal matter. Furthermore, it was found that the pre-filtration without chemical additions was the most effective pre-treatment for removal of particles >40 µm. However, chemical composition and biodegradability in the various size fractions should also be analyzed in order to obtain a more detailed characterization.

Key words: wastewater, characterization, COD, respirometry, particle size distribution, pretreatment

Förkortningar

ARV	Avloppsreningsverk
ASM	Aktivslammodell (Activated Sludge Model)
b_H	Heterotrof specifik nedbrytningshastighet
BOD	Biokemisk syreförbrukning (Biochemical Oxygen Demand)
COD	Kemisk syreförbrukning (Chemical Oxygen Demand)
$COD_{0,1\text{-filt}}$	COD-halt i 0,1µm - filtrat
$COD_{0,1\text{-filt, ut}}$	COD-halt i 0,1µm - filtrat av utgående avloppsvatten
COD_{tot}	Total COD-halt
f	Procentuell fraktion
F/M	Förhållandet mellan substrat och mikroorganismer (Food to Mass)
f_{av}	Aktiva fraktionen av VSS
f_{cv}	Förhållandet mellan COD och VSS i slam
ICU	Idealt Kol Utnyttjande (Ideal Carbon Utilization)
OUR	Syreupptagningshastighet (Oxygen Uptake Rate)
p.e.	Personekvivalent (1 p.e. = 70 g BOD_7/dygn)
S	Lösligt organiskt material
S_F	Fermenterbart lättnedbrytbart organiskt material
$S_{F, teo}$	Teoretisk S_F
SOUR	Specifik syreupptagningshastighet (Specific Oxygen Uptake Rate)
SS	Suspenderad substans (Suspended Solids)
S_U	Lösligt inert organiskt material
S_{VFA}	Fermenteringsprodukter
$S_{VFA, teo}$	Teoretisk S_{VFA}
Tot-N	Total kvävemängd
Tot-P	Total fosformängd
V_{av}	Volym avloppsvatten
VFA	Flyktiga fettsyror (Volatile Fatty Acids)
V_{sl}	Volym aktivt slam

VSS	Organisk suspenderad substans (Volatile Suspended Solids)
X_{ANO}	Autotrof biomassa
XC_B	Partikulärt långsamt nedbrytbart organiskt material
X_{OHO}	Heterotrof biomassa
X_{PAO}	Polyfosfatackumulerande organismer
X_{PP}	Polyfosfat
X_U	Partikulärt inert organiskt material
Y_h	Utbyteskoefficient för heterotrofer

Innehållsförteckning

1 Inledning 1
1.1 Syfte 2
2 Teoretisk bakgrund 3
2.1 Karakterisering för modellering av aktivslamsystem 3
2.2 COD-fraktionering enligt ASM2d 3
2.2.1 Definition av komponenter i ASM2d 4
2.2.2 Nytt beteckningssystem av tillståndsvariabler 5
2.3 Karakteriseringsmetoder 6
2.3.1 Respirometrisk metod - OUR 7
2.3.2 Fysisk-kemisk metod - Filtrering 8
2.3.3 Karakterisering med avseende på partikelstorleksfördelning 9
3 Metod och material 11
3.1 Översikt 11
3.2 Respirometri – OUR 14
3.3 Filtrering 18
3.4 Partikelstorleksfördelning 20
3.4.1 ICU – piloten 21
3.4.2 Validering av analysmetod 22
4 Resultat och diskussion 25
4.1 OUR och filtrering 25
4.1.1 COD-fraktionering 25
4.2 Sammansättning av olika inkommande avloppsvatten 32
4.2.1 Fraktionsfördelning 32
4.2.3 Nedbrytbarhetsegenskaper 34
4.3 Storleksfraktionering av COD 37
4.3.1. Olika inkommande avloppsvatten 37
4.3.2 Förfiltrerat avloppsvatten 44
4.3.3 Kemiskt behandlat avloppsvatten 47
4.3.4 Försedimenterat avloppsvatten 49
4.3.5 Förbehandlingars potential för effektiv behandling 51
5 Slutsatser och framtida studier 55
Referenser 57
Bilaga A – OUR kurvor 61

Bilaga B – Storleksfraktionering av filtrerat avloppsvatten 63
Bilaga C – Populärvetenskaplig sammanfattning 65

1 Inledning

”Visa mig ditt avloppsvatten och jag säger dig vem du är” (Henze & Comeau, 2008, s.45). Avloppsvatten härrör från mänskliga aktiviteter, verksamheter och industriprocesser. Beroende på ursprung kommer sammansättningen av avloppsvattnet att variera samtidigt som typ av aktivitet/process kommer att avspeglas i innehållet.

Avloppsreningsverken tar dagligen emot stora mängder avloppsvatten av olika kvalité. Det inkommande avloppsvattnet kan skilja sig mellan olika reningsverk, olika veckodagar och även mellan olika tidpunkter på dygnet. Flera studier har belyst det faktum att avloppsvatten är unikt för sin plats och tid och att slutsatser erhållna för ett visst avloppsvatten inte alltid kan generaliseras (Orhon *et al*., 1997; Roeleveld & van Loosdrecht, 2002; Henze & Comeau, 2008; Fall *et al*., 2011).

Variationen i innehållet bland avloppsvattnen beror på en rad påverkande faktorer såsom ursprungskälla, väderlek, landskap, typ av avloppssystem mm. Det sistnämnda syftar både till den förändring som vattnet kan genomgå under transport i ledningen men även till den eventuella blandning som kan ske mellan olika typer av avloppsvatten. Avloppsvatten innefattar spillvatten (från hushåll och verksamheter), dagvatten, dräneringsvatten och industrivatten. Beroende på vad för typ av ledningssystem som råder, separerat- eller kombinerat system, påverkas sammansättningen av det inkommande avloppsvattnet till ett reningsverk. Men förutom yttre faktorer spelar även den mänskliga faktorn en stor roll, då matvanor, livsstil och levnadsstandard ger ett avtryck i avfallet från ett hushåll (Henze & Comeau, 2008).

Kommunalt avloppsvatten kan bestå av olika typer av föroreningsämnen som mikroorganismer, organiskt/oorganiskt material, näringsämnen (förorenande när de förekommer i stor mängd), metaller och toxiska ämnen. Innehållet av organisk massa är den största föroreningskällan (Henze & Comeau, 2008). Då föroreningsämnen förekommer både i löst och partikulär form anpassas olika behandlingstekniker. För borttagning av partiklar används främst sedimentering, filtrering och flotation medan för borttagning av lösliga ämnen utnyttjas biologiska eller kemiska processer (Levine *et al.,* 1985).

Förhållandet mellan de olika föroreningsämnena i det inkommande avloppsvattnet har en inverkan på reningsprocessen. Då näringsämnen som kväve och fosfor främst förekommer i löst form behöver de genomgå antingen kemiska eller biologiska processer, såsom nitrifikation/denitrifikation och biologisk fosforavskiljning, för att kunna separeras från vattnet. Denitrifikation och biologisk fosforavskiljning är dock processer som kräver tillgång till lättillgängligt kol. Både denitrifierande organismer och bakterier som ansvarar för fosforupptag är beroende av organisk föda (Zumft, 1997; Smolders *et al.,* 1994). Detta innebär att mängden organiskt material i det inkommande avloppsvattnet bör stå i tillräcklig proportion till mängden näringsämnen för att säkerställa en effektiv biologisk reningsprocess.

Innehållet av organisk massa i avloppsvattnet kan även utgöra en användbar resurs för biogasproduktion. Vid rötning av slam hydrolyseras det organiska materialet där svårlösliga föreningar sönderdelas till enkla föreningar varpå produkterna genomgår fermentering. I slutsteget av rötningsprocessen bildas metan som i sin tur kan utnyttjas för utvinning av energi (Gujer & Zehnder, 1983). En konsekvens av detta är dock en reducerad tillgång till lättillgängligt kol i den biologiska reningen, vilket kan ha en hämmande effekt på reningsprocessen.

ICU (Ideal Carbon Utilization; Idealt Kol Utnyttjande) är ett samarbetsprojekt under ledning av VA SYD och Sweden Water Research som syftar till att utforska möjligheten att utnyttja kolet i det inkommande avloppsvattnet till ett reningsverk på bästa sätt. I projektets första del, ICU-förbehandling, studeras ett nytt koncept där förfiltrering kombineras med en sidoströmsfermentering för produktion av organisk kolkälla. Målet med den studerade förbehandlingen är att minska den organiska belastningen till den biologiska reningen och därmed minska energianvändningen, bistå med lättillgänglig kolkälla för de biologiska processerna och samtidigt öka biogasproduktionen.

Inkommande avloppsvatten till ett reningsverk kan dock skilja sig i karaktär med avseende på framförallt sammansättning av organiskt material och partikelstorleksfördelning, beroende på tidigare nämnda faktorer. Ytterligare en påverkande faktor är huruvida vattnet genomgått en förbehandling och i sådant fall vad för typ av behandling. Innehållet kan i sin tur påverka dess potential att producera bra kolkälla, vilket är ännu en aspekt som studeras i ICU-förbehandling. En detaljerad analys av vattnets karaktär och dess bakomliggande orsaker är därmed en viktig förutsättning i studien om avloppsvattnets potential för produktion av lättillgängligt kol.

Studien kommer att äga rum under en två-årsperiod i en specialtillverkad pilotanläggning på Källby avloppsreningsverk i Lund. Detta examensarbete är en del av projektet.

1.1 Syfte

Syftet med det här arbetet var att karakterisera olika typer av avloppsvatten, både inkommande och förbehandlade avloppsvatten, med avseende på sammansättning av partikulärt och lösligt organiskt material samt partikelstorleksfördelning. Detta för att erhålla kunskap om det organiska innehållet i de olika inkommande avloppsvattnen samt undersöka hur innehållet påverkas av de olika förbehandlingarna; Försedimentering, förfiltrering och kemisk behandling. Arbetet var även syftat till att jämföra olika karakteriseringsmetoder, fysisk-kemisk (filtrering) och respirometri (OUR).

2 Teoretisk bakgrund

2.1 Karakterisering för modellering av aktivslamsystem

Karakterisering av avloppsvatten har stor betydelse för dimensionering av reningsverk och optimering av reningsprocesser. Forskning har drivit på utvecklingen samt moderniseringen av befintliga karakteriseringsmetoder. Användningsområdet har främst varit inom matematisk modellering av aktivslamsystem i syfte att kontrollera, förbättra eller utveckla nya behandlingsprocesser (Henze, 1992; Henze *et al.*, 2000). I slutet av 1900-talet presenterades den första modellen i serien ASM (Activated Sludge Model), ASM1, som sedan banat vägen för vidareutveckling av fler modeller med olika komplexitet. ASM1 var anpassad till att enbart hantera oxidationsprocesser av organiskt material och kväveavskiljningsprocesser (nitrifikation och denitrifikation) medan den utvecklade versionen även kom att inkludera biologisk fosforavskiljning i aktivslamsystem. Modellutvecklingen resulterade i tre nya modeller; ASM2, ASM2d och ASM3 (Henze *et al.*, 2000).

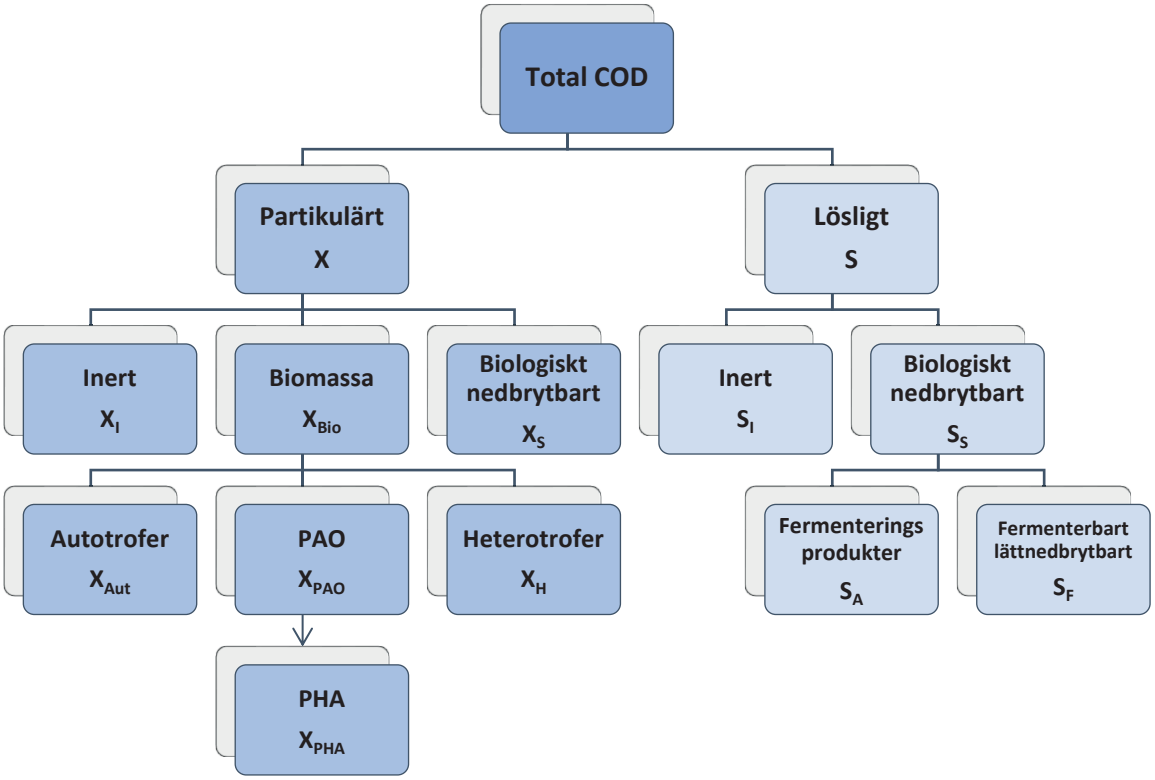
En av nyckelparametrarna som krävs för modellering av biologiska processer är koncentrationer av det inkommande avloppsvattnets innehåll i form av organiskt material, mikroorganismer samt näringsämnen. Dessa så kallade tillståndsvariabler erhålls genom fraktionering av innehållet utifrån karaktären på dess beståndsdelar.

I ASM uttrycks det organiska materialet som COD (Chemical Oxygen Demand) då det antas vara ett överlägset mått på den organiska massan som finns i avloppsvattnet (Henze *et al.*, 2000). Jämfört med BOD (Biochemical Oxygen Demand) som enbart uttrycker den biologiskt nedbrytbara delen av det organiska materialet, är COD ett indirekt mått på den totala organiska massan som är kemiskt oxiderbar. Det är dock viktigt att poängtera att COD är lägre än TOD (Total syreförbrukning; Total Oxygen Demand).

2.2 COD-fraktionering enligt ASM2d

I det här arbetet har COD-innehållet fraktionerats enligt ASM2d-modellen, se Figur 2.1. ASM2d är en utvidgning av ASM2 och behovet av det kom till följd av en utvecklad förståelse för sambandet mellan denitrifikation och biologisk fosforavskiljning. Tillståndsvariablerna i den nya modellen fick därmed ett tillskott av nya komponenter (Henze *et al.*, 2000).

Kategoriseringen av den organiska massan i ASM bygger främst på fraktionernas biologiska nedbrytbarhet, om de är biologiskt nedbrytbara eller inerta, och fysiska tillstånd, om de är partikulära eller lösliga. För att skilja mellan partikulär och löslig fraktion används bokstäverna X och S (Henze *et al.*, 2000). I ASM2d indelas den lösliga nedbrytbara fraktionen vidare i fermenteringsprodukter och fermenterbar lättnedbrytbar organisk massa, se Figur 2.1. Dessutom inkluderas denitrifierande PAO (polyfosfatackumulerande organsimer; Polyphosphate Accumulating Organisms) bland de partikulära komponenterna. En mer detaljerad beskrivning av de olika organiska fraktionerna i modellen ges i avsnitt 2.2.1.



Figur 2.1: COD-fraktionering enligt ASM2d med ursprungligt beteckningssystem.

2.2.1 Definition av komponenter i ASM2d

Henze *et al.* (2000) ger en omfattande beskrivning av samtliga komponenter som ingår i ASM2d, organiska och icke-organiska, men då enbart COD-fraktioneringen är av intresse för det här arbetet nämns enbart de organiska fraktionerna.

- S_I (Lösligt inert organiskt material): Det organiska materialet är ej biologiskt nedbrytbart och passerar därmed igenom reningsverket i oförändrad form. Koncentrationen är normalt högre i utgående avloppsvatten än i inkommande då det under aktivslamprocessen bildas nytt inert material.

- X_I (Partikulärt inert organiskt material): Det organiska materialet är precis som ovanstående ej biologiskt nedbrytbart och avlägsnas från systemet genom uttag av överskottsslam.

- S_A (Fermenteringsprodukter): Fraktionen tillhör lösligt biologiskt nedbrytbart organiskt material och bildas som slutprodukt av fermenteringsprocessen. Materialet är det mest lättillgängliga för upptag och omsätts direkt av heterotrofer. I modellen antas den motsvara acetat.

- S_F (Fermenterbart lättnedbrytbart organiskt material): Denna lösliga fraktion är lätt biologiskt nedbrytbar och omsätts snabbt av heterotrofer.

- X_S (Partikulärt långsamt nedbrytbart material): Fraktionen består av partikulära och kolloidala komplexa föreningar som behöver sönderdelas till enkla molekyler genom hydrolys innan de blir tillgängliga för nedbrytning av mikroorganismer. I modellen betraktas fraktionen som partikulär men kan i själva verket även förekomma i löslig form.

- X_{AUT} (Autotrof biomassa): Autotrofer är de mikroorganismer som driver nitrifikationsprocessen där ammonium oxideras till nitrat. Dessa organismer kan utnyttja koldioxid som kolkälla.

- X_H (Heterotrof biomassa): Heterotrofer är de mikroorganismer som livnär sig på organiskt material genom att konsumera det nedbrytbara materialet (S_A + S_F) och hydrolysera det partikulära materialet (X_S). Till skillnad från autotroferna får dessa organismer tillgång till kolkälla genom organiskt substrat.

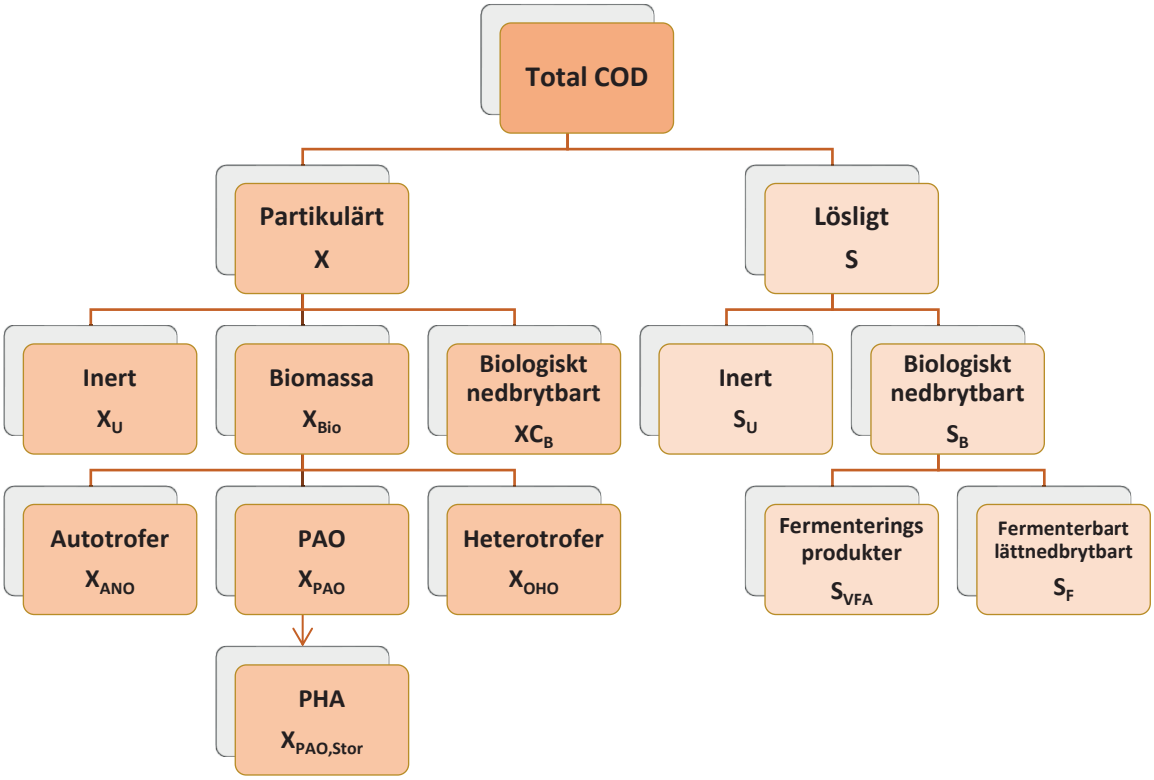
- X_{PAO} (Polyfosfatackumulerande organismer): Organismer som utnyttjar internt lagrade cellprodukter (X_{PHA} och den oorganiska X_{PP}) för att kunna ansamla fosfor, bryta ned inkommande COD och driva denitrifikationsprocessen, där nitrat omvandlas till kvävgas.

- X_{PHA} (Internt lagrade cellprodukter i PAO): Förekommer i samband med PAO som internt enskilt cellmaterial och består huvudsakligen av polyhydroxialkanoater (PHA).

2.2.2 Nytt beteckningssystem av tillståndsvariabler

Corominas *et al.* (2010) presenterade ett nytt system för namngivning av komponenterna i ASM i syfte att standardisera beteckningssystemet i global skala och samtidigt ge komponenterna enklare, tydligare och mer betydelsefulla namn. Ett av motiven bakom införandet av ett gemensamt namngivningssystem var att tillståndsvariabler fick olika beteckningar i olika modeller vilket skapade förvirring och försvårade kommunikationen mellan de praktiserande inom området.

Precis som i tidigare system används bokstäverna X och S som bas för att skilja mellan partikulär och löslig fraktion. Ett undantag gjordes dock för den partikulära nedbrytbara fraktionen, X_S (ursprungligen), som i det nya systemet fick beteckningen XC_B för att ta hänsyn till det kolloidala innehållet i fraktionen. Indexen B och U anger om fraktionen är nedbrytbar (Biodegradable) eller inert (Undegradable). Vidare valde man systematiskt att låta indexen för samtliga biomassfraktioner avslutas med ett ”o” för att tydligt framhäva att det är organismer. Internt lagrade produkter fick även förkortningen ”Stor” (Storage) inkluderat i namnet. De nya indexen för autotrofer och heterotrofer står för ”Autotrophic Nitrifying Organisms, ANO” och ”Ordinary Heterotrophic Organisms, OHO”. Dessutom fick beteckningen för fermenteringsprodukter, tidigare S_A, där A stod för acetat, ersättas med S_{VFA} (Corominas *et al.*, 2010). Figur 2.2 visar den nya namngivningen av de organiska komponenterna i ASM2d. Framöver i rapporten benämns tillståndsvariablerna enligt det nya beteckningssystemet.



Figur 2.2: COD-fraktionering enligt ASM2d med nytt beteckningssystem.

2.3 Karakteriseringsmetoder

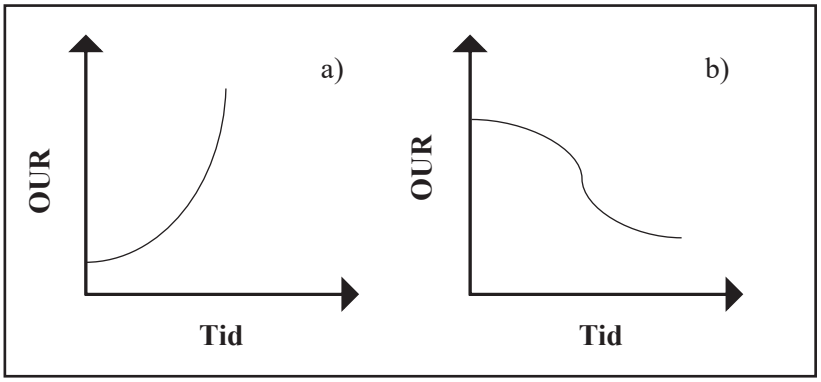
Det finns olika metoder att tillgå för bestämning av COD-fraktioner i avloppsvatten och än idag är metoderna under utveckling. Generellt råder två huvudgrupper, då karakteriseringen i princip antingen är baserad på respirometri eller filtrering i kombination med eventuella kemiska tillsatser. Dock kan implementering och utförande skilja sig utifrån önskemål om antingen effektivitet eller noggrannhet. Ett exempel är den idag välkända respirometriska metoden OUR (Oxygen Uptake Rate) som det lades grunden till av Ekama *et al.* (1986) och kom flera år senare att omformas av Ziglio *et al.* (2001) för att uppnå en mer tidseffektiv metod. I tidigare studier har även olika metoder använts ihop, både i jämförelsesyfte (Fall *et al.*, 2011) och kompletteringssyfte (Choi *et al.*, 2006). En annan metod är karakterisering med avseende på partikelstorleksfördelning där COD-analys utförs på olika storleksfraktioner (van Nieuwenhuijzen & Mels, 2002; van Nieuwenhuijzen *et al.*, 2004).

I det här arbetet sätts fokus på tre olika karakteriseringsmetoder; OUR, filtrering och COD-fördelning över olika partikelstorlekar.

2.3.1 Respirometrisk metod - OUR

OUR (Oxygen Uptake Rate) är en metod som baserar sig på syrerespirationsmätningar och används främst för att bestämma fraktionen av lösligt nedbrytbart organiskt material och heterotrof biomassa. Den vanligen tillämpade principen går ut på att ge heterotroferna tillgång till syre under en begränsad tid och sedan stoppa syretillförseln för att mäta syreupptagningshastigheten hos organismerna. Metoden tillämpas på olika medium beroende på vilken fraktion man vill bestämma. När det gäller löslig nedbrytbar fraktion syresätts en blandning av avloppsvatten och aktivt slam under konstanta tidsintervall där syretillförseln sätts på och av kontinuerligt. Under den tiden då syresättningen är avstängd mäts syreupptagningen, som i sin tur motsvarar den mängd syre som går åt för oxidation av lösligt nedbrytbart organiskt material (Ekama *et al.*, 1986). För bestämning av heterotrof biomassa gäller samma procedur men då är det enbart avloppsvatten som syresätts i cykler och syrekonsumtionen blir därmed ett mått på mängden heterotrofa organismer som finns i avloppsvattnet (Wentzel *et al.*, 1995). Det är dock viktigt med tillsättning av nitrifikationshämmande medel i det aktiva slammet för att säkerställa att det endast är heterotroferna som ansvarar för syreupptaget, då både oxidation av organiskt material och nitrifikation är aeroba processer.

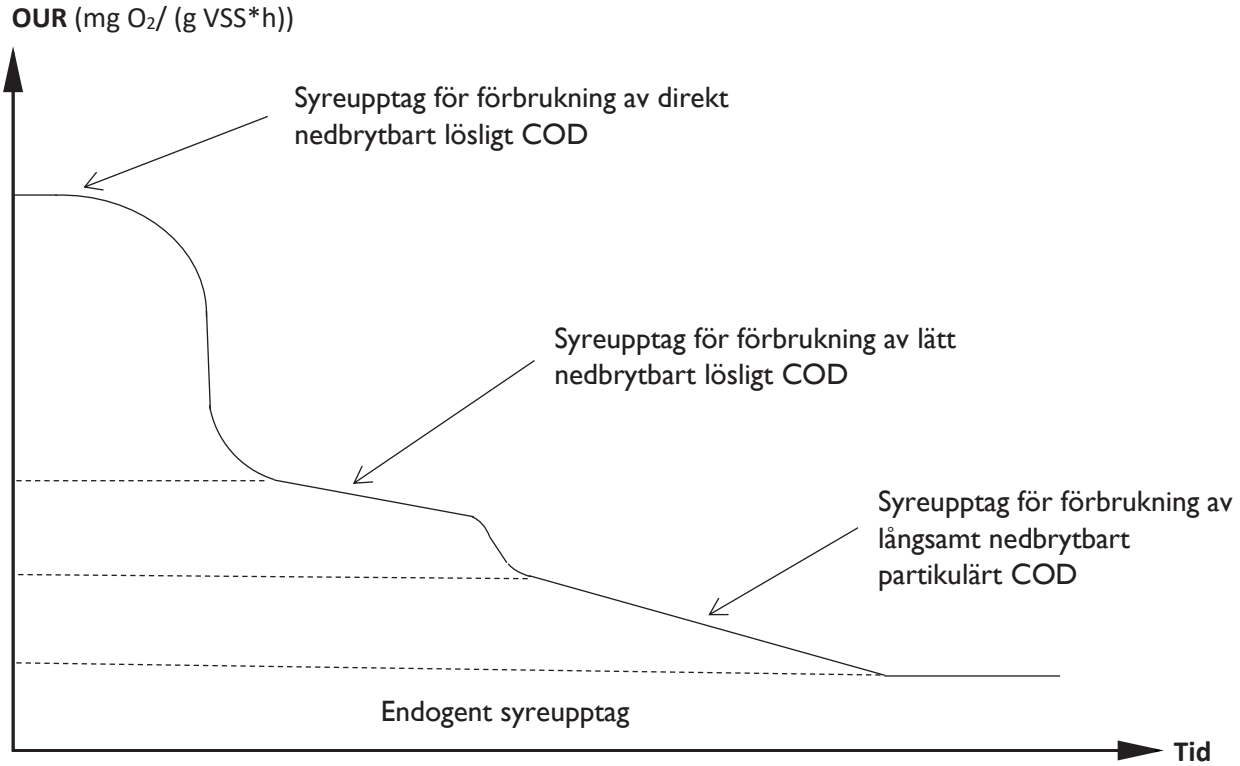
Mätningarna av syrekonsumtionen resulterar i en graf, ett så kallat respirogram, där OUR sätts som funktion av tiden. Då syreupptagningen mäts i avloppsvatten erhålls en exponentiellt växande OUR-kurva som resultat av den heterotrofa bakterietillväxten (Wentzel *et al.*, 1995). OUR-kurvan för blandningen av avloppsvatten och aktivt slam har dock ett fallande utseende då det är relaterat till förbrukningen av organiskt substrat (Ekama *et al.*, 1986).



Figur 2.3: Principiellt utseende av OUR-kurvan för a) avloppsvatten b) blandning av aktivt slam och avloppsvatten.

För fall b) i Figur 2.3 kan man med hjälp av OUR-kurvan även bestämma fördelningen av den totala syreåtgången på respektive nedbrytbar fraktion av det organiska materialet. Figur 2.4 visar hur syreupptagningshastigheten (OUR) varierar beroende på vad för typ av substrat som förbrukas, enligt Kristensen *et al.* (1991).

Syreupptagningshastigheten ger uttryck för nedbrytningen av organiskt material och därmed är maximala OUR-värdet relaterat till den initiala substratkoncentrationen i avloppsvattnet (Orupold *et al.*, 1999). I takt med förbrukningen av substratet minskar syreupptaget fram till dess att syreåtgången enbart kan hänföras till endogena respirationen. Detta är tillståndet då syrekonsumtionen fortlöper i frånvaro av organiskt substrat. Heterotroferna kommer då att sluta växa och all syreåtgång är till för att enbart hålla organismerna vid liv, så långt det är möjligt (Vanrolleghem, 2002).



Figur 2.4: Variation av OUR vid oxidation av olika nedbrytbara fraktioner. Baserad på Kristensen et al. (1991) och Hagman & la Cour Jansen (2007). Publicerad med vänligt tillstånd från Jes la Cour Jansen.

2.3.2 Fysisk-kemisk metod - Filtrering

En av de vanligaste fysisk-kemiska metoderna baseras på filtrering, oftast i samband med koagulering och flockning. Koagulering innebär tillsättning av ett kemiskt medel (koagulant) för att destabilisera partiklar/kolloider som sedan, genom tillsats av flockningsmedel, kan flockas och filtreras bort (Ødegaard, 1998). Med hjälp av metoden kan dock enbart den lösliga COD-fraktionen bestämmas genom separering av den partikulära och kolloidala massan. Detta innebär att det ofta finns behov av kompletterande mätningar för att kunna bestämma resterande fraktioner och få en helhetsbild av den organiska fraktionsfördelningen.

Filtreringsmetoden anses vara ett enklare, snabbare och mindre tidskrävande alternativ till respirometribaserade metoder (Mamais *et al.*, 1993; Roeleveld & van Loosdrecht, 2002). Fördelen med OUR är att den lösligt nedbrytbara fraktionen direkt kan erhållas från resultatet, medan filtreringsmetoden i detta sammanhang kräver att man känner till värdet på den lösliga inerta fraktionen för att sedan kunna subtrahera det från den totala lösliga massan.

Valet av porstorlek i filtret är en avgörande faktor för bestämning av den lösliga fraktionen. De senaste åren har forskningens huvudfråga varit att hitta den porstorlek som ger den ”verkliga” lösliga fraktionen (Fall *et al.*, 2011). Tidigare utnyttjades 0,45 µm filter men ofta gav det en överestimering av värdet då filtret hade tendens att släppa igenom en del av den kolloidala massan (Roeleveld & van Loosdrecht, 2002). Mamais *et al.* (1993) presenterade en ny metod för att ta itu med problemet av de passerande kolloiderna som gick ut på förbehandling av avloppsvattnet med zinkhydroxid ($Zn(OH)_2$) före filtrering. Koaguleringen resulterade i att kolloiderna kunde flockas ihop med de andra partiklarna och filtreras bort. Roeleveld & van Loosdrecht (2002) konstaterade dock att ett filter med porstorleken 0,1 µm kunde likställas med flockningsmetoden.

2.3.3 Karakterisering med avseende på partikelstorleksfördelning

En mer detaljerad karakteriseringsmetod baserar sig på fördelning av den organiska massan över olika partikelstorlekar. Storleken hos partiklarna i avloppsvatten kan variera från mindre än en hundradels mikrometer till över hundra mikrometer och variationen har en direkt inverkan på karaktären hos det specifika avloppsvattnet. Även om totala mängden organisk massa är densamma i olika avloppsvatten kan egenskaperna skilja sig på grund av olika COD-fördelningar mellan partiklarna (Arimi, 2018).

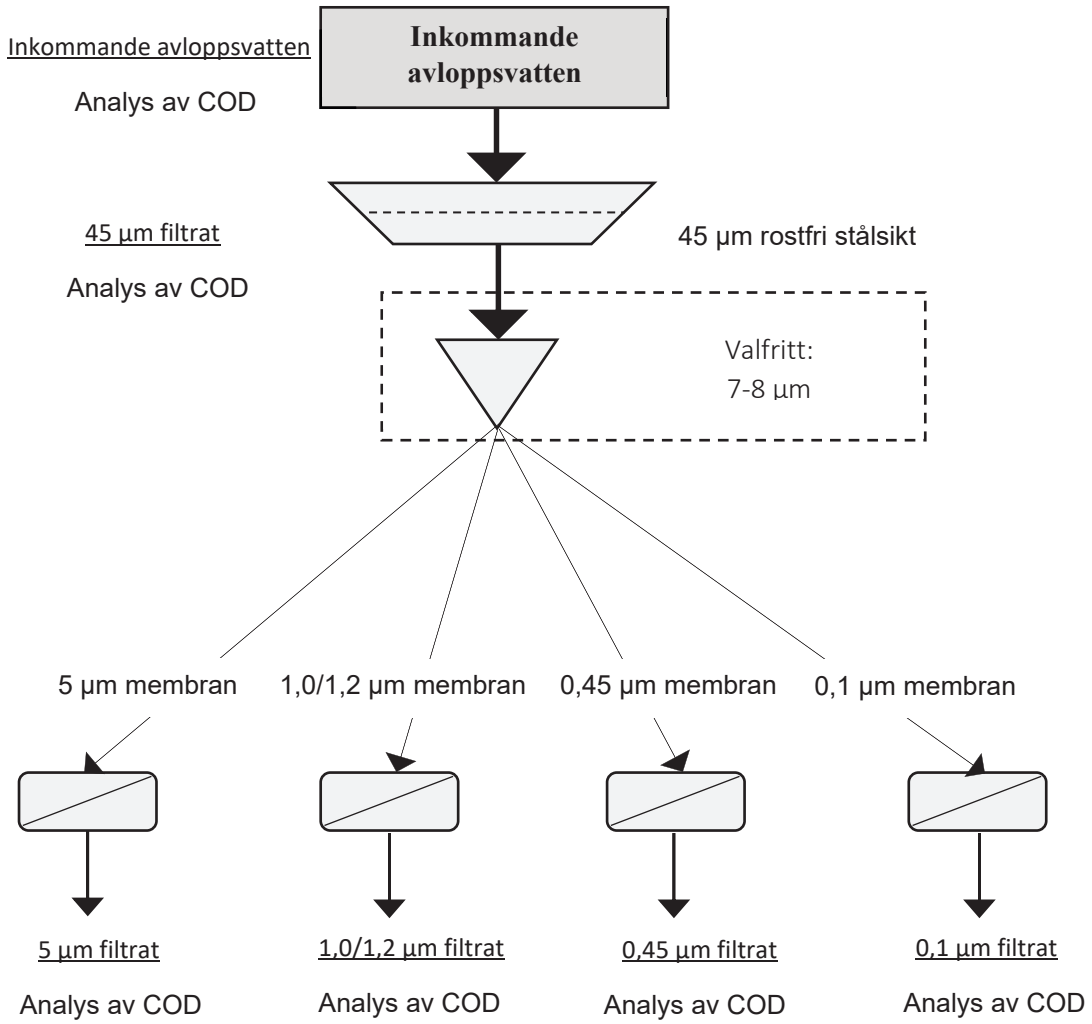
Flera studier har belyst vikten av att inkludera partikelstorleksfördelning i analys av avloppsvatten för en mer ingående karakterisering. Man fann att effektiviteten hos olika behandlingsmekanismer (fysiska, kemiska och biologiska) är relaterat till storleken hos partiklarna då vissa metoder är mer effektiva för borttagning av specifika partikelstorlekar än andra (Levine *et al.*, 1985; Orhon *et al.*, 1997). Genom att studera partikelstorleksfördelningen i avloppsvattnet har man därmed möjlighet att kunna bedöma val av behandlingsmetod och kemisk dosering för att optimera reningsprocessen och därigenom spara på energi, utrymme och kostnader i reningsverket (van Nieuwenhuijzen & Mels, 2002; van Nieuwenhuijzen *et al.*, 2004). Vidare har studier även analyserat storleksfördelningen av partiklar i kombination med nedbrytbarhet (Karahan *et al.*, 2008) och kemisk sammansättning (Sophonsiri & Morgenroth, 2004).

Vanligtvis kategoriseras partiklar i fyra olika storleksintervall: löst (<0,1µm), kolloidal (0,1-1 µm), supra-kolloidal (1-100 µm) och sedimenterbar (>100 µm) (Levine *et al.*, 1991). Dock kan man i litteraturen märka av en viss skillnad i definitionen av intervallgränser och vissa väljer även att fördela de fyra huvudgrupperna vidare i fler fraktioner. I det här arbetet tillämpas storleksfraktioneringen enligt van Nieuwenhuijzen *et al.* (2004), se Tabell 2.1.

Tabell 2.1: Storleksfraktionering av organiskt material enligt van Nieuwenhuijzen et al. 2004.

Fraktion	**Storleksintervall** (*µm*)
Löst	< 0,1
Supra-löst	0,1-0,45
Kolloidal	0,45-1
Supra-kolloidal	1-5
Suspenderad	5-45
Sedimenterbar	>45

Det finns flera olika metoder att använda sig av för att bestämma partikelstorleksfördelningen i avloppsvatten, där vissa är tekniskt mer komplicerade än andra (Levine *et al.*, 1985; Arimi, 2018). Van Nieuwenhuijzen *et al.* (2004) beskriver en relativt enkel metod som går ut på filtrering med ett antal filter av olika porstorlekar, enligt Figur 2.5, där storleksfraktionerna kan analyseras vidare med avseende på olika parametrar, bland annat COD.



Figur 2.5: Storleksfraktionering av organiskt material i avloppsvatten enligt metod i van Nieuwenhuijzen et al. (2004).

3 Metod och material

3.1 Översikt

Totalt utfördes tre olika karakteriseringsmetoder som beskrivs mer detaljerat i sina respektive avsnitt:

3.2 Respirometri – OUR

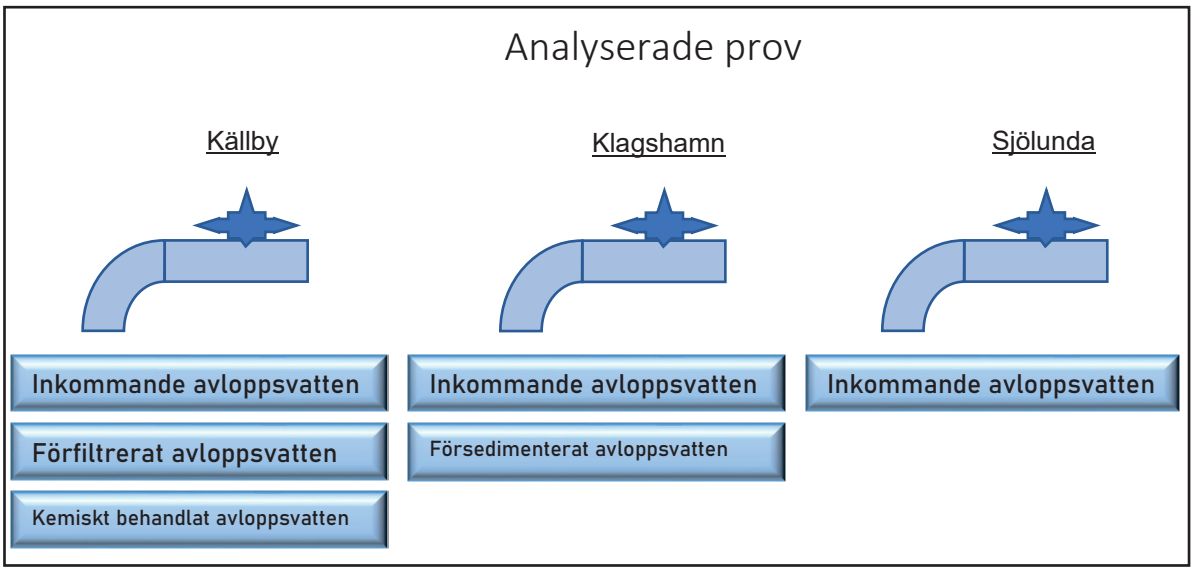
3.3 Filtrering

3.4 Partikelstorleksfördelning

Respirometritest utfördes på Lunds Tekniska Högskola (LTH) på Institutionen för Kemiteknik, medan filtrering och partikelstorleksfördelning utfördes på Källbys avloppsreningsverk. En del filtrering utfördes även på LTH.

I syfte att upparbeta metoder för karakterisering av avloppsvattnet utfördes ett flertal testförsök under perioden (10/2 – 20/3), både inom partikelstorleksfördelning och respirometri. Detta för att kunna få en första bild av resultatet och samtidigt utveckla/bearbeta metoderna för att komma till insikt om ett lämpligt tillvägagångsätt, samt erhålla erfarenhet av den använda utrustningen. OUR-utrustningen på LTH var relativt ny för personalen på plats vilket innebar att tiden på LTH inträffade i samband med en pågående kollektiv upplärningsfas. Därmed krävdes en testperiod för att utveckla en förståelse för funktion och användning. Totala analystiden kan därför delas in i en initial testperiod (A) och en riktig analysperiod (B).

Både inkommande och förbehandlade avloppsvatten analyserades under period B, med ursprung från tre olika avloppsreningsverk; Källby (Lund), Klagshamn (Malmö) och Sjölunda (Malmö), se Figur 3.1. Proven innefattade både dygnsprov (flödesproportionellt) och stickprov.



Figur 3.1: Analyserade avloppsvatten från tre olika avloppsreningsverk.

OUR och filtrering

Under period B var planen att genomföra OUR-test på flera av de presenterade proven i Figur 3.1 men på grund av utrustningsrelaterade problem kunde enbart testet med inkommande vatten från Källby bli av.

Provet analyserades för VFA, total COD samt följande COD-fraktioner:

- **S_{VFA}** (Fermenteringsprodukter)
- **S_F** (Fermenterbart lättnedbrytbart COD)
- **S_U** (Lösligt inert COD)

} S

- **XC_B** (Partikulärt långsamt nedbrytbart COD)
- **X_U** (Partikulärt inert COD)
- **X_{OHO}** (Heterotrof biomassa)

} X

Då X_{ANO} och X_{PAO} antas försumbara i inkommande avloppsvatten har dessa fraktioner ej analyserats (Henze *et al.*, 2000).

Sambanden som gäller för total COD, löslig COD och partikulär COD är:

$$COD_{tot} = S + X \tag{3.1}$$

$$S = S_{VFA} + S_F + S_U \tag{3.2}$$

$$X = XC_B + X_U + X_{OHO} \tag{3.3}$$

Fraktionerna bestämdes både genom filtrering, OUR, direkt mätning samt genom att utnyttja sambanden 3.1-3.3. Detta för att senare kunna jämföra resultaten erhållna med fysisk och analytisk metod. I Tabell 3.1 ges en kort översikt av hur de olika fraktionerna bestämdes.

Partikelstorleksfördelning

Samtliga prov i Figur 3.1 analyserades med avseende på partikelstorleksfördelning av den organiska massan.

Tabell 3.1: Tillvägagångssätt för bestämning av olika COD-fraktioner. Filtrering utfördes på inkommande avloppsvatten (in) och utgående avloppsvatten (ut).

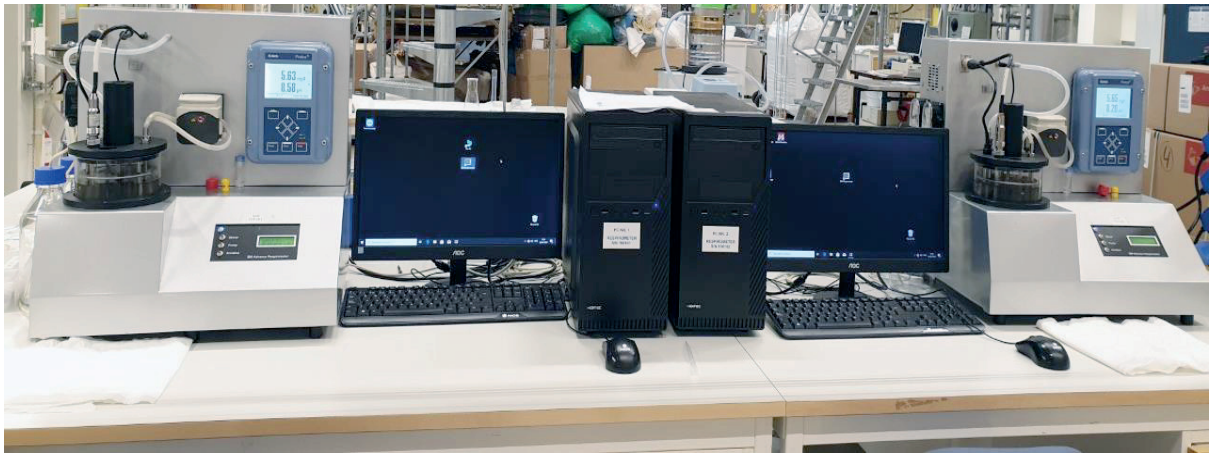
Fraktion	**Bestämning**			
	Fysisk-kemisk metod	Respirometri	Direkt mätning	Samband
S	Filtrering (in)			
S_{VFA}		OUR	Mätning av VFA med gaskromatograf	
S_F		OUR		$S_F = S - VFA - S_U$
S_U	Filtrering (ut)			
XC_B		OUR		
X_U				$X_U = COD_{tot} - S - XC_B - X_{OHO}$
X_{OHO}		OUR		

3.2 Respirometri – OUR

Med hjälp av respirometri bestämdes de nedbrytbara COD-fraktionerna enligt Ekama *et al.* (1986) och fraktionen av heterotrof biomassa enligt Wentzel *et al.* (1995).

Utrustning

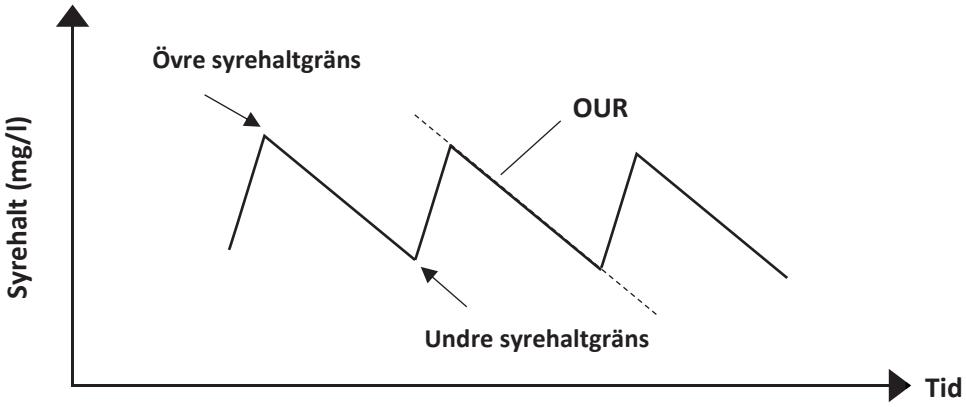
För OUR-försöken användes två likadana respirometrar av modellen BM-Advance Pro analyzer (SURCIS, S.L, Spanien.), se Figur 3.2. Respirometern var försedd med en reaktor bestående av en glasbehållare täckt med ett lock vari olika komponenter var inkopplade: motordriven omrörare, glaselektrod för pH-mätning, diffuser för luftning, syremätare och tygon slang (av plastmaterial) kopplad till en peristaltisk pump. Ett rutnät av metall indelade reaktorn i två delar. Genom slangen kunde provlösning från nedre delen pumpas upp och föras över till den övre delen för en effektiv omblandning av provet. Intill reaktorn satt en liten skärm som visade syrehalt, pH och temperatur i realtid. Respirometern var i sin tur ansluten till en dator där mätvärden registrerades och olika modifieringar kunde verkställas i tillhörande programvara.



Figur 3.2: Respirometrar som användes för OUR-test.

Bestämning av de nedbrytbara COD-fraktionerna S_{VFA}, S_F och XC_B

Metoden enligt Ekama *et al.* (1986) går ut på att blanda en viss mängd avloppsvatten med en viss mängd aktivt slam och därefter mäta syrehalten under konstanta tidsintervall där syresättning sker under första delen av intervallet och stängs av under andra delen. I det här fallet skedde syremätningen under konstanta syrehaltsintervall istället. Genom att ange en undre- och övre syrehaltgräns i programmet gick syresättningen automatiskt igång fram till dess att övre intervallgränsen uppnåddes varpå syresättningen stängdes av. Syrehalten sjönk då ner och när den nådde nedre intervallgränsen gick syresättningen på igen. Proceduren kunde sedan fortlöpa i cykler fram till dess att man avslutade testet. Under den tid då syresättningen var avstängd mättes lutningen på nedgången i syrehaltkurvan vilket då motsvarade syreupptagningshastigheten (OUR) i den specifika cykeln, se Figur 3.3. De erhållna OUR-värdena från samtliga cykler registrerades och resulterade sedan i ett respirogram, en OUR-kurva.



Figur 3.3: Principen för OUR-test med syrehaltsintervall.

För att erhålla en lättolkad OUR-kurva är det enligt Ekama *et al.* (1986) viktigt med rätt F/M - förhållande. F/M (Food to Mass) anger förhållandet mellan massan av substrat i avloppsvattnet och massan av mikroorganismer i slammet:

$$F/M = \frac{mg\ COD}{mg\ VSS} = \frac{V_{av} \cdot COD_{tot}}{V_{sl} \cdot VSS} \tag{3.4}$$

där

V_{sl} = Volym av aktivt slam (l)

V_{av} = Volym av avloppsvatten (l)

Ett lämpligt F/M – förhållande skulle enligt Ekama *et al.* (1986) motsvara:

$F/M = 1{,}2 \cdot f_{av}$

där f_{av} är den aktiva fraktionen av VSS och beräknas genom:

$f_{av} = 1{,}41(\text{Slamålder})^{-0{,}53}$ för inkommande avloppsvatten

$f_{av} = 1{,}57(\text{Slamålder})^{-0{,}43}$ för sedimenterat avloppsvatten

<u>Genomförande av test och beräkningar</u>

Den 25/3 transporterades dygnsprov och färskt slam från Källbys avloppsreningsverk till LTH. Inför OUR-testet bestämdes COD_{tot}, SS och VSS för att kunna räkna ut vilka volymer av avloppsvatten och aktivt slam som skulle blandas. För bestämning av COD_{tot} användes kyvetter (LCK 114, Hach) som enligt medföljande instruktioner pipetterades med 2 ml prov och hettades upp i ett värmeblock (LT200, Hach Lange). Kyvetterna kunde sedan mätas på sitt COD-innehåll med hjälp av en spektrofotometer (Dr 5000, Hach Lange). För SS-bestämning filtrerades 10 ml slam med ett 1,6 µm glasmikrofiberfilter (VWR) och filtret med filterresten fick sedan stå i värmeskåp och torka i en timme vid 105°C. Efter torkning och vägning av filtret kunde SS bestämmas. Vidare fick det torkade slammet glödgas i muffelugn vid 550°C och glödförlusten kunde sedan beräknas, vilken motsvarade VSS (SS-EN 872:2005).

Totala volymen av avloppsvatten och slam skulle vara en liter (anpassat efter glasbehållarens volym) och därmed kunde de enskilda volymerna bestämmas genom att utnyttja ekvation 3.4 och sambandet:

$$V_{av} + V_{sl} = 1000\ ml \tag{3.5}$$

Efter att volymerna bestämts kunde testet dra igång. Först hälldes avloppsvattnet i behållaren följt av nitrifikationshämmande medel (allylthiourea, ATU), där 12 mg/l ATU (12 ml av en stamlösning på 1 g/l ATU) tillsattes i syfte att säkerställa att syreupptagningen var enbart hänförd till oxidation av organiskt material och inte till nitrifikation (Ginestet *et al.*, 1998). Sedan valdes ett syrehaltintervall i programmet varpå luftning, omrörning och pumpen sattes igång. Syrehaltintervallet valdes till 4-6 mg/l. Efter flera genomförda tester under period A ansågs detta intervall vara lämpligt, då ett lägre intervall ofta resulterade i en ”hackig” OUR-kurva till följd av störningar och med ett högre intervall gick testet för långsamt. Det senare beror på att luftningen inte var tillräckligt kraftig för att få upp syrehalten till höga syrenivåer.

När syrehalten var nära 6 mg/l tillsattes det aktiva slammet för att hinna blandas väl med avloppsvattnet innan den övre syrehaltgränsen uppnåddes och luftning/pumpning stannade av. Slammet hade då redan luftats separat under en tvåtimmarstid med en extern luftkälla för att oxidera bort det organiska materialet bundet till mikroorganismerna i slammet och göra det endogent (Ekama *et al.*, 1986). Efter att slammet hade tillsatts och övre syrehaltgränsen hade uppnåtts stängdes luftning och pumpen av och registrering av mätvärden startades i programmet, där syrehalt och OUR plottades som funktion av tid. Testet avslutades dagen efter och fick därmed pågå under ca 20 timmars tid.

Med hjälp av den erhållna OUR-kurvan kunde den syreförbrukning som gick åt för oxidation av de nedbrytbara COD-fraktionerna beräknas genom att beräkna arean under kurvan enligt Figur 2.4. Den beräknade arean motsvarade dock enbart den del av COD som oxiderats för att driva på tillväxtprocessen av heterotroferna, men i själva verket var det en större del som konsumerats. Den verkliga halten av respektive nedbrytbar COD-fraktion i det inkommande vattnet kunde enligt Ekama *et al.* (1986) bestämmas genom följande formler:

$$S_{VFA} = \frac{1}{1-f_{cv}Y_h}\Delta O_{S_{VFA}}\frac{V_{sl}+V_{av}}{V_{av}} \tag{3.6}$$

$$S_F = \frac{1}{1-f_{cv}Y_h}\Delta O_{S_F}\frac{V_{sl}+V_{av}}{V_{av}} \tag{3.7}$$

$$XC_B = \frac{1}{1-f_{cv}Y_h}\Delta O_{XC_B}\frac{V_{sl}+V_{av}}{V_{av}} \tag{3.8}$$

där

ΔO_x = beräknad area under OUR-kurva motsvarande för syreupptag för nedbrytning av den organiska fraktionen x (mg O_2/l)

Y_h = 0,45, utbyteskoefficient för heterotrofer (mg VSS/mg COD)

f_{cv} = 1,48, förhållandet mellan COD och VSS i slammet (mg COD/mg VSS)

Konstanten $1/(1-f_{cv}Y_h)$ är en korrigeringsfaktor som tar hänsyn till den del av det konsumerade organiska materialet som inte förbrukas i oxidationsprocessen. När avloppsvattnet blandas med det aktiva slammet kommer en del av det nedbrytbara materialet att bindas till cellmassan, motsvarande $f_{cv}Y_hS_B$, och en del att oxideras, motsvarande $(1-f_{cv}Y_h)S_B$, vilket är även den del som registreras i OUR (ΔO). Den verkliga halten av det nedbrytbara organiska materialet i avloppsvatten är därmed större än den syreförbrukning som registreras i OUR. I övrigt kan konstanterna Y_h och f_{cv} antas konstanta för tillämpningar på kommunalt inkommande avloppsvatten (Ekama *et al.* 1986).

När halten i mg/l bestämts erhölls den procentuella fraktionen genom att dividera halten med halten av total COD i avloppsvattnet:

$$f_{S_{VFA}} = \frac{S_{VFA}}{COD_{tot}} \tag{3.9}$$

$$f_{S_F} = \frac{S_F}{COD_{tot}} \tag{3.10}$$

$$f_{XC_B} = \frac{XC_B}{COD_{tot}} \tag{3.11}$$

Då resultat under period A indikerat att den externa luftningen av slammet inte var en tillräcklig åtgärd för att göra det endogent (se Bilaga A), genomfördes parallellt med det aktuella testet även ett OUR-test med enbart slam (blandat med kranvatten) för att få fram syreupptagningen relaterad till det organiska materialet bundet till mikroorganismerna. Detta kunde sedan subtraheras från den totala syreupptagningen i provet med både inkommande avloppsvatten och slam för att på så sätt få fram den syreupptagning som endast var relaterad till det organiska innehållet i avloppsvattnet. Testet gick till på precis samma sätt som beskrivet ovan med samma volymförhållande mellan slam och vatten och samma mängd ATU. Kranvattnet fick dock bubblas med kvävgas i ett par minuter innan start för att sänka dess initialt höga syrehalt till en lägre inom det önskade intervallet på 4-6 mg/l.

Genom att dividera OUR-värdena med VSS-halten för slammet erhålls den specifika OUR-kurvan, SOUR (Specific Oxygen Uptake Rate). VSS brukar betraktas som en uppskattning av mängden mikroorganismer i slammet (Curtin *et al.*, 2011). SOUR (Specific Oxygen Uptake Rate), med enheten (mg O_2/g VSS,h), anger mängden syre som går åt per gram VSS per timme för oxidation av organiskt material.

Bestämning av heterotrof biomassa X_{OHO}

Då det endast fanns två respirometrar tillhands var det inte möjligt att genomföra det här testet på samma provvatten som användes för bestämning av de nedbrytbara COD-fraktionerna (då slamtestet genomfördes samtidigt). Testet genomfördes vid ett annat tillfälle (6/4) med dygnsprov från Källbys ARV.

<u>Genomförande av test och beräkningar</u>

För att bestämma mängden heterotrofer i avloppsvattnet genomfördes samma procedur som ovan men enbart med inkommande avloppsvatten som provlösning. I det här fallet tillsattes 1 liter avloppsvatten i behållaren och samma mängd ATU som tidigare. Vidare valdes syrehaltintervallet 4-6 mg/l och testet fick även här pågå till dagen därpå.

OUR-kurvan som erhölls hade initialt ett exponentiellt växande utseende som representerade tillväxtfasen hos heterotroferna följt av ett karakteristiskt fall, vilket enligt Wentzel *et al.* (1995) indikerar att allt lättlösligt organiskt material är förbrukat. Av den exponentiellt växande delen av kurvan (från start till karakteristiskt fall) togs ln-värdet av OUR-värdena och plottades i en ny graf som funktion av tid. Halten av heterotrof biomassa i avloppsvattnet kunde sedan enligt Wentzel *et al.* (1995) bestämmas genom följande formel:

$$X_{OHO} = \frac{e^{(y-skärning)} \cdot 24}{\frac{1-Y_H}{Y_H} \cdot (lutning \cdot 24 + b_H)} \tag{3.12}$$

där

y-skärning = ln(OUR) vid tiden 0

b_H = 0,62, heterotrof specifik nedbrytningshastighet (per dygn)

Y_H = 0,666, heterotrof utbyteskoefficient (mg COD/mg COD)

När halten i mg/l bestämts dividerades den med halten av total COD i avloppsvattnet för att erhålla den procentuella fraktionen:

$$f_{X_{OHO}} = \frac{X_{OHO}}{COD_{tot}} \tag{3.13}$$

3.3 Filtrering

Genom filtrering bestämdes den totala lösliga COD-fraktionen, S, i avloppsvattnet samt den lösliga inerta fraktionen, S_U. Metoden som användes för att erhålla det ”verkliga” lösliga organiska materialet var filtrering genom 0,1 µm (se avsnitt 2.3.2). Inför OUR-testet den 25/3 togs därför en liten del av provvattnet och filtrerades genom ett 0,1 µm membranfilter (cellulosa nitrat, Whatman) för att sedan analyseras för COD. Därmed gäller att:

$$COD_{0,1-filt} = S \tag{3.14}$$

Från samma 0,1-filtrat konserverades en del för senare analys av VFA (flyktiga fettsyror). Enligt rutiner på avdelningen för Kemiteknik på LTH blandades 0,9 ml prov med 0,1 ml fosforsyra i en glasvial som sedan förvarades i kylen under ca tre veckors tid (Lunds Universitet, 2008). Det konserverade provet fick därefter analyseras för VFA med hjälp av en gaskromatograf (Agilent 6850).

Bestämning av de inerta fraktionerna S_U och X_U

För att bestämma den inerta fraktionen filtrerades utgående vatten från Källbys avloppsreningsverk med 0,1 µm membranfilter (cellulosa nitrat, Whatman) och lösningen analyserades för COD. Enligt Ekama *et al.*, (1986) och Mamais *et al.*, (1993) kan den lösliga inerta fraktionen i det inkommande avloppsvattnet erhållas genom att bestämma den totala lösliga fraktionen i det utgående avloppsvattnet, i det fall då reningsverket är lågbelastat och har en lång uppehållstid i aktivslam processen. Detta var fallet på Källbys ARV och därför kunde metoden tillämpas. Därmed gäller att:

$$COD_{0,1-filt,ut} = S_U \tag{3.15}$$

och på samma sätt som tidigare fås den procentuella fraktionen genom att dividera halten med halten av total COD i inkommande avloppsvatten:

$$f_{S_U} = \frac{S_U}{COD_{tot}} \tag{3.16}$$

Filtreringen ägde rum på laboratoriet på plats på Källby avloppsreningsverk vid sex olika tillfällen i syfte att undersöka om variationerna var betydliga eller om halten kunde antas vara konstant.

Med kända värden på S, VFA och S_U kunde den teoretiska S_F bestämmas enligt sambandet nedan för att sedan jämföras med den analyserade erhållet med (3.7).

$$S_{F,teo} = S - VFA - S_U \tag{3.17}$$

Slutligen bestämdes den partikulära inerta fraktionen, X_I, som skillnaden mellan totala mängden COD och de resterande fraktionerna:

$$X_U = COD_{tot} - S_{VFA} - S_F - S_U - XC_B - X_{OHO} \tag{3.18}$$

Samt den procentuella fraktionen:

$$f_{X_U} = \frac{X_U}{COD_{tot}} \tag{3.19}$$

3.4 Partikelstorleksfördelning

Partikelstorleksfördelningen utfördes på samtliga prov presenterade i Figur 3.1 och som tidigare nämnt ägde detta rum på laboratoriet på Källbys avloppsreningsverk. Proceduren gick till på samma sätt som beskrivs i van Nieuwenhuijzen *et al.* (2004) med enda skillnaden att det i detta fall inkluderats fler porstorlekar och filtreringen utgick ifrån initialprovet för samtliga filter (Figur 3.4).

Totalt rörde det sig om nio olika filter: 0,1 µm membranfilter (cellulosa nitrat, Whatman) , 0,45 µm membranfilter (cellulosa nitrat, Whatman), 1 µm membranfilter (cellulosa nitrat, Whatman), 1,6 µm glas mikrofiberfilter (GF/A, Whatman), 5 µm membranfilter (cellulosa nitrat, Whatman), 10 µm filter (Monofilament twill polyester cloth), 40 µm filter (Monofilament twill polyester cloth), 60 µm filter (Monofilament twill polyester cloth) och 100 µm filter (Monofilament twill polyester cloth).

Innan start skakades provet försiktigt ett par gånger för att frigöra de partiklar som hunnit sedimentera på botten och få ett representativt prov. Sedan filtrerades 60 ml provvatten genom 0,1-filtret. Då det aktuella filtret snabbt täpps igen på grund av sin ringa porstorlek fick filtreringen ske i två omgångar, 30 ml på vardera nytt filter. Sedan filtrerades 60 ml prov genom 0,45-filtret och hela provlösningen fick passera igenom. Proceduren upprepades för samtliga porstorlekar upp till 100 µm och inför varje ny filtrering fick provet skakas om på nytt. De filtrerade lösningarna, inklusive initialprovet, analyserades sedan för COD (på samma sätt som beskrivs i avsnitt 3.2). Vid filtreringen med de mindre porstorlekarna (1-5 µm) utnyttjades en pump som sugförstärkare och till de större porstorlekarna (10-100 µm) användes en filtertub, se Figur 3.4. Även här konserverades en del av 0,1-filtratet för att sedan analyseras för VFA på LTH. Figur 3.7 visar en schematisk beskrivning av hela karakteriseringsproceduren.

Figur 3.4: Filter och filtertub som användes för partikelstorleksfördelningen (1,6 µm glasmikrofiber filter saknas på bild).

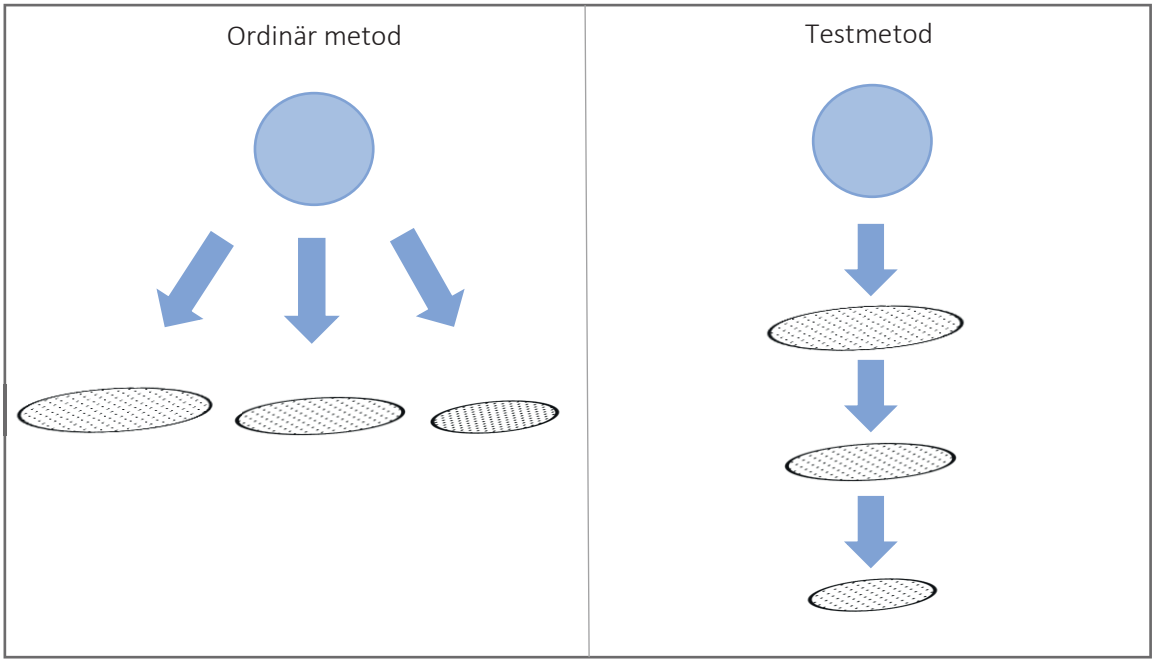
3.4.1 ICU – piloten

Det förfiltrerade och kemiskt behandlade provet i Figur 3.1 var utgående prov från filtret i piloten tillhörande ICU-projektet, se Figur 3.5. Filtret bestod av plastmaterial med en porstorlek av 350 µm. Medelflödeshastigheten låg på 14 m^3/h och motsvarande flödesbelastning på 60 $m^3/(m^2$ filteryta, h). Till den kemiska behandlingen användes en katjonisk polymerlösning med en dos av 3 mg polymer/l.

Figur 3.5: ICU - piloten. Filter markerat med pil i figuren (Foto: Elin Ossiansson).

3.4.2 Validering av analysmetod

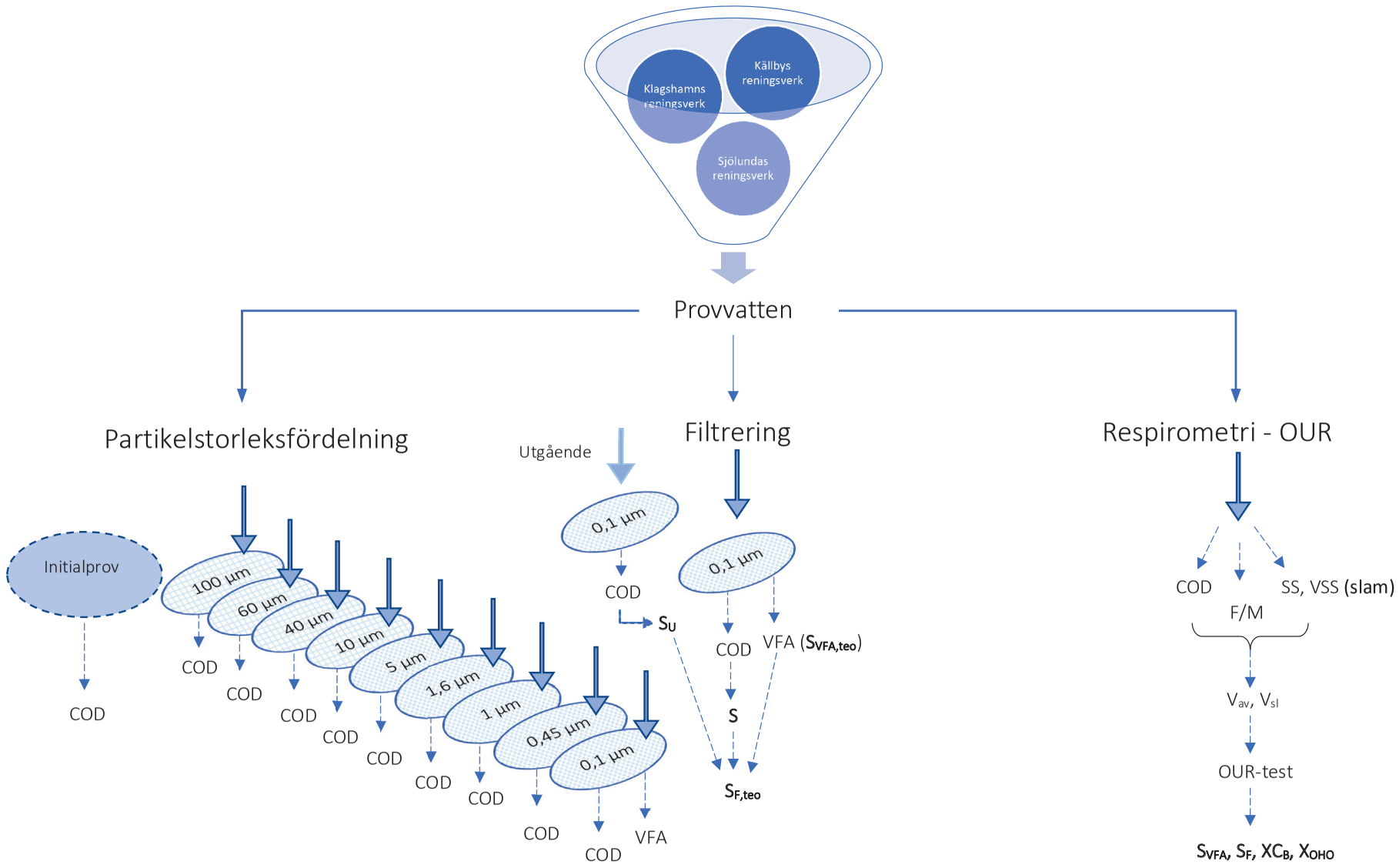
Som beskrivs ovan gick filtreringsmetoden för storleksfraktioneringen ut på att filtrera ny provmängd av initialprovet med respektive filter av de nio olika som fanns till hands. Risken med metoden var att partiklar som ansamlades på filtren med de mindre porstorlekarna skulle hindra de mindre partiklarna från att ta sig igenom och därmed leda till en underestimering av de mindre storleksfraktionerna. För att säkerställa att den tillämpade filtreringsmetoden inte var kantad med osäkerheter testades en ny filtreringsmetod samtidigt som den ordinära. Testmetoden, illustrerad i Figur 3.6, gick ut på att låta en viss initial provmängd passera igenom samtliga filter, från största porstorleken ner till den minsta. Filtratet som erhölls från den större porstorleken blev därmed den provmängd som fick filtreras genom porstorleken under. Som man ser i Tabell 3.2 blev det inga markanta skillnader i resultaten för de olika metoderna och de skillnader som förekom låg inom intervallet för mätosäkerheten i spektrofotometern som är på 20 %. Den största skillnaden erhölls för 0,1-filtratet, på 18 %, men då den lösta fraktionen normalt inte borde påverkas av ett eventuellt kakfilter (ackumulering av partiklar på filterytan) kan skillnaden inte bero på annat än analysosäkerhet, framförallt då mätosäkerheten ökar ju mer lösligt innehållet är. Således kunde pålitligheten av filtreringsmetoden till viss del bestyrkas.



Figur 3.6: Illustration av ordinär metod och testmetod för bestämning av partikelstorleksfördelning.

Tabell 3.2: Resultat av filtrering med ordinär metod och testmetod.

Filter (µm)	**Provmängd (ml)**		**COD (mg/l) i filtrat**		
	Ordinär metod	Testmetod	Ordinär metod	Testmetod	Δ%
100	60	250	349	329	6 %
60	60	220	351	337	4 %
40	60	170	320	318	0,6 %
10	60	140	259	258	0,3 %
5	60	90	197	206	4 %
1,6	60	75	173	172	0,6 %
1	60	65	153	162	6 %
0,45	60	50	113	124	9 %
0,1	60	40	100	122	18 %



Figur 3.7: Schematisk beskrivning av karakteriseringsproceduren. OUR och filtrering utfördes enbart på avloppsvatten från Källby.

4 Resultat och diskussion

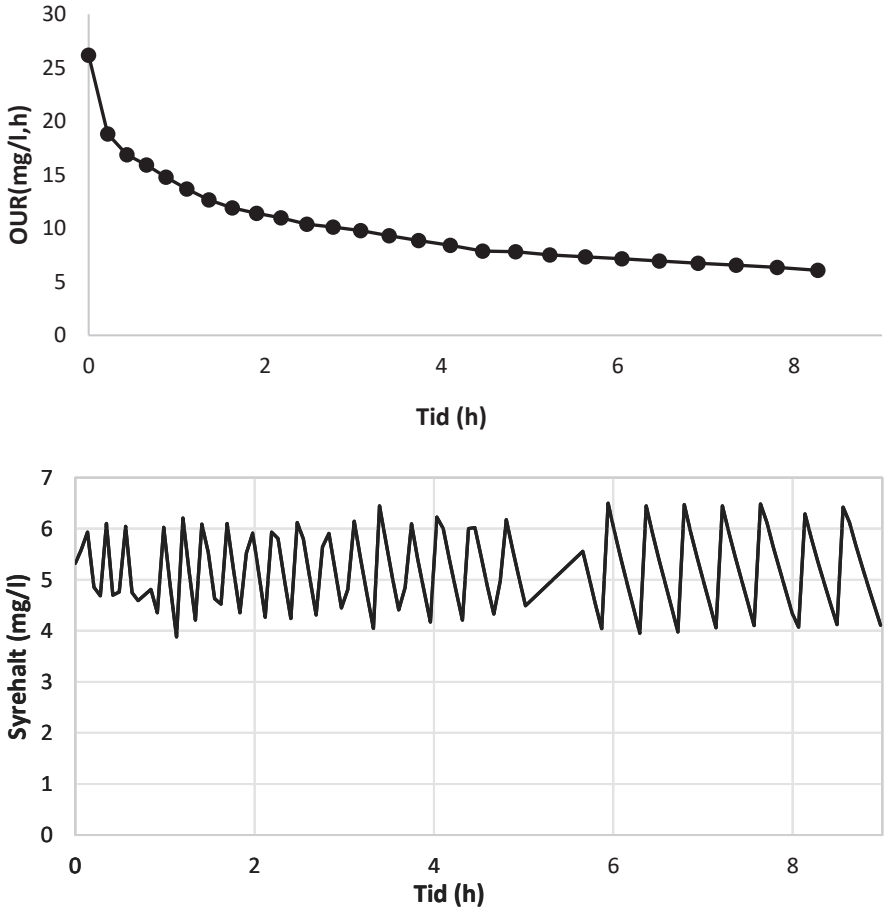
4.1 OUR och filtrering

I det här avsnittet redovisas resultaten från OUR-försöken i avsnitt 3.2 och filtreringen i avsnitt 3.3 för bestämning av COD-fraktioneringen i Källbyverkets inkommande avloppsvatten.

4.1.1 COD-fraktionering

Nedbrytbara COD-fraktioner

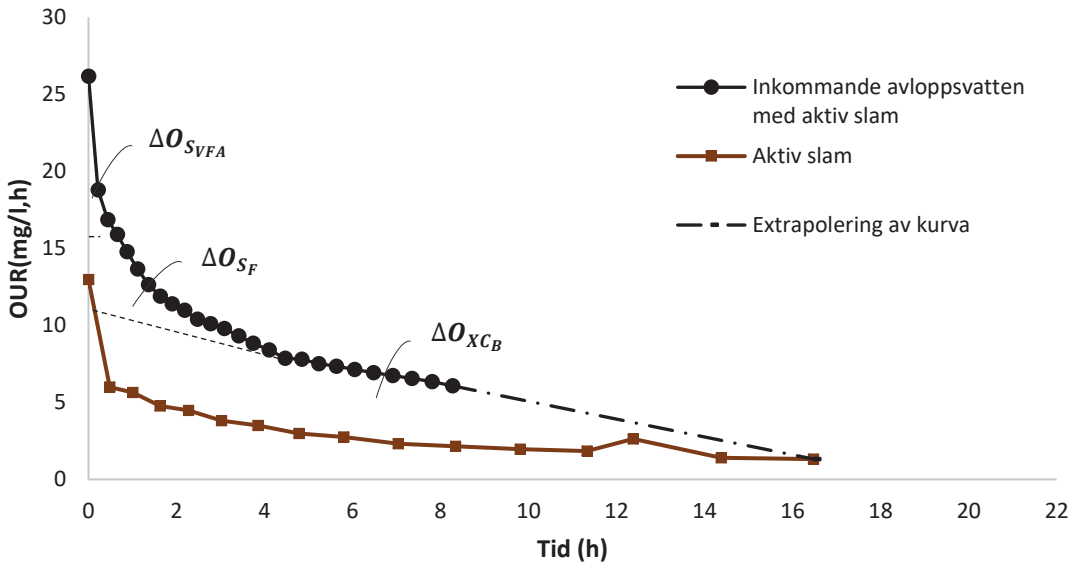
Figur 4.1 visar OUR-kurvan som erhölls från OUR-testet (25/3) på inkommande avloppsvatten blandat med aktivt slam. Parallellt med det aktuella testet genomfördes även ett OUR-test på enbart slam och båda fick vara igång under natten. Dagen därpå upptäcktes dock att OUR-kurvan för avloppsvattnet tog slut efter cirka 8 h samtidigt som skärmen på respirometern visade syrehalten 0 mg/l, vilket indikerade att ett problem med luftningen uppstod vid ett tillfälle under natten. Figur 4.1 visar även pendlingen av syrehalten under testet inom det angivna syrehaltintervallet 4-6 mg/l. Vid vissa tillfällen kunde halten överstiga maxgränsen och detta beror på att respirometern ibland kunde reagera trögt på signalen den fick om när gränsen var uppnådd, så det kunde ta tid innan luftningen avbröts.



Figur 4.1: OUR-kurva (övre) och syrehalt-kurva (nedre) från OUR-test 25/3 på inkommande avloppsvatten blandat med aktivt slam. Testet avslutades 8,3 h efter start.

För att bestämma de nedbrytbara fraktionerna indelades den totala ytan under OUR-kurvan i tre delar och arean av respektive delyta beräknades med hjälp av integralberäkningar, se Figur 4.2. Den första arean, med brant lutning på kurvan, antogs motsvara totala syreupptaget för förbrukning av det mest lättillgängliga organiska materialet, S_{VFA}. Arean under, där kurvan ändrar lutning, antogs motsvara totala syreupptaget för det lättnedbrytbara organiska materialet, S_F. Sista ytan, där kurvan återigen ändrar lutning och avtar linjärt, antogs motsvara syreupptaget för förbrukning av långsamt nedbrytbart organiskt material, XC_B. För att exkludera det syreupptag som gick åt för oxidation av assimilerat organiskt material i slammet och den endogena respirationen subtraherades ytan under slamkurvan i Figur 4.2 från den totala arean.

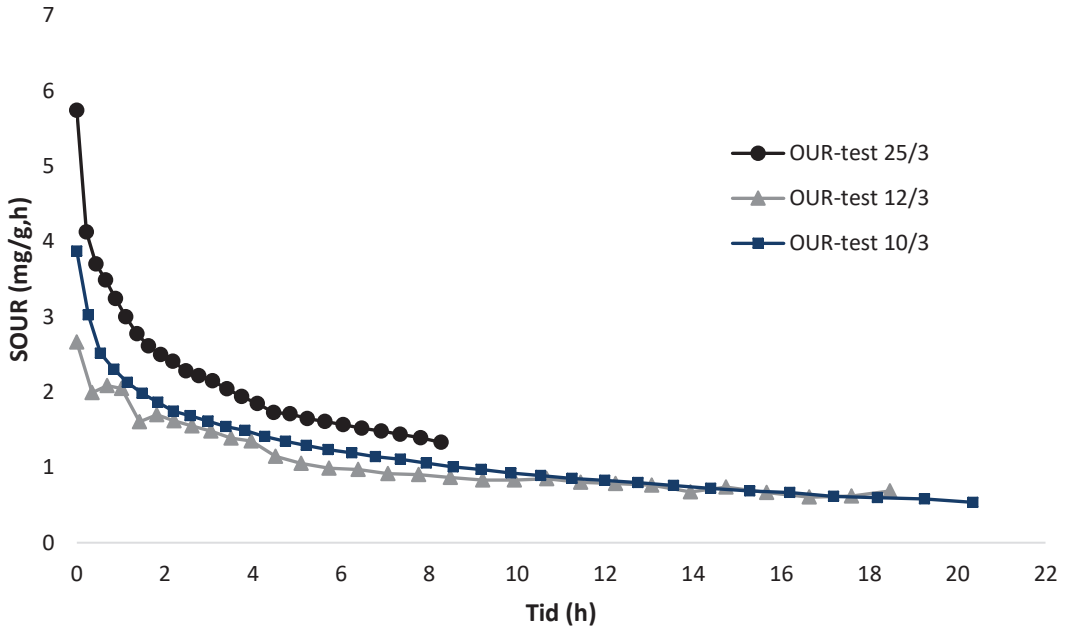
Då OUR-kurvan tog slut efter endast 8 h medan testet för slam var igång hela natten fick OUR-kurvan för avloppsvattnet extrapoleras till den endogena nivån. Utseendet av den här delen kunde till viss del förutspås främst tack vare tidigare genomförda OUR-tester (se Bilaga A) och för att det naturliga förloppet vid förbrukning av långsamt nedbrytbart material är att syreupptagningshastigheten avtar succesivt fram till dess att endogena tillståndet uppnås, utan en dramatisk övergång som vid förbrukning av det lättlösliga materialet. Utifrån tidigare genomförda tester under period A kunde det konstateras att syreupptagningshastigheten vid det endogena tillståndet var runt 2 (mg/l,h). Som man ser i Figur 4.2. var det initiala tillståndet i det aktiva slammet långt ifrån endogent vilket innebär att även en liten mängd slam (totalt luftades 800 ml i det här fallet) behöver luftas under en längre tid än två timmar för att säkerställa att det organiska materialet oxiderats bort.



Figur 4.2: Indelning av yta under OUR-kurva för inkommande avloppsvatten i delareor motsvarande syreupptagningen för oxidation av de nedbrytbara COD-fraktionerna. Den branta lutningen motsvarar förbrukning av den direkt nedbrytbara S_{VFA}, där lutningen skiftar motsvarar förbrukning av den lättnedbrytbara S_F och där lutningen skiftar igen och avtar linjärt motsvarar förbrukning av den långsamt nedbrytbara XC_B. Ytan under OUR-kurvan för aktivt slam subtraherades från totala arean. OUR för förbrukning av XC_B extrapolerades till den endogena nivån.

När syreupptaget för respektive fraktion bestämts kunde den totala halten av fraktionen i avloppsvattnet beräknas med hjälp av ekvationerna (3.6-3.8). Resultatet av de bestämda parametrarna inför testet och de beräknade halterna redovisas i Tabell 4.1.

SOUR (Specific Oxygen Uptake Rate) anger mängden syre som går åt per gram VSS per timme för oxidation av organiskt material. Genom att jämföra olika SOUR-kurvor kan man därmed få en uppfattning av hur aktiv biomassan är i de olika proven. I Figur 4.3 nedan har SOUR-kurvan från testet (25/3) plottats tillsammans med SOUR från två andra OUR-tester genomförda under period A (10/3 respektive 12/3). Man ser tydligt att det rådde en högre aktivitet i provet (25/3) än i de andra två. Detta kan troligtvis bero på olämpligt förhållande mellan mängden avloppsvatten och slam i proverna från period A. Värdena för COD och VSS som användes för bestämning av volymerna för dessa prover var enbart baserade på eget antagande medan värdena för provet (25/3) var baserade på analyser och beräkningar utförda på plats. Trots att skillnaden mellan de bestämda volym-förhållandena V_{av}/V_{sl} inte var så stor (850 ml/150 ml för proverna från period A och 800 ml/200 ml för provet 25/3) kunde man se konsekvensen av det i resultatet. När det är mer ”mat” än vad mikroorganismerna klarar av att ”äta” blir syreupptagningen långsammare. Ett olämpligt förhållande mellan substratet och mikroorganismerna ger enligt Ekama *et al.* (1996) en OUR-kurva som är svårare att tolka och därmed svårare att göra noggranna uppskattningar av det lösliga nedbrytbara materialet.



Figur 4.3: Specifika syreupptagningshastigheten (SOUR) i inkommande avloppsvatten blandat med aktivt slam. OUR-tester genomförda 25/3, 12/3 och 10/3.

Tabell 4.1: Resultat från OUR-test 25/3 för bestämning av nedbrytbara COD-fraktioner i dygnsprov (24/3). I: bestämda parametrar inför test och II: Analytiskt bestämda fraktioner. VFA-halten låg under detektionsgränsen (20 mg/l) och kunde därmed inte bestämmas.

I	**Slamålder (d)**	**F/M (mg COD/ mg VSS)**	**SS (mg/l)**	**VSS (mg/l)**	**COD_{tot} (mg/l)**	**V_{av} (ml)**	**V_{sl} (ml)**	**VFA (mg/l)**
	15	0,4	5910	4560	465	800	200	-
II	**$\Delta O_{S_{VFA}}$ (mg O_2/l)**	**ΔO_{S_F} (mg O_2/l)**	**ΔO_{XC_B} (mg O_2/l)**	**S_{VFA} (mg/l)**	**S_F (mg/l)**	**XC_B (mg/l)**		
	1,3	15,1	54,4	4,9	56,6	203,6		

Löslig inert COD-fraktion

För att kunna uppskatta den lösliga inerta fraktionen bestämdes COD i 0,1-filtrat av utgående avloppsvatten från Källbyverket under sex tillfällen. Resultatet redovisas i Tabell 4.2. De erhållna värdena varierade i spannet 35-45 mg/l och enligt Ødegaard (1999) har flera studier kommit fram till att S_U-värdet i skandinaviska länder normalt ligger i intervallet 30-40 mg/l, vilket intygar rimligheten i de erhållna resultaten. Variationen bland värdena kan i sin tur vara relaterad till mängden dagvatten som kommer in till reningsverket. Medelvärdet antogs därmed motsvara halten av den lösliga inerta fraktionen, S_U, i det inkommande avloppsvattnet.

Tabell 4.2: Resultat från filtrering av utgående avloppsvatten från Källbys ARV för bestämning av löslig inert COD-fraktion.

Datum	**$COD_{0,1\text{-filt, ut}}$ (mg/l)**
31/3	40,3
1/4	46,4
22/4	44,8
29/4	34,9
30/4	43
6/5	45,1
Medelvärde	42,4
σ	4,2

Total löslig COD-fraktion
Vid analys av VFA-halten i det inkommande avloppsvattnet låg värdet långt under detektionsgränsen (20 mg/l) och kunde därmed inte bestämmas. Då VFA-halten inte kunde bestämmas kunde inte heller den teoretiska S_F bestämmas enligt ekvation (3.17) för att jämföras med den analytiskt bestämda S_F. Däremot kunde den totala lösliga fraktionen, S, erhållet med respirometri (25/3) och med filtrering (25/3) jämföras.

Respirometri (ekv. 3.2):

$S_{VFA} + S_F + S_U =$ **104 mg/l**

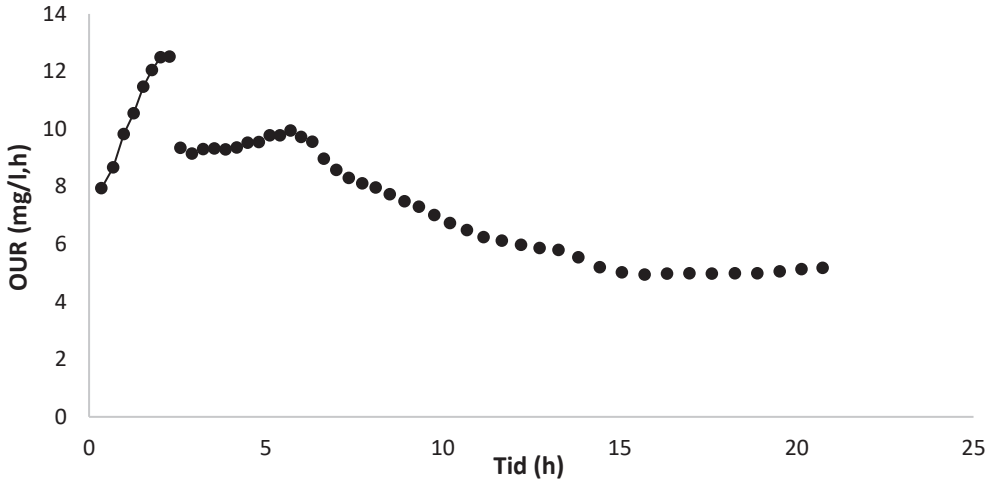
Fysisk-kemisk metod (ekv. 3.14):

$COD_{0,1\text{-filt}} =$ **122 mg/l**

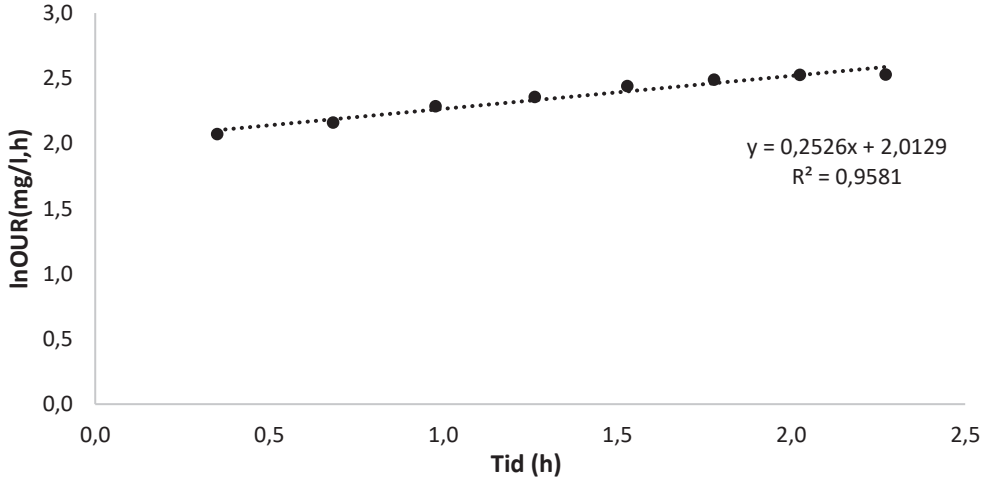
Att det förekommer skillnader mellan värdena är inte helt oväntat då det råder osäkerheter i båda analysmetoderna. Eftersom den inerta fraktionen antas vara konstant är det därmed de nedbrytbara fraktionerna som utgör grunden till skillnaden. I Gatti *et al.* (2010) jämfördes på samma sätt den lösliga nedbrytbara fraktionen erhållet med filtrering (0,1µm - filter) och med respirometri. Även där fann man att den fysisk-kemiska metoden gav ett högre värde på fraktionen. Vid filtrering finns alltid risken att en liten del av det kolloidala materialet hamnar i filtratet och överskattar den lösliga fraktionen medan det i respirometri främst råder osäkerhet kring areauppskattningar. Viktigt att notera är att indelningen av ytan i delareor enbart är baserad på egen uppfattning av hur kurvans lutning förhåller sig till de olika fraktionerna (utifrån Ekama *et al.*, 1986) och kan därmed mycket väl vara bristfällig. Det var dock ingen signifikant skillnad mellan värdena.

Heterotrof COD-fraktion
Figur 4.4 visar den erhållna OUR-kurvan från OUR-testet (6/4) på enbart inkommande avloppsvatten. I figuren kan man tydligt se det karakteristiska fallet som uppstod efter ca 2,5 h och som indikerade att allt lösligt nedbrytbart material i avloppsvattnet var förbrukat. Syreupptagningen som fortgick efter det karakteristiska fallet kunde hänföras till förbrukning av det långsamt nedbrytbara materialet. Som man ser i figuren hade OUR-kurvan ett initialt flackt utseende innan den vek av och avtog linjärt. Skillnaden i syreupptagningshastigheten kan vara relaterad till nedbrytbarhetsförmågan hos partiklarna som konsumerades, där hastigheten var konstant för de mindre partiklarna som snabbt kunde hydrolyseras och minskade sedan successivt vid konsumtion av de lite större partiklarna som krävde längre tid för att brytas ner.

För att bestämma halten av heterotrofer i avloppsvattnet plottades ln-värdet av OUR-värdena i den exponentiellt växande delen av kurvan, från start fram tills det karakteristiska fallet uppstod, som funktion av tid, se Figur 4.5. Värdet av X_{OHO} kunde sedan bestämmas med hjälp av ekvation (3.12).



Figur 4.4: OUR-kurva från OUR-test 6/4 på inkommande avloppsvatten. Ett karakteristiskt fall uppstod efter 2,3 h från start och indikerar förbrukningen av allt lösligt nedbrytbart material. Linjen i initiala delen av kurvan binder samman de OUR-värden som plottas i ln(OUR).

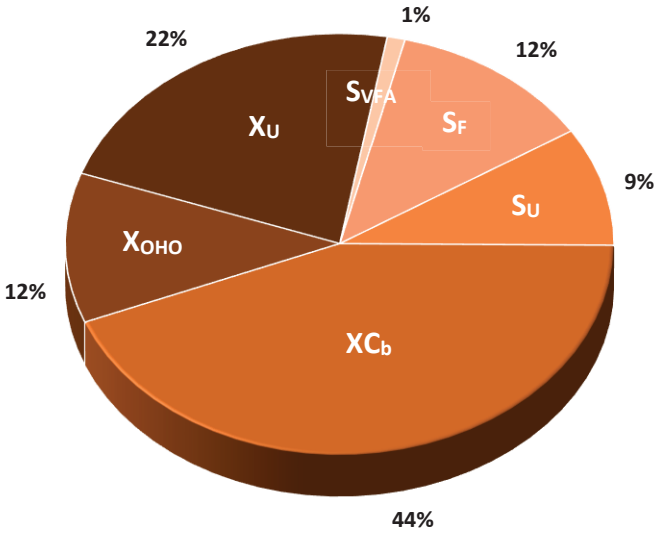


Figur 4.5: ln(OUR) för värdena från start fram till karakteristiskt fall. Ekvation för trendlinjen som anpassats till punkterna är synlig i figuren.

När samtliga fraktioner beräknats kunde även den partikulära inerta COD-fraktionen, X_U, bestämmas med hjälp av ekvation (3.18). En sammanställning av de erhållna fraktionerna redovisas i Tabell 4.3 och den procentuella fraktionsfördelningen i Figur 4.6 nedan.

Tabell 4.3: Sammanställning av bestämda COD-fraktioner.

COD_{tot} (mg/l)	S (mg/l)	S_{VFA} (mg/l)	S_F (mg/l)	S_U (mg/l)	XC_B (mg/l)	X_{OHO} (mg/l)	X_U (mg/l)
465	122	5	57	42	204	54	104

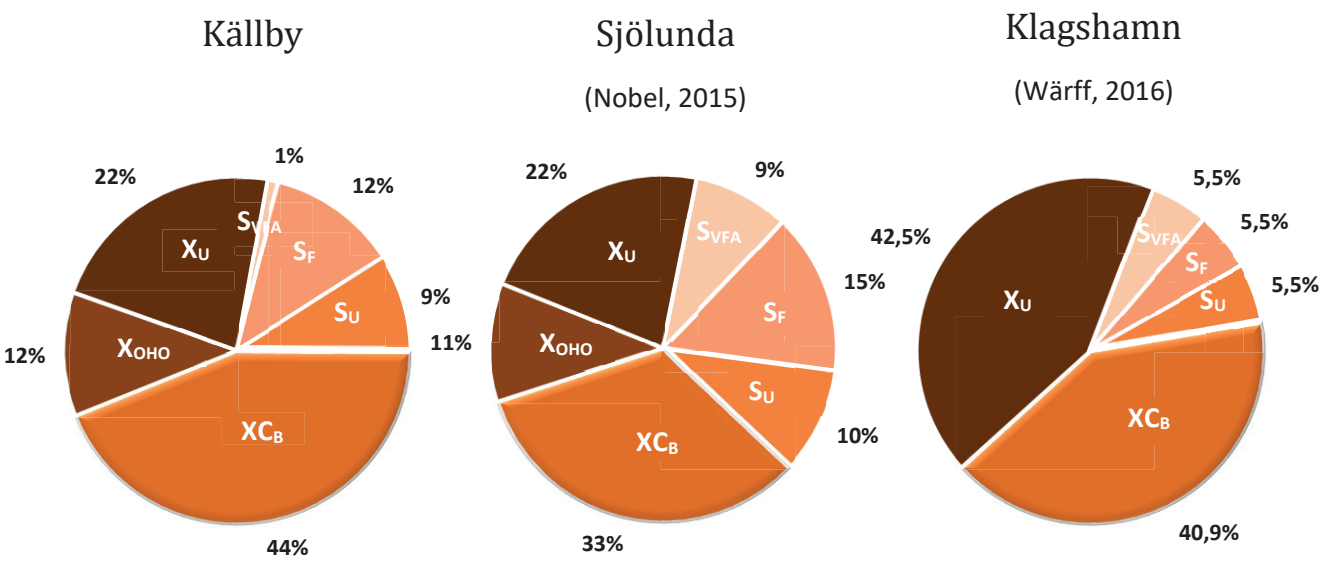


Figur 4.6: Procentuell COD-fördelning mellan lösliga och partikulära fraktioner.

4.2 Sammansättning av olika inkommande avloppsvatten

4.2.1 Fraktionsfördelning

I Figur 4.7 nedan kan man se COD-fördelningen i avloppsvatten från Källbys ARV (Lund), Sjölundas ARV (Malmö) och Klagshamns ARV (Malmö). Då OUR-test i det här arbetet enbart kunde genomföras på avloppsvattnet från Källby presenteras resultaten erhållna i tidigare studier för de resterande två reningsverken. Tabell 4.4 ger en kort översikt av hur de olika fraktionerna bestämdes i de tre reningsverken.



Figur 4.7: COD-fördelning i avloppsvatten från Källby ARV, Sjölunda ARV och Klagshamn ARV. Avloppsvattnet från Källby och Klagshamn är inkommande avloppsvatten och från Sjölunda ingående vatten till en aktivslambassäng efter försedimentation.

Tabell 4.4: Översikt av metoder som användes för bestämning av de olika COD-fraktionerna i Källby ARV (det här arbetet), Sjölunda ARV (Nobel, 2015) och Klagshamn ARV (Wärff, 2016).

Fraktion	Källby ARV	Sjölunda ARV	Klagshamn ARV
S_{VFA}	OUR	OUR	VFA
S_F	OUR	OUR	$COD_{0,1\text{-filt}} - S_{VFA} - S_U$
S_U	$COD_{0,1\text{-filt,ut}}$	$COD_{0,1\text{-filt,ut}}$	$COD_{0,1\text{-filt,ut}}$
XC_B	OUR	Analys/beräkning av BOD	Analys/beräkning av BOD
X_{OHO}	OUR	OUR	-
X_U	Differens	Analys/beräkning av BOD	Differens

Vid jämförelse mellan resultaten kan man se att fraktionsfördelningen i Källbys avloppsvatten var relativt nära den i Sjölunda men skiljde sig från Klagshamns avloppsvatten. I den senare hade man dock inte bestämt heterotrofa fraktionen, X_{OHO}, utan utgick ifrån att det var inkluderat i X_U och XC_B. De inerta fraktionerna X_U och S_U samt biomassafraktionen X_{OHO} var i princip densamma i Källby och Sjölunda och skillnaderna i fördelningen berodde enbart på de nedbrytbara fraktionerna. Viktigt att ta hänsyn till är att X_U erhålls som en differens och kommer därför enbart att reflektera osäkerheten i beräkningarna av de andra fraktionerna vilket gör den olämplig att jämföra med. Däremot kan S_U, som i samtliga studier beräknats som $COD_{0,1\text{-filt,ut}}$, jämföras mellan de olika reningsverken och som man kan se var fraktionen i Klagshamn nästan hälften så stor som i Källby och Sjölunda. Detta kan möjligtvis ha att göra med att Klagshamn, jämfört med de resterande två reningsverken, har minst inflöde från industrin, då industriellt inflöde till ett reningsverk kan bidra med hög andel inert organiskt material i det inkommande avloppsvattnet (Henze & Comeau, 2008).

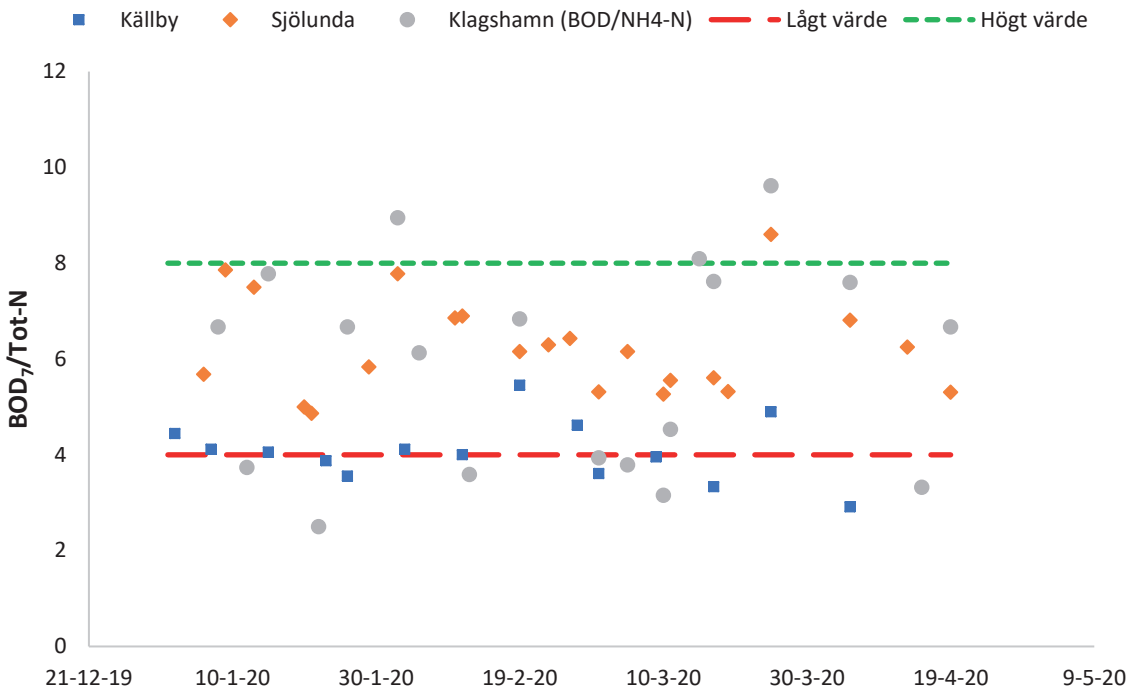
En annan fraktion som tydligt skiljde sig mellan de olika avloppsvattnen var S_{VFA} som i stort sett var försumbar i Källbys avloppsvatten jämfört med Sjölunda och Klagshamn där fraktionen var relativt större. Fraktionen i Klagshamn är dock inte direkt jämförbar då den endast var baserad på ett antagande. Då VFA-halten inte kunde bestämmas på grund av ett för lågt värde antogs att S_{VFA} utgjorde hälften av allt lösligt nedbrytbart material . Däremot bestämdes S_{VFA} i Sjölunda på samma sätt som i det här arbetet med hjälp av respirometri vilket gör den mer relevant att jämföra med. Den troliga förklaringen till den större fraktionen S_{VFA} i Sjölunda är att det analyserade provet var ingående avloppsvatten till en aktivslambassäng och hade därmed till skillnad från provet i Källby genomgått försedimentering. Enligt Anderson *et al.* (2001) kan fermentering äga rum i en försedimenteringstank och därmed är det stor sannolikhet att VFA producerats under försedimenteringsprocessen. Dessutom tillförs alla rejektvatten från förtjockning av slammet på verket till försedimenteringsbassängerna. Att den lösliga nedbrytbara fraktionen var initialt högre i Sjölunda än i Källby kan man även se när man jämför OUR-testet för bestämning av heterotrofa fraktionen i de båda studierna. I Nobel (2015) uppstod det karakteristiska fallet, som indikerar att allt lösligt nedbrytbart material är förbrukat, efter ca 7 h medan det i detta fall uppstod efter enbart 2 h. Samtidigt, om man jämför fraktionsfördelningen, ser man att den heterotrofa fraktionen var i princip lika stor i Sjölunda och Källby vilket avfärdar misstanken om att den snabba förbrukningen i Källby beror på högre andel biomassa. Dessutom analyserades VFA-halten i det inkommande avloppsvattnet till Sjölunda även i den här studien och värdet var precis som för Källby långt under detektionsgränsen, vilket innebär att den mängd VFA som förekom måste ha producerats i efterhand under reningsprocessen.

4.2.3 Nedbrytbarhetsegenskaper

Inkommande avloppsvatten från både Källby, Sjölunda och Klagshamn analyserades för VFA och samtliga prov uppvisade en väldigt låg halt. Med tanke på att ledningarna i de tre reningsverken präglas av anaerob miljö (diskuteras vidare i nästa avsnitt) hade man förväntat sig att viss fermentering skulle kunna ske under transporten och producera VFA men reaktionen kan mycket väl ha missgynnats av låga temperaturer i ledningarna. Samtidigt bör man beakta det faktum att det är det mest lättlösliga materialet och därmed kan den låga halten inte anses orimlig. Enligt Ødegaard (1999) är det flera skandinaviska reningsverk som har en väldigt låg halt av lättlösligt material i det inkommande avloppsvattnet.

En låg andel VFA och lättnedbrytbart material innebär följaktligen negativa konsekvenser för den biologiska reningen då processer som denitrifikation och biologisk fosforavskiljning är beroende av det lättillgängliga materialet. För att bedöma huruvida ett visst avloppsvatten kan tillgodose denitrifikationens behov av lättillgängligt kol studeras vanligtvis COD/Tot-N förhållandet i avloppsvattnet. Enligt Ødegaard (1999) är det dock mer intressant att studera BOD/Tot-N då det i slutändan är den biologiskt nedbrytbara massan som utgör kolkällan för mikroorganismerna. Figur 4.8 nedan visar BOD_7/Tot-N förhållandet för Källbys och Sjölundas inkommande avloppsvatten samt BOD_7/NH_4-N för Klagshamns avloppsvatten vid olika tidpunkter. I Henze & Comeau (2008) anges gränsvärden för vad som anses vara ett högt, medel och lågt värde på BOD/Tot-N, där högt innebär att behovet av kolkälla tillgodoses medan lågt innebär att en extern kolkälla kan behövas. Vidare anses en kvot inom intervallet 6-8 vara hög och inom 3-4 låg. För att bättre kunna tolka resultaten har den övre gränsen i båda intervallen markerats i figuren för att ha ett referensvärde att förhålla sig till. Då det saknades data på Tot-N för Klagshamn användes kvoten BOD_7/NH_4-N istället (NH_4-N utgör normalt större delen av Tot-N i inkommande avloppsvatten).

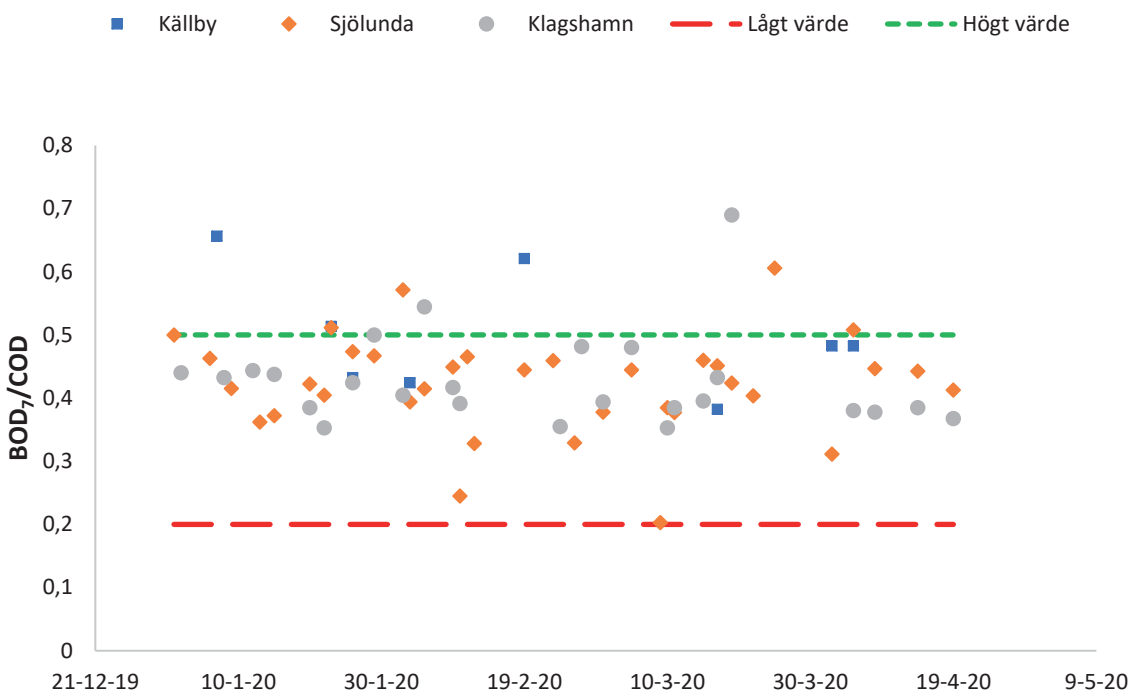
I figuren kan man se att kvoten BOD_7/Tot-N är lägst i Källbys avloppsvatten och ligger tätt intill den kritiska gränsen. Även kvoten i Klagshamns avloppsvatten har tendens att hamna i riskzonen (här får man tänka på att kvoterna egentligen ligger på en lägre nivå då allt kväve inte är inräknat). Utifrån resultaten verkar det därmed som att Sjölundas avloppsvatten är bäst lämpat för en denitrifikationsprocess och har därmed potentialen att bistå som självständig kolkälla.



Figur 4.8: BOD_7/Tot-N i inkommande avloppsvatten från olika ARV över tid. Streckade linjer anger gränser för vad som anses vara låg respektive hög kvot. Då det saknades data på Tot-N för Klagshamn användes kvoten BOD_7/NH_4-N. Värdena kommer från de tre reningsverkens driftsdata.

Då den biologiska fosforavskiljningen egentligen endast är beroende av VFA (Ødegaard, 1999) är COD/P-tot förhållandet inte lika intressant att studera, framförallt då resultaten i den här studien redan indikerat att tillgången på VFA i inkommande avloppsvattnet hos de olika reningsverken inte är tillräcklig. Däremot har det även visat sig att försedimenteringen kan leda till viss fermentering i avloppsvattnet (se avsnitt 4.2.1). Det är därmed möjligt att viss mängd VFA produceras i efterhand, alternativt att man aktivt ser till att det produceras i en hydrolysprocess. En mer intressant egenskap att studera i det fallet är då andelen nedbrytbart material i avloppsvattnet, BOD/COD.

Figur 4.9 visar BOD_7/COD förhållandet i Källbys, Sjölundas och Klagshamns inkommande avloppsvatten. Enligt Arimi (2018) innebär ett värde >0,5 att avloppsvattnet har goda nedbrytbarhetsegenskaper medan ett värde <0,2 indikerar det motsatta. Som man ser i Figur 4.9 är kvoterna i de olika avloppsvattnen relativt nära varandra och man ser inget tydligt avvikande avloppsvatten. Samtliga kvoter låg över kritiska gränsen men samtidigt under gränsen för vad som anses motsvara god nedbrytbarhet. Majoriteten låg dock ganska intill den gränsen. Utifrån resultaten kan man därmed konstatera att avloppsvattnen inte har de optimala nedbrytbarhetsegenskaperna men kan heller inte anses ha dåliga egenskaper.



Figur 4.9: BOD_7/COD i inkommande avloppsvatten från olika ARV över tid. Streckade linjer anger gränser för vad som anses vara låg respektive hög kvot. Värdena kommer från de tre reningsverkens driftsdata.

4.3 Storleksfraktionering av COD

4.3.1. Olika inkommande avloppsvatten

Resultaten från fraktioneringen av inkommande avloppsvatten från de tre reningsverken Källby, Sjölunda och Klagshamn redovisas i Tabell 4.5 och figurerna 4.10-4.12. Samtliga provtagningar var flödesproportionella och sträckte sig över ett dygn. På grund av en mätosäkerhet i spektrofotometern som användes för COD-analys kunde värdet hos vissa storleksintervall inte bestämmas i Tabell 4.5.

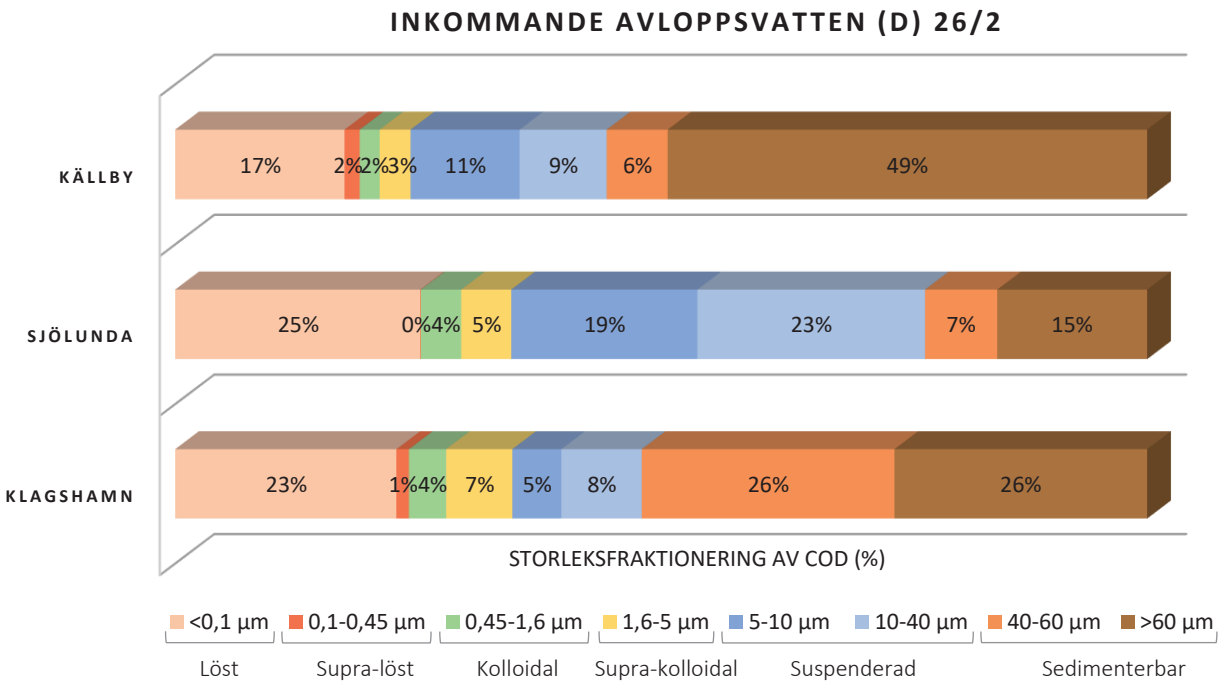
Gemensamt för de olika avloppsvattnen (med undantag för Källbyprovet 30/3) var att över 50 % av den totala organiska massan tillhörde den suspenderade och sedimenterbara storleksfraktionen vilket innefattar partikelstorlekarna i intervallen >5 µm. Detta stämmer överens med resultaten från van Nieuwenhuijzen & Mels (2002) och van Nieuwenhuijzen *et al.* (2004) där dessa fraktioner också var dominerande. Den sedimenterbara fraktionen var dock, till största delen, den dominerande fraktionen till skillnad från van Nieuwenhuijzen *et al.* (2004) där den suspenderade var ett snäpp högre än den sedimenterbara. Ett tydligt avvikande resultat är det som erhölls för Källbyprovet (30/3) där den sedimenterbara fraktionen endast utgjorde 9 %.

Den lösta fraktionen skiljde sig inte så mycket mellan de olika proven och ytterligare en gemensam faktor var en i princip obefintlig supra-löst fraktion (0,1-0,45 µm). I jämförelse med resultaten i Levine *et al.* (1985) och van Nieuwenhuijzen & Mels (2002), där intervallgränsen för löst fraktion också definieras som <0,1 µm, ligger de erhållna procenthalterna i linje med Levine *et al.* (1985) men är något lägre än van Nieuwenhuijzen & Mels (2002). Även om resultaten inte är direkt jämförbara då olika lokala förutsättningar råder är det dock värt att nämna att provet i van Nieuwenhuijzen & Mels (2002) var stickprov medan det i detta fall rör sig om dygnsprov. Enligt Henze & Comeau (2008) har provtagningsmetoden en stor påverkan på analysresultatet som erhålls för ett vattenprov. Vid en jämförelse av storleksfraktioneringen i stickprov och dygnsprov av samma inkommande avloppsvatten från Källbyverket kunde ingen markant skillnad märkas av, se Figur 4.13. Däremot kunde man tydligt se en liten ökning av de större partiklarna i dygnsprovet. I dygnsprov kan det enligt van Nieuwenhuijzen *et al.* (2004) förekomma olika processer som påverkar partikelstorleksfördelningen i vattnet såsom adsorption, vilket kan vara en möjlig förklaring till den lägre andelen små partiklar och större andelen stora jämfört med fallet i stickprov. Med tanke på att provtagningen sker under en längre tid kan de små partiklarna ha adsorberats på de större, alternativt flockats ihop, och resultatet blir en överestimering av innehållet av stora partiklar i det inkommande vattnet.

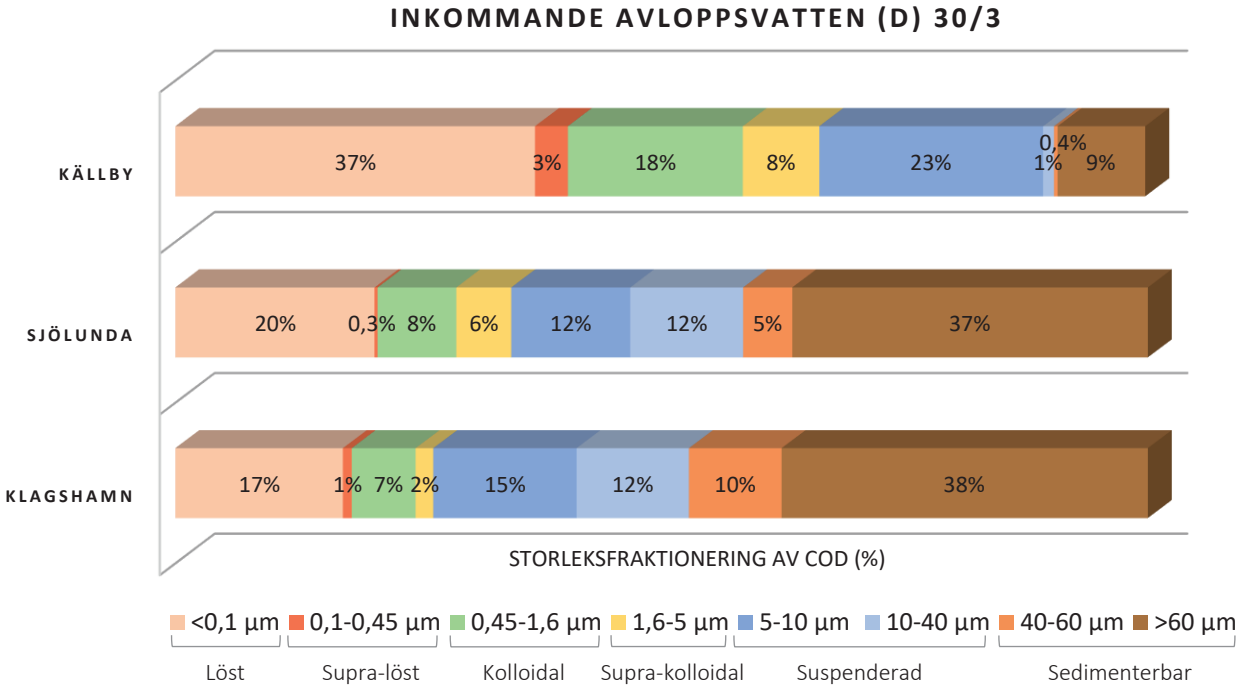
I samtliga prov (4.10-4.12) var den lösta fraktionen större än de kolloidala fraktionerna i storleksintervallet 0,45-5 µm. Vid analys av de bakomliggande orsakerna till den specifika COD-fördelningen i avloppsvatten är det viktigt att studera transportförhållanden genom ledningsnätet. De avloppsnät där trycksystem råder, vilket är fallet för Sjölunda ARV och Klagshamn ARV, präglas vanligtvis av anaerob miljö i ledningarna. Detta skapar förutsättningar för hydrolys att inträffa, främst i den biofilm som normalt förekommer på ledningsväggar och som är rik på organiskt innehåll (Nielsen *et al.* 1992). Med tanke på att mindre partiklar bryts ner enklare än de större (Levine *et al.* 1985) blir därmed detta en möjlig förklaring till de låga halterna av små partiklar/kolloider i proven.

Tabell 4.5: Storleksfraktionering av inkommande avloppsvatten från olika ARV. m.f = mätfel.

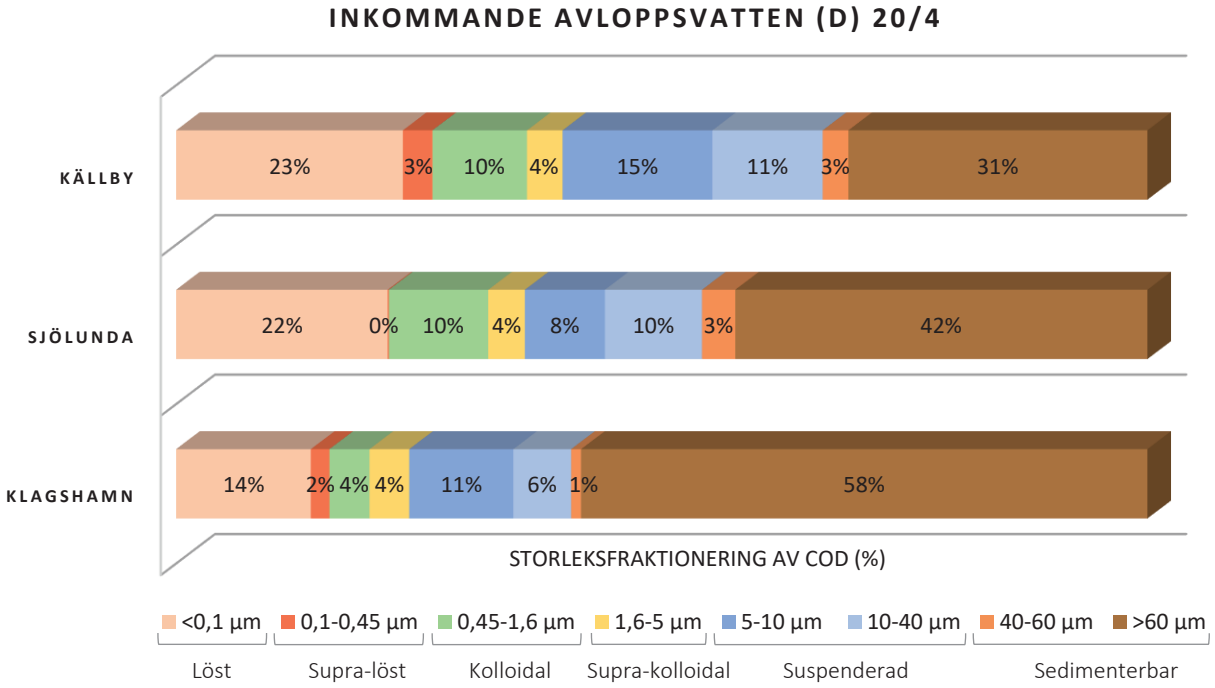
			Fraktion	Löst	Supra-löst	Kolloidal		Supra-kolloidal	Suspenderad		Sedimenterbar			Total
				<0,1 µm	**0,1-0,45 µm**	**0,45-1 µm**	**1-1,6 µm**	**1,6-5 µm**	**5-10 µm**	**10-40 µm**	**40-60 µm**	**60-100 µm**	**>100 µm**	
Analys period	Datum provtagning	Reningsverk	Prov	COD (mg/l)										
A	26/2	Källby	Inkommande avloppsvatten (D)	78	7	m.f.	13	14	50	40	28	m.f.	230	446
		Sjölunda	Inkommande avloppsvatten (D)	88	0,2	1,4	13	18	67	82	26	15	39	350
		Klagshamn	Inkommande avloppsvatten (D)	57	3	m.f.	13	17	13	21	65	m.f.	99	250
B	30/3	Källby	Inkommande avloppsvatten (D)	103	9	29	21	21	64	3	1	14	12	277
		Sjölunda	Inkommande avloppsvatten (D)	134	2	30	27	37	80	76	33	4	235	654
		Klagshamn	Inkommande avloppsvatten (D)	76	4	m.f.	34	8	65	51	42	13	153	441
	20/4	Källby	Inkommande avloppsvatten (D)	115	15	4	44	18	76	56	13	8	144	493
		Sjölunda	Inkommande avloppsvatten (D)	185	1	2	85	32	70	85	29	17	344	850
		Klagshamn	Inkommande avloppsvatten (D)	82	11	m.f.	33	24	63	35	6	34	309	588



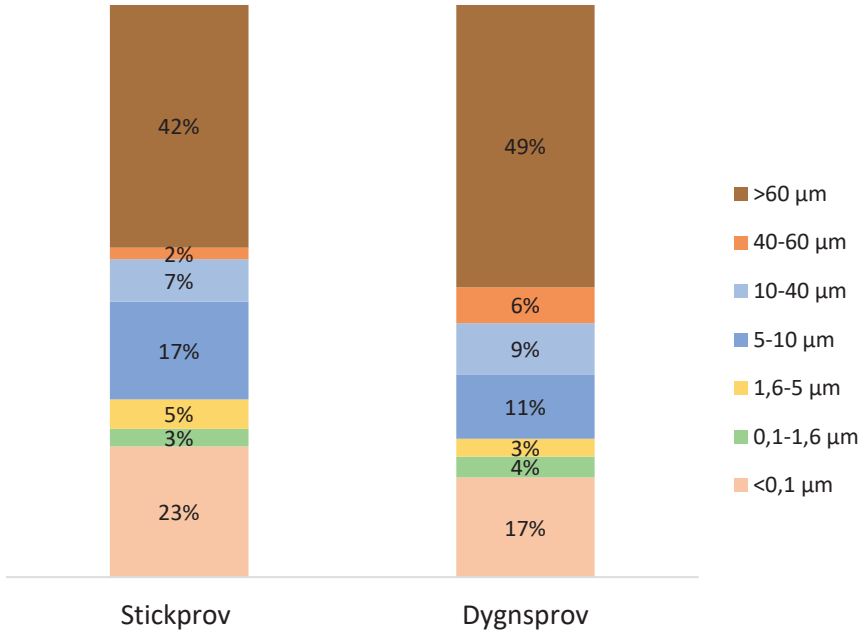
Figur 4.10: Fördelning av COD (%) över olika partikelstorlekar i dygnsprov (26/2) från olika ARV.



Figur 4.11: Fördelning av COD (%) över olika partikelstorlekar i dygnsprov (30/3) från olika ARV.



Figur 4.12: Fördelning av COD (%) över olika storleksfraktioner i dygnsprov (20/4) från olika ARV.

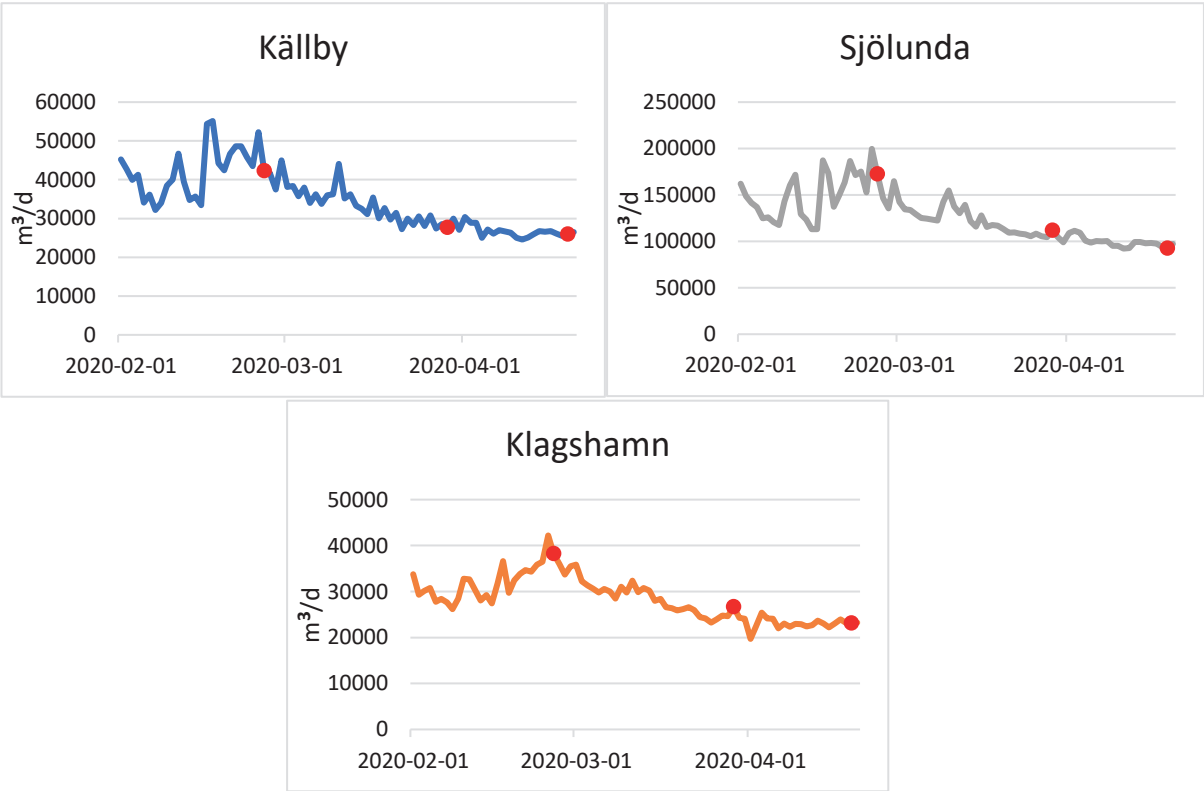


Figur 4.13: Fördelning av COD (%) över olika storleksfraktioner i dygnsprov och stickprov av inkommande avloppsvatten (26/2) från Källbys ARV.

Variation i COD-fördelning

Genom att snabbt överblicka figurerna 4.10-4.12 inser man att förhållandet mellan storleksfraktionerna i ett visst avloppsvatten inte är statiskt och varierar för olika tidpunkter. Detta är något som även påpekats av van Nieuwenhuijzen *et al.* (2004) och variationerna kan bero på allt från förändringar i vanor hos invånare till förändringar i väderförhållanden.

Figur 4.14 visar förändringen av totala inflödet till de olika reningsverken under månaderna februari-april. Då samtliga verk har dagvattenledningar kombinerat med spillvatten i vissa delar av upptagningsområdet blir ett högt inflöde följaktligen en indikation på att regn inträffat. Relaterar man dygnsflödesvariationen vid de tre provtagningstillfällena med variationen i COD-fördelning hos proven finner man att andelen partiklar av storleken >60 µm ökat i samband med minskat dygnsflöde. Parallellt kan man i Tabell 4.5 även se en ökning av totala COD-halten. Faktum är att dagvatten innehåller lägre koncentrationer av föroreningsämnen och därför kommer en eventuell utspädning av avloppsvattnet att leda till lägre COD-halt (Henze & Comeau, 2008).



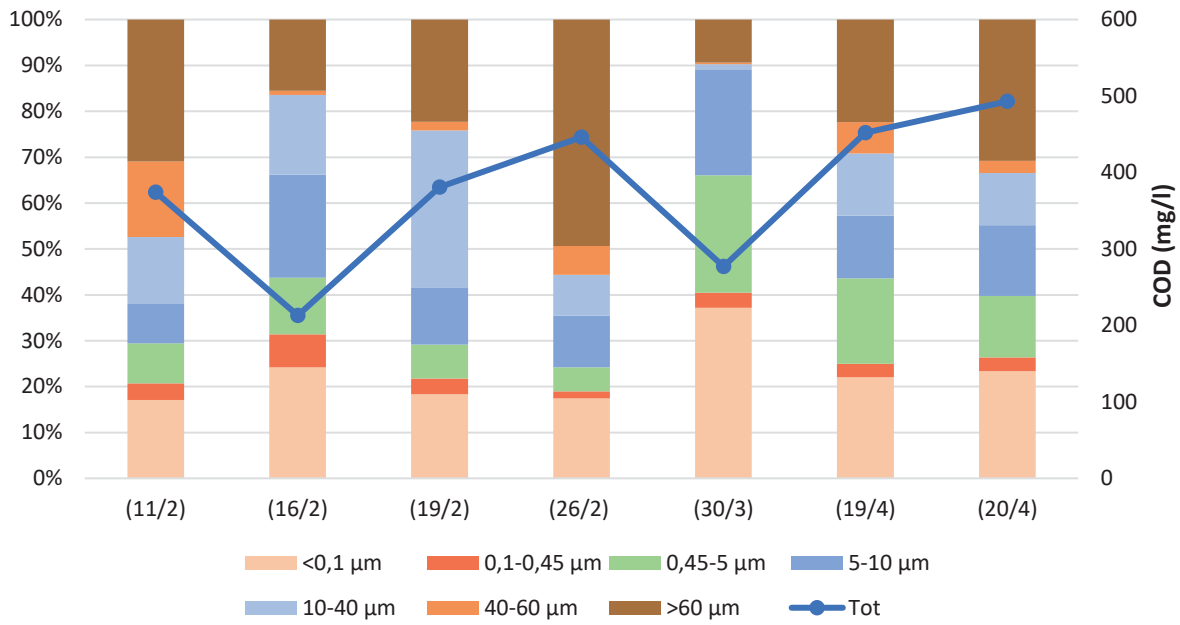
Figur 4.14: Förändring av dygnsflöde över tid i olika ARV. De tre provtagningstillfällena (26/2), (30/3) och (20/4) är markerade i figuren.

I Tabell 4.5 kan man se en tydlig ökning av COD-innehållet i Sjölundas och Klagshamns avloppsvatten där halten var nästan tredubblad i april jämfört med februari. Soligare väder och därmed lägre inflöde av dagvatten kan vara en anledning men ytterligare en aspekt värd att uppmärksamma är den rådande globala pandemin som sedan mitten av mars tvingat en stor del av invånarna att hålla sig i sina hem. Detta skapar en ny form av belastning på avloppsnätet och kan därmed leda till ökat organiskt avfall till följd av ökad aktivitet i hushållet. Butler *et al.* (1995) och Almeida *et al.* (1999) fann att köksavfall och toa stod för större delen av föroreningsinnehållet i avloppsvatten.

Den noterade trenden i förändringen hos COD-fördelningen, ökad halt i samband med varmare väder och lägre dygnsflöden, var dock undantagen för Källbyproven. Trots torrväder under (30/3) hade provet en låg halt total COD och partikulära fraktioner. En möjlig förklaring till detta är hög infiltration i ledningsnätet. Källbyverket har, jämfört med resterande två verk, en hög andel tillskottsvatten i avloppsnätet vilket indikerar problem med ledningarna och därmed större risk för infiltration av bland annat grundvatten. Ännu ett avvikande resultat är Källbyprovet (26/2) som trots högt dygnsflöde hade hög andel (49 %) stora partiklar av storleken >60 µm. Till skillnad från Sjölunda och Klagshamn kommer avloppsvattnet in med självfall till Källbyverket. Vid högt inflöde kan därmed hastigheten och turbulensen bli så höga att vattnet för med sig en del av de partiklar som sedimenterat i inloppsledningarna.

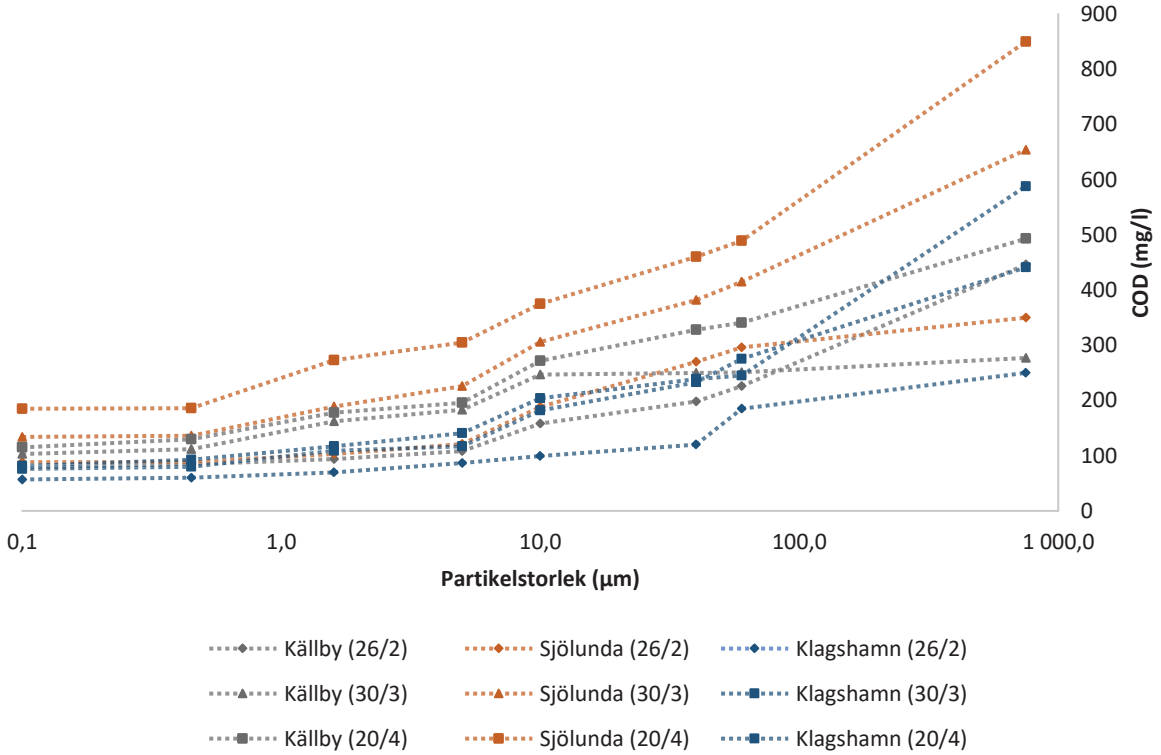
En annan faktor som kan ligga till grund för den höga COD-halten i Sjölundaprovet (20/4) är att provtagningen skedde under tidigt stadie av reningsprocessen (från ny provtagningspunkt) och därmed hade det aktuella provet till skillnad från tidigare prov inte passerat rensgaller och sandfång. Intressant är att det inte blev någon märkbar förändring i partikelstorleksfördelningen mellan proverna (30/3) och (20/4), vilket tyder på att de nämnda processerna inte har en avsevärd påverkan på sammansättningen av storleksfraktioner. Rent teoretiskt var det dock förväntat.

Ännu en intressant observation bland resultaten är förhållandet mellan totala COD-halten och storleksfraktionen >60 µm. Även om relationen mellan dessa parametrar borde anses självklar då större delen av den organiska massan tillhör de större storleksfraktionerna och flera tidigare studier som (Levine *et al.*, 1991; van Nieuwenhuijzen & Mels, 2002; Karahan *et al.*, 2008) påvisat detta faktum, blir dock relationen mer uppenbar i Figur 4.15, som visar totala COD samt dess fördelning över olika partikelstorlekar i dygnsprov från Källbyverket. Man kan inte märka av en viss trend i förändringen hos COD-fördelningen över tid men man ser att där råder ett visst samband mellan totala COD och största storleksfraktionen, då en minskning/ökning i den första medför en motsvarig förändring hos den andra. Möjligtvis, om man låter grafen i Figur 4.15 sträcka sig över en längre tidsperiod lyckas man till slut få en bättre uppfattning om sambandet och kan därmed, framöver, istället för att genomföra en omfattande karakterisering utnyttja totala COD-halten för att snabbt få en uppskattning av andelen stora partiklar i innehållet.



Figur 4.15: Förändring av total COD och partikelstorleksfördelning över tid i dygnsprov från Källbys ARV.

Enligt van Nieuwenhuijzen *et al.* (2004) är fördelningen av COD över olika partikelstorlekar ett generellt karaktärsdrag hos avloppsvatten och även om storleksfraktioneringen skiljer sig kommer utseendet av fördelningen att vara densamma. Detta påstående kunde även påvisas i detta fall, i Figur 4.16, där man tydligt ser ett mönster i fördelningen, med brant linje över de sedimenterbara och suspenderade fraktionerna (>5µm) och flack linje över de kolloidala och lösta fraktionerna (<5µm).



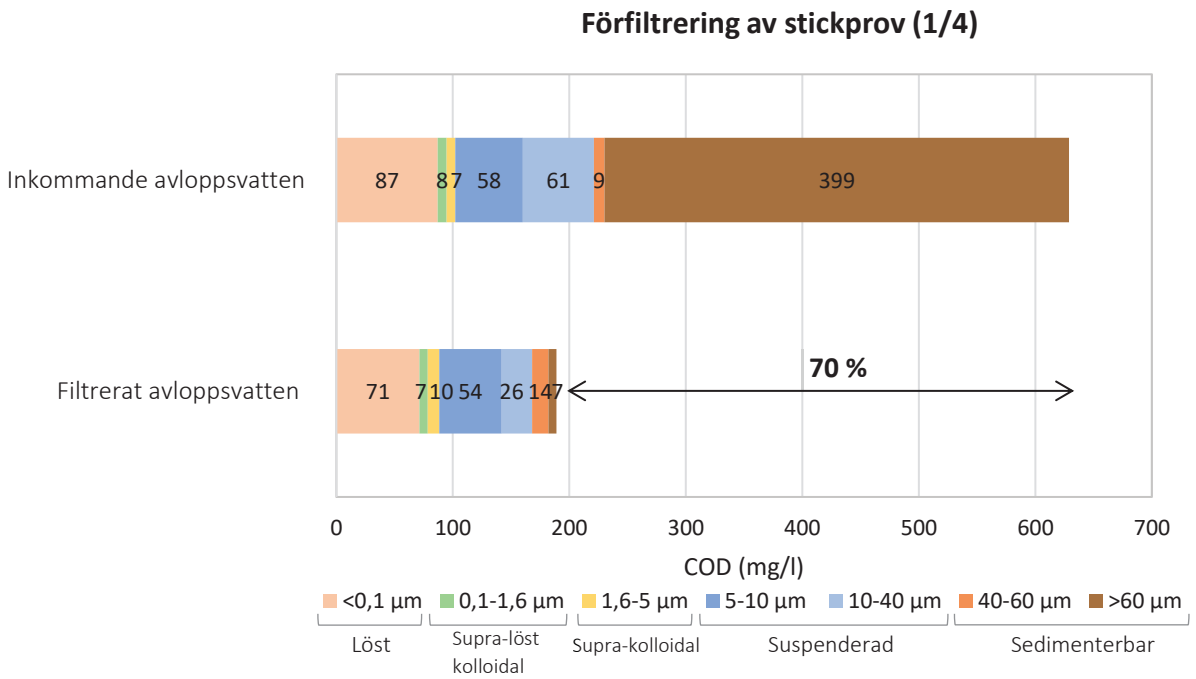
Figur 4.16: Fördelning av COD över partikelstorlek för dygnsprov från olika ARV.

4.3.2 Förfiltrerat avloppsvatten

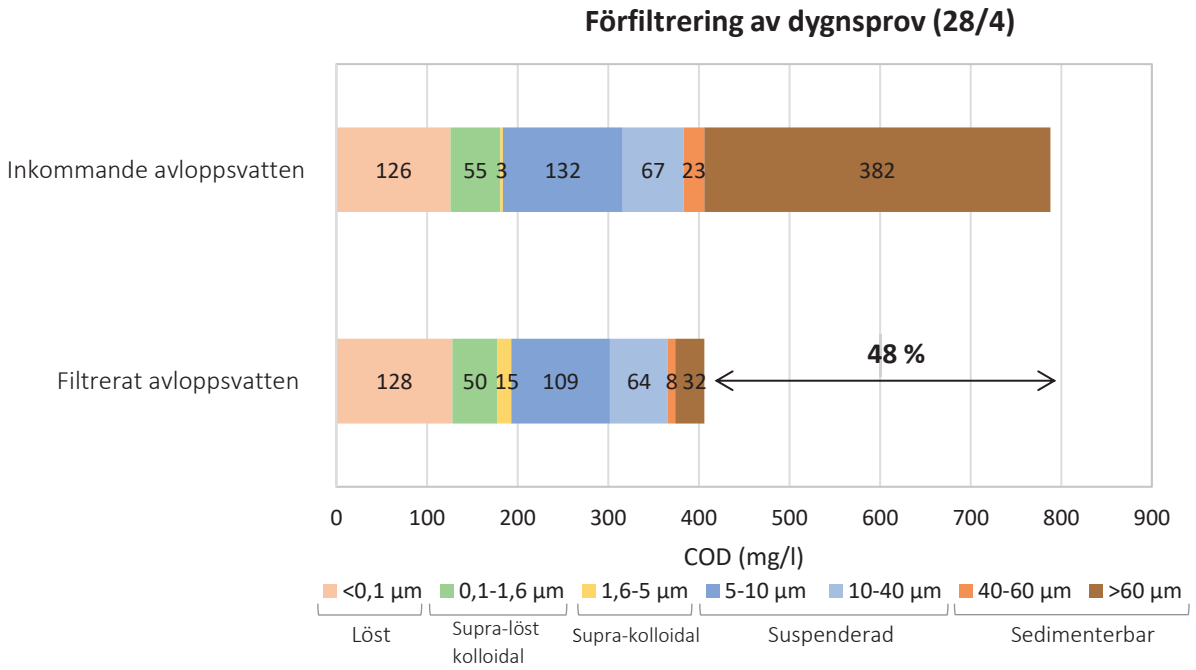
I Källbys avloppsreningsverk filtrerades både stickprov och dygnsprov av inkommande avloppsvatten med filtret i ICU-piloten. Resultatet av storleksfraktioneringen redovisas i figurerna 4.17-4.18. Filtreringen av stickprovet resulterade i en reducering av total COD med 70 % och motsvarande 55 % för dygnsprovet. Vid ytterligare två filtreringsförsök med både stick- och dygnsprov erhölls dock en sämre avskiljning, på respektive 28 % och 30 % (se Bilaga B). Olika faktorer kan ha påverkan på avskiljningsgraden som erhålls, bland annat inflödet till filtret. När belastningen på filtret blir alltför stort finns risk att en del av det obehandlade vattnet passerar förbi och hamnar med det filtrerade vattnet, vilket resulterar i hög andel partiklar däri och därmed sämre avskiljning. En annan möjlighet är att partiklar fastnar på filtrets yta och bildar ett så kallat ”kakfilter” som i sin tur, när ackumuleringen av partiklar blir tillräckligt hög, kan blockera färden för vattnet och på samma sätt leda till att obehandlat avloppsvatten rinner ut. Å andra sidan, i det fall då primärslam ska utnyttjas för utvinning av energi eller kolkälla kan förekomst av kakfilter, till viss gräns, anses gynnsamt då det hindrar fler partiklar från att passera och det önskvärda i nämnt fall är att få ut så mycket partiklar som möjligt i slammet.

Men förutom yttre faktorer har även sammansättningen av storleksfraktioner i avloppsvattnet en inverkan på hur pass bra eller dålig avskiljning det blir av total COD. När det är hög andel löst/kolloidalt material blir filtreringen mindre effektiv då dessa fraktioner normalt inte kan filtreras bort. Figur 4.19 visar sammansättningen av storleksfraktioner i de prov som genomgick filtrering och den motsvarande erhållna reduceringen av total COD under filtreringen. Man ser tydligt att avskiljningsgraden ökade i samband med ökad andel större partiklar i avloppsvattnet och detta eftersom filtret främst är åsyftat att avskilja de större partikelstorlekarna, följaktligen blir avskiljningen bättre vid högt innehåll av dessa.

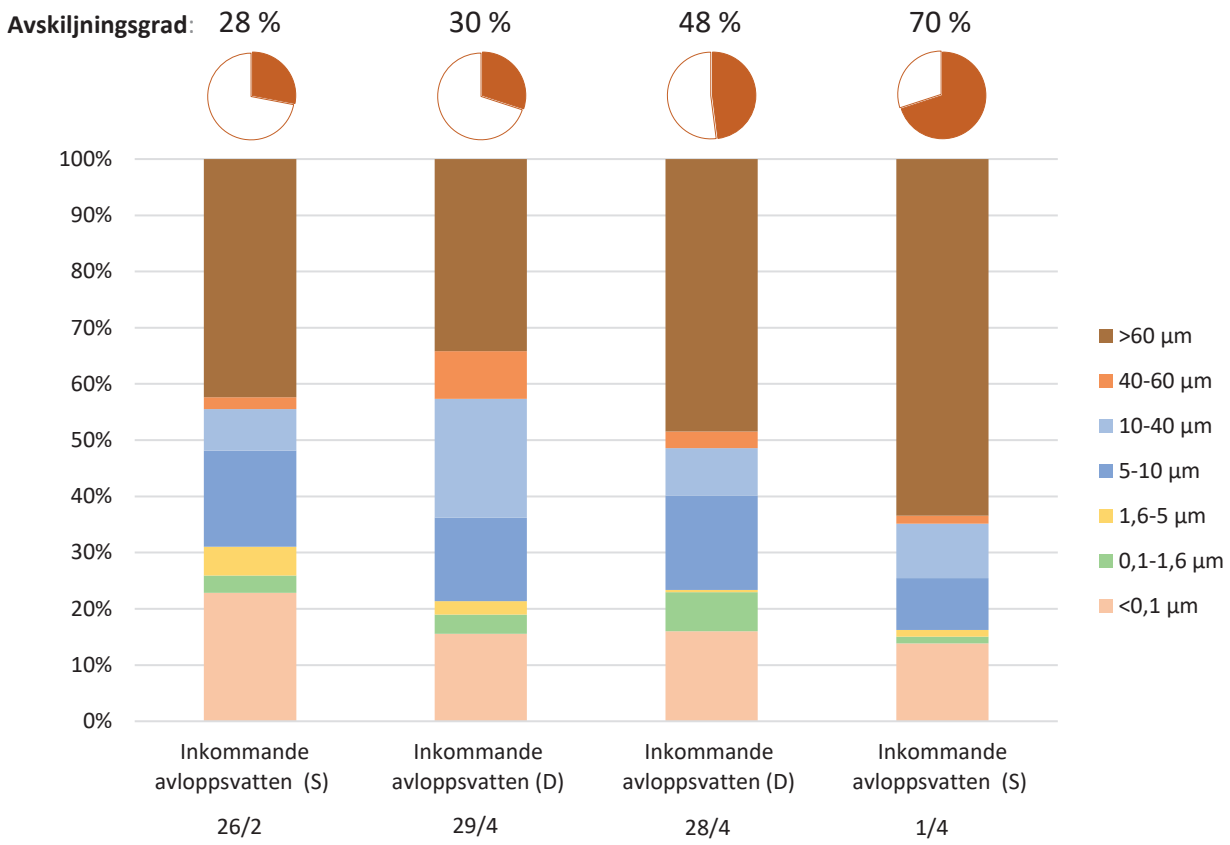
Med utgång från resultateten kan man dock konstatera att filtreringen är mest effektiv på partiklar med storlek >40 µm men har även förmåga att avlägsna partiklar i intervallet 5-40 µm. Supra-kolloidala fraktionen hade tendens att öka efter filtreringen vilket troligtvis är till följd av sönderslagning av de större partiklarna under filtreringsprocessen. Det lösta materialet passerade igenom vid samtliga fall förutom i provet (1/4) där fraktionen minskade något efter filtrering, dock bör hänsyn tas till att en analysosäkerhet på 20 % föreligger.



Figur 4.17: Fördelning av COD (mg/l) över olika storleksfraktioner i inkommande och förfiltrerat stickprov (1/4) från Källbys ARV.



Figur 4.18: Fördelning av COD (mg/l) över olika storleksfraktioner i inkommande och förfiltrerat dygnsprov (28/4) från Källbys ARV.



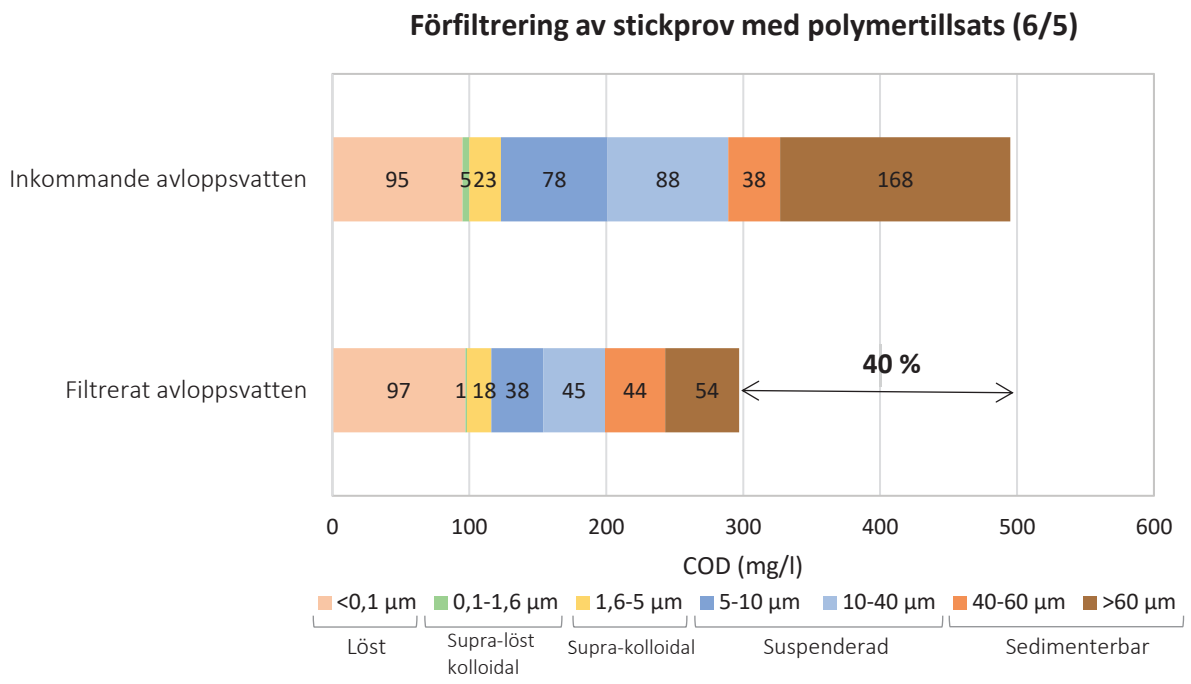
Figur 4.19: Partikelstorleksfördelning i stickprov och dygnsprov av inkommande avloppsvatten från Källbys ARV samt den erhållna avskiljningsgraden vid filtrering av proverna.

4.3.3 Kemiskt behandlat avloppsvatten

Vid ett annat filtreringstillfälle i ICU-piloten doserades det inkommande vattnet med en katjonisk polymer (3 mg/l). Resultatet av storleksfraktioneringen redovisas i Figur 4.20. I motsats till förväntningen var avskiljningen av de större partiklarna sämre med polymertillsats än utan, vid jämförelse med Figurerna 4.17 och 4.18.

Polymeren är ett flockbildande medel. Då partiklarna i vattnet normalt är negativt laddade kommer den motsatt laddade polymeren att adsorberas på ytan till partiklarna och leda till att större partiklar, flockar, bildas (Gregory & Barany, 2011). Adsorptionsprocessen mellan partiklarna i vattnet och polymeren är därmed en förutsättning för att flockningen ska kunna ske. Detta sätter grunden för den högst sannolika förklaringen till det erhållna resultatet, nämligen att adsorptionen av polymeren inte hunnit inträffa/stabiliseras innan filtreringen och kunde först göra det därefter, vilket ledde till att de mindre partiklarna flockats ihop till större i det filtrerade vattnet. Förklaringen blir även mer trolig vid relatering till resultaten i Hogg (2013), där man fann att adsorptionstiden, tiden det tar för 95 % av polymeren att adsorberas på partiklar, är starkt beroende av partikelstorleken. Enligt resultaten kunde adsorptionstiden skilja sig från 0,02 s till 2 h för en partikelstorlek på respektive 0,5 µm och 5 µm. I Figur 4.20 kan man se att den suspenderade fraktionen i det inkommande avloppsvattnet var betydligt större än den kolloidala, som teoretiskt har bättre förmåga att effektivt binda till sig polymeren. Om man samtidigt hade en kort blandningstid mellan polymeren och vattnet är därmed risken stor att adsorptionen inte hunnit stabiliseras. Enligt Lim *et al.* (2018) är det flera studier som indikerat att stabiliseringen av flockningen inträffar långt efter tillsättning av flockningsmedlet. Ytterligare en möjlig förklaring är att redan bildade flockar som ansamlats på filtret går sönder till följd av exempelvis hög flödeshastighet, de mindre delarna tar sig igenom filtret och flockas sedan återigen efteråt.

Man bör även ta hänsyn till att polymeren i sig är organisk och kan därmed bidra till ökad COD-halt i det filtrerade vattnet. I övrigt var den lösta fraktionen oförändrad efter polymertillsats vilket beror på att en polymer, till skillnad från en koagulant, inte resulterar i fällning (Ødegaard, 1999).



Figur 4.20: Fördelning av COD (mg/l) i inkommande och förfiltrerat stickprov (6/5) från Källbys ARV med dosering av katjonisk polymer.

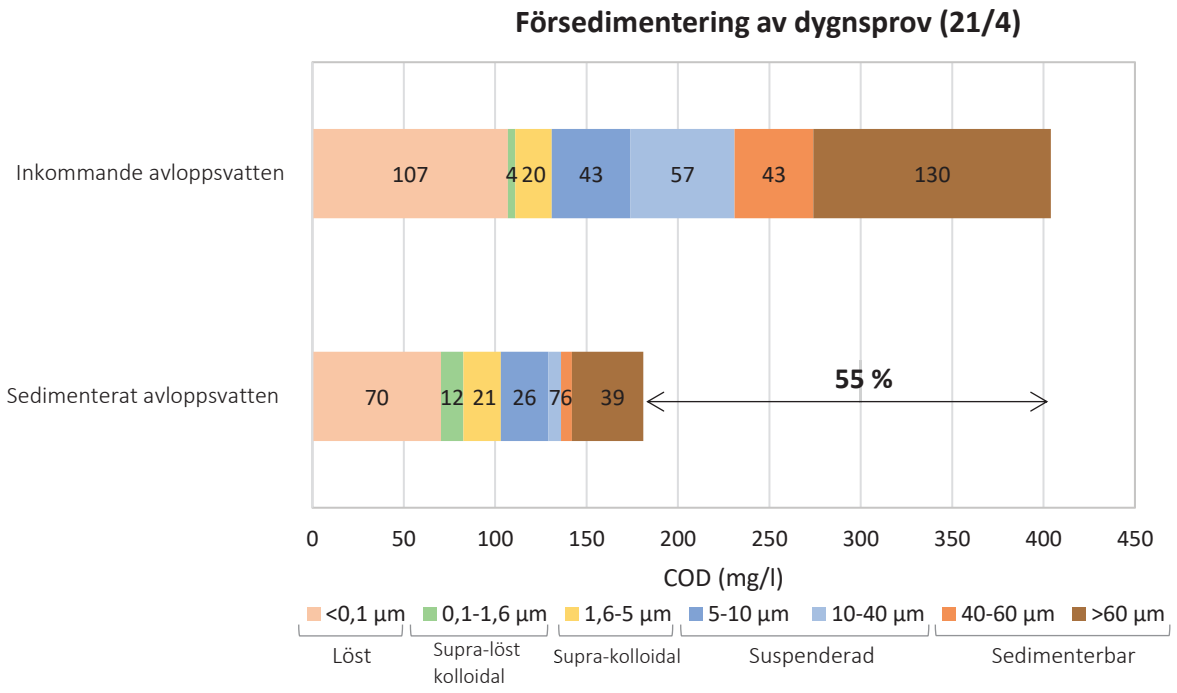
4.3.4 Försedimenterat avloppsvatten

Figur 4.21 visar resultat av storleksfraktioneringen av COD i inkommande och försedimenterat avloppsvatten från Klagshamns avloppsreningsverk. Som förväntat avlägsnades större delen av den sedimenterbara fraktionen och en generell minskning av de större fraktionerna var tydligt märkbar. En lika påtaglig minskning kunde dock inte märkas hos de mindre fraktionerna vilket inte är så konstigt med tanke på att sedimenteringshastigheten är starkt förknippat med partikelstorleken och ökar med ökad storlek. Med hjälp av Stokes lag kan man räkna ut att partiklar med storlek större än 50 µm är mest lämpade för behandling med sedimentering (Levine *et al.*, 1985).

För att effektivisera försedimenteringen i Klagshamns reningsverk och förbättra avskiljningen av organiskt material (och fosfor) tillsätts koaguleringsmedel i form av järnklorid. Den avskiljning som erhölls i detta fall på 55 % var dock lägre än det genomsnittliga värdet som erhölls i norska reningsverk där samma behandlingsmedel använts, som låg på 78,6 % för reningsverk med >2000 personekvivalenter (jämförbart med Klagshamns 90 000 p.e.) (Ødegaard, 1998). Avskiljningsgraden beror dock till stor del på innehållet av kolloider och större partiklar i avloppsvattnet. Enligt Ødegaard (1998) är andelen kolloider i norskt avloppsvatten hög som resultat av syrerik miljö i ledningsnätet, vilket är i motsats till fallet i Klagshamn. Med hög andel kolloider i vattnet blir följaktligen koagulationen och därmed sedimenteringsprocessen mer effektiv.

Försedimenteringen medförde även en hög reducering av den lösta fraktionen med totalt 35 %, i jämförelse med Doğruel (2012) där motsvarande siffra låg på 2 %. Detta är troligtvis till följd av tillsättning av fällningskemikalier som resulterar i att det lösta materialet fälls ut, men kan även ha att göra med att en del av slammet från den biologiska reningen tillförs försedimenteringsbassängen, vilket i sin tur kan medföra viss biologisk nedbrytning eller assimilering av det lösta materialet.

Supra-kolloidala fraktionen med partiklar av storleken 1,6-5 µm var i princip oförändrad efter försedimenteringen, vilket inte är så konstigt med tanke på att behandlingen inte är lika effektiv på mindre partikelstorlekar.



Figur 4.21: Fördelning av COD (mg/l) över storleksfraktioner i inkommande och försedimenterat dygnsprov (21/4) från Klagshamns ARV.

4.3.5 Förbehandlingars potential för effektiv behandling

Som man ser i Figur 4.23 är förfiltrering utan kemiska tillsatser den mest effektiva förbehandlingsmetoden för borttagning av de större partiklarna med storlek >40 µm. Dock var försedimenteringen mer effektiv i borttagning av storleksfraktionerna 5-10 µm och 10-40 µm, främst den senare. Den optimala förbehandlingen hade varit en metod som är effektiv på båda storleksfronterna. Enligt van Nieuwenhuijzen & Mels (2002) besparar man mest på energi och kostnader i ett avloppsreningsverk genom borttagning av partiklar med storlek >5 µm.

Syftet med en förbehandling är att avlägsna så stor del som möjligt av partiklar för att minska belastningen på biosteget och uppnå en energieffektiv aktivslamprocess. Huvudmålgruppen är de långsamt nedbrytbara partiklarna då dessa behöver hydrolyseras innan de kan omsättas av mikroorganismerna och medför därmed ett behov av längre uppehållstid i aktivslambassängen. Nedbrytbarhet, hydrolyseringshastighet och partikelstorlek är termer som är starkt relaterade till varandra. En långsamt nedbrytbar partikel innebär att den hydrolyseras långsamt och hydrolyseringshastigheten är i sin tur beroende av partikelstorleken. Detta har att göra med att mindre partiklar har högre specifik ytarea vilken bakterier enklare kan angripa och därför hydrolyseras mindre partiklar snabbare än större (Dimock & Morgenroth, 2006). Genom att avlägsna de storleksfraktioner som består av stor andel långsamt nedbrytbart organiskt material bidrar man därmed till en mer effektiv reningsprocess i biosteget. I det här avseendet blir kunskap om nedbrytbarhetsegenskaperna i de olika storleksfraktionerna högst relevant då man enklare kan ringa in den kritiska storleksfraktionen och anpassa sin förbehandling. Marani *et al.*, (2004) fann i sina resultat att partiklar i intervallet 25-50 µm var till största del långsamt nedbrytbara partiklar. Relaterar man till Figur 4.23 ser man att försedimenteringen var bäst med att bli kvitt dessa. Resultaten i den nämnda studien bör dock inte generaliseras då egenskaperna hos storleksfraktioner kan skilja sig mellan olika avloppsvatten. Dimock & Morgenroth (2006) presenterade två studier där man erhöll olika hydrolyseringshastighet för partiklar från samma storleksfraktion och argumenterade vidare för att det högst sannolikt beror på skillnader i sammansättning av avloppsvattnen.

I det fall då primärslam ska utnyttjas för utvinning av biogas blir ytterligare en egenskap hos storleksfraktionerna relevant, nämligen kemisk sammansättning. Den organiska massan i avloppsvatten kan fördelas i tre kemiska fraktioner; proteiner, kolhydrater och lipider (Sophonsiri & Morgenroth, 2004). Lipider har högst potential att producera biogas då de vid anaerob nedbrytning resulterar i högre andel metan än resterande två fraktioner enligt (Alves *et al.*, 2009):

Lipider: $C_{50}H_{90}O_6 + 24.5H_2O \rightarrow 34.75CH_4 + 15.25CO_2$

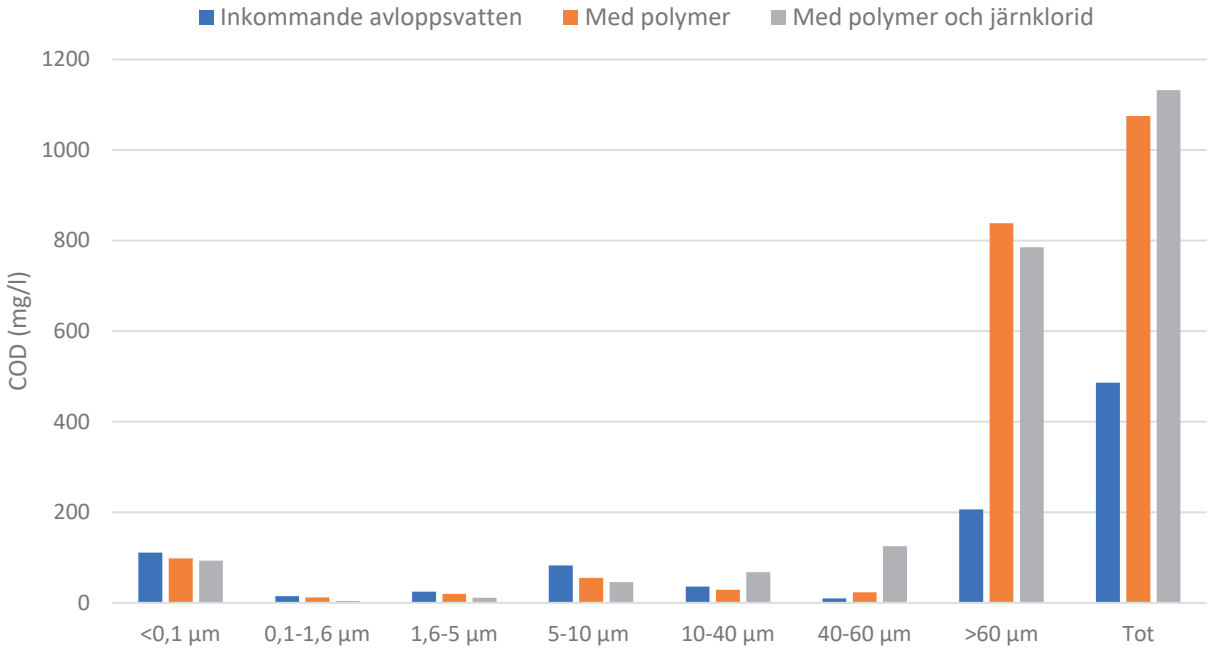
Kolhydrater: $C_6H_{10}O_5 + H_2O \rightarrow 3CH_4 + 3CO_2$

Proteiner: $C_{16}H_{24}O_5N_4 + 14.5H_2O \rightarrow 8.25CH_4 + 3.75CO_2 + 4NH_4^+ + 4HCO_3^-$

Ravndal *et al.* (2018) analyserade fördelningen av lipider över olika storleksfraktioner i två olika inkommande avloppsvatten och fann att större delen av innehållet var i storleksfraktionen 0,65-25 µm. Utifrån resultaten i Ravndal *et al.* (2018) och Marani *et al.* (2004) inser man att partiklar i intervallet 5-25 µm är av högt intresse då eliminering av dessa kan både bespara energi i biosteget och samtidigt leda till ökad biogasproduktion.

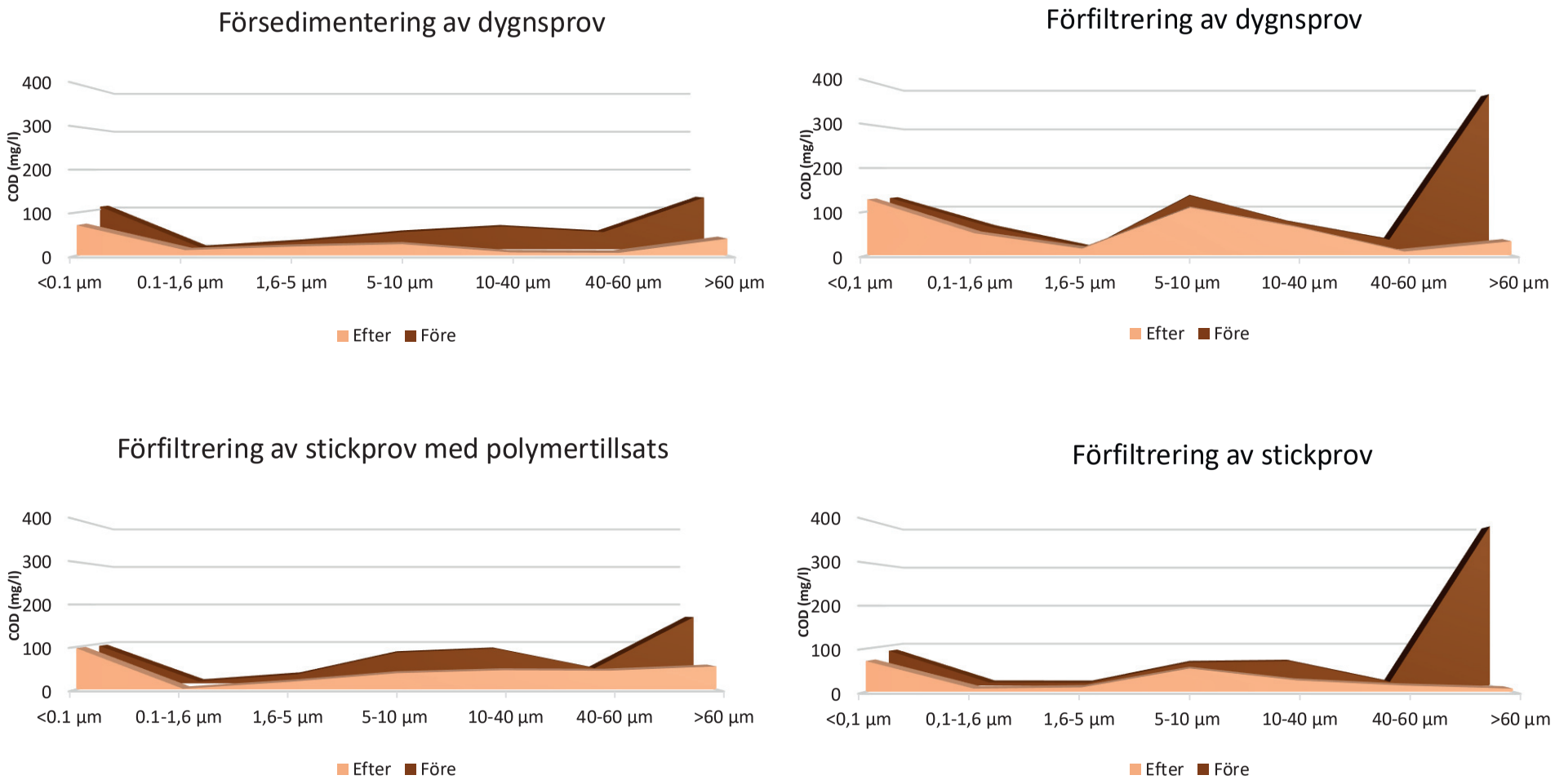
Då förfiltreringen ensam inte har kapaciteten att ge en signifikant reducering av de mindre storleksfraktionerna, vilket man tydligt kan se i Figur 4.23, blir därmed enda lösningen till att förbättra avskiljningen att utnyttja kemiska medel. I avsnitt 4.2.3 framkom att polymeren hade tendens att medföra en långsam flockningsprocess då adsorptionen på partiklarna krävde lång tid för att stabiliseras. En möjlig lösning för att få bukt med problemet är, förutom ökad uppehållstid för polymeren i det inkommande avloppsvattnet, att använda sig av koaguleringsmedel tillsammans med polymeren för att driva på neutraliseringsprocessen av partiklarna och därmed flockningsprocessen. I ett externt experiment i labbskala (utfört av personal på Källby ARV) fördelades inkommande avloppsvatten i lika volymmängder där ena provet doserades med enbart polymer och den andra med både polymer och järnklorid (polymerlösningen var dock inte samma som den som användes för det kemiskt behandlade provet i avsnitt 4.3.3). Resultatet av storleksfraktioneringen av de olika proven redovisas i Figur 4.22. Som man ser var andelen mindre partiklar (<10 µm) lägre i provet med både polymer och järnklorid än i provet med enbart polymer och på samma sätt var andelen större partiklar (10-60 µm) högre i den första än i den andra. Detta tyder på att järnklorid har förmågan att bidra till en effektivare flockning av de mindre storleksfraktionerna och resultera i bättre avskiljning. Det är dock inte säkert att det alltid så är fallet och flockningseffektiviteten kan också påverkas av vad för typ av polymer som används.

Nackdelen med tillsättning av ett koaguleringsmedel är att det leder till att en del av det lösta materialet fälls ut vilket samtidigt innebär att man minskar det lättillgängliga organiska materialet som behövs till framförallt denitrifikationen i biosteget. Samtidigt fälls även fosfor vilket innebär att den biologiska fosforavskiljningen inte gynnas. I ett större perspektiv gynnas inte heller slamhanteringen i reningsverket vid tillsättning av koaguleringsmedel då det leder till ökad slamproduktion.



Figur 4.22: Fördelning av COD (mg/l) över olika storleksfraktioner i tre olika prov där det ena är rent inkommande avloppsvatten, det andra med dos av polymer och det tredje med dos av polymer och järnklorid.

Vid genomgång av det här avsnittet faller det naturligt att nedbrytbarhetsegenskaper och kemisk sammansättning hos de olika storleksfraktionerna bör inkluderas i karakteriseringen för att erhålla en mer detaljerad analys.



Figur 4.23: Partikelstorleksfördelning före och efter behandling med: försedimentering i dygnsprov (21/4) från Klagshamns ARV, förfiltrering i dygnsprov (28/4) och stickprov (1/4) från Källbys ARV, kemisk tillsats i stickprov (6/5) från Källbys ARV.

5 Slutsatser och framtida studier

Olika inkommande och förbehandlade avloppsvatten har karakteriserats med avseende på partikelstorleksfördelning. Sammansättningen av COD-fraktioner kunde bestämmas i Källby ARVs inkommande avloppsvatten. Följande slutsatser kan dras utifrån de erhållna resultaten:

- Källbys avloppsvatten domineras av långsamt nedbrytbart organiskt material, 44 % av total COD, och mängden VFA (flyktiga fettsyror) i det inkommande avloppsvattnet kan antas vara försumbar.

- Respirometri och fysisk-kemiska metoden gav ingen signifikant skillnad i resultaten av totalt lösligt COD dock krävs fler försök för att kunna dra en generell slutsats om jämförbarheten.

- Gemensamt för Källbys, Sjölundas och Klagshamns inkommande avloppsvatten är att större delen av det organiska materialet förekommer som suspenderat och sedimenterbart material, i storleksfraktionerna (5-40 µm) respektive (>40 µm). Den lösta fraktionen är även större än den kolloidala i samtliga avloppsvatten.

- Förfiltreringen har god förmåga att avlägsna partiklar >40 µm men är inte lika effektiv på de mindre partiklarna. Användning av flockningsmedel gav inte ett förbättrat resultat i det här arbetet men kemiska medel har potentialen att förbättra förfiltreringens avskiljning vid rätt förhållanden. Även försedimenteringen hade god förmåga att avskilja de större partiklarna men inte i lika hög grad som förfiltreringen. Utifrån resultaten kan det dock konstateras att effektivitetsgraden hos de olika förbehandlingarna påverkas starkt av innehållet i det avloppsvatten som ska förbehandlas.

- I framtida karakteriseringsanalyser, avsedda för att bedöma avloppsvattnets potential för produktion av kol- och energikälla, bör även COD-fraktionering och kemisk sammansättning av de olika storleksfraktionerna inkluderas. Detta för att erhålla en mer detaljerad, informativ och komplett analys.

Referenser

Almeida, M.C., Butler, D. & Friedler, E. (1999). At-source domestic wastewater quality. *Urban Water,* 1, s. 49-55.

Alves, M.M., Pereira M.A., Sousa, D.Z., Cavaleiro, A.J., Picavet, M., Smidt, H. & Stams, A.J.M. (2009). Waste lipids to energy: how to optimize methane production from long-chain fatty acids (LCFA). *Microbial Biotechnology,* 2(5), s. 538-550.

Anderson, E., Ginestet, P., Sperandio, M & Paul, E. Influence of pre-treatments and recycled flows on the COD fractions of a wastewater: a case study. *Water Science & Technology,* 43(11), s. 99-108.

Arimi, M.M. (2018). Particle size distribution as an emerging tool for the analysis of wastewater. *Environmental Technology Reviews,* 7(1), s. 274-290.

Butler, D., Friedler, E. & Gatt, K. (1995). Characterising the quantity and quality of domestic wastewater inflows. *Water Science & Technology,* 31(7), s. 13-24.

Choi, E.-H., Klapwijk, B., Mels, A. & Brouwer, H. (2006). Evaluation of wastewater characterization methods. *Water Science & Technology,* 52(10-11), s. 61-68.

Corominas, Ll., Rieger, L., Takács, I., Ekama, G., Hauduc, H., Vanrolleghem, P. A., Oehmen, A., Gernaey, K. V., van Loosdrecht, M. C. M. & Comeau, Y. (2010). New framework for standardized notation in wastewater treatment modelling. *Water Science & Technology*, 61(4), s. 841-857.

Curtin, K, Duerre, S, Fitzpatrick, B & Meyer, P. (2011). Biological Nutrient Removal. Minnesota Pollution Control Agency.

Dimock, R. & Morgenroth, E. (2006). The influence of particle size on microbial hydrolysis of protein particles in activated sludge. *Water Research,* 40, s. 2064-2074.

Doğruel, S. (2012). Biodegradation characteristics of high strength municipal wastewater supported by particle size distribution. *Desalination and Water Treatment,* 45, s. 11-20.

Ekama, G.A., Dold, P.L. & Marais, G.v.R. (1986). Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Science & Technology,* 18(6), s. 91-114.

Fall, C., Flores, N. A., Espinoza, M. A., Vazquez, G., Loaiza-Návia, J., van Loosdrecht, M. C. M. & Hooijmans, C. M. (2011). Divergence between respirometry and physicochemical methods in the fractionation of the chemical oxygen demand in municipal wastewater. *Water Environment Research,* 83(2), s. 162-172.

Gatti, M.N, Garcia-Usach, F, Seco, A & Ferrer, J. (2010). Wastewater COD characterization: analysis of respirometric and physical-chemical methods for determining biodegradable organic matter fractions. *Chemical Technology & Biotechnology,* 85, s. 536-544.

Ginestet, P., Audick, J.-M., Urbain, V. & Block, J.-C. (1998). Estimation of nitrifying bacterial activities by measuring oxygen uptake in the presence of the metabolic inhibitors allylthiourea and azide. *Applied and Environmental Microbiology,* 64(6), s. 2266-2268.

Gregory, J. & Barany, S. (2011). Adsorption and flocculation by polymers and polymer mixtures. *Advances in Colloids and Interface Science.*

Gujer, W. & Zehnder, A. J. B. (1983). Conversion processes in anaerobic digestion. *Water Science & Technology.* 15(8-9), s. 127-167.

Hagman, M. & la Cour Jansen, J. (2007). Oxygen uptake rate measurements for application at wastewater treatment plants. *Vatten*, (63), 131-138.

Henze, M. & Comeau, Y. (2008). Wastewater Characterization. I Henze, M., van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A. & Brdjanovic, D. (red.) *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design.* London: IWA, s. 33-52.

Henze, M., (1992). Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes. *Water Science &Technology,* 25(6), s. 1-15.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T. & van Loosdrecht, M. (2000). Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. *Scientific and Technical Report series.* London: IWA.

Hogg, R. (2013). Bridging Flocculation by Polymers. *Kona Powder and Particle*, 30.

Karahan, Ö., Dogruel, S., Dulekgurgen, E. & Orhon, D. (2008). COD fractionation of tannery wastewaters – Particle size distribution, biodegradability and modeling. *Water Research,* 42, s. 1083-1092.

Kristensen, H. G., Jansen, J. la C., Jørgensen, E.P. & Christensen, W.H. (1991). Simuleringssystem til styrning af renseanlæg, Laboratorieforsøg, parameterestimering og modelafprøvning. Vandkvalitetsinstituttet, ATV. VKI-sagsnr. 655024.

Levine, A.D., Tchobanoglous, G. & Asano, T. (1985). Characterization of the Size Distribution of Contaminants in Wastewater: Treatment and Reuse Implications. *Water Pollution Control Federation,* 57(7), s. 805-816.

Levine, A.D., Tchobanoglous, G. & Asano, T. (1991). Size distributions of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability. *Water Research*, 25(8), s. 911-922.

Lim, H.V., Yamashita, Y., Doan, H.T.Y. & Adachi, Y. (2018). Inhibition of Cationic Polymer-Induced Colloid Flocculation by Polyacrylic Acid. *Water,* 10, 1215.

Lunds Universitet. (2008). Metodbeskrivning VFA, Volatile Fatty Acids (GC-metod). Version: 08-09-25. Institutionen för Kemiteknik. Lund: Lunds Universitet.

Mamais, D., Jenkins, D. & Pitt, P. (1993). A rapid physical-chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater. *Water Research,* 27(1), s. 195-197.

Marani, D. Renzi, V., Ramadori, R. & Braguglia, C.M. (2004). Size fractionation of COD in urban wastewater from a combined sewer system. *Water Science & Technology,* 50(12), s. 79-86.

Nielsen, H.P., Raunkjær, K., Norsker, H.N., Jensen, A.N. & Hvitved-Jacobsen, T. (1992). Transformation of wastewater in sewer systems – a review. *Water Science & Technology,* 25(6), s. 17-31.

Nobel, P. (2015). *High-Loaded activated sludge - Improvement of a solids retention time controlled system*. Masteruppsats. Institutionen för Kemiteknik. Lund: Lunds universitet.

Orhon, D., Ates, E., Sözen, S. & Çokgör, E.U. (1997). Characterisation and COD fractionation of domestic wastewaters. *Environmental Pollution,* 95(2), s. 191-204.

Orupold, K., Hellat, K. & Tenno, T. (1999). Estimation of treatability of different industrial wastewaters by activated sludge oxygen uptake measurements. *Water Science & Technology,* 40(1), s. 31-36.

Ravndal, K.T., Opsahl, E., Bagi, A. & Kommedal, R. (2018). Wastewater characterisation by combining size fractionation, chemical composition and biodegradability. *Water Research,* 131, s. 151-160.

Roeleveld, P.J. & van Loosdrecht, M.C.M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Science & Technology,* 45(6), s. 77-87.

Smolders, G., van der Meij, J., van Loosdrecht M.C.M. & Heijnen, J.J. (1994). Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: Stoichiometry and pH influence. *Biotechnology and Bioengineering,* 43(6), s. 461–470.

Sophonsiri, C. & Morgenroth, E. (2004). Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial and agricultural wastewaters. *Chemosphere,* 55, s. 691-703.

SS-EN 872:2005. Vattenundersökningar - Bestämning av suspenderade ämnen - Metod baserad på filtrering genom glasfiberfilter. Utg. 2. SIS (Svensk standard).

van Nieuwenhuijzen, A. F. & Mels, A. R. (2002). Characterisation of Particulate Matter in Municipal Wastewater. I Hahn, H.H., Hoffmann, E. & Odegaard, H. (red.) *Chemical Water and Wastewater Treatment VII.* London: IWA, s. 203-211.

van Nieuwenhuijzen, A.F., van der Graaf, J.H.J.M., Kampschreur, M.J. & Mels, A.R. (2004). Particle related fractionation and characterisation of municipal wastewater. *Water Science & Technology,* 50(12), s. 125-132.

Vanrolleghem, P. A. (2002). *Principles of respirometry in activated sludge wastewater treatment*. Belgium: Universiteit Gent.

Wentzel, M.C., Mbewe, A. & Ekama, G.A. (1995). Batch test measurement of readily biodegradable COD and active organism concentration in municipal wastewaters. *Water SA,* 21(2), s. 117-124.

Wärff, C. (2016). *Modellering av Klagshamns avloppsreningsverk för optimering av kväveavskiljning efter införande av rejektvattenbehandling.* Masteruppsats. Institutionen för Kemiteknik. Lund: Lunds universitet.

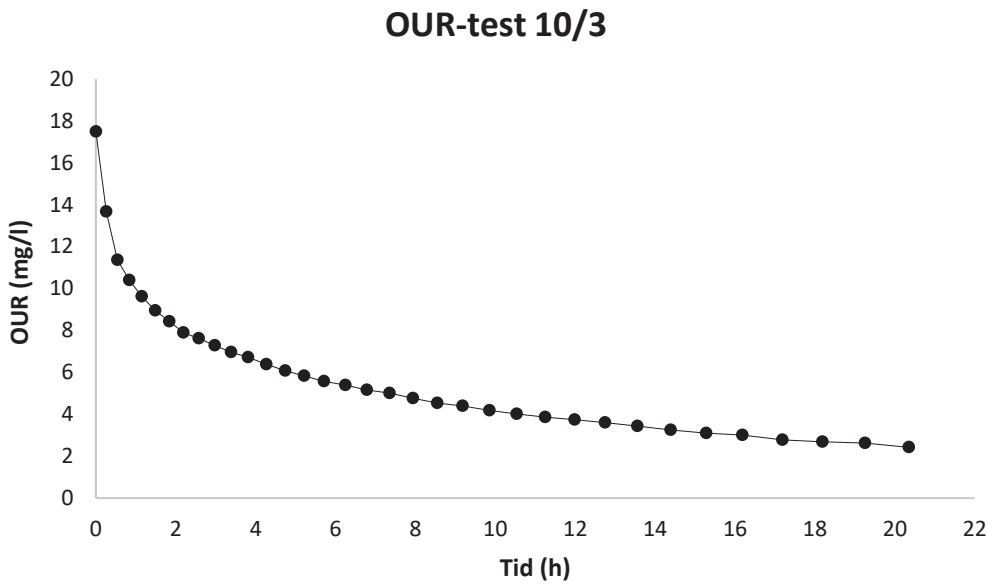
Ziglio, G., Andreottola, G., Foladori, P. & Ragazzi, M. (2001). Experimental validation of a single-OUR method for wastewater RBCOD characterization. *Water Science & Technology,* 43(11), s. 119-126.

Zumft, W.G. (1997). Cell biology and molecular basis of denitrification. *Microbiology and Molecular Biology Reviews,* 61(4), s. 533-616.

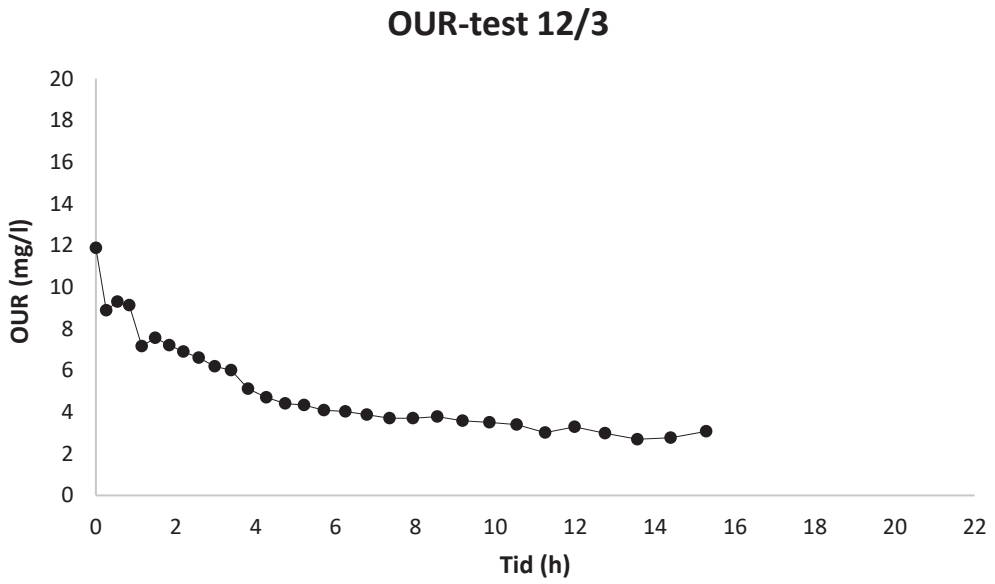
Ødegaard, H. (1998). Optimised particle separation in the primary step of wastewater treatment. *Water Science & Technology,* 37(10), s. 43-53.

Ødegaard, H. (1999). The influence of wastewater characteristics on choice of wastewater treatment method. Norweigan University of Science and Technology, N-7034 Trondheim – NTNU.

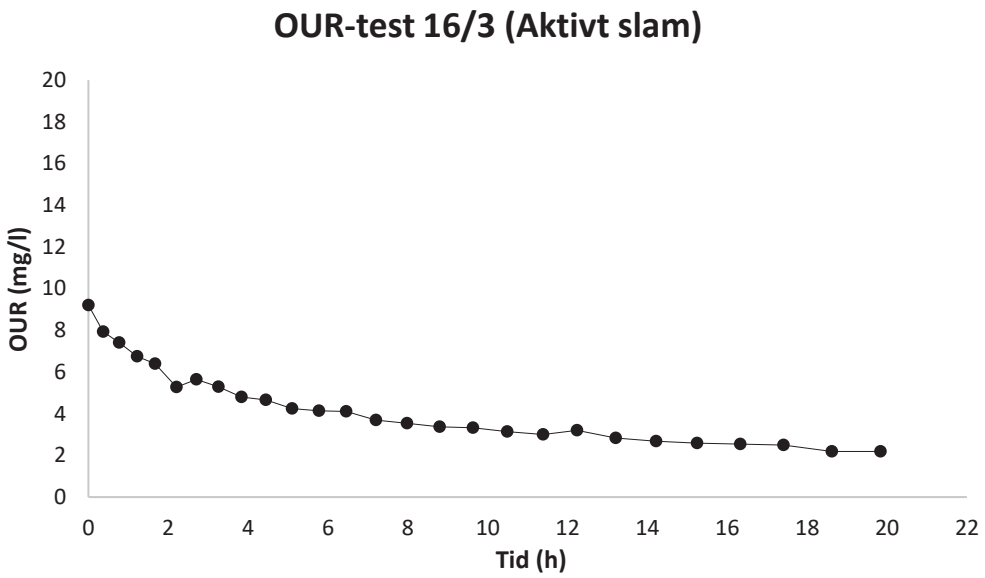
Bilaga A – OUR kurvor



Figur A.1: Syreupptagningshastighet i inkommande avloppsvatten blandat med aktivt slam från Källbys ARV. OUR-testet genomfördes under period A (10/3).

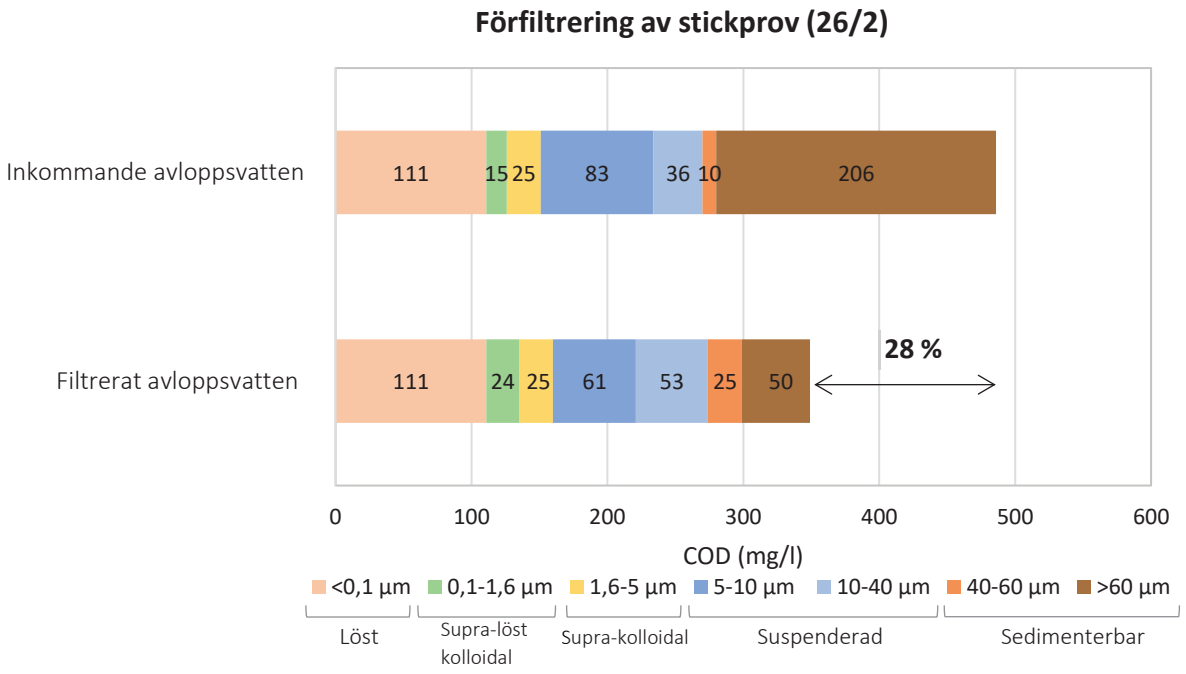


Figur A.2: Syreupptagningshastighet i inkommande avloppsvatten blandat med aktivt slam från Källbys ARV. OUR-testet genomfördes under period A (12/3).

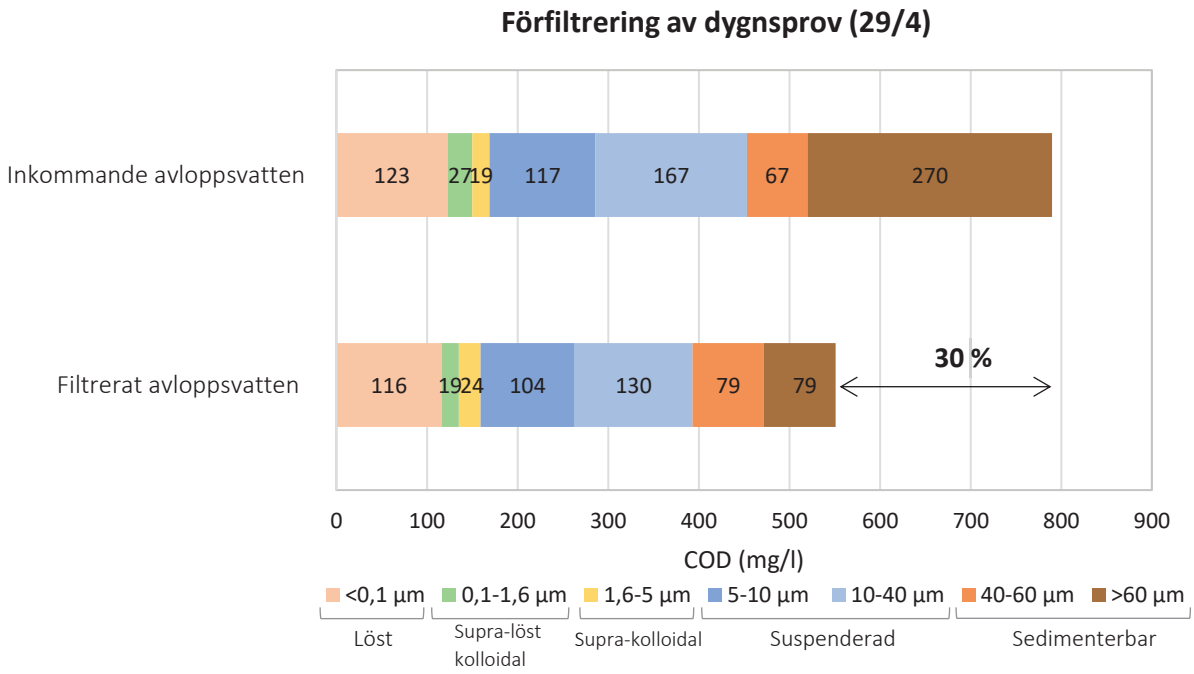


Figur A.3: Syreupptagningshastighet i aktivt slam blandat med kranvatten från Källbys ARV. OUR-testet genomfördes under period A (16/3). Slammet luftades under 2 h innan start. Endogena nivån ligger på 2 mg/l.

Bilaga B – Storleksfraktionering av filtrerat avloppsvatten



Figur B.1: Storleksfraktionering av stickprov (26/2) på inkommande och förfiltrerat avloppsvatten från Källbys ARV. Erhållen avskiljningsgrad var 28%.



Figur B.2: Storleksfraktionering av dygnsprov (29/4) på inkommande och förfiltrerat avloppsvatten från Källbys ARV. Erhållen avskiljningsgrad var 30%.

Bilaga C – Populärvetenskaplig sammanfattning

Avloppsvatten kan vara en viktig resurskälla för ett reningsverk

Normalt sett för det inkommande avloppsvattnet med sig en hel del kostnader till ett reningsverk beroende på hur avancerade behandlingstekniker det är som tillämpas. Men faktum är att avloppsvattnet i sig bär på värdefulla komponenter som faktiskt kan bespara reningsverket på både energi och pengar. Det gäller dock att ha avloppsvatten med ”rätt” egenskaper!

Innehållet i avloppsvatten kan liknas vid ”gott och blandat” då det består av allt från toxiska ämnen och näringsämnen till organiska ämnen i alla dess former, lösta och partikulära. Det organiska materialet är den största föroreningen som man normalt gör sig av med i en biologisk process där man låter mikroorganismer som livnär sig på materialet få sig en trevlig lunch. Beroende på hur snabbt materialet kan brytas ner och ätas upp av mikroorganismerna kallas det antingen för lättnedbrytbart eller långsamt nedbrytbart organiskt material.

Det organiska materialet kan dock även bidra med nytta till reningsverket om det utnyttjas till produktion av energirik biogas. Problemet är bara att man på så sätt förbrukar det lättnedbrytbara materialet som viktiga mikroorganismer i den biologiska reningen är i behov av för att kunna ta bort kväve och fosfor från vattnet.

Men tänk om man kan utnyttja det organiska innehållet i det inkommande avloppsvattnet både till produktion av biogas och till produktion av kolkälla. Då hade man minskat på föroreningsbelastningen till den biologiska reningen och därmed på energianvändningen, ökat biogasproduktionen och säkrat en självförsörjning av energi, samtidigt som man ser till att de biologiska processerna får sina behov av lättillgängligt kol tillfredsställda. Detta är vad i bowlingtermer hade inneburit en ”strike” för reningsverket!

Ett projekt vid namn ICU (Ideal Carbon Utilization) som leds av VA SYD strävar efter att uppnå det nämnda drömscenariot. Men för att kunna få ut det önskvärda kolet gäller att avloppsvattnet har de önskvärda egenskaperna. Lite som i den klassiska ”bra in - bra ut”-principen. Innehållet i avloppsvatten kan nämligen skilja sig beroende på var vattnet kommer ifrån, hur det har transporterats samt om det genomgått förbehandling eller ej. I syfte att få en bild av hur det kan variera har avloppsvatten med ursprung från tre olika reningsverk och olika förbehandlingar analyserats på sitt organiska innehåll. Det visade sig att effektiviteten hos en förbehandling också påverkas av hur innehållet ser ut i vattnet. En sådan analys av innehållet och egenskaperna hos olika avloppsvatten, eller som det i finare ord heter, karakterisering, är en viktig förutsättning vid bedömning av avloppsvattnets potential som resurskälla. Genom att tillämpa den här så kallade karakteriseringen i reningsverket kommer man därmed lära känna sitt vatten, och när man väl känner den lär man sig också att utnyttja den på bästa sätt!