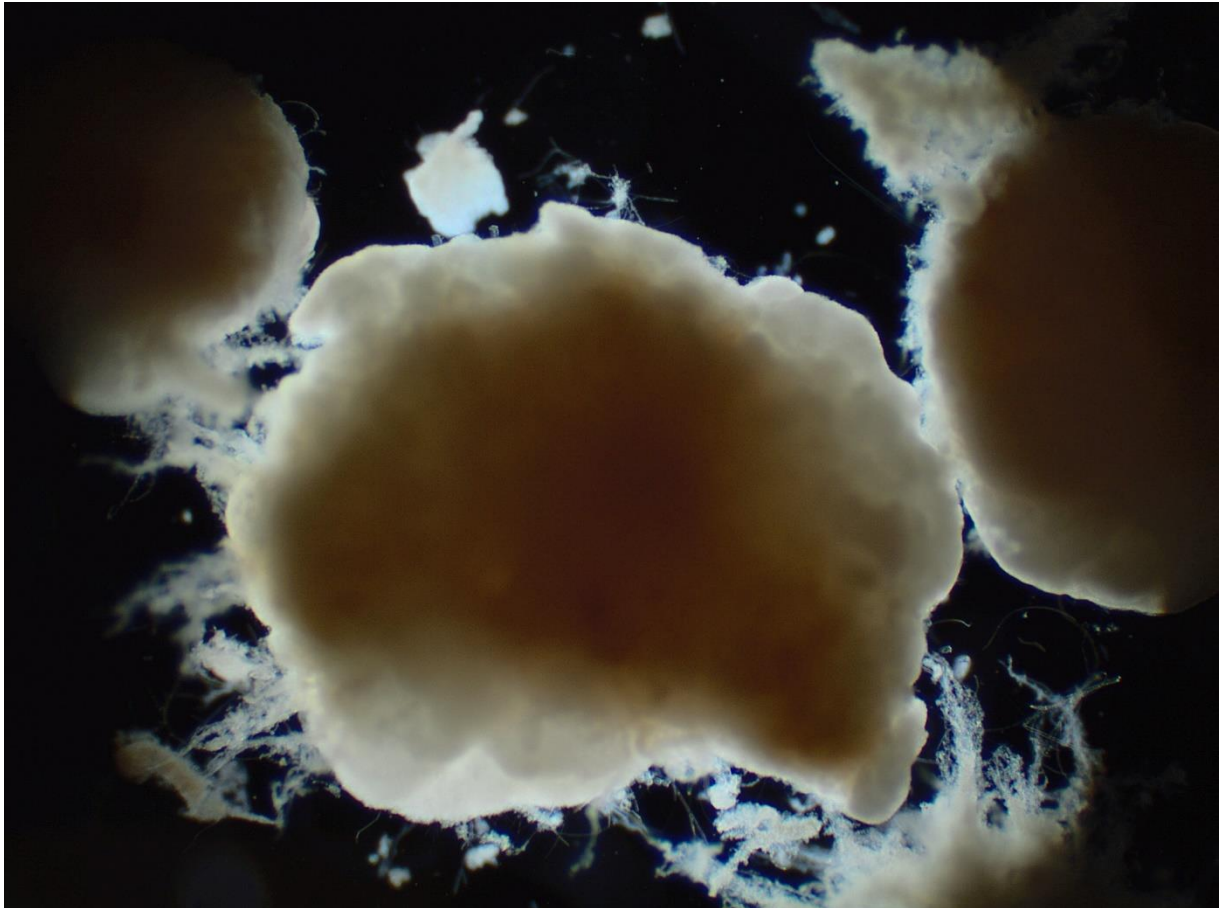




CHALMERS



Aerobt Granulärt Slam (AGS)

Undersökning av driftparametrar

Examensarbete högskoleingenjörsprogrammet i Kemiteknik

ALVAR WIKSTRÖM

Institutionen för Arkitektur och samhällsbyggnadsteknik
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige 2022

Förord

Denna rapport är ett examensarbete på 15 högskolepoäng som avslutar min högskoleingenjörsutbildning inom kemiteknik (180 hp) vid Chalmers tekniska högskola. Projektet har genomförts på avdelningen för vatten miljö teknik som är en del av institutionen för Arkitektur och samhällsbyggnadsteknik på Chalmers. Projektet har pågått under perioden 2022-03-32 till 2022-05-30. Arbetet har baserat sig på två projekt gällande AGS som utförts av doktoranderna Cecilia Burzio och Jennifer Ekholm, som fokuserat på borttagningen av farmaceutiska ämnen med AGS samt operationer av AGS vid låga temperaturer.

Jag skulle vilja tacka Britt-Marie Wilén, som har varit min handledare och examinator för att ha gett mig möjligheten att utföra det här projektet. Jag vill även tacka Britt-Marie för det stöd och guidning jag har fått under projektets gång. Jag skulle även vilja tacka Cecilia och Jennifer för att jag har fått ta del av deras projekt samt tacka för deras hjälp och stöd. Tack även till Amir Saeid Mohammadi för kunskap gällande instrument och säkerhet i WET-laboratoriet.

Sammanfattning

Aerobt granulärt slam (AGS) är en relativt ny teknik för behandling av avloppsvatten. Med hjälp av AGS så finns det potential att utforma avloppsreningsverk som är mer plats- och energieffektiva än de verk som existerar idag. Det här projektet har studerat påverkan som syrehalt och temperatur har på processen.

Projektet bygger på en pilotstudie där 3 AGS-reaktorer drivs på en laborativ skala. Reaktorerna har volym på 3,2 L och förses med syntetiskt avloppsvatten. Denna pilotstudie är en del av Cecilia Burizo och Jennifer Ekholms doktorandprojekt och är således dessa som har konstruerat och drivit reaktorerna. För att mäta påverkan av syrehalt så ökas efter en tid syrehalten i en av reaktorerna (R0). I de andra två reaktorerna (R1 och R2) så mäts påverkan av temperatur igenom att efter en tid gradvis sänka temperaturerna i olika hastigheter.

Kontinuerlig provtagning av vattenprover och analys av biomassa gjordes under hela projektets gång. Det kunde påvisas att den ökade syrehalten hade en negativ effekt på kvävereningen. Vid temperaturer under 15°C så kunde även en negativ effekt på kvävereningen ses. Resultaten tydde också på att en flackare temperatursänkning gav bättre reningsgrader med avseende på kväve. Det framgår dock att det är möjligt att driva reningsverk baserade på AGS vid lägre temperaturer om rätt driftförhållanden används.

Abstract

Aerobic granular sludge (AGS) is a relatively new technology for the treatment of wastewater. With the help of AGS, there is potential to design sewage treatment plants which are more efficient in terms of footprint and energy efficiency. This project has studied the impact that oxygen concentration and temperature have on the AGS process.

The project is based on a pilot study where 3 AGS reactors are operated on a laboratory scale. The reactors have a volume of 3.2 l and are provided with synthetic wastewater. This pilot study is part of Cecilia Burizo and Jennifer Ekholm's doctoral project and are thus these two are responsible for constructing and maintaining the reactors. The influence of oxygen is measured by after a while increasing the oxygen concentration in one of the reactors. In the other two reactors (R1 and R2), the impact of temperature is measured by gradually lowering temperatures at different rates.

Continuous sampling of water samples and analysis of biomass was done throughout the project. It could be shown that the increased oxygen concentration had a negative effect on the nitrogen removal. At temperatures below 15 °C, a negative effect on the nitrogen removal could also be seen. However, the results also indicated that a less steep temperature reduction gave better results regarding removal of nitrogen. It is also concluded that it is possible to operate treatment plants based on AGS at lower temperatures if the correct operating conditions are used.

Innehåll

Beteckningar	6
1 Inledning	7
1.1 Bakgrund	7
1.2 Syfte och avgränsningar	8
2 Litteraturstudie	9
2.1 Definition av AGS	9
2.2 Granulering	12
2.2.1 Selektionstryck och korta sedimentationstider	13
2.2.2 Skjuvkrafter	13
2.2.3 Substratkoncentrationer	13
2.2.5 Utbytesförhållande	14
2.2.6 Tillväxthastighet	14
2.3 Biologisk borttagning av näringsämnen i avloppsvatten	9
2.3.1 Nitrifikation	10
2.3.2 Denitrifikation	10
2.3.3 Simultant nitrifikation och denitrifikation (SND)	10
2.3.4 Biologisk Fosforavskiljning	10
2.3.5 Borttagning av organiskt material	12
2.4 Parametrar som påverkar effektivitet	15
2.4.1 Syrehalt (DO)	15
2.4.2 Temperatur	15
2.4.3 Granulstorlek	15
2.4.4 Toxinet	16
2.5 Typisk AGS-cykel	16
3 Fullskalig AGS anläggning	16
4 Metod	17
4.1 Uppsättning av reaktorer	17
4.1.1 Cykeltid och driftförhållanden	18
4.1.2 Komposition av syntetiskt avloppsvatten	19
4.2 Analytiska metoder	19
4.2.1 Totalt organiskt material (TOC) och totalt kväve (TN)	20
4.2.2 Kväve och fosfor	20
4.2.3 Reningsgrad	20
4.2.4 Cykelstudier	20
4.3 Analys av biomassa	21

4.3.1 Mikroskopi	21
4.3.2 Storlek analys	21
4.3.3 TSS/VSS	21
4.3.4 SRT	22
4.3.5 SVI	22
5 Resultat	22
5.1 Organiskt material	22
5.2 Kväverening	24
5.3 Fosforening	26
5.4 Mikroskopi	27
5.5 Storlekanalys	29
5.6 Storleksfördelning	30
5.7 TSS	31
5.8 SVI	33
5.9 Cykelstudier	33
5.10 Temperaturdiagram	36
6. Diskussion	37
6.1 Påverkan av ökning halt mättat syre (DO)	37
6.2 Påverkan av temperatursänkning	38
6.3 Diskussion kring fullskalig applicering	39
7. Slutsatser	39
9 Källor	40
8. Bilagor	42
A1. – Storleksanalys	43
A2. – Komposition av syntetiskt avloppsvatten	42

Beteckningar

AGS – aerob granulärt slam
Anammox - anaerobisk ammoniumoxidation
COD - Kemisk syreförbrukning
DO - Löst syre
EPS - Extracellulära polymerer
GAO - Glykogen-ackumulerande organismer
MBBR - Moving bed biofilm reactor
PAO - Polyfosfat-ackumulerande organisme
pe - personekvivalenter
SBR - Sekventiell satsvis reaktor
SND - Simultan nitrifikation och denitrifikation
SRT - Slamålder ("solids retention time")
SS - Suspenderad substans
SVI – Slamvolymindex
TP – Total fosfor
TSS – Totala suspenderad substans
VFA – volatil flyktig fettsyra ("volatile fatty acid")
VSS – volatil suspenderad substans
AS – aktiverat slam
IC – Jonkromatografi ("ion chromatography")
N₂ – Kvävgas
NO₂ - – Nitrit
NO₃ - – Nitrat
TN – totalt kväve
TOC – Totalt organiskt kol

1 Inledning

Aerobt granulärt slam (AGS) tycks vara en lovande teknik för biologisk rening av avloppsvatten. Tekniken är inte lika etablerad som andra former av biologisk avloppsrening men har potential att skapa mer kompakta och energisnåla avloppsreningsverk. AGS tekniken använder sig av liknande mikrobiella processer som för aktivt slam, vilket i nuläget är den vanligaste formen av vattenrening. Den största skillnaden mellan AGS och vanligt aktivt slam är genereringen av granuler. I vanligt aktivt slam så sker den mikrobiella tillväxten i flockar, men under speciella driftparametrar så kan i stället tillväxt ske i granuler. Granulerna är sfäriska och har oftast diametrar på spannet 0,2–3 mm (Bengtsson et al., 2017). Granulerna struktur möjliggör att flera olika miljöbetingelser kan uppstå inom samma granul och således även i samma bassäng. I aktivt slam-processen så krävs ofta väldigt stora och långa bassänger med varierande miljöbetingelser för att kunna bryta ner de oönskade näringsämnena. Granulernas struktur innebär också en ökad sedimentationsförmåga vilket bidrar till ytterligare ökad effektivitet av reningsförloppet.

AGS är som beskrivet en relativ ny teknik och på grund av detta så finns behov av att utreda vilka driftförhållande som kan användas för att ge optimala reningsgrader. Det finns en mängd olika driftparametrar som har inverkan på AGS och god kunskap kring dessa är ett krav för att kunna konstruera effektiva reningsverk som applicerar AGS. Det här examensarbetet avser att huvudsakligen studera driftparametrarna syrehalt och temperatur.

1.1 Bakgrund

De flesta reningsverk som drivs idag baseras på aktivslamprocess (AS). AS är en typ av biologisk rening av kväve (N), fosfor (P) och organiskt material. Slammet i fråga består av mikroorganismer (främst bakterier och protozer) som växer i flockar (van Loosdrecht., et al 2014). Något förenklat så kan grundprincipen för ett AS process beskrivas igenom att avloppsvatten först pumpas igenom bassänger med varierande anaeroba och aeroba/anoxiska förhållanden. Anaerobt betyder att det inte finns något syre tillgängligt, aerobt är att det finns löst syre tillgängligt och anoxiskt betyder att syre enbart finns tillgängligt i form av Nitrat (NO_3^-). Under aeroba förhållande så används syret av framför allt heterotrofa bakterier för att bryta ner det tillgängliga organiska materialet. Autorofa bakterier omvandlar också Ammonium (NH_4^+) till Nitrit (NO_2^-) och sedan Nitrat (NO_3^-) under de aeroba förhållandena i en process som kallas för nitrifikation (Hoseinzadeh., 2019). Större delen av kvävet i avloppsvattnet kommer ifrån ammonium. Under de anoxiska förhållandena så använder de heterotrofa bakterier (i brist av tillgängligt löst syre) de bunda syret i nitrat för att kunna oxidera de organiska föreningarna. Nitraten reduceras på så sätt till kvävgas som bubblar upp och ut i luften. Under aeroba/anoxiska förhållanden så tar också Polyfosfat-ackumulerande organismer (PAO) upp tillgängligt fosfat (Seviour et al., 2003). Till slut förs slammet vidare till en sedimenteringsbassäng där avloppsvattnet åker ut längst ytan och slammet sedimenterar till botten. De mesta av slammet förs sedan tillbaka till luftnings-bassängerna och en del av slammets tas ut. De slammet som tas ut kallas för överskottslam.

Traditionella AS-system kräver en hel del utrymme. Detta beror huvudsakligen på den relativt låga sedimentationshastigheten hos det aktiva slammet. Detta leder i sin tur till lägre koncentrationer av biomassa och större sedimentationsbassänger krävs för att åstadkomma tillräcklig separation (Pronk et al., 2013).

I Sverige och i många andra länder så sker en ökad urbanisering vilket sätter större press på de mer centrala reningsverken. Det sker även en viss centralisering av vattenreningsverk där mindre reningsanläggningar tas bort och i stället kopplas avloppet till större anläggningar (Swedish EPA, 2020). Detta skapar i sin tur ett behov av mer effektiva och platseffektiva reningsverk.

Aktivt slam anses inte längre vara en lika hållbar metod för att rena avloppsvatten. Långa sedimentationstider, recirkulerande flöden och separata processer för rening av fosfor, kväve och organiskt material leder till anläggningar som kräver väldigt stora utrymmen och har hög energiförbrukning. Aerobt granulärt slam (AGS) utvecklades för ersätta de nuvarande aktivslamprocesserna och bättre kunna tillfredsställa de ökande reningskraven.

AGS adresserar många av de flaskhalsar som uppstår inom aktivslamprocessen och ger en mer effektiv process i förhållande till utrymme och energiförbrukning. Ett reningsverk som använder sig av AGS kan använda 50–75 % mindre utrymme och förbruka 30–40% mindre energi i jämförelse med liknande anläggning som utnyttjar aktivslamprocessen (Yarladda et al, 2019).

AGS kan fortfarande klassas som en relativt ny teknik och är inte alls lika etablerad som de traditionella AS. Det finns ett flertal fullskaliga AGS-anläggningar runt om i världen men en stor del av den kunskapen som finns inom AGS baserar sig på pilotstudier i laborativ skala. Även om kunskapsbilden kring AGS är god så finns det fortfarande utrymme för förbättring. En ökad förståelse för hur olika driftparametrar påverkar effektivitet hos AGS behövs för att optimera processen och möjliggöra en större utbredning av anläggningar. Det här projektet avser huvudsakligen att studera hur syrehalt och temperatur påverkar granulerna och dess förmåga att extrahera näringsämne från avloppsvatten.

1.2 Syfte och avgränsningar

Den här rapporten avser att huvudsakligen studera hur drifthållandena: temperatur och syrehalt påverkar AGS-processen. Påverkan på Granuleras morfologi, storlek, sedimentationsförmåga och upptagningsförmåga av näringsämnen kommer att analyseras. Resultatet kommer förhoppningsvis kunna återge en bättre förståelse för de optimala driftförhållanden för AGS-processen och förbättra kunskaps bilden gällande effektiviteten av AGS-anläggningar vid lägre temperaturer.

- Projektet studerar syntetiskt, inte riktigt avloppsvatten.
- Eftersom att projektet baseras på Cecilia Burzio och Jennifer Ekholm doktorandsprojekt så är redan parametrarna för reaktorerna satta. Reaktorerna kommer även att fortsätta köras efter att detta arbete är avslutat.
- Samtliga reaktorer har tillsats läkemedel kontinuerligt för att undersöka reningsförmågan av dessa. Det kommer inte tas hänsyn av i denna rapport.

2 Litteraturstudie

2.1 Definition av AGS

AGS har många likheter med AS och skillnaden på de olika processerna kan ibland verka snäv. Den nuvarande definitionen av AGS kommer från den första "aerobic granular sludge workshop, 2004" och är (de Kreuk et al., 2007):

"Granuler som utgör aerobt granulärt aktivt slam innebär aggregat av mikrobiellt ursprung, som inte koagulerar vid minskad hydrodynamisk skjuvning, och som sedimenterar betydligt snabbare än aktivslamflockar."

Aggregatet är alltså av mikrobiellt ursprung och i AGS så behöver även granulerna innehålla aktiva mikroorganismer. Det räcker alltså inte att de bara finns komponenter med mikrobiellt ursprung till exempel protein eller Extracellulära polymerer (EPS). De får inte heller finnas något tillsatt bärrmaterial som i till exempel Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) där systemet bygger på små plastbärare varpå biofilm kan växa (Schwarzenbeck et al., 2004).

Typen av mikroorganismer som återfinns i AGS är i princip samma som för snarlika processer såsom aktivslam och biofilm, därför definieras inga några särskilda mikroorganismer för just AGS (de Kreuk et al., 2007). En distinkt skillnad mellan AGS och aktivslamprocessen är att aktivt slam och sedimenterar i flockar som kan flockulera, alltså slås samman till stjärre aggregat) när de kommer i kontakt med varandra, medan granuler sedimenterar som separata enheter. Alltså flockulerar inte granulerna i AGS vid minskad hydrodynamisk skjuvning. Granulerna i AGS sedimenterar också betydligt snabbare än i aktivt slam. Slamvolymindex är ett mått på slammets sedimentationsförmåga. En vanlig parameter är jämförelsen mellan SVI_{10} och SVI_{30} , Alltså hur mycket biomassan sedimenterat efter 10 respektive 30 minuter. För AGS så ligger värdena nära medan för aktivt slam så kan det skilja en hel del.

Storleken på granulerna skall vara tillräckligt stor för att SVI_{10} och SVI_{30} ska ligga nära varandra. Detta gör att den minsta storleken generellt sett är satt till 0,2 mm. Detta värde kan dock justeras så länge de resterande egenskaperna stämmer överens. Slutligen så ska siktning vara en metod för att kunna extrahera granuler ur ett reningssystem. För att det ska vara möjligt så sätts ett visst krav på den strukturella integriteten. När de här beskrivna egenskaperna uppfylls så kan aggregatet benämnas som aerobt granulärt slam.

2.2 Biologisk borttagning av näringsämnen i avloppsvatten

Näringsämnen såsom fosfor och kväve är helt essentiella för att vattenbaserade ekosystem skall kunna fungera. För höga koncentrationer av näringsämnen som släpps ut i havet leder dock till övergödning och algblooming. Mikroalger växer okontrollerbart och lägger sig på ytan av vattnet vilket leder till att inget solljus kan ta sig igenom. Resultatet av detta blir en syrefattig miljö där den biologiska mångfalden sjunker drastiskt. Ammonium, vilket en stor del av det inkommande kvävet återfinns i kan också vara direkt toxisk för fiskar och andra vattendjur. Nitrifikation och denitrifikation är mikrobiella processer som används för att få bort kväve ur avloppsvatten. Gränsvärdena för reningsgrad kan ses i tabell 2.2.1

Tabell 2.2.1 Gränsvärden för rening av näringsämnen i Sverige (SEPA., 2016;Schaum.,2018)

Ämne	Reningsgrad
TN (totalt kväve)	70%
COD/TOC organiskt material	75%
TP (totalt fosfor)	80%

2.2.1 Nitrifikation

Under nitrifikationsprocessen så oxideras ammonium till nitrit (Formel 1) och sedan till nitrat (Formel 2) med hjälp av autotrofa bakterier som kallas för nitrifierare (Hoseinzadeh., 2019). Processen sker under aeroba förhållanden. Det krävs minst 1 mg/L syre för att få en effektiv nitrifikation. De autotrofa bakterier tävlar också med heterofila bakterier om tillgänglig näring och syre (Bengtsson et al., 2017). Detta betyder att en för hög andel organiskt material försämrar nitrifikationen.



2.2.2 Denitrifikation

I Denitrifikationsprocessen så reduceras nitrat till kvävgas med hjälp av heterofila bakterier som kallas för denitrifierare (Hoseinzadeh., 2019). Processen sker under anoxiska förhållanden. Eftersom det inte finns något fritt syre så använder sig denitrifierare sig av det bundna syret i nitrat. Omvandlingen sker i 4 steg där nitrit, kväveoxid och lustgas är intermediärer (Formel 3).



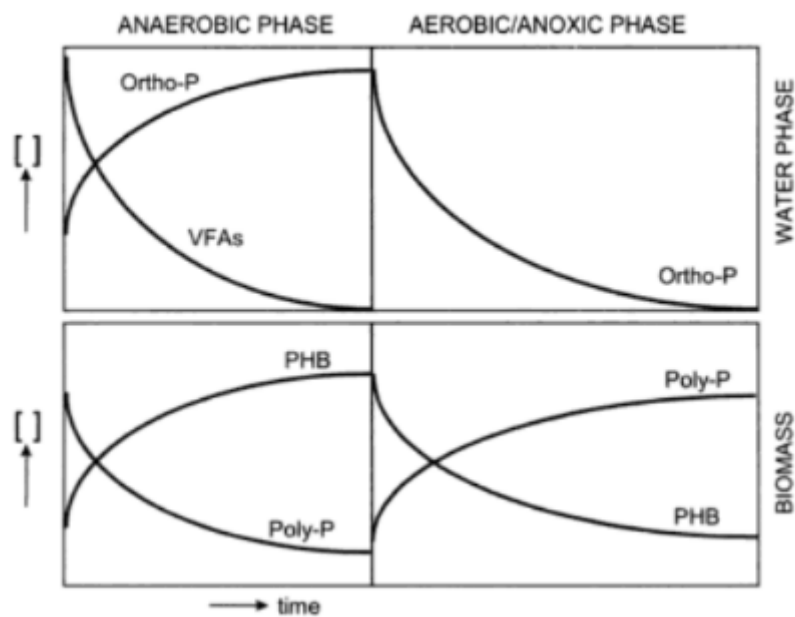
2.2.3 Simultant nitrifikation och denitrifikation (SND)

I den traditionella aktivslamprocessen så sker nitrifikationen och denitrifikation på olika ställen i reningsbassängerna. Eftersom granulerna i AGS innehåller både anoxiska och aeroba förhållanden så möjliggör det att nitrifikation och denitrifikation kan ske samtidigt. Nitrifikationen sker då i granuleras yttre aeroba skikt medans denitrifikationen sker i den inre anoxiska delarna. En väldigt viktig parameter för SND är mängden löst syre (DO). Optimala driftförhållanden för SND innebär att koncentrationen av DO är tillräcklig för att det ska ske full nitrifikation i det yttre skiktet men att syret inte diffunderar för långt in i granulerna och ger en otillräcklig anoxisk zon (Bengtsson et al., 2017). Det kan också uppstå problem då allt ammonium är nedbrutet och syreförbrukningen minskar i det inre skiktet, vilket åter leder till att syre diffunderar längre in i granulerna. Det är också viktigt att en stor del av det organiska materialet lagras intracellulärt. Detta är för att det organiska materialet fungerar som elektrondonator och kolkälla till denitrifikationen.

2.2.4 Biologisk Fosforavskiljning

Biologisk borttagning av fosfor eller bio-P bygger på användningen av polyfosfat- ackumulerande organismer (PAO) (Seviour et al., 2003). PAO är en grupp av bakterier som har förmågan att under

aeroba/anoxiska förhållanden lagra stora mängder av lösligt ortofosfat i sina celler i form av olösligt polyfosfat. Så själva avskiljningen av fosfor sker genom att ta ut överskottsslam som lagrat mycket polyfosfat. PAO kan till skillnad från många andra grupper av bakterier bryta ner enkla kolkällor under anaeroba förhållanden. Det lättnedbrytbara organiska materialet återfinns ofta i form av acetat eller någon annan form av flyktiga fettsyror (VFA). PAO omvandlar substratet till kol-innehållande lagringsprodukter som till exempel poly-hydroxybutyrate (PHB). Omvandlingen sker med hjälp av energi från hydrolysen av redan lagrad polyfosfat till ortofosfat som släpps ut till den omgivande bulkvätskan. Halten av ortofosfat i bulkvätskan stiger alltså under den anaeroba fasen. Sedan under den aeroba/anoxiska fasen så oxideras lagringsprodukten med hjälp av syre eller nitrat. Energin som uppkommer ifrån oxideringen används då av PAO för att ta upp ortofosfat och lagra det som polyfosfat. Hela händelseförloppet kan ses illustrerat i figur 2.2.4.1.



Figur 2.2.4.1 visar koncentrationsändringar under anaeroba och aerobiska/anoxiska förhållanden i både slammet och i själva bulkvätskan. (Janssen et al., 2002).

I den traditionella aktivslamprocessen så sker bio-P process i stora bassänger med varierande anaeroba och aeroba/anoxiska förhållanden. I AGS-system där SBR-teknik har en anaerob påfyllningsfas där PAO anrikas och kan lagra det tillgängliga organiska materialet. Sedan följer en aerob luftningsfas där PAO kan lagra polyfosfat från den ortofosfat rika omgivningen.

Under vissa förhållanden så kan även Glykogen-ackumulerande organismer (GAO) också återfinnas i granulerna. GAO liknar PAO på det sättet att de också kan lagra organiskt material under anaeroba förhållanden. Till skillnad från PAO så kan GAO dock inte ta upp och omvandla ortofosfat. PAO och GAO kan alltså då samexistera och konkurrerar då om det tillgängliga lättnedbrytbara organiska materialet. Generellt sätt så blir granuler med högre andel PAO större, mer kompakta och sedimenterar därför också snabbare (Lin et al., 2003). På grund av detta så hamnar en större andel av dessa granuler längre ner i granulbädden medan granuler rika på GAO hamnar längre upp. Driftparametrar som extraherar mer slam från granulbäddens övre delar (till exempel kortare sedimentationstider) gynnar

därför PAO. Det är dock viktigt att även slam från granulbäddens nedre delar extraheras. På grund av detta är det bara PAO som kan lagra polyfosfat så blir de här granulerna till slut mättade och slutar ta upp ortofosfat från omgivningen.

2.2.5 Borttagning av organiskt material

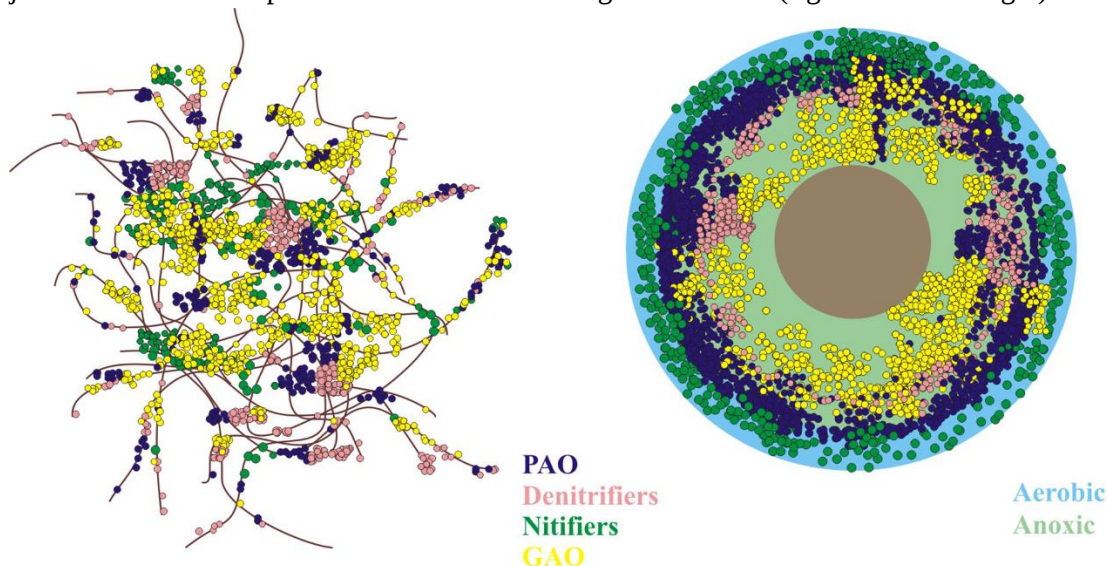
Den biokemiska syreförbrukningen (BOD) står för syreförbrukningen som krävs för att mikrobiella bakterier ska kunna bryta ner det organiska materialet som finns i avloppsvattnet. Bakterierna kan med hjälp av syre bryta ner de organiska kolkällorna vilket till slut bildar koldioxid och vatten. BOD är ett vanligt kontrollmått som sätts på utgående utsläpp från avloppsreningsverk. Anledningen är att en för hög halt BOD kan strypa den mottagande vattenkällan på syre och på sätt förstöra ekosystem och minska den biologiska mångfalden.

2.2.5.1 Partikulärt organiskt material

Om de organiska materialet är partikulärt så leder det istället till att en mindre andel lagras intracellulärt. Partikulärt organiskt material måste nämligen hydrolyseras extracellulärt och leder i stället till direkt tillväxt (de Kreuk et al., 2010). Detta skapar problem då det bildas en substratgradient över granulen vilken leder till oönskade attributet såsom porositet och ojämnheter som försämrar granulernas sedimenteringsförmåga.

2.3 Granulering

Granulerna uppstår karaktäristiskt sett av en ansamling av partiklar och flock-bildande mikroorganismer med en filamentös ryggrad (figurer 2.2.1 till vänster). Granulerna växer sedan till jämnare och mer kompakta sfärer som bara har några få filament (figurer 2.2.1 till höger).



Figur 2.3.1 Visar en förenklande bild av granuleringprocessen av AGS. Figuren visar också de olika miljöbetingelserna i granulerna samt vilka organismer som uppehåller sig i respektive del (Royal Haskoning DHV, 2016)

Granulerna innehåller alltså olika miljöbetingelser i vilket olika biologiska processer kan äga rum. Det finns många faktorer som bidrar till formgivningen och stabiliteten hos granuler. Dock så är det inte fullt etablerat vilken exakt påverkan olika faktorer har och till vilken grad de påverkar. Det finns dock några parametrar som anses vara särskilt viktiga.

2.3.1 Selektionstryck och korta sedimentationstider

Vid bildningen av AGS i labbskala så är det vanligt med korta och strikta sedimentationstider vilket leder till att frilevande mikroorganismer och långsamt sedimenterande aggregat sköljs ut med det utgående reningsvatten (de Kreuk et al., 2007). Sedimentationstid är alltså den tiden som biomassan får sedimentera innan utflödet börjar pumpas ut. Det ger alltså ett selektionstryck där sedimentationsförmågan hos slammet i reaktorn förbättras efter varje cykel. Mikroorganismernas förmåga att självaggregera är också kopplat till dess förmåga att sedimentera. Därför så kan självaggregera-bakteriekulturer adderas vid uppstart av reaktorn för att åstadkomma snabbare granulering (de Kreuk et al., 2007).

2.3.2 Skjuvkrafter

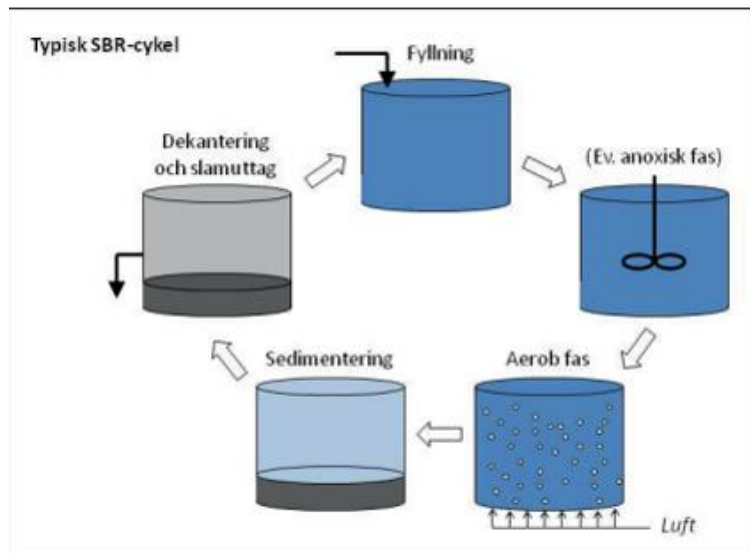
Granuleras formation och struktur påverkas av hydrodynamiska skjuvkrafter. Högre skjuvkrafter leder till stabilare och mer kompakta granuler (Liu et al., 2007). Detta kan i sin tur leda till lägre SVI och bättre separation mellan vätskefasen och biomassan. Högre hydrodynamiska skjuvkrafter kan uppnås genom att öka luftningshastigheten, det vill säga den mängd syre som pumpas in under luftningsfasen.

2.3.3 Substratkoncentrationer

Under den anaeroba påfyllningsfasen så är det gynnsamt för processen att mikroorganismerna exponeras för höga koncentrationer av de näringsämnen som avses att renas (Bengtsson et al., 2017). Den strukturella integriteten hos granulera samt halten av filamentösa organismer är i stora drag beroende av att det existerar höga ”fest-svält” förhållanden (Sturm et al., 2004). ”Fest-svält” eller ”feast-famine”-förhållanden syftar på en alternerande tillgång av organiskt material. Under ”fest” så har biomassan stor tillgång till organiskt material igenom det ingående avloppsvattnet och under ”svält” så är tillgången till organiskt material strypt. Detta möjliggör att substratet kan diffundera längre in i granulerna under ”fest” perioden och omvandlas till lagrings polymerer med hjälp av PAOs eller GAOs. Under ”svält” perioden så växer sedan bakterierna på det internt lagrade energikällorna. Den bakteriella tillväxten på internt lagrade kolkällorna sker också långsamt, detta gynnar den strukturella stabiliteten hos granulerna. I granulerna så bildas det en diffusionsgradient för alla ämnen som ska passera igenom granulen.

2.3.4 SBR – *Satsvis biologisk rening*

För att möjliggöra att biomassan exponeras för högre andel substratkoncentrationer så används ofta SBR-reaktorer. I en typisk SBR-cykel så ingår Påfyllningsfas (1) luftningsfas (2) sedimenteringsfas (3) och sedan en sedimentering/slamuttagsfas (4) Figur 2.3.1. Det är alltså under påfyllningsfasen som biomassan exponeras för höga halter substrat. Det är vanligaste är att påfyllningen sker i botten utav kolonnen utan någon blandning. Ett pluggflöde skapas då underifrån och granulerna kan exponeras för ännu högre andel substrat.



Figur 2.3.1 Typisk SBR cykel (Bengtsson et al., 2017)

2.3.5 Utbytesförhållande

I SBR så syftar utbytesförhållande på den volymetriska mängden vätska som tas ut ur reaktorn under dekanteringsfasen (effluenten) dividerat på den totala mängden vätskevolymen på reaktorn. Ofta definieras utbytesförhållandet som längden mellan vätskeytan och utloppsport dividerat på den totala höjden av vätskan. Den här definitionen fungerar såklart enbart om reaktor-diametern är konstant. I undersökningar av SBR där sedimenteringstiden var 5 minuter så kunde en högre andel AGS enbart påträffas vid högre utbytesförhållande på 60–80 % (Liu et al., 2006).

2.3.6 Tillväxthastighet

Hög tillväxthastigheter leder till sämre strukturell integritet hos granulerna (Liu et al., 2006). Lägre tillväxthastigheter leder till mindre granuler men en mer kompakt mikrobiell struktur. Olika sorters bakterier bidrar med olika tillväxthastigheter. Till exempel så när granulerna domineras av heterotrofa bakterier så leder till en hög tillväxthastighet. Finns i stället en högre andel nitrifierare så blir det en lägre tillväxthastighet. Ett sätt skapa stabilare och mer kompakta granuler är alltså att generera förhållanden som är gynnsamma för nitrifierare. Snabbväxande heterotrofa bakterier behöver enkla kolllkällor för att kunna ha en hög tillväxt. Dessa lättnedbrytbara organiska material kan också omvandlas och lagras inuti bakterierna. Om tillväxten i stället sker via de intracellulärt lagrade polymerer blir tillväxt avsevärt långsammare än vid direkt tillväxt via heterotrofa bakterier.

2.3.7 Extracellulära polymerer

De mikrobiella aggregat som ligger till grund för både AS och AGS genererar biofilmer som består av olika celler och EPS (McSwain et al, 2005). EPS hjälper till med att generera struktur vid granulering och flockbildning. EPS tycks vara essentiella för strukturen hos granuler och i brist på EPS så sönderfaller granulerna (Tsuneda et al, 2003).

2.4 Parametrar som påverkar effektivitet

2.4.1 Syrehalt (DO)

Syrehalt är en väldigt viktig driftparameter inom AGS och en tillräcklig syrehalt är ett krav för att många av de biologiska processerna ska kunna äga rum. Generellt sett så leder en för låg syrehalt till att syret inte kan tränga in tillräckligt långt i granulerna och den aeroba delen av granulerna blir för liten (Beun et al., 2001). Detta leder till att det inte finns tillräckligt med nitrifierare att omvandla ammonium till nitrat. Ofullständig nitrifikation leder till högre halter Ammonium och därav kväve i utflödet. PAO arbetar också sämre under anoxiska förhållanden vilket också betyder att fosfatreningen också blir sämre. En för hög syrehalt leder i stället till att syret tränger in för långt in i granulerna och det anoxiska området i granulen blir för litet. Detta innebär att denitrifikationen i granulerna blir otillräcklig. Vilket leder till en högre andel kväve i utloppet i form av nitrat.

2.4.2 Temperatur

AGS system som ska drivas under längre temperaturer fortfarande i behov av högre temperaturer under den initiala uppstartsfasen för att kunna erhålla en tillräcklig granulering. PAO upptagningsförmåga av organiskt material är starkt korrelerande med omgivningens temperatur (de Kreuk et al., 2005b). Eftersom acetatkonsumtion begränsas vid längre temperaturer så kommer en större del av det organiska materialet vara tillgängligt även under luftningsfasen. Detta leder i sin tur till att inget "fest-svält" förhållande kan äga rum, vilket är en av de viktiga parametrarna för granulering. I stället för långsam stabil tillväxt på interna lagringsprodukter så gynnas i stället en snabb tillväxt av heterotrofa bakterier som leder till filamentösa och irreguljära utväxter. Detta resulterar i sämre sedimentationsförmåga och en högre andel utspolning av biomassa. Detta gör det väldigt svårt för AGS processer att starta under lägre temperaturförhållanden. En anledning till att temperaturstudien startar vid 20°C för att sedan gradvis sänkas är alltså för att kunna erhålla resultat från temperaturens påverkan efter att en ordentlig initial granulering har skett.

När temperaturen sänks så minskar också den mikrobiella aktiviteten i Granulernas Aeroba skikt (de Kreuk et al., 2005b). Detta leder till att syret kan diffundera längre i granulerna och den aeroba zonen blir större. Detta kompenserar till viss del och minskar temperatursänkningens effekt på nitrifikationen. Den anoxiska zonen krymper dock på grund av den ökade syrepenetrationen vilket leder till försämrade denitrifikation. Fosfatupptagningen gynnas till viss del också av en ökad aerob zon i och med att PAOs fosfatupptagningsförmåga är mer effektiv under Aeroba förhållande än Anoxiska (de Kreuk et al., 2005a).

2.4.3 Granulstorlek

Granulernas storlek påverkas av många olika driftförhållanden samt sammansättningen på det ingående avloppsvattnet. Högre substratkoncentrationer leder generellt sett till större granuler och större granuler sedimentera i allmänhet snabbare än mindre granuler (Bengtsson et al., 2017). Detta leder också till att selektionstryck bidrar till en högre andel större granuler då mindre granuler sedimenterar långsammare och har därför en större chans att sköljas ut (Li et al., 2006). Ett problem med större granuler är risken för sönderfallning. Vid större diametrar (>1,75 mm) så finns det större risk för granulerna att gå sönder (de Kreuk et al., 2005a). Detta leder till ökad porositet och ofta antar granulerna en mer bönlignande form. Den försämrade strukturen leder huvudsakligen till att den anoxiska zonen blir mindre, vilket försämrar denitrifikationen och sin tur den totala reningsförmågan av kväve. Trasiga granuler kan också leda till en försämrade sedimenteringsförmåga. Hur långt in syret genetränger granulerna och hur stora de aeroba/anoxiska zonerna blir beror alltså delvis på storleken av

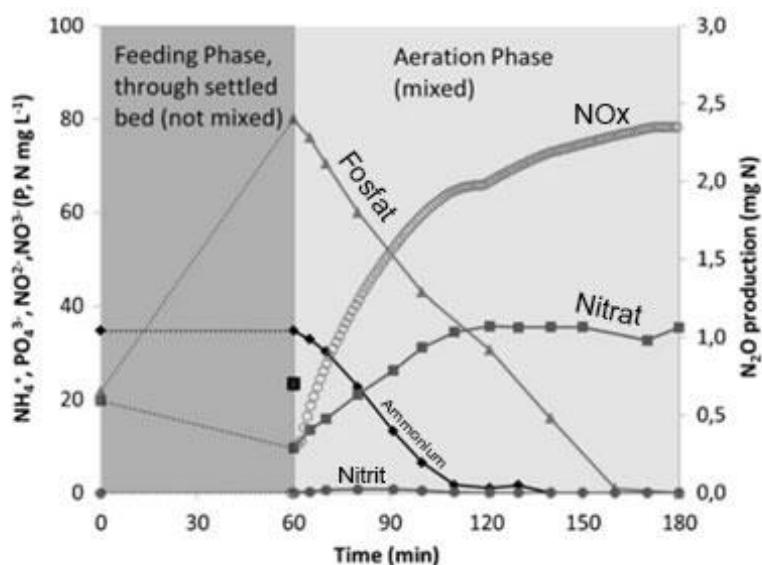
själva granulerna. Mindre granuler kräver också en mindre syrekonzentration för att uppnå simultant nitrifikation/denitrifikation (Nguyen Quoc et al., 2021). Det krävs alltså ett samspel mellan storleken på granulerna och den syremängd som används i reaktorn. Det har också rapporterats att högre skjuvkrafter kan leda till mindre, mer kompakta granuler (Zhou et al., 2016).

2.4.4 Toxinet

AGS system är också generellt bättre än aktiv slam på att stå emot plötsliga miljöförändringar och hantera toxiska ämnen (Bengtsson et al., 2017). Det beror på huvudsakligen på de substratgradienter som uppstår inuti. De inre delar skyddas av att de toxiska ämnena måste diffundera in genom granulerna och mikroorganismerna utsätts på så sätt inte för lika höga koncentrationer som i den kringliggande bulkvätskan. Detta gör även att granulerna till viss del kan acklimatisera sig till de nya förhållandena och försätta växa i den nya miljön.

2.5 Typisk AGS-cykel

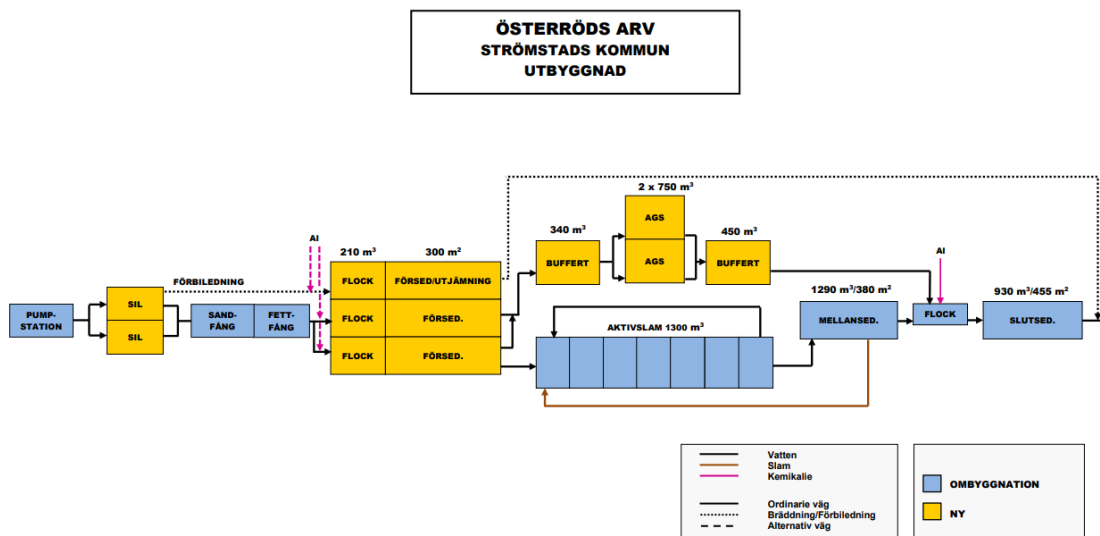
AGS cykel inleds med en anaerob påfyllningsfas. fosfathalten stiger kraftigt under påfyllningsfasen. Som nämnts i 2.3.4 så beror detta PAO släpper ifrån ortofosfat under upptagningen och omvandlingen av organiskt material. I den luftade aeroba fasen så oxideras ammonium till nitrit och sedan nitrat. Som kan ses i figuren så blir koncentrationen av nitrit aldrig särskilt hög då omvandling sker så pass fort. Fosfatet tas under upp av PAO under syresatt förhållanden och lagrar de som polyfosfat. I figur 2.5.1 så kan olika substratkoncentrationer ses under matning och luftningsfasen.



Figur 2.5.1 Substratkoncentrationer under matning och luftningsfasen (Pronk et al., 2016)

3 Fullskalig AGS anläggning

Sveriges första och i nuläget enda fullskaliga reningsverk som applicerar AGS är Österröds ARV som är belägen i Strömstad kommun (de Blois et al., 2019). Ombyggnationen av avloppsreningsreningsverket inleddes 2017 för att utveckla verkets kväverningsförmåga samt öka den generella kapaciteten. Efter att ombyggnationerna stod klara år 2019 så har anläggningen en kapacitet på 30 000 personekvivalenter (pe). Avloppsreningsverket använder sig fortfarande aktivslambassänger



Figur 1 Processschema av Österöd ARV efter ombyggnation. Figur av Mark de Blois/Jonathan Flodin (H2OLand).

På grund av det begränsade antalet fullskaliga AGS-reningsverk som drivs under nordiska klimatförhållanden så är studier kring hur lägre temperaturer påverkar AGS-processen extra intressanta. De ursprungliga granulerna som används i samtliga reaktorer i den här studien kommer ifrån Österöds ARV.

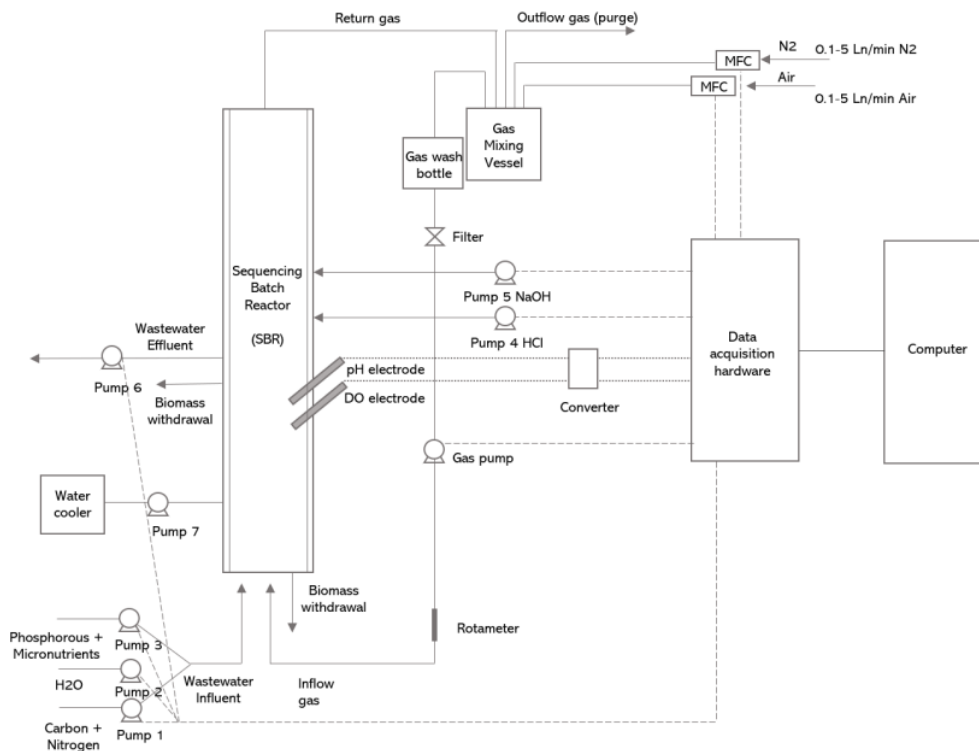
4 Metod

4.1 Uppsättning av reaktorer

Studien baserar sig på tre parallellgående SBR-reaktorer. Reaktorerna är av kolonntyp och har en volym på 3,2 liter vardera. Reaktorerna matas kontinuerligt med syntetiskt avloppsvatten. Reaktorerna matades också med aktiva farmaceutiska föreningar (PhACs). De ursprungliga granulerna i reaktorerna är tagna från en fullskalig AGS-anläggning i Österröds reningsverk. Reaktorerna befinner sig i ett temperaturkontrollerat rum inställd på 20°C. Reaktor R1 och R2 är också kopplade till ett vattenkylningssystem för att kunna reglera temperaturerna.

Halten av löst syre (DO) och pH kontrollerades och mättes med hjälp av sensorer som var kopplade till datorn. DO reglerades med hjälp av injektion av kvävgas (N_2) vid för hög DO halt och inpumpning av luft med hjälp av massflödesregulator (MFC) vid för lågt DO. Ingående gas tas in genom en luftningsspridare i botten av kolonnen. pH regleras med inpumpning av Natriumhydroxid (NaOH) och saltsyra (HCL).

Den utgående gasen från reaktorn recirkuleras tillbaka till reaktorn via ett blandningskärl. Den recirkulerande gasen fördes också igenom en gastvättflaska samt ett filter för att inte skapa problem för gaspumpen. Slutligen så används också en rotameter som kontrollerar att inflödet av gas till reaktorn hålls på ett stabilt inflöde av 3 L/s. Fullständig schematisk bild av reaktorerna kan ses i Figur 4.1.1



Figur 4.1.1 Konfiguration av reaktor (figur av Burizio, C. och Ekholm, J.)

4.1.1 Cykeltid och driftförhållanden

Reaktorerna arbetar i en cykel som innehåller fem steg (1) Anaerobiska fyllning (2) Aerob Luftning (3) Sedimentering (4) Dekantering. Längd för respektive fas kan ses i tabell 4.1.1

Figur 4.1.1.1 Tidsangivelse för samtliga steg i SBR-processen.

Anaerob fyllning	90 min
Luftning	252 min
Sedimentering	3 min
Dekantering	15 min

I tabell 4.1.1.2 så kan driftparametrar som användes vid uppstart och fram till att syrekonsentrationen ökades i R0 och temperaturen sänktes i R1 och R2.

Tabell 4.1.2 Initiala driftförhållanden

Parameter	Värde
Volym	3,2 L
pH	7.5+-0,3
Temperatur	Ca 20°C
Utbytesförhållande	50%
Gasflöde	3L/s
Syrekonsentration (DO)	20 % +-10

För att se påverkan på ökad syrehalt så ökas syrekonsentrationen från 20 → 50 % vid dag 89 (2022-04-25) och framåt. För att se påverkan av temperaturminskning så sänktes temperaturen i R1 och R2 enligt Tabell 4.1.3

Tabell 4.1.1.3 Temperatursänkningar i R1 och R2

Datum	Dag	R1(°C)	R2(°C)
2022-03-22	55	20	20
2022-03-23	56	19	19,5
2022-03-30	63	18	19,5
2022-04-06	70	17	19
2022-04-13	77	16	18,5
2022-04-20	84	15	18
2022-04-27	91	14	17,5
2022-05-04	98	13	17
2022-05-11	105	12	16,5

4.1.2 Komposition av syntetiskt avloppsvatten

Det syntetiska avloppsvatten bestod av 3 komponenter i separata behållare. Vatten (H₂O), kol + kvävekälla (C+N) och fosfor + mikronutrient (P + mikronutrient). Den exakta kompositionen av det syntetiska avloppsvatten går att hitta i bilaga A1. Komponenterna separerades innan inmatning för att förhindra mikrobiell tillväxt innan näringsämnen nå kolonnen. Mikrobiell tillväxt i behållarna kan till exempel leda till igentäppta slangar och försämrade flöden. Komponenterna förs alltså samman precis innan de pumpas in i botten av kolonnen. Slangar och behållare byttes också kontinuerligt ut för att minska den mikrobiella tillväxten. Slangarna tvättas med klor med flaskorna diskades och kördes i autoklav.

4.2 Analytiska metoder

Gemensamt för all provtagning till vattenanalys var att alla prover kördes igenom 0.2 µm porstorleks filter innan de analyserades. Prover som togs från reaktorn kördes först i centrifug för att enklare kunna separera bort granuler.

4.2.1 Totalt organiskt material (TOC) och totalt kväve (TN)

För att mäta halten av organiskt material och totalt kväve så användes TOC-V – Total Organic Carbon Analyser, Shimadzu. Prover som togs efter matningsfasen späddes 4 gånger och utflödesprovet späddes inte alls. Oftast så används Chemical oxygen demand (COD) för att mäta mängden organiskt material. COD kan definieras som mängden syre som skulle konsumeras i kemiska oxidation av det organiska materialet av ett starkt oxidationsmedel. COD test genererar toxiskt avfall. På grund av detta så används istället mätningar baserade på TOC.

4.2.2 Kväve och fosfor

För att mäta de specifika kvävemolekylerna samt halten av fosfor så används Dionex ICS-900 jonkromatografi, Thermo Fisher Scientific. Anjonerna som mättes var Nitrat (NO_3^-), Nitrit (NO_2^-) och Ortofosfat (PO_4^{3-}) och den enda katjonen som mättes var Ammonium (NH_4^+).

4.2.3 Reningsgrad

Reningsgraden med avseende på organiskt material (COD), fosfat (TP) och kväve (TN) är alla parametrar för hur effektivt AGS eller någon annan form av avloppsrening. Ingående halter i beräkningarna baseras på de teoretiska värden som fås ifrån sammansättningen av det syntetiska avloppsvattnet (300 mg COD/L, 50 mg N/L and 6 mg P/L). För organiskt material så används TOC som beräknades baserat på omvandlingen av COD $\rightarrow$ TOC, alltså 110 mg TOC/L. Formeln för reningsgrad kan ses i Formel 4

$$\text{Reningsgrad (\%)} = \frac{C_{\text{inflöde}} - C_{\text{utflöde}}}{C_{\text{inflöde}}} * 100 \quad (4)$$

$C_{\text{inflöde}}$ = Teoretisk koncentration av inflöde (mg/L)

$C_{\text{utflöde}}$ = Uppmätt utflödeskoncentration (mg/L)

4.2.4 Cykelstudier

För att få en bättre förståelse för hur de olika näringsämnen tas upp under luftningsfasen så gjordes cykel studier. 8 prov togs under cykeln exklusive standardproven som togs direkt efter matningsfasen och på utgående flöde. I tabell 4.2.4.1 så syns tidsdiagram för cykelstudie-proverna.

Tabell 4.2.4.1 Tid i luftningsfasen vid provtagning och spädningsfaktor för IC och TOC.

Prov	Nr:	Luftningstid	Spädningsfaktor IC	Spädningsfaktor TOC
CS-1	2	15 min	5	1,333
CS-2	3	30 min	5	1,333
CS-3	4	45 min	3,333	1,333
CS-4	5	1 h	3,333	1,6
CS-5	6	1,5 h	3,333	2

CS-6	7	2 h	3	2,667
CS-7	8	3 h	3	4
CS-8	9	4 h	2	4

4.3 Analys av biomassa

4.3.1 Mikroskopi

Bilder togs i mikroskop av det granulära slammet med hjälp av ett Olympus BX60 ljusmikroskop vid 10x förstoring.

4.3.2 Storlek analys

Ungefär 20 ml av biomassa extraherades ur kolonnens mellersta del. Biomassan spädes med kranvatten för att filtrera bort mindre flockar och lades sedan i en petriskål. Denna placerades sedan på en Overheadprojektor där en digitalkamera var monterad på ett fast avstånd. Ungefär 50 bilder togs på provet. Bilderna fördes sedan över till ImageJ - en mjukvara för att processa och analysera vetenskapliga bilder. Med hjälp av funktionen "Particle Analysis" så kunde data för granuleras area få fram. Areal omvandlades sedan till en diameter med antagandet att granulerna var sfäriska. Analysen gjordes återupprepande på respektive reaktor med en veckas mellanrum. En mer detaljerad beskrivning av metoden finns i bilagor under A2.

4.3.3 TSS/VSS

Totala suspenderad substans (TSS) är koncentrationen av biomassa som finns i blandningen av avloppsvattnet och biomassan. Volatil suspenderad substans (VSS) syftar på andelen av organiskt material som återfinns i slammet. 100 ml suspension togs ut under slutet av luftningsfasen, 50 ml från övre uttaget och 50 ml från den nedre. Provet förbereds genom att köras med handmixer i ungefär 15 sekunder för att skapa en homogen blandning. Sedan mättes TSS och VSS enligt Standard Method for the Examination of Water and Wastewater (APHA., 1998). 3 ml av den mixade blandningen filtreras med hjälp av sugfiltrering.

Filterpapperet torkas sedan vid 105°C och TSS beräknades enligt formeln 5

$$TSS = \frac{m_{TSS} - m_{initial}}{\text{Volym av prov}} \text{ (g/L)} \quad (5)$$

m_{TSS} = Vikten efter torkning vid 105°C

$m_{initial}$ = Vikten av filterpappret

Efter det så torkas provet i ugn vid 550°C och VSS beräknas enligt formel 6

$$VSS = \frac{m_{TSS} - m_{VSS}}{\text{Volym av prov}} \text{ (g/L)} \quad (6)$$

m_{VSS} = Vikten efter torkat i ugn vid 550°C

Provet utfördes kontinuerligt 2 gånger per vecka på respektive reaktor.

4.3.4 SRT

Retentionstid för partikulär fraktion eller slamålder som det vanligen kallas är den genomsnittliga uppehållstiden av mikroorganismer i reaktorn. SRT beskrivs med formeln 7 (Svenska kommunförbundet och VAV, 1996)

$$\text{Slamålder} = \frac{V * SS_m}{Q_{\bar{o}} * SS_{\bar{o}} + Q_{ut} * SS_{ut}} \quad (h) \quad (7)$$

V_r = Reaktorvolym (L)

$Q_{\bar{o}}$ = Flödet av överskottsslam ($L \cdot d^{-1}$)

Q_{ut} = Flödet av ”utflödet” ($L \cdot d^{-1}$)

SS_m = TSS i reaktorn ($g \cdot L^{-1}$)

$SS_{\bar{o}}$ = TSS i överskottsslammet ($g \cdot L^{-1}$)

SS_{ut} = TSS i utflödet ($g \cdot L^{-1}$)

Flödes hastigheten av överskottsslammet är volymen av de slammet som tas ut dividerat på intervallet av uttagningarna. Flödes hastighet av utflödet är hur mycket som pumpas ut ur reaktorn per dag.

Koncentrationen av TSS i överskottsslammet är densamma som i reaktorn.

4.3.5 SVI

Slamvolymindex är ett mått på slammets sedimentationsförmåga. SVI beräknas enligt formel 8 (Svenska kommunförbundet och VAV, 1996).

$$SVI = \frac{1000 * SV}{SS} \quad (ml/g) \quad (8)$$

SV=Slamvolym

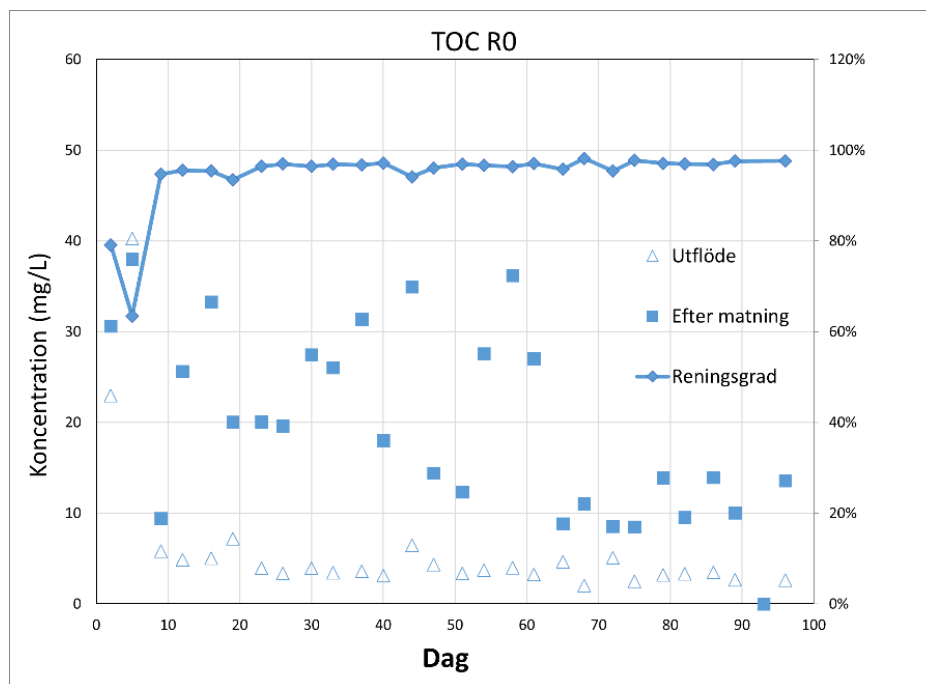
SS= TSS i reaktorn

SVI kan mätas efter olika tidsenheter. I det här projektet så mäts SVI efter 5 och 10 minuter. Dessa refereras då till som SVI_5 och SVI_{10}

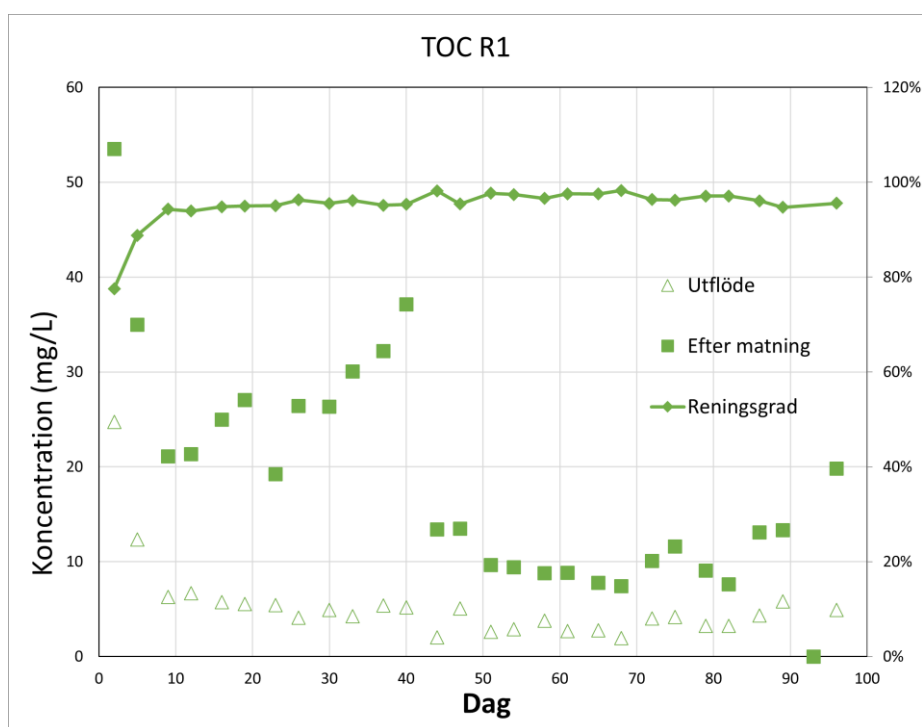
5 Resultat

5.1 Organiskt material

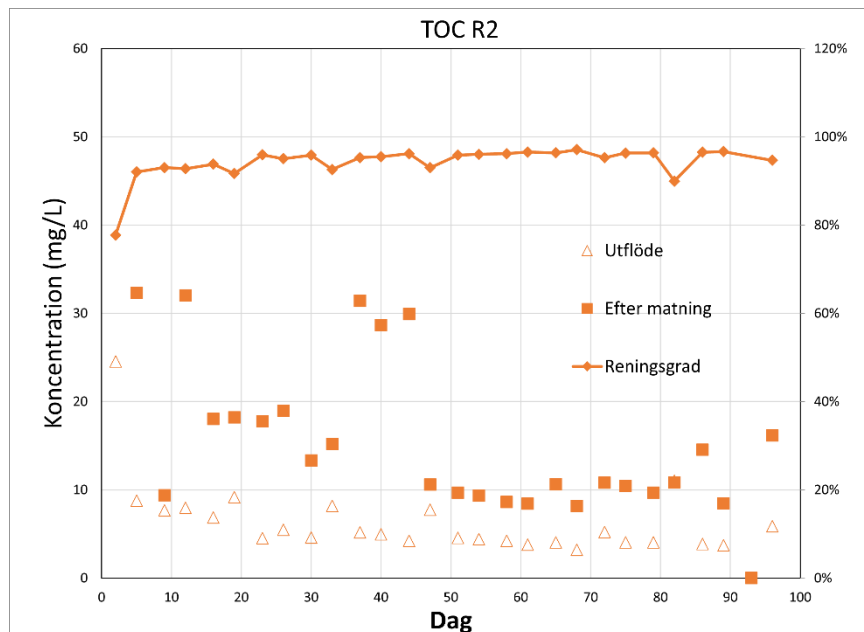
I figurer 5.1.1 – 5.1.3 så kan koncentrationer och reningsgrad av organiskt material ses i reaktor R0, R1 och R2 (TOC). Koncentrationen av organiskt material i utflödet kom snabbt ner i koncentration under 5 mg/L i samtliga reaktorer. I med att det teoretiska inflödet låg på 110 mg/L så innebar detta relativt höga och konstanta reningsgrader på >95%.



Figur 5.1.1 Koncentration och reningsgrad av organiskt material i R0



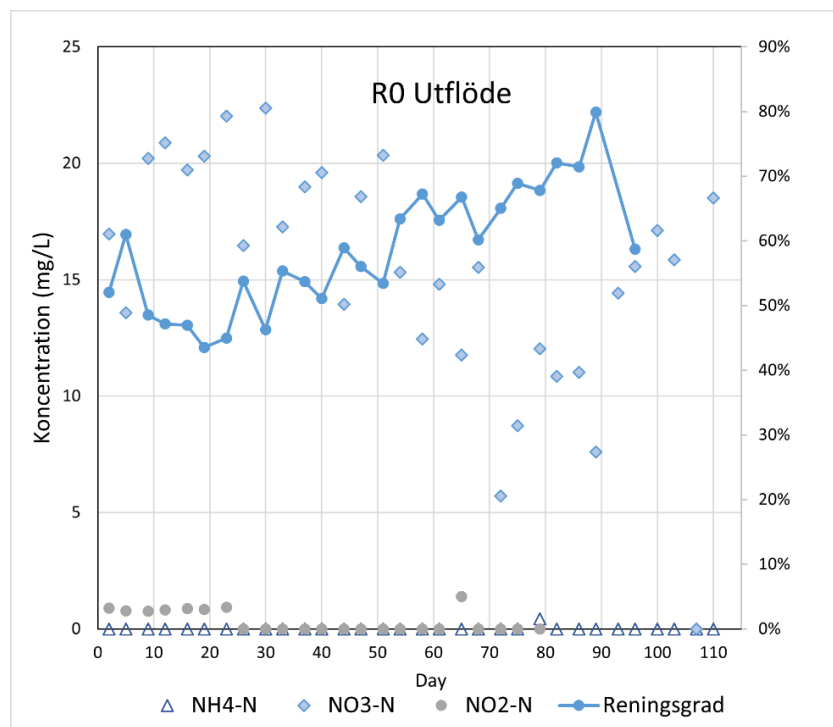
Figur 2.1.2 Koncentration och reningsgrad av organsikt material i R1



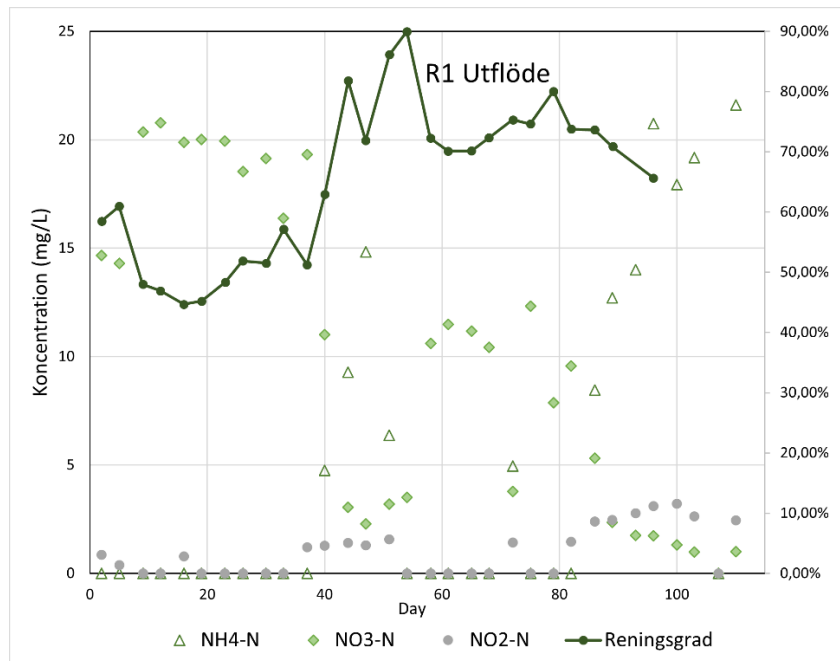
Figur 5.1.3 Koncentration och reningsgrad av organiskt material i R2

5.2 Kväverening

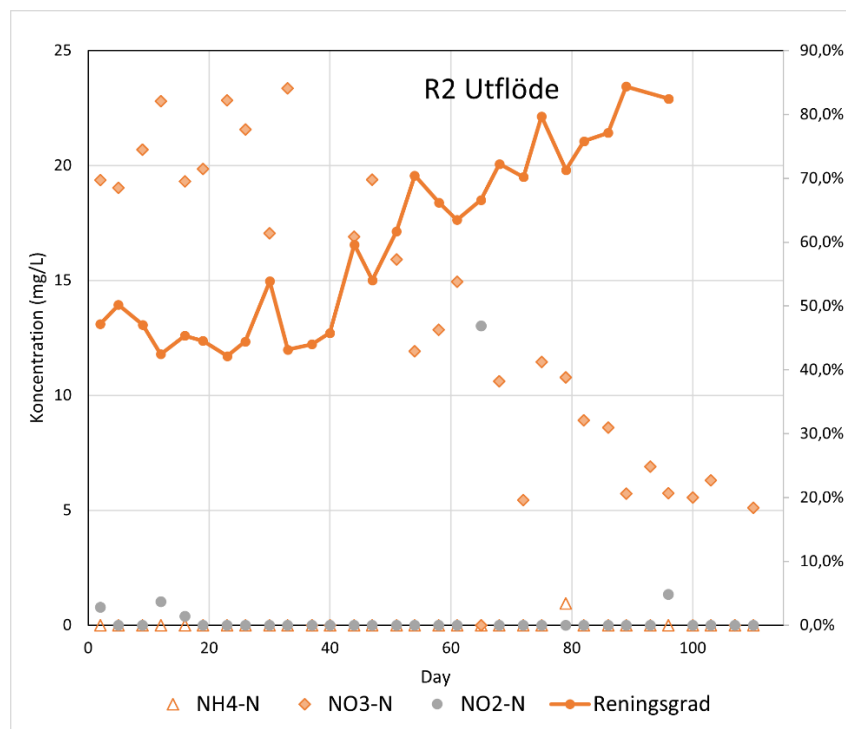
I figur 5.2.1 - 5.2.3 så syns halterna av ammonium, nitrit och nitrat i den utgående fasen i respektive reaktor. På sekundäraxeln så syns procentuell reningshalt av totalt kvävehalt (TN). Den inkommande halten av kväve baseras på teoretisk tillsatt mängd (50 mg N/L)



Figur 5.2.1 Koncentrationer av ammonium, nitrit, nitrat samt reningsgrad av totalt kväve på utflödet i R0



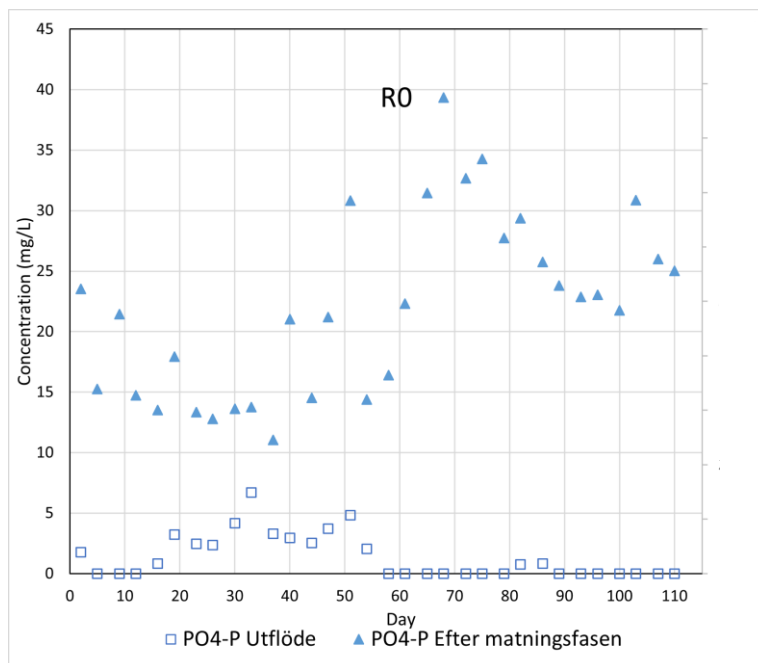
Figur 5.2.2 Koncentrationer av ammonium, nitrit, nitrat samt reningsgrad av totalt kväve på utflödet i R1



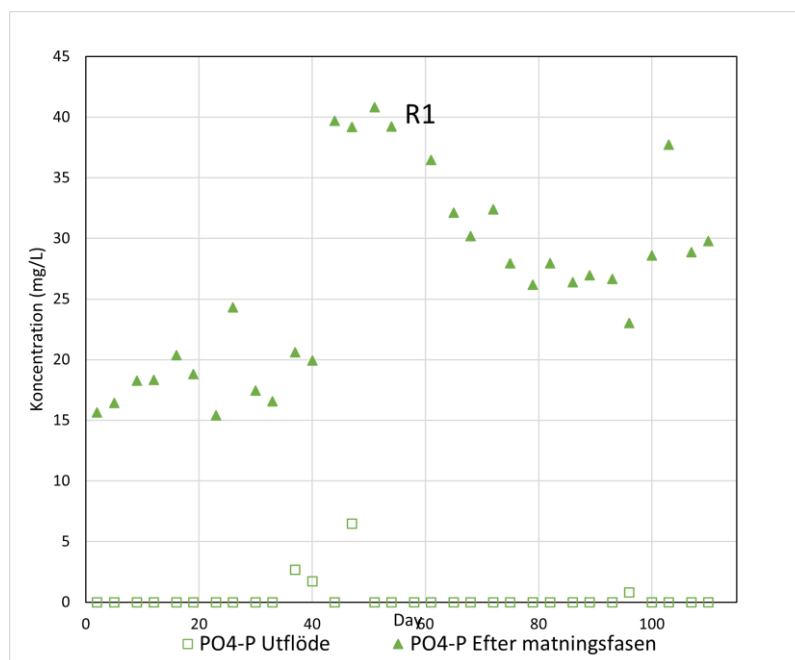
Figur 5.2.3 Koncentrationer av ammonium, nitrit, nitrat samt reningsgrad av totalt kväve på utflödet i R2

5.3 Fosforrening

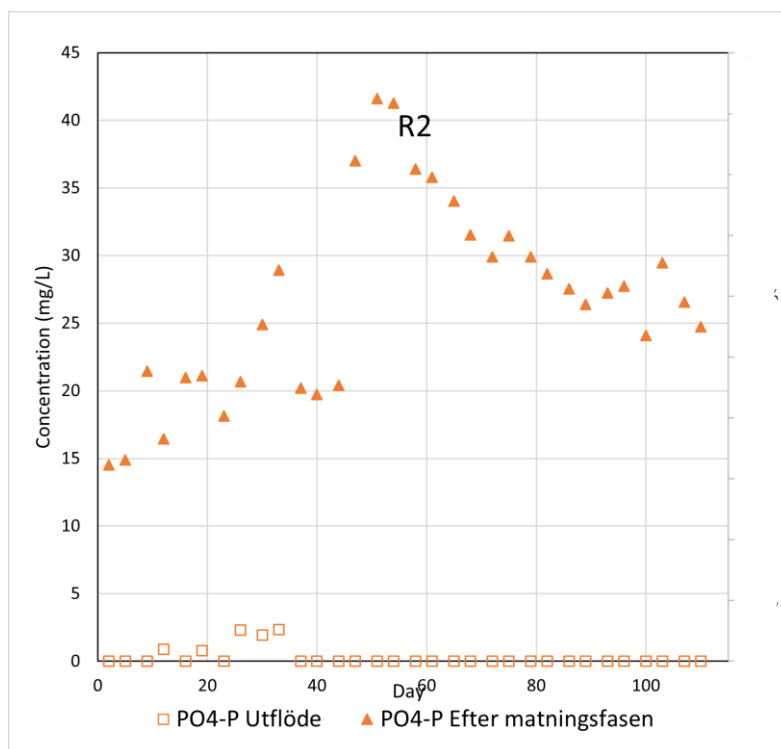
I figur 5.3.1. – 5.3.3. syns koncentrationer av orofosfat efter matningsfasen samt i utflödet för reaktor R0, R1 och R2 respektive. Reningen av fosfat är i princip helt fullständig i samtliga reaktorer från och med att tillräcklig granulering är uppnådd.



Figur 5.3.1 Fosfatkoncentration efter matningsfasen och i utflödet



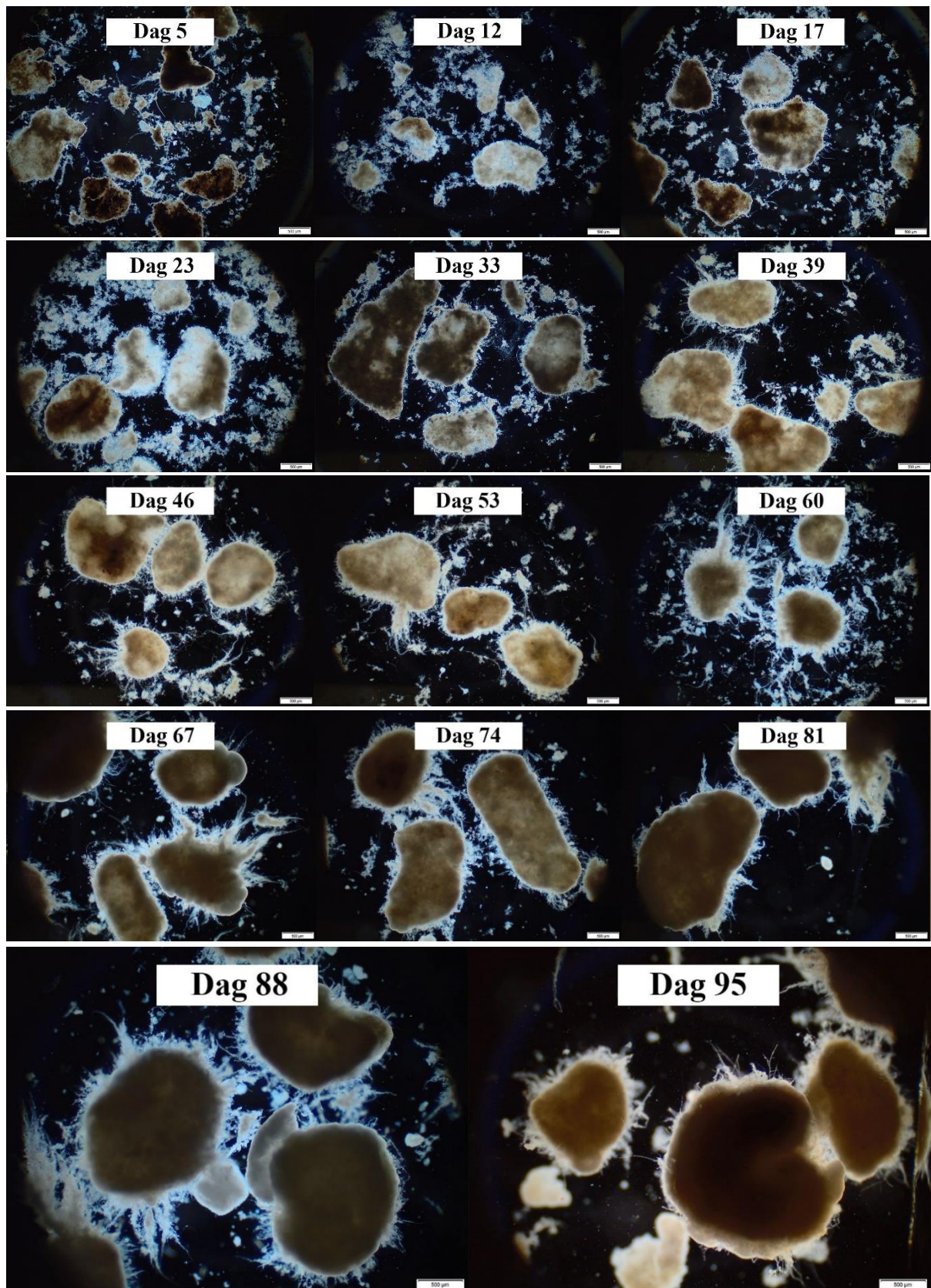
Figur 5.3.2 Fosfatkoncentration efter matningsfasen och i utflödet



Figur 5.3.2 Fosfatkoncentration efter matningsfasen och i utflödet

5.4 Mikroskopi

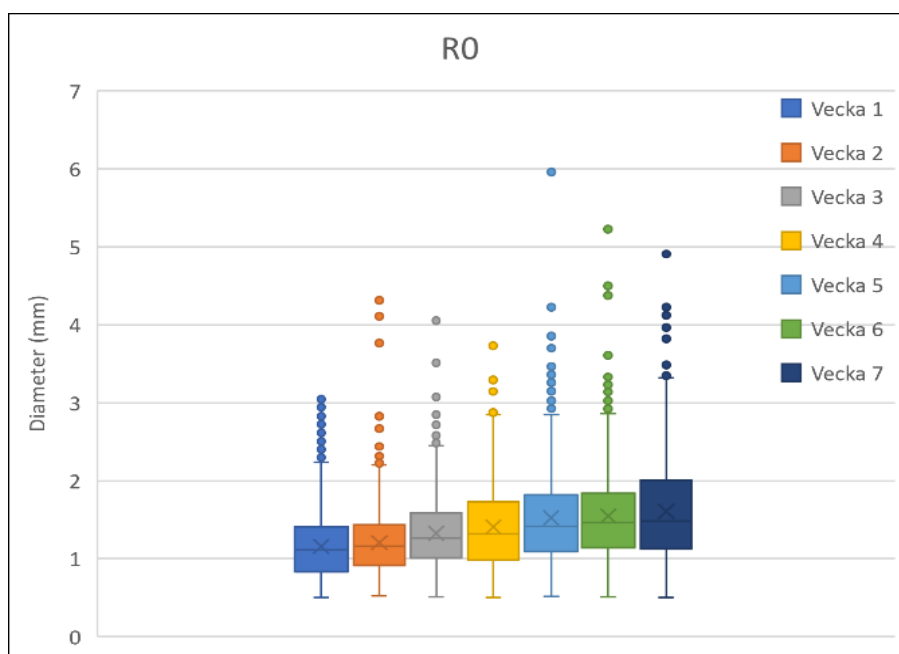
I figur 5.4.1 så kan mikroskopibilder från R0 ses under dag 5–95. Fram tills dag 50 så var driftparameterarna identiska i respektive reaktor vilket ledde till att granuleringsprocessen såg väldigt lik ut i respektive reaktorer.



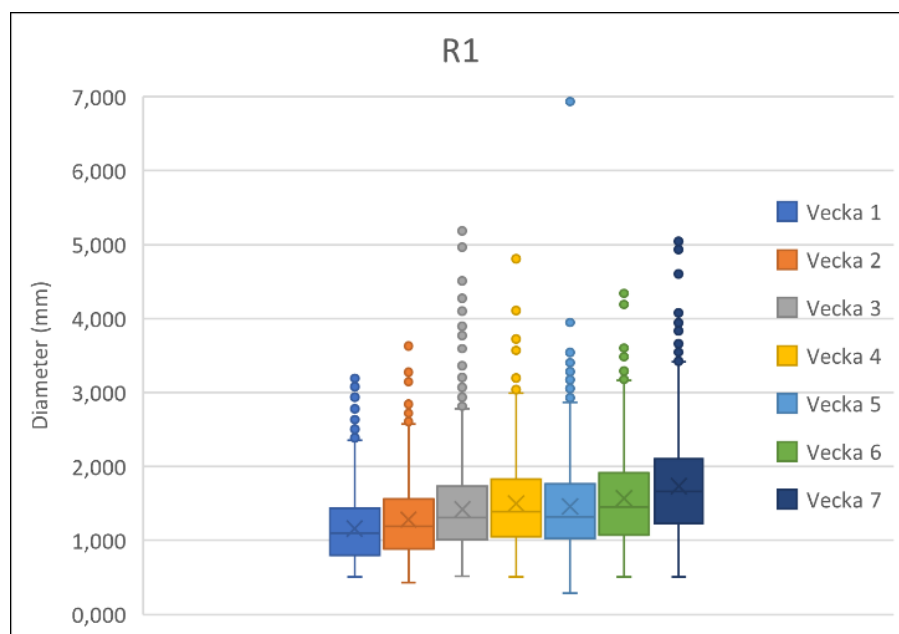
Figur 5.4.1 mikroskopibilder på granuler i R0

5.5 Storlekanalys

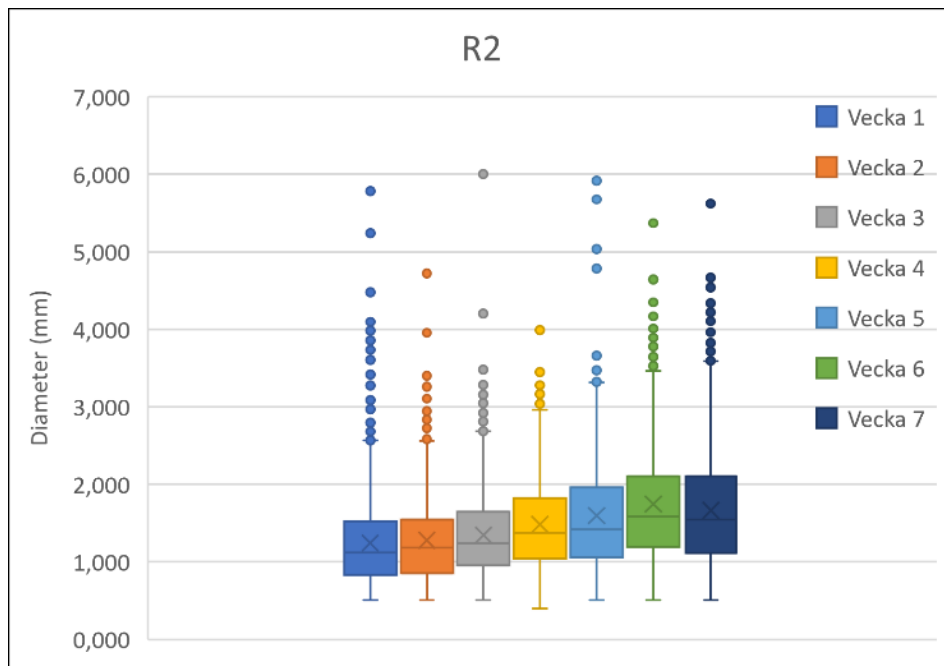
I de initiala mätningarna så låg medeldiametern av granulerna på 1,2 mm $\pm$ 0,5 mm i samtliga reaktorer. Att granulstorleken i R2 är något större än i R0/R1 kan enbart förklaras av icke kontrollerbara variabler. Figur 5.5.1–5.5.3 visar medeldiametern per vecka i respektive reaktor i form utav box plottar. Punkter utanför boxdiagrammet är värden som bedäms vara statistiska utstickare.



Figur 5.5.1 Låddiagram av granuler per vecka i R0



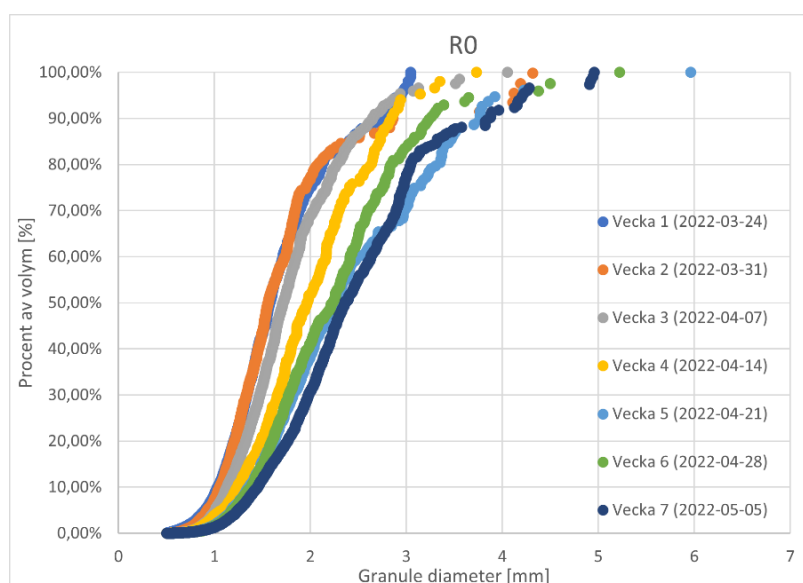
Figur 5.5.2 Låddiagram av granuler per vecka i R1



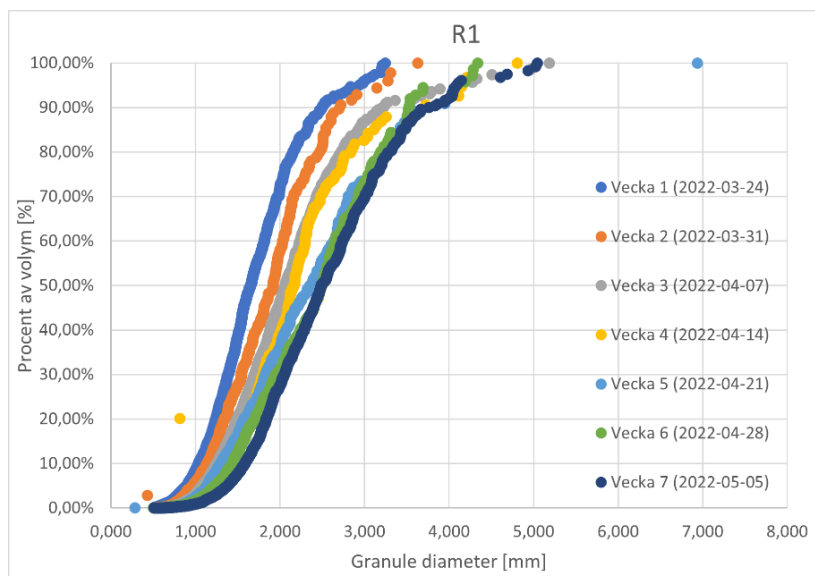
Figur 5.5.3 Låddiagram av granuler per vecka i R2

5.6 Storleksfördelning

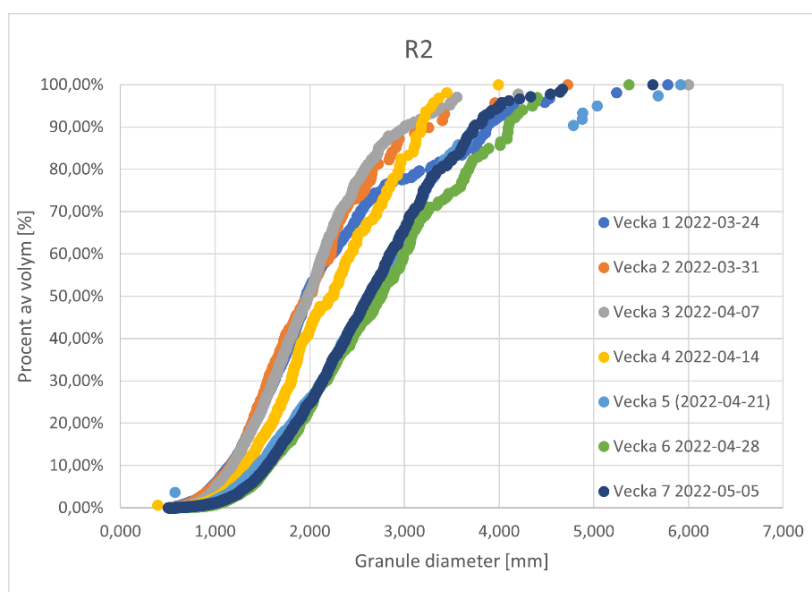
I figur 5.6.1–5.6.3 så syns en kumulativ storleksfördelning baserad på granulernas volym gjord på respektive reaktor vid varje vecka/provtillfälle. Y-axeln anger alltså procentandel av den totala granulvolymen som representeras av granuler med lika stor eller mindre diameter av de värde som anges på x-axeln. Gemensamt för alla reaktorer är att andelen av små granuler (diameter <1mm) minskar mycket i antal med tiden för experimentet. Det går också att se att den generella storleken på granulerna har ökat kraftigt i samtliga reaktorer.



Figur 5.6.1 Kumulativ storleksfördelning baserad på granulernas totala volym i R0



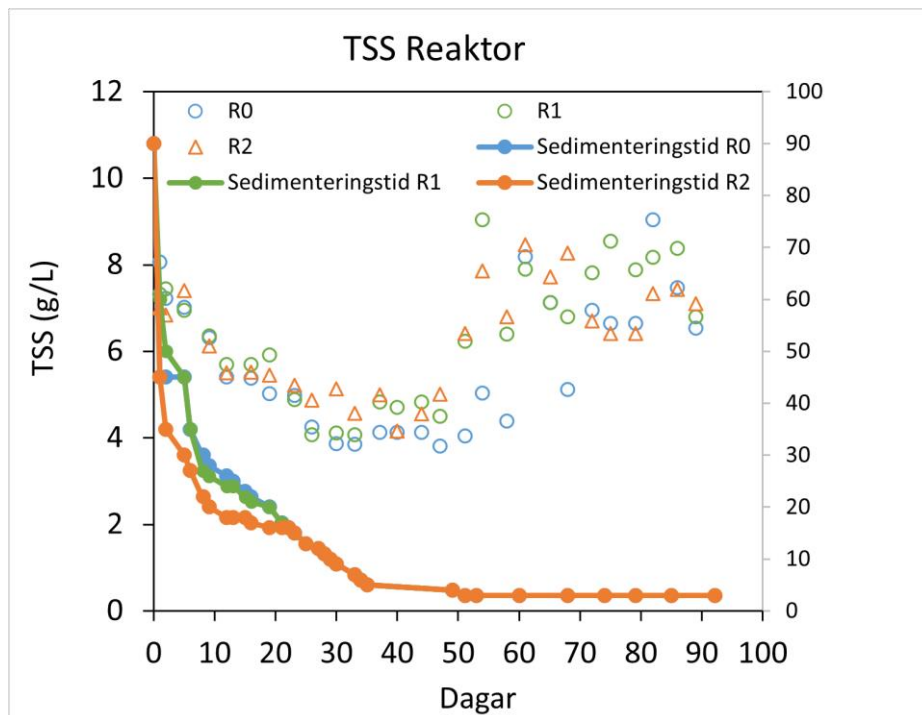
Figur 5.6.2 Kumulativ storleksfördelning baserad på granulernas totala volym i R1



Figur 5.6.3 Kumulativ storleksfördelning baserad på granulernas totala volym i R2

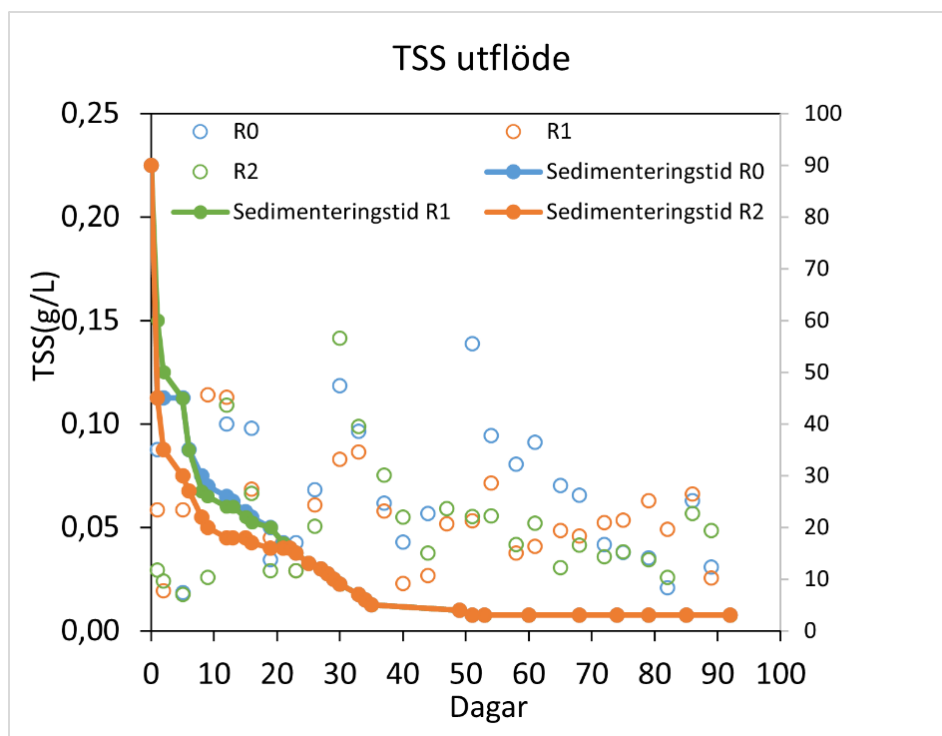
5.7 TSS

Figur 5.7.1 visar resultaten för TSS koncentrationerna tillsammans med sedimenteringstiderna under projektets gång. Sedimentationstiderna var initialt höga för att inte spola ut för mycket biomassa. Sedimentationstiderna sänktes sedan kontinuerligt för att ge ökad selektionstryck och slutade sedan sänkas vid 3 minuter. En tydlig korrelation kan ses gäldades sedimentationstid och TSS koncentration i reaktorn. När sedimentationstid slutas sänka så ökar koncentrationen av biomassan i reaktorn.



Figur 5.7.1 TSS och sedimenteringstid i reaktor R0, R1 och R2

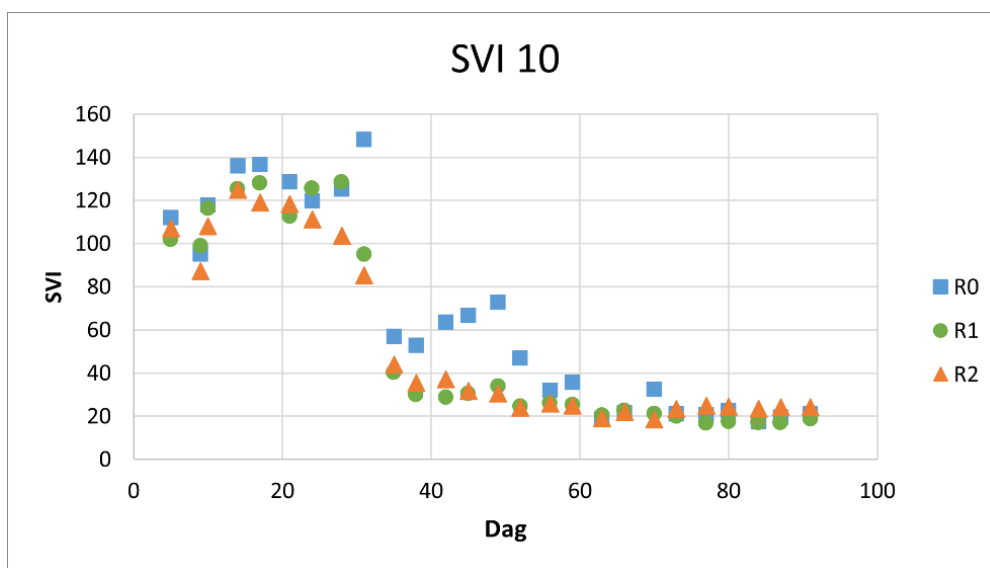
I figur 5.7.2 så syns koncentration av biomassan i utflödet tillsammans med sedimentationstiden. I denna graf är det lite svårare att se en korrelation mellan parametrarna men det verkar som att TSS stabiliserar sig i utflödet när den önskade sedimenteringstiden (3 min) är uppnådd.



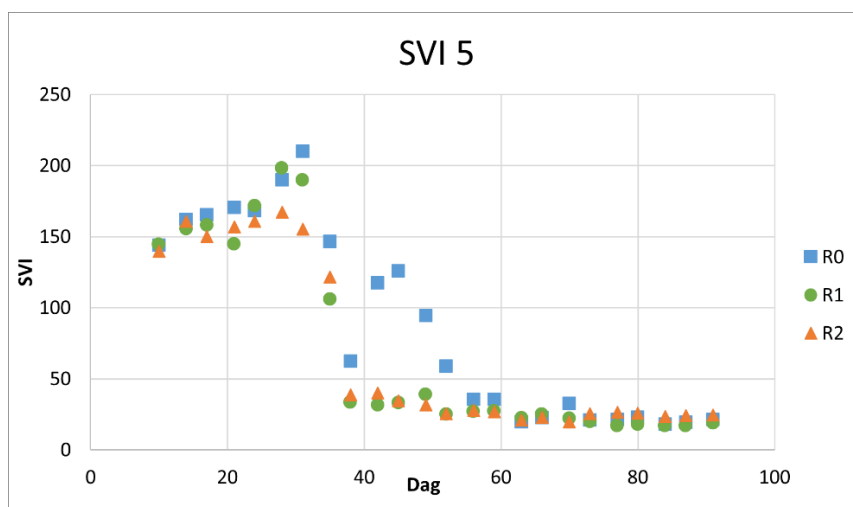
Figur 5.7.2 TSS och sedimenteringstid i reaktor R0, R1 och R2

5.8 SVI

I figur 5.8.1 och 5.8.2 så syns SVI efter 10 och 5 minuter i respektive reaktor.



Figur 5.8.1 SVI₁₀ i reaktor R0, R1 och R2

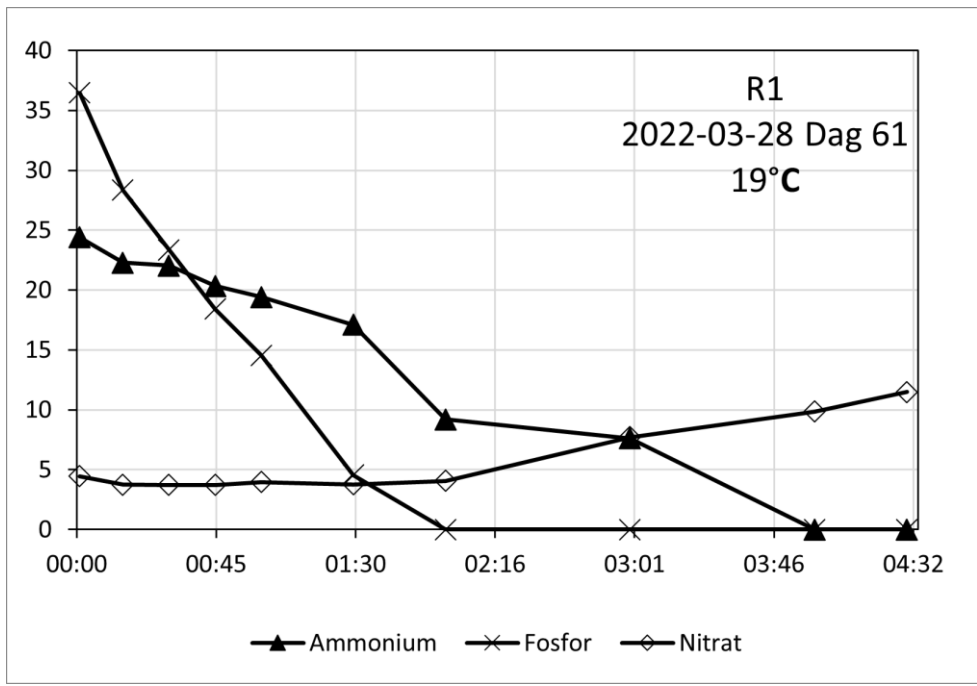


Figur 5.8.2 SVI₅ i reaktor R0, R1 och R2

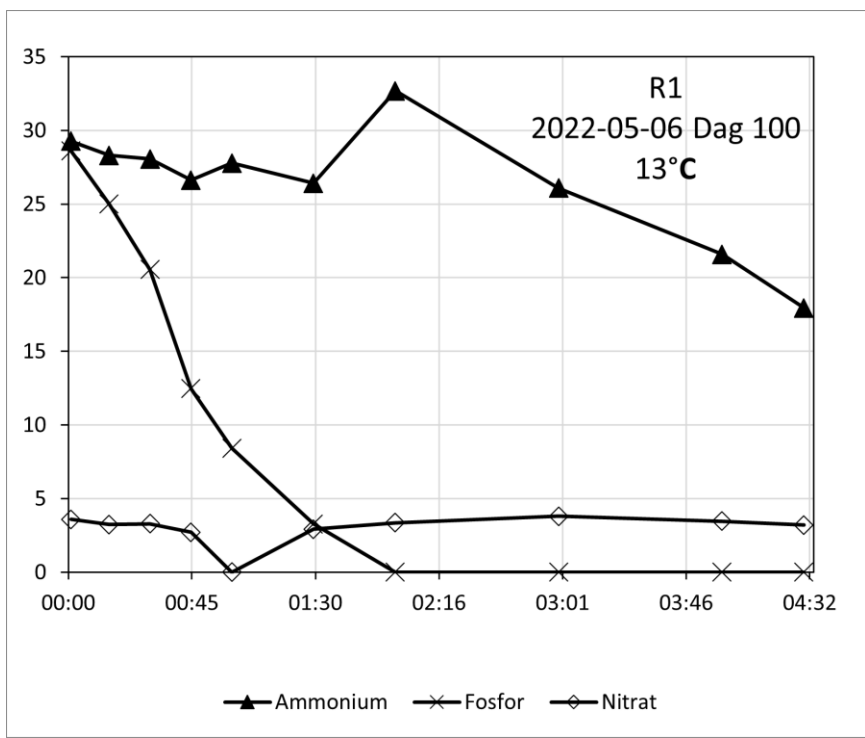
5.9 Cykelstudier

Följande grafer beskriver koncentrationsändringar under luftningsfasen. På grund av att matningsfasen sker under icke omrörda förhållanden så är det väldigt svårt att då få några bra mätvärden. Koncentrationerna vid $t = 0$ är alltså precis efter den anaeroba matningsfasen. Cykelstudier gjordes endast på R1 och R2.

I figur 5.9.1 och 5.9.2 så kan koncentrationer för fosfor, nitrat och ammonium ses i reaktor R1 vid temperaturen 19°C respektive 13°C.

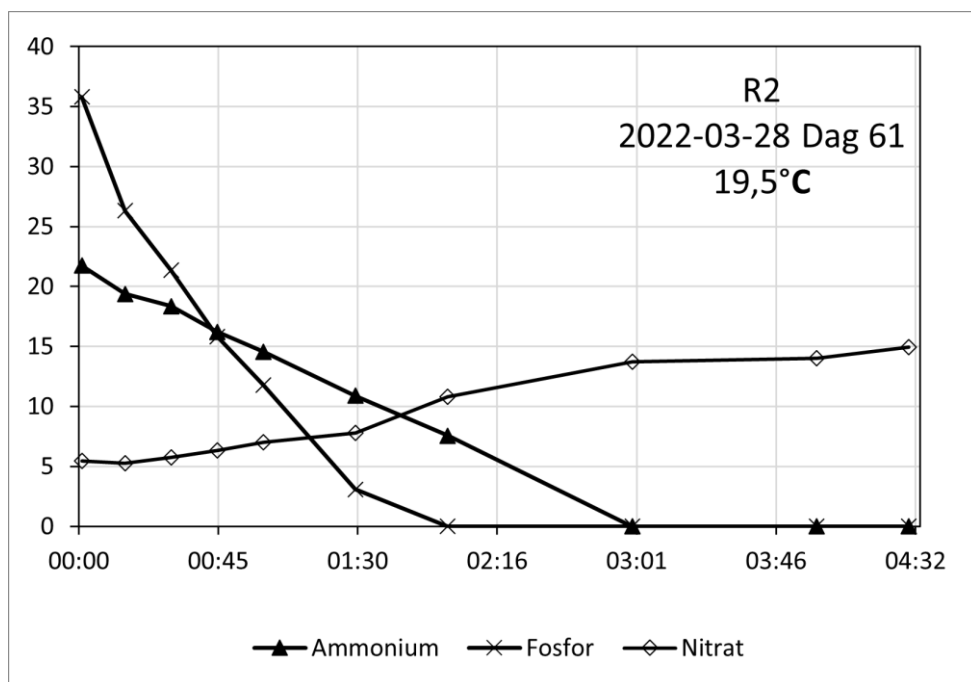


Figur 5.9.1 Cykeldiagram R1 vid 19°C

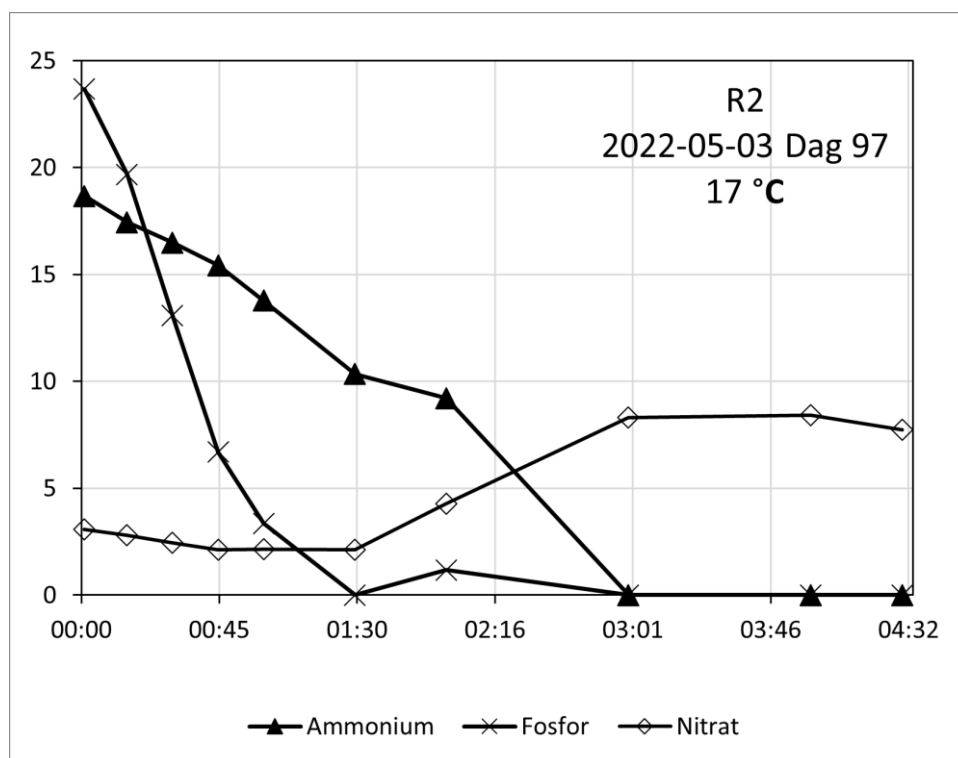


Figur 5.9.2 Cykeldiagram R1 vid 13°C

I figur 5.9.3 och Figur 5.9.4 så kan koncentrationer för fosfor, nitrat och ammonium ses i reaktor R2 vid temperaturen 19,5°C respektive 17°C.



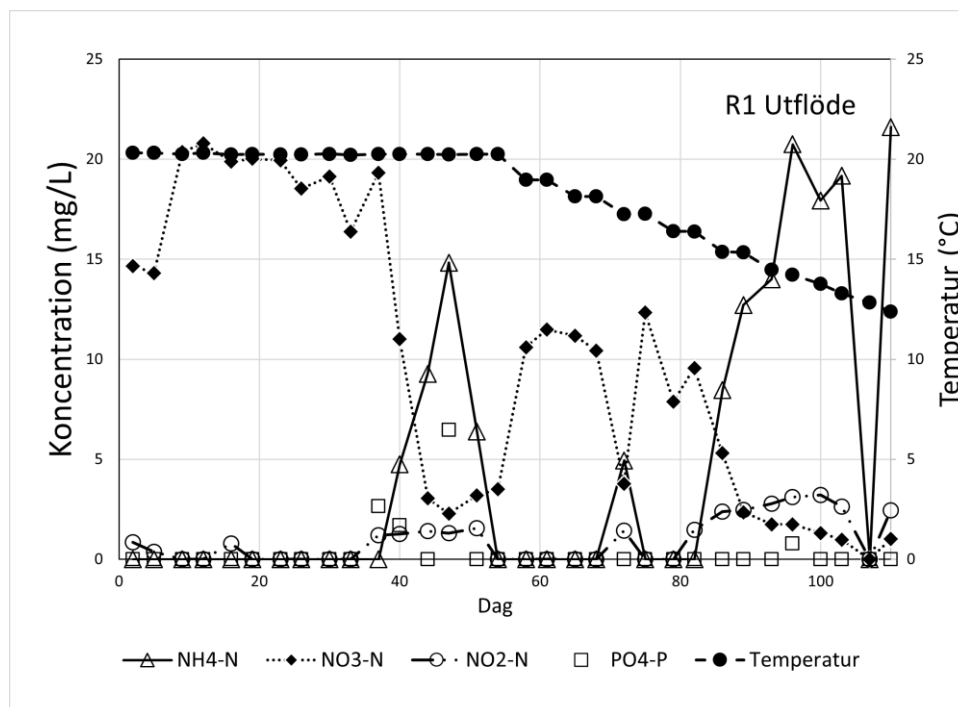
Figur 5.9.3 Cykeldiagram R2 vid 19,5°C



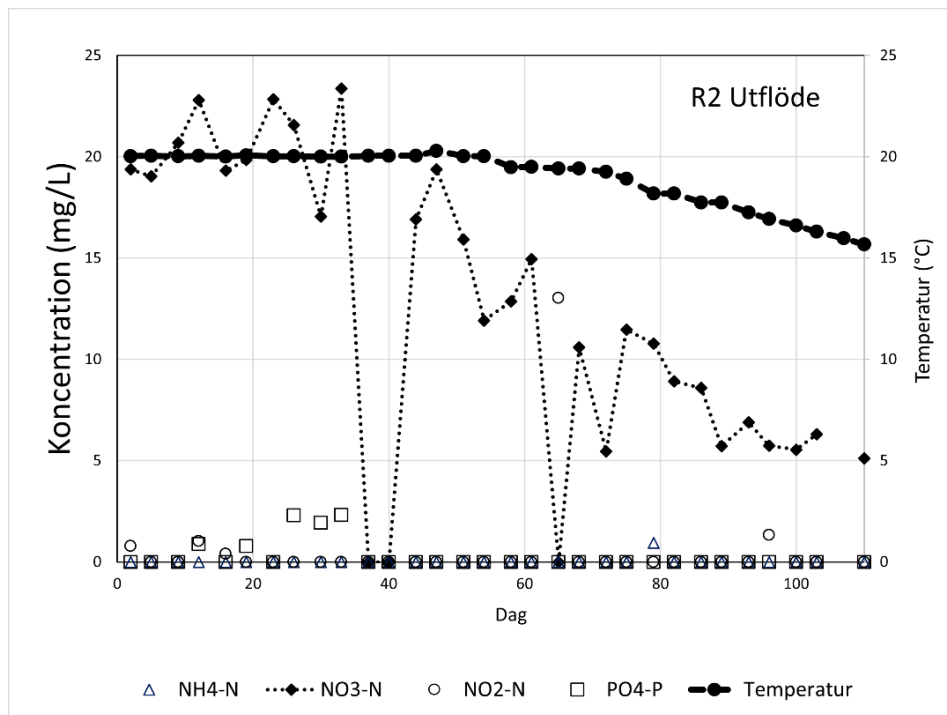
Figur 5.9.4 Cykeldiagram R2 vid 17°C

5.10 Temperaturdiagram

Figur 5.10.1 och 5.10.2 visar koncentrationer av näringsämnen i utflödet för reaktor R1 och R2. På sekundäraxeln så kan motsvarande temperatur ses för att lättare kunna se sambandet med temperatursänkningen.



Figur 5.10.1 fosfor, nitrat, nitrit och ammonium i R1 Utflöde



Figur 5.10.2 Koncentration fosfor, nitrat, nitrit och ammonium i R2 Utflöde

6. Diskussion

6.1 Påverkan av ökning halt mättat syre (DO)

Om man ser till resultatet av kväverening i R0 i Figur 5.2.1 så kan man observera att efter den mättade syrehalten höjdes från 20% → 50% så har halten av nitrat ökat i utflödet och den totala reningsgraden av kväve har försämrats. Mer nitrat tyder på en försämrad denitrifikationsprocess. Detta beror på att den ökade syrekonsentrationen gör så att syret genomtränger längre in i granulerna vilket leder till att den anoxiska delen av granulerna blir mindre (de Kreuk., 2007). Det finns då mindre denitrifierare tillgängliga att bryta ner nitraten och denitrifikationen försämras således.

Den ökande syrehalten leder också till att den anaeroba zonen i granuler blir mindre, vilket leder till ökad nitrifikation. För att AGS skall kunna drivas vid optimal drift så krävs en balans mellan nitrifikation och denitrifikation (Bengtsson et al., 2017). Nitraten som bildas i granulernas yttre aeroba delen skall då direkt användas av denitrifierare i den inre anoxiska delen och de bundna syret i nitrat kan konsumeras. (Buen et al., 2000) rapporterade i sin studie angående AGS att den optimala syrehalten i förhållande till total kväverening förväntades ligga på omkring 40 % och att det då gick att åstadkomma en kvävereduktion på 90–95 %. I denna studie så tycks i stället en DO koncentration på omkring 20% vara optimalt då det vid dessa förhållanden uppvisas en konstant låg koncentration kväve i utflödet. Att den optimala syrehalten skiljer sig mycket från andra rapporterade värden är inte allt för märkvärdigt. Andra driftparametrar som till exempel granulstorlek och temperatur kan ha stor påverkan på vilka koncentrationer av syre som är optimala.

Hur långt in syret genetränger granulerna och hur stora de aeroba/anoxiska zonerna blir beror alltså delvis på storleken av själva granulerna. Mindre granuler kräver också en mindre syrekonzentration för att uppnå simultant nitrifikation/denitrifikation (Nguyen Quoc et al., 2021). Det krävs alltså ett samspel mellan storleken på granulerna och den syremängd som används i reaktorn.

Baserat på storleksanalyserna och jämförelse av de andra reaktorererna är det svårt att se ett tydligt samband mellan granulernas storlek och ökningen av syrehalten. Man kan således dra slutsatsen att syrekonzentration inte har en allt för stor påverkan på granulernas storlek, i alla fall på kort sikt. Om man ser till figur 5.4.1 och jämför dag 85 (som togs innan ökningen av DO) och dag 95 (som togs efter ökningen av DO) så kan det ses att den senare bilden innehåver en mindre andel filamentös biomassa runt granulens yttre del. Detta kan bero på att en ökad syrehalt också delvis medför högre dynamiska skjuvkrafter vilket leder till mer kompakta granuler. Mikroskopibilderna är dock inte helt representativa av respektive reaktor och mer bilder hade behövts ta för att ge en definitiv slutsats kring detta.

Även om det inte går att se av resultatet så kan upptagningen av fosfor också påverkas av halten mättat syre. Upptagning av fosfor rapporterats öka vid den högre syrehalter (de Kreuk., 2007). Detta beror på att PAO är bättre på att lagra fosfat vid aeroba förhållanden än vid anoxiska. Alltså när syret tränger in längre och skapar en större aerobt skikt så gynnas förforreduktionen. När syrehalten höjdes så var redan förforreduktionen väldigt hög och det var därför svårt att se någon tydlig påverkan.

6.2 Påverkan av temperatursänkning

I figur 5.2.2 kväverening i R1 och 5.10.1 Temperaturdiagram i R1 så går det tydligt att se att kvävereningen påverkats negativt av den relativt hastiga temperatursänkningen. I figur 5.10.1 så kan det vid omkring 15°C ses en relativt stor ökning av ammonium i det utgående flödet. Att det är mycket Ammonium i utflödet tyder alltså på att det inte bara är denitrifikationen som har avstannat då det i så fall skulle återfinnas en större andel nitrat i utflödet.

Om man ser till 5.9.2 Cykeldiagram R1 vid 13°C så går det dock tydligt att se att halten av ammonium fortfarande sjunker vid slutet av luftningsfasen. Det är en tydlig indikation att kvävereduktionen skulle kunna förbättras av en förlängning av luftningsfasen. För att underlätta för nitrifikationen vid lägre temperaturer så kan syrehalten i kolonnen sänkas så att mer gynnsamma förhållanden för SND skapas.

Reningsgraden av fosfor var i princip fullständig även vid lägre temperaturer. Om man ser till Figur 5.9.2, cykelstudie vid 13°C grader så är allt fosfor redan upptaget relativt tidigt i cykeln. Det kan finnas stöd för att fosforupptagningen försämras på längre sikt på grund av minskat mikrobiell effekt. Med detta påverkar alla biologiska processer och inte bara fosforeringen (Brdjanovic et al., 1998). En annan anledning att fosforeringen inte påverkats avsevärt mycket kan bero på att PAO gynnas mer jämfört med GAO vid lägre temperaturer (Bassin et al., 2012).

SVI borde i teorin påverkas negativt (dvs öka) av temperaturminskningen på grund av bland annat högre viskositet i bulkvätskan. Vid temperaturerna uppmätta i det här experimentet så kan dock ingen anmärkningsvärd påverkan uppmätas. Förmodligen så påverkas sedimenteringsförmågan först vid lägre temperaturer.

Reningen av organiskt material förblev hög >95% i samtliga reaktorer vid samtliga temperaturer. I figur 5.1.2 så kan det dock noteras att halten av organiskt material efter matningsfasen i R1 verkar stiga. Detta sker vid temperaturer som närmare sig 13°C och också slutet av tillgängliga data. Som beskrivet i 2.4.2 så kan en högre andel organiskt material under den luftade fasen leda till snabb

tillväxt av med hjälp heterotrofa bakterier. Detta leder i sin tur till sämre sedimentationsförmåga, högre andel utspolning av biomassa och sedermera sämre reningsgrader. Ett sätt att motverka detta hade varit att förlänga den anaeroba påfyllningsfasen och på så sätt ge PAO längre tid att intracellulärt lagra det organiska materialet i bulkvätskan.

Om man ser till figur 5.9.1 Cykeldiagram R1 vid 19°C och 5.9.4 Cykeldiagram R2 vid 17°C så kan det observeras att kvävereduktionen tycks vara snabbare i R2 även fast det sker vid en lägre temperatur. Detta beror antagligen på att granulerna i R2 har fått längre tid att acklimatisera sig vid det längre temperaturerna (Kreuk et al., 2005). De autotrofiska bakterierna gynnas av den större aeroba delen av granulerna som orsakas av lägre temperaturer och kompenserar på sätt delvis den försämrade biologiska aktivitet. Vid för kort acklimatiseringstid så hinner inte den autotrofiska populationen anrikas och gynnas således inte av den ökade tillgången till syre.

6.3 Diskussion kring fullskalig applicering

Baserat litteraturen och resultat från det här projektet så går det att dra vissa slutsatser kring några av de krav som krävs för fullskalig applicering av AGS. En viktig egenskap är flexibilitet och kunskap kring de driftparameter som går att styra vid avloppsrening i full skala. Parametrar såsom temperatur och ingående substratkoncentrationer är driftparametrar som till en stor del inte går att påverka vid fullskalig drift. Det gäller då i stället att använda sig av de driftparametrar som går att påverka för att optimera reningsprocessen. Ett exempel hade kunnat vara att sköta uppstart av AGS-verk på sommaren så ordentlig granulering kan ske innan temperaturerna sänks. Några andra exempel på driftoptimering vid lägre temperaturer kan vara:

- Längre anaerob påfyllningsfas för fullständigt upptag av organiskt material under denna fas.
- Längre luftningsfas för att åstadkomma fullständig nitrifikation när den biologiska aktiviteten är lägre.
- Sänkning av syrehalt för att optimera förhållanden för SND. Att underhålla höga syrekoncentrationer är också dyrt så ur ett energi och konstadsperspektiv så är lägre syrehalter att föredra.

7. Slutsatser

Utifrån de undersökningar som har gjorts har det påvisats att den ökade syrehalten hade en negativ effekt på kvävereningen. Vid temperaturer under 15°C så kunde även en negativ effekt på kvävereningen ses. Det tycks även finnas indikationer på att en långsammare temperatursänkning ger bättre reningsgrader vid liknande temperaturer. Det framgår också att det är möjligt att driva reningsverk baserade på AGS vid lägre temperaturer om rätt driftförhållanden används. Följaktligen så hade det varit intressant att vid vidare undersökningar kring AGS vid lägre temperaturer, använda längre anaerob påfyllningsfas och även längre luftningsfas för att se hur stor effekt det har på reningsgraden.

9 Källor

APHA (1998). Standard Methods for the examination of water and wastewater. Washington DC, American Public Health Association.

Anthonisen, A.C., et al. (1976) Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid, "Journal of WPCF 48(5): 835-852.

Bao Nguyen Quoc, Maxwell Armenta, John A. Carter, Robert Bucher, Pardi Sukapanpotharam, Samuel J. Bryson, David A. Stahl, H. David Stensel, Mari-Karoliina H. Winkler, An investigation into the optimal granular sludge size for simultaneous nitrogen and phosphate removal,

Bassin, J.P., Kleerebezem, R., Dezotti, M., van Loosdrecht, M.C.M., 2012. Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures. *Water Res.* 46, 3805–3816. doi:10.1016/j.watres.2012.04.015

Damir Brdjanovic, Susanne Logemann, Mark C. M. van Loosdrecht, Christine M. Hooijmans, Guy J. Alaerts, Joseph J. Heijnen, de Blois, M., Areskou, T, H2OLAND AB.. Österröds avloppsreningsverk (år 2015-2019), Årtal då sidan senast uppdaterades. <https://www.h2oland.se/ombyggnationer-och-tillstand/> (Hämtad 2022-05-14).

de Kreuk, M. K., Heijnen, J. J., & van Loosdrecht, M. C. (2005a). Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. *Biotechnology and bioengineering*, 90(6), 761–769. <https://doi.org/10.1002/bit.20470>

de Kreuk, M. K., Kishida, N., & van Loosdrecht, M. C. M. (2007). Aerobic granular sludge - State of the art. *Water Science and Technology*, 55(8–9). <https://doi.org/10.2166/wst.2007.244>

de Kreuk, M. K., Pronk, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2005b). Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *Water Research*, 39(18), 4476–4484. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2005.08.031>

de Kreuk, M.K., Kishida, N., Tsuneda, S., van Loosdrecht, M.C.M., 2010. Behavior of polymeric substrates in an aerobic granular sludge system. *Water Res.* 44, 5929–5938. doi:10.1016/j.watres.2010.07.033

Hoseinzadeh, E. (Ed.). (2019). *Nitrogen removal processes for wastewater treatment*. Bentham Science Publishers. Influence of temperature on biological phosphorus removal: process and molecular ecological studies,

Janssen, P. M. J., & Rensink, J. H. (1987). HIGH BIOLOGICAL P- AND N-REMOVAL ON A FULL-SCALE ACTIVATED SLUDGE PLANT WITH ALTERNATING AERATION. In *Biological Phosphate Removal from Wastewaters*. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-035592-4.50046-8>

Janssen, P. M. J., Meinema, K., Roest, H. F., & Stowa. (2002). *Biological phosphorus removal: Manual for design and operation*. London: IWA.

Liu, Y., and Liu, Q. S. (2006): Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 24(1), 115–127.

Liu, Y., Z.-W. Wang, et al. (2005). "Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor." *Applied Microbiology and Biotechnology* 67(1): 26-32.

McSwain, B.S., Irvine, R.L., Hausner, M., Wilderer, P.A., 2005. Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* 71, 1051–1057. doi:10.1128/AEM.71.2.1051-1057.2005

Pronk M, Bassin JP, de Kreuk MK, Kleerebezem R, van Loosdrecht MC. Evaluating the main and side effects of high salinity on aerobic granular sludge. *Appl Microbiol Biotechnol.* 2014 Feb;98(3):1339–48. doi: 10.1007/s00253-013-4912-z. Epub 2013 May 30. PMID: 23720033.

Schwarzenbeck, N., Erley, R., & Wilderer, P. A. (2004). Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. *Water Science and Technology*, 49(11–12). <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0799>

Seviour, R. J., Mino, T., & Onuki, M. (2003). The microbiology of biological phosphorus removal in activated sludge systems. In *FEMS Microbiology Reviews* (Vol. 27, Issue 1). [https://doi.org/10.1016/S0168-6445\(03\)00021-4](https://doi.org/10.1016/S0168-6445(03)00021-4)

Sturm, Belinda & Irvine, Robert & Wilderer, Peter. (2004). The effect of intermittent feeding on aerobic granule structure. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*. 49. 19-25. 10.2166/wst.2004.0794.

Svenska kommunförbundet och VAV (1996), Introduktion till avloppstekniken, Tryckeri Balder AB, ISBN 91-7099-542-7

Swedish EPA. (2020): Wastewater treatment in Sweden 2018. Available at: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publ-filer/8800/978-91-620-8867-5.pdf?pid=27697> (Accessed: 4 april 2022)

Tsuneda, S., Aikawa, H., Hayashi, H., Yuasa, A., & Hirata, A. (2003). Extracellular polymeric substances responsible for bacterial adhesion onto solid surface. *FEMS Microbiology Letters*, 223(2). [https://doi.org/10.1016/S0378-1097\(03\)00399-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1097(03)00399-9)

Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N., & Hirata, A. (2003). Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor. *Water research*, 37(20), 4965–4973. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.08.017>

Van Loosdrecht M C.M., Brdjanovic D, Anticipating the next century of wastewater treatment, merican Association for the Advancement of Science, 27 Jun 2014, Vol 344, Issue 6191, DOI: 10.1126/science.1255183

van Loosdrecht, M. C. M., & Brdjanovic, D. (2014). Anticipating the next century of wastewater treatment. In *Science* (Vol. 344, Issue 6191). <https://doi.org/10.1126/science.1255183>
Water Research, Volume 198, 2021, 117119, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117119>.

Water Research, Volume 32, Issue 4, 1998, Pages 1035-1048, ISSN 0043-1354, [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00322-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00322-9).

Yarlagadda V. Nancharaiah, Manjunath Sarvajith, Aerobic granular sludge process: a fast growing biological treatment for sustainable wastewater treatment, *Current Opinion in Environmental Science & Health*, Volume 12, 2019, Pages 57-65, ISSN 2468-5844, <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.09.011>.

8. Bilagor

A1. – Sammansättning av syntetiskt avloppsvatten

Substrat	Koncentration [g/L]
Natriumacetat ($\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2$)	0,1
Natriumpropionat ($\text{NaC}_3\text{H}_5\text{O}_2$)	0,06
Glukos ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$)	0,07
Peptone	0,06
Ammoniumklorid ($(\text{NH}_4)\text{Cl}$)	0,16
Kalciumklorid hydrat ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)	0,02
Magnesiumsulfat (MgSO_4)	0,02
Kaliumklorid (KCl)	0,02

Substrat	Koncentration [g/L]
P - Fosfor	
Kaliumdivätefosfat (KH_2PO_4)	0,01
Kaliumvätefosfat (K_2HPO_4)	0,02
Natriumvätekarbonat (NaHCO_3)	0,2
Mikronutrient	
Borsyra (H_3BO_3)	0,05
Zinkklorid (ZnCl_2)	0,05
Koppar(II)klorid (CuCl_2)	0,03
Mangan(II)sulfat monohydrat ($\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$)	0,05
Ammoniummolybdat tetrahydrat ($(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$)	0,05
Aluminiumklorid (AlCl_3)	0,05
Kobolt(II)klorid hexahydrat ($\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)	0,05
Nickel(II)klorid (NiCl_2)	0,05
Järn (Fe)	0,0005
EDTA ($\text{C}_{10}\text{H}_{14}\text{N}_2\text{Na}_2\text{O}_8 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)	0,005

A2. – Storleksanalys

Provtagning:

1. Extrahera granuler i form av blandad vätska från reaktors mittenuttag. Minst 20ml.
2. Späd provet med kranvatten för att få bort mindre flockar.
3. Placera kameran på ett fast bestämt avstånd över en overheadprojektor.
4. Ta en bild av känt och exakt sträcka (till exempel ett skjutmått) och anteckna sträckan.
5. Ta ut en delmängd av provet med hjälp av en pasteurpipett och placera i en petriskål. (Se till att ha en pipett med bred hals för att inte förstöra granulerna).
6. Se till att granulerna inte överlappar i petriskålen, om granulerna ligger för tätt så kan provet spädas med mer kranvatten.
7. Ta sedan 5 bilder på granulerna i petriskålen. Försök få ett så representativ prov som möjligt igenom att omröra provet/flytta på petriskålen mellan bilderna. Bilder kan tas vid olika positionering av petriskålen så länge avståndet till kameran är det samma och skålens kanter alltid är utanför bild och ej hamnar i fokus.
8. Håll sedan över fotade granuler i separat bägare.
9. Repetera sedan steg 5–8 cirka 10 gånger så att ungefär 50 bilder erhålls.

Bildprocessering i imageJ:

1. Öppna först upp bilden på det kända måttet och mät antal pixlar på sträckan Analyze → Measure. Gör detta 5 gånger och använd sedan medelvärdet.
2. Gå sedan till Analyze → Set Scale och ange sträckans kända längd samt dess längd i pixlar. Klicka i Global så att skalan appliceras på samtliga bilder.
3. Importera bilderna på granulerna som en bildserie igenom Import → Image sequence.
4. Ändra sedan bilderna till 8-bit igenom Image → 8-bit och sedan binär igenom Process → Binary → Make Binary.
5. Kolla igenom bilderna och se till att inga av granulerna överlappar. Om detta är fallet så kan "Paintbrush Tool" användas för att dra streck och separera granuler.
6. Gå sedan till Analyze → Analyze Particles...
7. På Size (storleksintervall) välj 0.2 – Infinity om enhet var angiven i mm. Se också till att klicka i "exclude on edges" och display results.
8. Datan kommer i form av en tabell där samtliga granuler i det valda storleksvaller finns listade med respektive Area.

