



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 19 031

Examensarbete 30 hp
Maj 2019

Utvärdering av return activated sludge deoxygenation (RAS-DeOx) i membranbioreaktor pilotlinje vid Hammarby Sjöstadsverk

Simon Taylor

REFERAT

Utvärdering av return activated sludge deoxygenation (RAS-DeOx) i membranbio-reaktor pilotlinje vid Hammarby Sjöstadsvverk

Simon Taylor

Vid Hammarby Sjöstadsvverk drivs en pilotanläggning som är en mindre skala av det framtida avloppsreningsverket i Henriksdal. Delar av reningsprocessen består av membranbioreaktorer. I pilotanläggningen finns en zon kallad RAS-DeOx dit returslammet från membrantankarna och rejektvattnet från slambehandlingen leds. Luftning av membrantankarna gör att returslammet är syrerikt och rejektvattnet innehåller mycket ammonium.

Zonen fungerar som ett nitrifikationssteg då syret i returslammet kan oxidera ammoniumet från rejektvattnet. Dessutom kan zonen minska syrehalterna i returslammet för att undvika att det hamnar i pilotanläggningens fördenitrifikation. För att få bättre uppfattning om vad som sker i zonen och hur denna fungerar som ett nitrifikationssteg studerades nitrifikation, denitrifikation och syreförbrukningen i zonen. För att utvärdera RAS-DeOx-zonen belastades den med olika nivåer av ammonium från rejektvattnet vid olika hög luftning i membrantankarna. Detta utfördes både experimentellt direkt på pilotanläggningen och i en simuleringsstudie där processimuleringar genomfördes i en simuleringsmodell. I modellen utvärderades även två styrstrategier för zonen.

Resultaten från studierna visade att både nitrifikation och denitrifikation förekom i zonen. Jämfört med simuleringsstudien varierade omfattningen av nitrifikation och denitrifikation mer i den experimentella studien. Båda studierna visade att det fanns risk att syre hamnade i pilotanläggningens fördenitrifikation. Styrstrategierna visade att det inte var fördelaktigt för pilotanläggningens resurseffektivitet att zonen luftades vid hög ammoniumbelastning från rejektvattnet. Det visade sig också att det var ingen större skillnad när det gällde pilotanläggningens prestation vid högt, lågt eller styrt returflöde för zonen. Däremot skiljde sig prestationen mer avseende luftning och koldosering.

Utöver att det förekom nitrifikation och denitrifikation i zonen bedömdes den även fungera som ett nitrifikationssteg för ammoniumet i rejektvattnet. Dessutom minskade den syrehalterna i returslammet. Hur väl ammonium nitrifierades och syre förbrukades i zonen berodde på förhållandena i pilotanläggningen och förhållandet mellan mängden ammonium och syre i zonen.

Nyckelord: Avloppsreningsverk, denitrifikation, MBR, nitrifikation, RAS-DeOx, rejektvatten

Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet. Box 337, SE-752 37 Uppsala, ISSN 1401–5765

ABSTRACT

Evaluation of return activated sludge deoxygenation (RAS-DeOx) in membrane bioreactor pilot plant at Hammarby Sjöstadswerk

Simon Taylor

At Hammarby Sjöstadswerk there is a pilot plant which is a smaller version of the future wastewater treatment plant at Henriksdal. Parts of the treatment process steps are membrane bioreactors. There is a zone in the pilot plant which is called RAS-DeOx to where the return activated sludge from the membrane tanks and the reject water from the sludge treatment are pumped. The return activated sludge contains oxygen since the membranetanks are aerated and the reject water has high contents of ammonium.

The zone works as a nitrification step for the ammonium in the reject water, and also reduces the oxygen levels in the return sludge to avoid oxygen in the pilot plant's pre-denitrification step. To acquire a better understanding of what occurs in the zone and how it functions as a nitrification step; nitrification, denitrification and oxygen consumption was studied in the zone.

To evaluate the RAS-DeOx-zone it was loaded with different loads of ammonium from the reject water at different levels of aeration in the membrane tanks. This was evaluated both experimentally at the pilot and in a simulation model of the pilot. In the simulation model two control strategies for the zone were also evaluated.

It was shown that both nitrification and denitrification occurred in the zone. Furthermore, both studies showed that there is a risk that oxygen occurs in pilot's pre-denitrification step if the ammonium load in zone was low. Then, all of oxygen in the zone was not consumed. As for the control strategies, it was shown that the benefits were low for the resource efficiency of the pilot when the zone was aerated during high loads of ammonium. The performance of the pilot was similar for high, low and regulated return flows for the zone, but the aeration and carbon dosage in the pilot differed.

Besides that both nitrification and denitrification occurred in the zone, it was also functioning as a nitrification step for the ammonium from the reject water. The oxygen from the return sludge was reduced as well. The extent of nitrification and consumption of oxygen in the zone depended on the circumstances in the pilot and the relationship between the amount of oxygen and ammonium.

Keyword: Wastewater treatment plant, denitrification, MBR, nitrification, RAS-DeOx, reject water

*Department of Information Technology, Uppsala University. Box 337, SE-752 37
Uppsala, ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng som är den avslutande delen av min civilingenjörsutbildning inom miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet utfördes på Hammarby Sjöstadsverk på uppdrag av IVL Sveriges Miljöinstitut och Stockholm Vatten och Avfall AB.

Först och främst vill jag tacka min handledare Sofia Andersson på IVL för hennes hjälp, tålamod och vägledning under arbetets gång. Jag vill även tacka min ämnesgranskare Bengt Carlsson för alla goda råd under projektets gång. Ett stort tack till all driftpersonal på Hammarby Sjöstadsverk som hjälpt mig med analyser och provtagning till projektet. Även tack till min examinator Mattias Winterdahl för god hjälp med det akademiska arbetet. Jag vill också tacka för att jag har fått möjligheten att göra mitt examensarbete på IVL Sveriges Miljöinstitut då det har varit en väldigt inspirerande miljö.

Sist men inte minst vill jag tacka familj och vänner som stöttat mig i projektets med- och motgångar.

Simon Taylor

Uppsala, maj 2019

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Utvärdering av return activated sludge deoxygenation (RAS-DeOx) i membranbio-reaktor pilotlinje vid Hammarby Sjöstadswerk

Simon Taylor

En av de största utmaningarna för många länder runt om i världen är att populationen ökar och allt fler människor flyttar till städer. Avloppsvattenrening är en av de samhällsfunktioner som blir extra belastad på grund av detta. Avloppsreningsverken måste klara av den ökande belastningen så att det inte släpps ut höga halter av näringsämnen som kväve och fosfor. Dessa ämnen kan bidra till ökad övergödning och syreförbrukning i hav, vattendrag och sjöar. Utöver att reningsprocesserna i reningsverken ska klara av de bestämda reningskraven måste de även vara resurseffektiva för att minska de ekonomiska kostnaderna för material och underhåll.

För att rena avloppsvatten i konventionella avloppsreningsverk används tre delsteg: mekanisk, biologisk samt kemisk rening. I den mekaniska reningen filtreras större partiklar bort med galler medan den kemiska reningen innebär att kemikalier tillsätts för att få bort oönskade ämnen. Den biologiska reningen utförs av mikroorganismer som genom sin tillväxt tar upp fosfor, organiskt material och omvandlar kväve till kvävgas. För att rena avloppsvatten från kväve är det vanligt att en aktivslamprocess tillämpas. Det aktiva slammet består av bakterier som omvandlar kvävet i det inkommande avloppsvattnet till kvävgas. Inkommande avloppsvatten innehåller främst kväve i form av ammonium.

Omvandlingen av ammonium till kvävgas sker genom två processer: nitrifikation och denitrifikation. Vid nitrifikation omvandlas ammonium till nitrat i syrerika miljöer och vid denitrifikation omvandlas nitrat till kvävgas i syrefria miljöer. Då det inkommande avloppsvattnet inte innehåller något syre luftas avloppsvattnet i bestämda zoner i reningsverken så att nitrifikation kan ske. Det finns även zoner som ska vara syrefria så att denitrifikation kan ske. I aktivslamprocessen är det viktigt att det finns tillräckligt mycket bakterier och därför recirkuleras det aktiva slammet, så kallat returslam. Slammet som inte recirkuleras behandlas i reningsverkets slambehandling.

I slambehandlingen behandlas slammet från reningsverket. För att slammet ska vara mer lätthanterligt behöver dess volym minska genom avvattning. En restprodukt som uppstår när slammet avvattnas är rejektvatten. Rejektvattnet är rikt på ammonium och behöver därför renas. Antingen återförs det till början av reningsverkets reningsprocess eller att det behandlas separat.

På Hammarby Sjöstadswerk drivs en pilotanläggning för det framtida avloppsreningsverket i Henriksdal. Henriksdals reningsverk byggs om för att kunna hantera en framtida

befolkningsökning. Det som skiljer det framtida Henriksdalverket från konventionella reningsverk är att delar av reningsprocessen kommer ersättas av membran som klarar av att filtrera höga halter av slam från den biologiska reningen. För att membranerna ska fungera på bästa sätt behöver dessa luftas så att filtreringsytan inte blockeras av slam. Detta gör att returslammet från membrantankarna blir syrerikt.

För att göra det framtida reningsverket mer resurseffektivt har en zon kallad RAS-DeOx (return activated sludge deoxygenation) skapats, dit returslammet från membrantankarna och rejektvattnet från slambehandlingen leds. Tanken är att det i denna zon ska ske nitrifikation där syret utnyttjas i returslammet så att ammonium från rejektvattnet omvandlas till nitrat. Om allt syre från returslammet förbrukas kan även denitrifikation ske i zonen.

I detta projekt har det undersökts vad som sker i RAS-DeOx-zonen i pilotanläggningen vid Hammarby Sjöstadsverk och hur den fungerar som ett nitrifikationssteg för ammoniumet i rejektvattnet. Det är viktigt att allt syre förbrukas i zonen då det returslam som leds ut från zonen återförs till början av pilotanläggningens reningsprocess. Där det sker denitrifikation som kan störas om syre tillförs från returslammet som har varit i RAS-DeOx-zonen.

För att utvärdera vad som sker i zonen och hur den fungerar som nitrifikationssteg valdes det att belasta zonen med olika ammoniumbelastningar från rejektvattnet vid olika luftningsnivåer i membrantankarna. Detta genomfördes dels på pilotanläggningen, där vattenprovtagning och analyser gjordes för flera försök, dels genom simuleringar i en modell. I modellen kunde även två styrstrategier utvärderas för RAS-DeOx-zonen.

Resultaten visar att det sker både nitrifikation och denitrifikation i zonen. För de experimentella resultaten varierades omfattningen av nitrifikation och denitrifikation i zonen mer jämfört med simuleringarna. Zonen bedömdes fungera som nitrifikationssteg. Dock visade resultaten att det till stor del beror på förhållandet mellan syre och ammonium i zonen. Simuleringarna för styrstrategierna visade att det inte var fördelaktigt för pilotanläggningens resurseffektivitet att zonen luftades vid hög ammoniumbelastning från rejektvattnet. Vidare konstaterades det att pilotanläggningens reningsprocess presterade liknande vid högt, lågt och styrt returflöde för zonen. Däremot skiljdes luftning och koldosering åt i pilotanläggningen.

Projektet bidrog med kunskap om hur en RAS-DeOx-zon kan förväntas fungera för det framtida reningsverket i Henriksdal. Dessutom har ytterligare kunskap om hur zonen beter sig i verkligheten jämfört med simuleringar erhållits.

ORDLISTA

Aerobt	Miljö med tillgång på löst syre
Aktivt slam	Den aktiva bakteriemassan vid biologisk rening
Anaerobt	Miljö utan tillgång på löst syre
Anoxisk	Miljö med tillgång på nitrat men inte löst syre
ASM1	Activated Sludge Model no. 1
Autotrof	Organism som har koldioxid som kolkälla
BR	Bioreaktor
BOD	Biochemical Oxygen Demand. Mått på hur mycket biologiskt nedbrytbar substans det finns i vatten
BSM2	Benchmark Simulation Model no. 2
COD	Chemical Oxygen Demand. Mått på den mängd syre som förbrukas vid fullständig kemisk nedbrytning (totaloxidation) av organiska ämnen i vatten
Denitrifikation	Process där nitrat omvandlas till kvävgas av bakterier
Heterotrof	Organism som har organiskt material som kolkälla
K_{La}	Syreöverföringshastighet
MBR	Membranbioreaktor
NH_4^+	Ammonium
NH_4-N	Ammoniumkväve
Nitrifikation	Process där ammonium omvandlas till nitrat av bakterier
NO_3^-	Nitrat
NO_3-N	Nitratkväve
RAS-DeOx	Return activated sludge deoxygenation.
Recipient	Mottagande vattendrag som utgående avlopps-/dagvatten leds till
Rejektvatten	Vatten som uppstår vid avvattning av rötat slam.

INNEHÅLL

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	2
1.3	AVGRÄNSNINGAR	2
2	TEORI	3
2.1	RENINGSSTEG FÖR AVLOPPSVATTEN	3
2.1.1	Mekanisk rening	3
2.1.2	Biologisk rening	3
2.1.3	Biologisk kväveavskiljning	3
2.1.4	Kemisk rening	5
2.1.5	Slambehandling	5
2.2	MEMBRANFILTRERING I AVLOPPSRENINGSVERK	5
2.3	REGLERTEKNIK	6
2.4	BENCHMARK SIMULATION MODEL NO. 2	6
2.4.1	Activated Sludge Model no. 1	7
2.4.2	Syreöverföringsfunktion	8
3	METOD	9
3.1	METOD: EXPERIMENTELL STUDIE	9
3.1.1	Processutformning av pilotlinje	9
3.1.2	Provtagning	10
3.1.3	Beräkningar	12
3.2	METOD: SIMULERINGSSTUDIE	14
3.2.1	Pilotmodellen	14
3.2.2	Genomförande av processimuleringar	14
3.2.3	Utvärdering av styrstrategier	17
4	RESULTAT	19
4.1	RESULTAT: EXPERIMENTELL STUDIE	19
4.2	RESULTAT: SIMULERINGSSTUDIE	22
4.2.1	Resultat vid 10 % ammoniumbelastning	22
4.2.2	Sammanställning av samtliga processimuleringar	27
4.2.3	Resultat för Studie 1 och Studie 2	30
5	DISKUSSION	33
5.1	DISKUSSION: EXPERIMENTELL STUDIE	33
5.1.1	Syreförbrukning	33
5.1.2	Nitrifikation	33

5.1.3	Denitrifikation	35
5.1.4	Felkällor	37
5.2	DISKUSSION: SIMULERINGSSSTUDIE	38
5.2.1	Syreförbrukning	38
5.2.2	Nitrifikation	38
5.2.3	Denitrifikation	40
5.2.4	Felkällor	41
5.2.5	Diskussion av Studie 1 och Studie 2	41
5.3	JÄMFÖRELSE AV STUDIERNAS RESULTAT	42
6	SLUTSATS	44
	REFERENSER	45
A	BILAGOR: EXPERIMENTELL STUDIE	47
A.1	AMMONIUMBELASTNING FRÅN REJEKTIVATTNET	47
A.2	RETURFLÖDE RAS-DeOx	47
A.3	PROVTAGNINGSDATA	48
A.4	FÖRHÅLLANDEN VID PROVTAGNING	51
A.5	MASSFLÖDEN RAS-DeOx	52
A.6	REDUKTIONSDATA	53
B	BILAGOR: SIMULERINGSSSTUDIE	55
B.1	RESULTAT FÖR 5 % AMMONIUMBELASTNING	55
B.2	RESULTAT FÖR 15 % AMMONIUMBELASTNING	58

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

En framtida utmaning är att belastningen på avloppsvattenreningen i städer ökar då populationen växer och allt fler människor flyttar in i städer. Därför måste existerande avloppsreningsverk uppgraderas eller ersättas och redan nu pågår ombyggnationen av Henriksdals reningsverk i Stockholm. Reningsverket befinner sig insprängt i ett berg och därmed begränsas utbyggnadsmöjligheterna och valet har därmed fallit på att använda sig av membranbioreaktorer (MBR) på det framtida avloppsreningsverket. MBR kräver mindre plats än traditionella eftersedimenteringsbassänger och klarar dessutom av att filtrera avloppsvatten med hög slamhalt (Brepols, 2011). Detta möjliggör en kompaktare reningsprocess vilket är av största vikt då utrymmet är begränsat (Andersson et al., 2017).

IVL Svenska Miljöinstitutet och Stockholm Vatten och Avfall AB driver tillsammans en pilotanläggning på forskningsanläggningen Hammarby Sjöstadverk där MBR är en del av reningsprocessen. Pilotanläggningen är en kopia av hur det framtida Henriksdals reningsverk kommer att se ut. Pilotförsök utförs för att få bättre förståelse för hur den fullskaliga processen förväntas fungera och för att resursoptimera reningsprocessen (Andersson et al., 2017).

I pilotanläggningen finns en zon kallad RAS-DeOx (return activated sludge deoxygenation). RAS-DeOx är en oluftad zon där returslam från membrantankar (MT) blandas med rejektvatten som innehåller hög halt av ammonium. Då MT luftas blir flödet av returslammet syrerikt och det är viktigt att syret i returslammet konsumeras i RAS-DeOx-zonen. Detta eftersom returslammet återförs till pilotanläggningens fördenitrifikation där inget syre får förekomma (Andersson et al., 2017). Vidare undersökningar av RAS-DeOx-zonen behövs göras för att få ökad förståelse för i vilken mån det sker nitrifikation och denitrifikation.

Fokus i detta examensarbete ligger på att studera omfattningen av nitrifikation, denitrifikation och syreförbrukning i RAS-DeOx-zonen och utifrån det bedöma hur zonen fungerar som ett nitrifikationssteg för ammoniumet i rejektvattnet och zonen förmåga att reducera syret i returslammet från MT. Detta har gjorts genom en simuleringsstudie och en experimentell studie. Båda studierna har involverat att belasta RAS-DeOx-zonen med olika mängd ammonium från rejektvattnet vid olika hög syrehalt i returslammet från MT.

I en modell är det enklare att studera olika parametrar, och även möjliga styrstrategier för RAS-DeOx-zonen kan testas som ej går att genomföra direkt på pilotanläggningen. Experimentella studier för att utvärdera RAS-DeOx-zonen utförs för att se hur zonen beter sig i pilotanläggningen och jämförs med resultat från processimuleringarna.

1.2 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet med detta projekt var att utvärdera vad som sker i RAS-DeOx-zonen genom att kvantifiera nitrifikation, denitrifikation och förbrukningen av syre. Zonen utvärderades genom att studera processimuleringar för RAS-DeOx-zonen i en simuleringsmodell och genom experimentella studier vid pilotlinjen på Hammarby Sjöstadswerk. I simuleringsstudien utvärderades även olika styrstrategier för zonen.

Projektet utgick från följande frågeställningar:

- I vilken omfattning sker nitrifikation och denitrifikation i RAS-DeOx-zonen?
- Vilken kapacitet har RAS-DeOx-zonen (med dagens design på pilotanläggningen) att minska syrehalten i returslammet från membrantankarna och omvandla ammonium till nitrat?
- Är de simulerade och de experimentella resultaten entydiga för omfattningen av nitrifikation och denitrifikationen i zonen?
- Bedöms de undersökta styrstrategierna för RAS-DeOx-zonen vara lämpliga för pilotanläggningen?

1.3 AVGRÄNSNINGAR

Följande avgränsningar gjordes för projektet:

- Vid utvärdering av RAS-DeOx-zonen togs ingen hänsyn till hur effektiviteten av reningsprocessen för pilotanläggningen påverkades av zonens förmåga att fungera som ett nitrifikationssteg.
- Fokuset vid utvärderingen av de olika styrstrategierna var enbart på hur effektiviteten för reningsprocessen för pilotanläggningen påverkades.

2 TEORI

2.1 RENINGSSTEG FÖR AVLOPPSVATTEN

De flesta konventionella avloppsreningsverk använder sig av tre stycken reningssteg; mekanisk, biologisk och kemisk rening. Dessa steg kompletteras även med en slambehandling och biologisk kväveavskiljning (Svenskt Vatten, 2010).

2.1.1 Mekanisk rening

Syftet med den mekaniska reningen är att ta bort de större partiklarna och skräp som hamnat i avloppsvattnet. Den mekaniska reningen består vanligtvis av grovrensgaller, sandfång och försedimenteringen. De behövs för att undvika skador på mekanisk utrustning i verket och underlättar för efterföljande reningssteg. I försedimenteringsbassängerna flödar avloppsvattnet långsamt för att låta partiklar med högre densitet än vatten sedimentera till botten och avskiljs som primärslam (Svenskt Vatten, 2010).

2.1.2 Biologisk rening

Den biologiska reningen utförs av bakterier och mikroorganismer som avskiljer organiskt material från avloppsvattnet. Det organiska materialet i avloppsvattnet är både energikälla och byggmaterial för bakterier (Svenskt Vatten, 2010). Bakterierna får energi när de oxiderar organiskt material med hjälp av ett oxidationsmedel exempelvis syre eller nitrat. Organiskt material mäts vanligtvis i BOD (biokemisk syreförbrukning). Utformningen av den biologiska reningen kan ske på två sätt; bakterierna växer på en fast yta eller att bakterierna är suspenderade i vattnet. När den biologiska reningen utförs av bakterier som är suspenderade i vattnet kallas det för aktivslammetoden eller aktivslamprocessen (Svenskt Vatten, 2010).

Aktivslamprocessen påbörjas vanligtvis efter den mekaniska reningen, då vattnet från försedimentationen blandas med en bakteriekultur, så kallat aktivslam. Bassängerna luftas för att tillgodose tillräckligt med syre åt bakteriernas respiration som bryter ned det organiska materialet. Luftningsbassängen följs av en sedimenteringsbassäng där det aktiva slammet sjunker till botten och det renade vattnet tas från vattenytan. Det aktiva slammet behöver recirkuleras för att upprätthålla en önskad slamålder, det vill säga hålla en konstant mängd bakterier i systemet och se till att uppehållstiden för bakterierna i processen är tillräckligt. Därför recirkuleras det aktiva slammet som sedimenteras på botten tillbaka till inloppet av den luftade bassängen, och blir så kallat returslam. Det resterande slammet leds vidare till slambehandling, detta kallas för överskottsslam (Svenskt Vatten, 2010).

2.1.3 Biologisk kväveavskiljning

Kommunalt avloppsvatten innehåller mycket kväve i form av ammonium och organiskt kväve. Om kväve släpps ut i större mängder i naturen kan det orsaka miljöproblem så som syrebrist och eutrofiering hos recipienter. Därför är det vanligt vid större avloppsvatten-

reningsverk att reningsprocessen kompletteras med kväverening. Kväve i avloppsvatten reduceras via nitrifikation- och denitrifikationsprocess (Naturvårdsverket, 2016).

Organiskt bundet kväve blir tillgängligt i löst form genom hydrolys, där enzymer bryter ned partikulärt organiskt material till löst organiskt material som är lättnedbrytbart (Brady, 1984). Hydrolys kan ske under aeroba, anaeroba och anoxiska förhållanden (Davidsson et al., 2008) och det löst organiska kväve som blir tillgängligt vid hydrolys kan mineraliseras till ammonium. Mineralisering är högre i en anaerob miljö än i en aerob miljö (Pettersson och Boström, 1990) och processen kan beskrivas enligt:

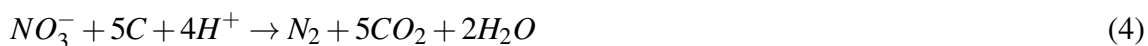


I en aktivslamanläggning kan cirka 10-30 % av det ammonium som kommer in tas upp naturligt av bakterierna (Tchobanoglous et al., 2003). Det ammonium som finns i avloppsvattnet omvandlas till nitrat genom nitrifikation och utförs av autotrofa nitrifierande bakterier som finns i aktivslammet (Cheremisinoff, 1995). Bakterierna oxiderar ammonium till nitrat vid tillgång av syre, där oxidationen av ammonium till nitrat sker i två steg, vilket kan beskrivas enligt (Carlsson och Hallin, 2010):



För att total oxidation av ammonium ska ske krävs en syrerik miljö i den zon där nitrifikation sker. Nitrifikationshastigheten ökar upp till syrehalter av 3-4 mg/l (Tchobanoglous et al., 2003) och syrehalten bör vara 2 mg/l för tillgodose tillräcklig nitrifikation (Olsson, 2004). Då nitrifikation sker vid tillgång av syre och denitrifikation i anoxiska miljöer delas aktivslamprocessen upp i luftade och oluftade zoner (Carlsson och Hallin, 2010).

Denitrifikationen utförs av heterotrofa bakterier, vilka använder sig av organiskt material som kolkälla och syret i nitratjonerna som oxidationsmedel till deras respiration. Denitrifikationsprocessen kan beskrivas enligt (Carlsson och Hallin, 2010):



Om det finns syre i denitrifikationsbassänger kommer denitrifikation ske autotroft istället, eftersom bakterierna föredrar att använda det lösta syret i vattnet då det kräver mindre energi för att användas som oxidationsmedel (Oh och Silverstein, 1999). Därav är det viktigt att miljön är anoxisk för denitrifierarna (Carlsson och Hallin, 2010). Lustgasutsläpp riskerar att ske vid ofullständig nitrifikation samt denitrifikation. Det är oönskat då det är en stark växthusgas (Kampschruer et al., 2009).

2.1.4 Kemisk rening

Målet med den kemiska reningen är att avskilja ämnen som fosfor från avloppsvatten genom flockbildning med hjälp av fällningskemikalier. Kemikalier tillsätts så att det bildas svårösliga föreningar (Tchobanoglous et al., 2014). Två vanliga typer av fällning är förfällning och efterfällning. Vid förfällning tillsätts kemikalier före den biologiska reningen. Då fås det ännu bättre avskiljning av suspenderad substans, organiskt material och fosfor i försedimenteringen. Vid efterfällning tillsätts fällningskemikalier efter den biologiska reningen. Efterfällning är vanligt om reningsverket använder sig av biofilmsprocesser då de är mer känsliga för kemikalier och om det är hårda krav på utgående halter av fosfor (Svenskt Vatten, 2010).

2.1.5 Slambehandling

För att behandla det kvarvarande organiska materialet i överskottsslammet och för att minska dess volymen för att göra det mer hanterbart behövs en slambehandling. Första steget är att förtjocka slammet, det vill säga minska vattenvolymen i slammet och därmed öka torrsbstanshalten, därefter sker rötning. Syftet med rötning är att stabilisera slammet genom att låta det brytas ned biologiskt under en längre tid vid anaeroba förhållande (Svenskt Vatten, 2010). För att optimera röttningsprocessen kan även temperatur och uppehållstiden i rötkammaren styras. Ungefär 50 % av det organiska materialet i slammet omvandlas till biogas vid rötning (Svenskt Vatten, 2010). För att minska volymen ytterligare efter rötning avvattnas slammet. Vattnet från slamavvattningen kallas för rejektvatten. Rejektvattnet innehåller hög koncentration av ammonium och behöver därav behandlas för att minska kväveutsläppen till recipienter. Därför är det vanligt att det återförs till aktivslamprocessen eller till inloppet för avloppsreningsverket (Stenström et al., 2017).

2.2 MEMBRANFILTRERING I AVLOPPSRENINGSVERK

Membran fungerar som filter med en viss porstorlek som klarar av att filtrera det biologiskt behandlade vattnet. Membranen implementeras som en del av aktivslamprocessen. Tillämpning av membranfiltrering ger två fördelar; hög kvalitet på utgående vatten och det tar upp liten yta. Att utgående vatten får hög kvalitet innebär att vatten blir fritt från suspenderad substans, låga utgående koncentrationer av organiskt material, låg halt av näringsämnen samt virus och bakterier filtreras bort (Brepols, 2011).

Membranfiltrering ersätter sedimentering och kräver mindre yta än konventionella sedimenteringsprocesser som behöver stora volymer, eftersom det tar tid för slammet att sjunka. Med membran kan man hålla en högre slamhalt i biosteget utan att riskera slamflykt. Då membranen är effektiva på att filtrera avloppsvatten gör det att reningsprocessen blir mycket mer kompakt. En typ av membran som är vanlig att använda i MBR är hollow fiber. Hollow fiber är ihåliga trådar där tryckskillnad gör att avloppsvatten filtreras genom utsidan av membranet och permeatet (det renade vattnet) flödas genom ihåligheten

(Brepols, 2011).

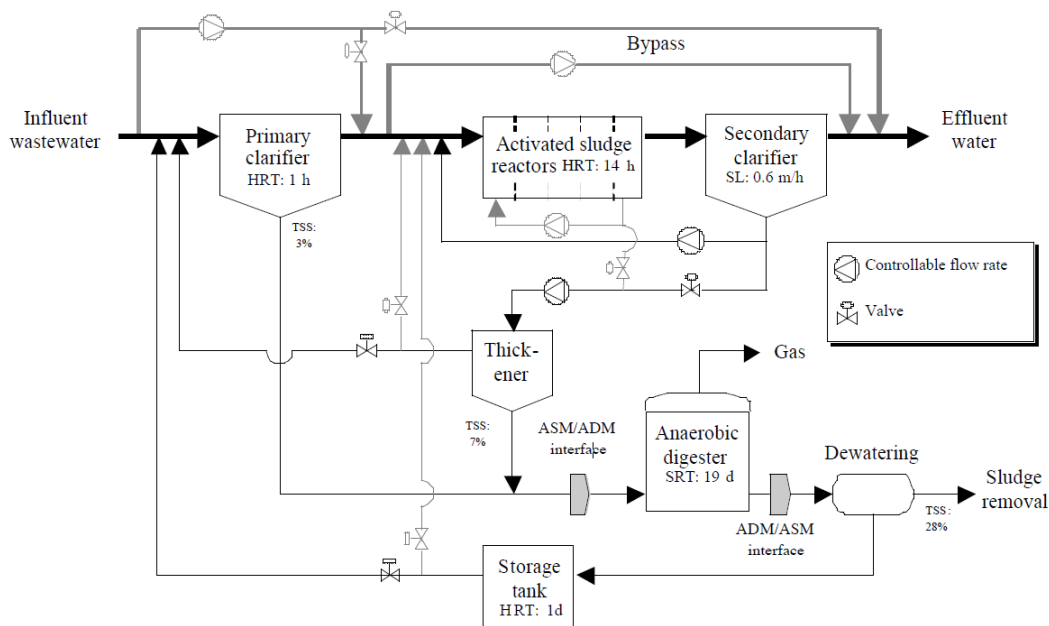
2.3 REGLERTEKNIK

Reglerteknik grundar sig på att styra processer med hjälp av regulatorer och mätbara signaler. I ett avloppsreningsverk finns det flera processer som behöver styras, så som koldoseringen vid efterdenitrifikation och luftningen i aeroba zoner. En vanlig styrstrategi som används i avloppsreningsverk är återkoppling. Då används utsignalen för att beräkna styrsignalen genom att jämföra utsignalen med det önskade börvärdet för systemet. Styrsignalen beräknas vanligtvis som skillnaden mellan utsignalen och börvärdet, även kallat reglerfelet (Carlsson och Hallin, 2010).

PID-regulatorn är den mest använda regulatorn för att beräkna styrsignalen. Den består av tre komponenter: en proportionell del (P), en integrerande del (I) och en deriverande del (D). Dessa går att kombinera tillsammans eller separat. För en P-regulator är styrsignalen proportionell mot reglerfelet. En nackdel med P-regulatorn är att den ej kan få reglerfelet till noll. Det kvarstående reglerfelet kan elimineras om man använder en PI-regulatorn. Den integrerande delen I summerar reglerfelet över tid. Det PI-regulatorn klarar av jämfört med en P-regulator är att den kan reglera styrsignalen så att utsignalen tillslut blir densamma som börvärdet. Om PI-regulatorn svarar för snabbt på en störning kan de ge upphov till regleringen blir svängig. Lösningen för att minska svängningen är att använda sig av en PID-regulator. D-delens egenskap är att den reglerar styrsignalen beroende på hur snabbt reglerfelet ändras. Med den deriverande delen kan utsignalen närma sig börvärde utan att regleringen blir för svängig. Dock om processen som skall styras påverkas mycket av mätbrus går det ej alltid att tillämpa en deriverande del (Carlsson och Hallin, 2010).

2.4 BENCHMARK SIMULATION MODEL NO. 2

Avloppsreningsverk är komplexa system att modellera då det finns många variabler som kan variera kraftigt, såsom inflödet till reningsverket och inkommande koncentration av ammonium. Benchmark simulation model no. 2 (BSM2) har utvecklats för att underlätta jämförelse mellan avloppsreningsverk vid implementering av regulatorer och utvärderingen av styrstrategier för olika processlösningar. Modellen simulerar rening av avloppsvatten i ett avloppsreningsverk med aktivslamprocess. BSM2 är en vidareutveckling av Benchmark Simulation model no 1 (BSM1). I BSM1 ingår det en aktivslamprocess med fördenitrifikation med för- och eftersedimentering. BSM2 har tillägget att det inkluderar slambehandling. BSM2 används i simuleringsplattformar som Fortran och Matlab[®] (Alex et al., 2008). I figur 1 visas processutformningen för avloppsreningsverket som modelleras i BSM2.



Figur 1: Processutformning av avloppsreningsverket i BSM2. Modellen inkluderar försedimentering, aktivslamprocess efterföljt av sedimentering. I slambehandling ingår det avvattning, anaerobisk rötning och avvattning av rötat slam (Alex et al., 2008).

2.4.1 Activated Sludge Model no. 1

I BSM2 beskrivs aktivslamprocessen av en matematisk modell kallad Activiated Sludge Model no.1 (ASM1). I ASM1 ingår det åtta processer som beskriver koloxidering, nitrifikation och denitrifikation. Processerna påverkar 13 stycken tillståndsvariabler, se tabell 1. Tillståndsvariablerna är de komponenter som beskriver avloppsvattens uppsättning av organiskt material mätt i COD och olika kvävefraktioner. Tillväxten för tillståndsvariablerna kan beskrivas av en första ordningens differentialekvation och baseras på monod kinetik. Tillståndsvariablerna uppdateras för varje tidssteg beroende på förändring av respektive processer som de ingår i (Jeppsson, 1996).

Tabell 1: Tillståndsvariabler för ASM1.

Definition	Variabel	Enhet
Löst inert organisk material	S_I	g COD/m^3
Lättillgängligt biologisk nedbrytbart substrat	S_S	g COD/m^3
Partikulärt inert organiskt material	X_I	g COD/m^3
Långsamt biologiskt nedbrytbart substrat	X_S	g COD/m^3
Aktiv heterotrof biomassa	$X_{B,H}$	g COD/m^3
Aktiv autotrof biomassa	$X_{B,A}$	g COD/m^3
Partikulär produkt vid nedbrytning av biomassa	X_P	g COD/m^3
Syrehalt	S_O	g $-COD/m^3$
Nitrit- och Nitratkväve	S_{NO}	g N/m^3
Ammoniak- och ammoniumkväve	S_{NH}	g N/m^3
Löst biologisk nedbrytbart organiskt kväve	S_{ND}	g N/m^3
Partikulärt biologisk nedbrytbart organiskt kväve	X_{ND}	g N/m^3
Alkalinitet	S_{ALK}	mol HCO_3^-/m^3

2.4.2 Syreöverföringsfunktion

Att reglera halten av löst syre i aeroba bassänger är svårt då processens dynamik är olinjär. Därav används $K_L a$ faktorn i modeller för att beskriva syreöverföringshastigheten till avloppsvattnet i aeroba bassänger (Carlsson, 2010). Koncentrationen av löst syre i en aerob bassäng beror av $K_L a$ enligt:

$$\frac{dy}{dt} = K_L a(u(t))(y_{sat} - y(t)) - R(t) + \frac{Q(t)}{V}(y_{in}(t) - y(t)) \quad (5)$$

$y(t)$ = koncentration av löst syre i bassängen [g/m^3]

$y_{in}(t)$ = koncentration syre i luftflödet [g/m^3]

y_{sat} = mättnadskoncentration för löst syre [g/m^3]

$Q(t)$ = flödet för avloppsvattnet [m^3/d]

V = volymen av den aeroba bassängen [m^3]

$K_L a$ = syreöverföringsfunktionen [$1/d$]

$u(t)$ = luftflödet från luftningssystemet [m^3/d]

$R(t)$ = respirationshastigheten (syreförbrukning av bakterier m.m.) [g/d]

Förutom luftflödet så påverkas $K_L a$ av andra faktorer som kompositionen av avloppsvattnet, temperatur och den aeroba bassängens design m.m. (Carlsson, 2010).

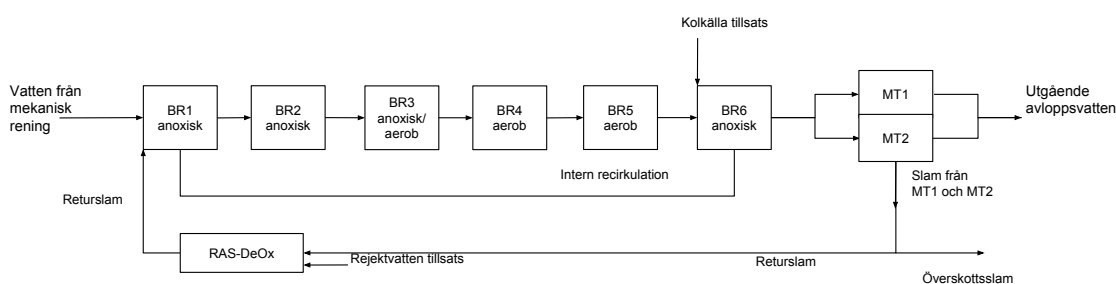
3 METOD

3.1 METOD: EXPERIMENTELL STUDIE

3.1.1 Processutformning av pilotlinje

Pilotanläggningen på Hammarby Sjöstadsværk är designad för att vara en kopia av det framtida Henriksdals reningsverk i skala 1:6700. Det inkommande avloppsvattnet till pilotanläggningen kommer från Danvikstunnel och är en av tre tunnlar in till Henriksdals reningsverk (Andersson et al., 2017).

Pilotanläggningen inleds med mekanisk rening i form av en 6 mm sil, därefter sker försedimentering och innan vattnet når den biologiska reningen filtreras det ytterligare genom en 0,6 mm sil. Därefter inleds den biologiska reningen i form av en aktivslamprocess. Först sker fördenitrifikation i de anoxiska bioreaktorerna, BR1 och BR2, följt av BR3 som är en flexzon vilket innebär att den kan användas både till nitrifikation och denitrifikation. Därefter kommer de aeroba bioreaktorerna, BR4 och BR5, där nitrifikation sker och den aktivslamprocessen avslutas med efterdenitrifikation i BR6 där även en kolkälla tillsätts. Från BR6 sker recirkulation för att säkerställa att majoriteten av nitraten omvandlas till kvävgas. Efter den biologiska reningen sker filtrering i membrantankar, MT1 och MT2. Från MT leds de två permeatflödena ihop till ett utflöde. Slammet från MT delas upp i retur- eller överskottsslam. Till returslammet ansluts rejektivattnet från slamavvattningen och bildar en RAS-DeOx zon. I RAS-DeOx-zonen sker endast omrörning och den har en volym på $2,7 \text{ m}^3$. För detta projekt producerades rejektivattnet inte ifrån pilotanläggningens egna slambehandling utan istället levererades rejektivattnet från Henriksdalsverkets slamavvattning i Sickla. Från RAS-DeOx-zonen leds returslammet till fördenitrifikationen (Andersson et al., 2017). En schematisk skiss över hur pilotanläggningen är utformad ses i figur 2.



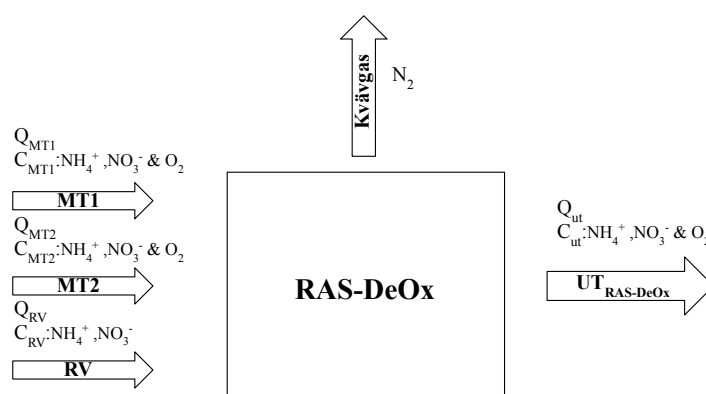
Figur 2: Schematisk skiss över processutformningen av pilotanläggningen.

Membranen som används i pilotanläggningen och som kommer användas på det framtida Henriksdalsverket är hollow fiber membran med en nominell porstorlek på $0,04 \mu\text{m}$. Membranen har en kontaktyta på $34,4 \text{ m}^2$ och i respektive membrantank sitter det tre stycken moduler ihop till en kassett. Luftningen i MT har två luftningsnivåer: Leap-Lo

och Leap-Hi. Där Leap-Lo är låg syretillförsel och Leap-Hi är hög syretillförsel. Valet mellan Leap-Lo och Leap-Hi sker automatiskt utifrån en algoritm baserad på filtreringsmotståndet genom membranet (Andersson et al., 2017).

3.1.2 Provtagning

För att utvärdera RAS-DeOx-zonen undersöktes massflöden av ammonium, nitrat och syre vid olika belastningar av ammonium från rejektivattnet och för olika luftningslägen i MT. Massflöden till RAS-DeOx-zonen är returslam från två MT och rejektivatten. Massflöden från RAS-DeOx-zonen består av utgående returslam och den kvävgas som bildats i zonen. Uttag av överskottsslam sker även från RAS-DeOx-zonen men har i sammanhanget försumrats då det utgör cirka 0,4-0,7 % av det totala utflödet (Andersson, 2019). I figur 3 illustreras inkommande och utgående massflöden för RAS-DeOx-zonen.



Figur 3: Massflöden in till RAS-DeOx zonen är massflödet från MT1, MT2 och rejektivattnet (RV i figuren). Massflöden ut ur zonen kommer från utgående returslam och utsläpp av kvävgas. Q är för flöde och C är för koncentration. .

För det nuvarande Henrikdalsverket är ammoniumbelastningen från rejektivattnet cirka 10 % av inkommande ammoniumbelastning (Laurell, 2019). Detta användes som riktlinje för hur mycket ammonium som zonen kan förväntas belastas med. För att utvärdera zonen nitrifikationskapacitet testades 5, 10 och 15 % ammoniumbelastning från rejektivattnet. Belastningen av rejektivattnet beräknades utifrån ett årsmedelvärde för inkommande koncentration av ammoniumkväve och medelflöde till pilotanläggningen, se bilaga A.1.

Luftningen i MT ändrades mellan Leap-Lo och Leap-Hi för respektive belastning från rejektivattnet. Detta gav totalt 6 st provtagningsomgångar. I tabell 2 summeras ammoniumbelastning från rejektivattnet och luftningen i MT för respektive provtagningsomgång.

Tabell 2: De olika provtagningsomgångarna för ammoniumbelastningen från rejektvatt-net och luftningsläget i MT. Beteckningen anger rejektbelastning som procent av inkom-mande belastning (5, 10 respektive 15 %), och läge för luftning av membranen (låg/hög). RV står för rejektvatten.

Provtagningsomgång	Beteckning	Ammoniumbelastning från RV [kg NH ₄ -N/d]	Luftning i MT
1	5%RV,låg	0,14	Leap-Lo
2	5%RV,hög	0,14	Leap-Hi
3	10%RV,låg	0,29	Leap-Lo
4	10%RV,hög	0,29	Leap-Hi
5	15%RV,låg	0,43	Leap-Lo
6	15%RV,hög	0,43	Leap-Hi

Rejektvattnet förvarades i en tank på cirka 5 m³. Då tankens volym inte räckte till för alla provomgångar mättes ammoniumhalten i samband med varje leverans av nytt rejektvatten. Flödet av rejektvatten till RAS-DeOx-zonen justerades utifrån aktuell halt för att få önskad ammoniumbelastning. För att uppnå de beräknade ammoniumbelastningarna ändrades flödet på rejektvatten från tanken genom att manuellt ställa in pumpen för rejektvattnet.

För att beräkna massflödena in och ut ur RAS-DeOx-zonen för ammonium, nitrat och syre togs det prover i totalt fyra provpunkter: returslam från MT1 och MT2, rejektvattnets inflöde av rejektvatten och utgående returslam. Det genomfördes tre stycken provtagningar per provtagningsomgång, för prover tagna i MT1, MT2 och utgående returslam RAS-DeOx. Proverna togs vid följande tider: t1=09:00, t2=11:30 och t3=14:00. För provtagningen av rejektvattnet togs ett stickprov vid varje ny leverans av rejektvatten. Totalt analyserades tre stycken leveranser av rejektvatten. Första leveransen användes till provtagningsomgång 1 och 2, den andra till provtagningsomgång 3 och 4, den sista leveransen till omgång 5 och 6.

Alla analyser genomfördes på laboratoriet vid Hammarby Sjöstadswerk. För analyser av COD-, nitrat-, totalkväve- och ammoniumhalter genomfördes WTW-kyvettester. Det är en fotometrisk undersökningsmetod där en viss mängd av provet tillsätts i en kyvett med reagenser som sedan avläses i en fotometer.

Följande antaganden gjordes för den experimentella studien av RAS-DeOx:

- Syrehalt i rejektvattnet är noll
- Halt av nitrit har antagits vara försumbar
- Koncentration och flöde av rejektvatten är konstant

3.1.3 Beräkningar

För beräkningarna antogs att allt ammonium som reducerats i zonen ha omvandlats till nitrat och allt nitrat som reducerats omvandlats till kvävgas. Det togs ingen hänsyn till bildandet av ammonium från mineraliserat organiskt kväve. Massflöden in till RAS-DeOx-zonen för ammonium, nitrat och syre beräknades enligt:

$$M_{in} = Q_{MT1} \cdot C_{MT1} + Q_{MT2} \cdot C_{MT2} + Q_{RV} \cdot C_{RV} \quad (6)$$

M_{in} = massflödet in till RAS-DeOx [g/h]

Q_{MT1} = flöde från membrantank 1 [m³/h]

Q_{MT2} = flöde från membrantank 2 [m³/h]

Q_{RV} = flöde från rejektvattentank [m³/h]

C_{MT1} = koncentration membrantank 1 [mg/l]

C_{MT2} = koncentration membrantank 2 [mg/l]

C_{RV} = koncentration rejektvatten [mg/l]

Massflödet ut ur RAS-DeOx beräknades enligt:

$$M_{ut} = Q_{RAS-DeOx} \cdot C_{RAS-DeOx} \quad (7)$$

M_{ut} = massflödet ut ur RAS-DeOx [g/h]

$Q_{RAS-DeOx}$ = flöde ut ur RAS-DeOx [m³/h]

$C_{RAS-DeOx}$ = koncentration ut ur RAS-DeOx [mg/l]

För att uppskatta hur mycket av syret i returslammet från MT som reducerades i zonen beräknades massflödesreduktionen av syre i RAS-DeOx-zonen för varje provtagnings-tillfälle enligt:

$$R_{O_2} = \left(1 - \frac{M_{O_2,ut}}{M_{O_2,in}}\right) \cdot 100 \quad (8)$$

R_{O_2} = reduktion av syre i RAS-DeOx [%]

För att uppskatta hur mycket ammonium som nitrifierades i RAS-DeOx-zonen beräknades massflödesreduktionen av ammonium i RAS-DeOx-zonen enligt:

$$R_{NH_4^+} = \left(1 - \frac{M_{NH_4^+,ut}}{M_{NH_4^+,in}}\right) \cdot 100 \quad (9)$$

$R_{NH_4^+}$ = reduktion av ammonium i RAS-DeOx [%]

För att studera variationen i hur mycket ammonium som nitrifierats i RAS-DeOx-zonen jämfördes mängden ammonium som nitrifierats i zonen för respektive provtagnings-tillfälle. Detta jämfördes också med belastning av ammonium från rejektvattnet och mass-

flödet av ammonium in till RAS-DeOx-zonen i förhållanden till syrehalterna in och ut ur zonen för respektive provtagningstillfälle. Mängden nitrifierat ammonium (M_{nitr}) beräknades enligt:

$$M_{\text{nitr}} = M_{NH_4^+, \text{in}} - M_{NH_4^+, \text{ut}} \quad (10)$$

M_{nitr} = massflödet av nitrifierat ammonium i RAS-DeOx-zonen [g/h]

Beräkningen för massflödesreduktionen av nitrat i RAS-DeOx inkluderade även massflödet för det ammonium som nitrifierats i RAS-DeOx-zonen och beräknades därmed enligt:

$$R_{NO_3^-} = \left(1 - \frac{M_{NO_3^-, \text{ut}}}{M_{NO_3^-, \text{in}} + M_{\text{nitr}}}\right) \cdot 100 \quad (11)$$

$R_{NO_3^-}$ = reduktion av nitrat i RAS-DeOx [%]

För att utvärdera denitrifikationen i RAS-DeOx-zonen jämfördes hur mycket nitrat som denitrifierats i zonen för varje provtagningstillfälle. Detta jämfördes med massflödet av nitrat in till RAS-DeOx-zonen, samt med totala massflödet av nitrat i zonen för respektive provtagningstillfälle. Det totala massflödet inkluderar både massflödet av nitrat in till zonen och det ammonium som nitrifierats i zonen. Mängden nitrat som denitrifierats (M_{denitr}) beräknades enligt:

$$M_{\text{denitr}} = M_{\text{nitr}} + M_{NO_3^-, \text{in}} - M_{NO_3^-, \text{ut}} \quad (12)$$

Flöden och syrehalter för provpunkterna erhöles som 5 minuters medelvärden från pilotanläggningens styrsystem. Flöden och syrehalter som redovisas i denna rapport är kvartsmedelvärden från då proverna togs. Flödet in och ut ur RAS-DeOx-zonen för varje provtagningstillfälle finns i bilaga A.2. All data för samtliga provtagningssomgångar finns i bilaga A.3. I bilaga A.4 summeras pH, temperatur, ammonium i BR5 (som kan antas vara samma som in till MT), ammonium i RAS-DeOx och uppehållstiden för RAS-DeOx-zonen vid varje provtagningstillfälle. Detta för att se hur förhållanden mellan provtagningarna varierat. Alla beräknade procentuella massflödesreduktioner för ammonium, nitrat och syre är presenterade i bilaga A.6.

3.2 METOD: SIMULERINGSSTUDIE

3.2.1 Pilotmodellen

Modellen av pilotanläggningen som användes är implementerad i Matlab[®] Simulink och baseras på BSM2. Modellen är anpassad för att efterlikna pilotanläggningens processutformning (se figur 2) och sedimenteringsbassängerna i BSM2 är ersatta av en delmodell där membranens funktion modellerades som en förtjockare med 100 % avskiljning av suspenderat material. Aktivslamprocessen är beskriven av ASM1 (Jeppsson, 1996) och modellen är kalibrerad utifrån dataunderlag från år 2013 och 2014. Även indata var från samma period. Data sparades varje kvart (0,0104 d) och simuleringstiden var 202 dagar. I modellen ingick ingen slambehandling utan rejektvattnets uppsättning var satt till konstanta värden utifrån dataunderlag. För detta projekt nollställdes nitrathalten i rejektvattnet för att säkerställa att den hölls på låg nivå. Utgående nitrathalt från pilotanläggningen styrdes mot ett börvärde på 4 mg NO₃-N/l. För varje simulering gjordes en jämviktssimulering med konstanta värden till modellen på 200 dagar vilket tillåter jämvikt för reningsprocessen i modellen. Från jämviktssimulering hämtades slutvärdena efter 200 dagar, som blev startvärden för simulering med dynamisk indata.

3.2.2 Genomförande av processimuleringar

För att utvärdera RAS-DeOx-zonen valdes att ha liknande upplägg som i den experimentella studien, dvs. belasta zonen med olika mängd ammonium vid olika luftningslägen i MT. Ammoniumbelastningen från rejektvatten anpassades i modellen till att också uppnå 5, 10 och 15 % av inkommande belastning genom att anpassa flödet för rejektvattnet så att ammoniumbelastning i medel för en simuleringsperiod uppnådde önskad belastning av inkommande avloppsvatten. Data utvärderades mellan dag 10 och 200 för att tillåta en initieringsfas efter jämviktssimuleringen, vilket resulterade i en simuleringsperiod på 190 dagar. Uppehållstiden i RAS-DeOx-zonen var cirka 11 min. I modellen varierades luftning i membranen genom att ändra på K_{La} -värdet för luftningen i MT. Det utfördes processimulering för tre K_{La} -värden i MT. K_{La} -värdena för MT valdes så att syrehalten in till RAS-DeOx blev lika de erhållna värdena från den experimentella studien och för eventuella skillnader i omfattningen av nitrifikation samt denitrifikation i zonen. I tabell 3 presenteras luftningsnivåerna för respektive processimulering vid de olika belastningarna från rejektvattnet.

Tabell 3: Luftningsnivåer samt motsvarande K_La -värden för membrantankarna i modellen, medelvärden av syrehalten in till RAS-DeOx för en simuleringsperiod och medelbelastningen av ammonium från rejecktvattnet för 5, 10 och 15 % belastningen av inkommande belastningen för en simuleringsperiod.

Luftningsnivå	K_La_{MBR}	$C_{O_2,in}$ [mg/l]	Belastning från RV [kg NH_4-N/d]
L1	100	0,7	0,11, 0,22, 0,33
L2	200	2,5	0,11, 0,22, 0,33
L3	800	5,5	0,11, 0,22, 0,33

I tabell 4 listas de tillståndsvariabler från ASM1-modellen som valdes att studera i simuleringsstudien. De ansågs relevanta att studera i mer detalj för att undersöka nitrifikationen, denitrifikationen och syreförbrukningen i zonen. S_{ND} antogs fullständigt mineraliseras till S_{NH} . Alkaliniteten (bufferförmåga mot pH-sänkning) studerades för att se om den påverkades av nitrifikation och denitrifikationen i zonen. Vid nitrifikation frigörs två vätejoner som sänker pH-värdet medan det vid denitrifikation används vätejoner som motverkar en pH-sänkning (Svenskt Vatten, 2013). Övriga tillståndsvariabler undersöktes också i början av projektet men deras påverkan ansågs försumbara.

Tabell 4: De undersökta tillståndsvariablerna i ASM1-modellen.

Variabel	Definition	Enhet
S_S	Lättillgängligt biologisk nedbrytbart substrat	g COD/m^3
S_O	Syrehalt	g $-COD/m^3$
S_{NO}	Nitrit- och Nitratkväve	g N/m^3
S_{NH}	Ammoniak- och ammoniumkväve	g N/m^3
S_{ND}	Löst biologisk nedbrytbart organiskt kväve	g N/m^3
S_{ALK}	Alkalinitet	mol HCO_3^-/m^3

Utifrån de erhållna processimuleringarna skapades grafer för koncentration in och ut ur RAS-DeOx för att studera de undersökta tillståndsvariabler. Utifrån dessa erhöles även simuleringsdata för samtliga processimuleringar vilket innefattade medelmassflöden för in och ut ur zonen, skillnaden mellan utgående och inkommande medelmassflöden ($\Delta \bar{M}_{ut-in}$) och förändringen i procent för varje undersökt tillståndsvariabel ($\Delta_{\bar{M}}$). Medelmassflödet beräknades in och ut ur RAS-DeOx för en simuleringsperiod flödesproportionerligt enligt:

$$\bar{M} = \frac{\sum_{t_{start}}^{t_{slut}} Q(t) \cdot C(t) \cdot \Delta t}{t_{slut} - t_{start}} \quad (13)$$

\bar{M} =Medelmassflödet för in eller ut ur RAS-DeOx-zonen för en simuleringsperiod [kg/d]

Den procentuella förändringen för de undersökta tillståndsvariabler beräknades enligt:

$$\Delta_{\bar{M}} = \left(\frac{\bar{M}_{ut} - \bar{M}_{in}}{\bar{M}_{in}} \right) \cdot 100 \quad (14)$$

$\Delta_{\bar{M}}$ = förändringen för undersökt tillståndsvariabel i RAS-DeOx [%]

Om $\Delta_{\bar{M}}$ blev positiv skedde en ökning av massflödet ut ur RAS-DeOx medans om $\Delta_{\bar{M}}$ blev negativ skedde en minskning.

Därefter beräknades procentuell massflödesreduktionen ammonium, nitrat och syre i RAS-DeOx-zonen. Reduktionen av syre beräknades utifrån medelmassflödet för en simuleringsperiod enligt:

$$\bar{R}_{O_2} = \left(1 - \frac{\bar{M}_{S_{O_2},ut}}{\bar{M}_{S_{O_2},in}} \right) \cdot 100 \quad (15)$$

\bar{R}_{O_2} = reduktion av syre i RAS-DeOx [%]

För den procentuella reduktionen av ammonium i RAS-DeOx-zonen togs även hänsyn till interna medelmassflödet av organiskt kväve som mineraliserats i zonen. Det interna medelmassflödet av organiskt kväve som mineraliserats (\bar{M}_{min}) i zonen beräknades enligt:

$$\bar{M}_{min} = \bar{M}_{S_{ND},in} - \bar{M}_{S_{ND},ut} \quad (16)$$

Reduktionen av ammonium för en simuleringsperiod beräknades då enligt:

$$\bar{R}_{NH_4^+} = \left(1 - \frac{\bar{M}_{S_{NH_4^+},ut}}{\bar{M}_{S_{NH_4^+},in} + \bar{M}_{min}} \right) \cdot 100 \quad (17)$$

$\bar{R}_{NH_4^+}$ = reduktion av ammonium i RAS-DeOx [%]

För den procentuella reduktionen av nitrat i RAS-DeOx-zonen togs det även hänsyn till det interna massflödet för nitrifierat ammonium. Medelmassflödet för allt ammonium som nitrifierats i zonen (\bar{M}_{nitr}) för en simuleringsperiod och beräknades enligt:

$$\bar{M}_{nitr} = \bar{M}_{min} + \bar{M}_{S_{NH_4^+},in} - \bar{M}_{S_{NH_4^+},ut} \quad (18)$$

Reduktion av nitrat för en simuleringsperiod beräknades då enligt:

$$\bar{R}_{NO_3^-} = \left(1 - \frac{\bar{M}_{S_{NO_3^-},ut}}{\bar{M}_{S_{NO_3^-},in} + \bar{M}_{nitr}} \right) \cdot 100 \quad (19)$$

$\bar{R}_{NO_3^-}$ = reduktion av nitrat i RAS-DeOx [%]

Medelmassflödet för nitrat som denitrifierats i zonen (\overline{M}_{denitr}) för en simuleringsperiod beräknades enligt:

$$\overline{M}_{denitr} = \overline{M}_{nitr} + \overline{M}_{S_{NO},in} - \overline{M}_{S_{NO},ut} \quad (20)$$

Det jämfördes också hur mycket ammonium som nitrifierats i RAS-DeOx-zonen med belastning av ammonium från rejektvattnet samt det totala massflödet av ammonium i RAS-DeOx-zonen (massflöde av ammonium in till zonen samt mineralisering av organiskt kväve (\overline{M}_{min})) för att få en uppfattning av zonen nitrifikationskapacitet. Även mängden nitrat som denitrifierades i RAS-DeOx-zonen jämfördes med massflödet av nitrat in till zonen samt det totala massflödet av nitrat i RAS-DeOx-zonen (massflöde av nitrat in samt det ammonium som nitrifierades i zonen (\overline{M}_{nitr})) för att få en uppfattning av omfattningen av denitrifikationen i zonen.

3.2.3 Utvärdering av styrstrategier

Studie 1 - Styr luftning i RAS-DeOx

I Studie 1 utvärderades om det var gynnsamt för pilotanläggningen att zonen luftas vid hög ammoniumbelastning från rejektvattnet och låg luftning i MT. Ammoniumbelastningen från rejektvattnet på RAS-DeOx-zonen var 20 % av inkommande ammoniumbelastning och luftningen i MT var inställd på luftningsnivå 1 ($K_L a_{MBR}=100$). Vid utvärderingen jämfördes ett basfall då RAS-DeOx var oluftad (ordinarie inställning för RAS-DeOx) med då zonen luftades mot önskat börvärde på syrehalt, vilket styrdes med hjälp av en PI-regulator. Regulatorn återkopplades mot utgående syrehalt från RAS-DeOx och styrdes mot ett börvärde på 1 mg/l. I tabell 5 summeras processimuleringsinställningar för basfallet och för styrd luftning i RAS-DeOx-zonen.

Tabell 5: Processimuleringsinställningar för Studie 1.

Scenario	Luftning MT [$K_L a$]	Belastning RV [%]	Luftning i RD
Basfall	100	20	Oluftad
Styr luftning	100	20	Luftad

För att bedöma om det var fördelaktigt att lufta i RAS-DeOx utvärderades pilotanläggningens reningsprocess genom att jämföra utgående medelkoncentrationen för ammonium och nitrat, totalkvävereduktionen, den totala summan av $K_L a$ -förbrukningen som motsvarar luftningen i pilotanläggningen och koldosering mät i kg COD för en hel simuleringsperiod mellan dag 10 och 200.

Även grafer för koncentrationen av S_{NH} , S_{NO} , S_{ND} , S_S , S_O och S_{ALK} studerades in och ut ur RAS-DeOx-zonen för att se vad luftningen i RAS-DeOx-zonen hade för effekt.

Studie 2 - Jämförelse av styrt returflöde mot konstant returflöde

I Studie 2 utvärderades effekten på reningsprocessen i pilotanläggningen vid olika returflöden. Styrstrategin som utvärderades var att variera returflödet (Q_r) beroende på det inkommande flödet och jämföra det med olika konstanta returflöden. Olika höga returflöden kan påverka pilotanläggningens reningsprocess då uppehållstiden i RAS-DeOx-zonen ändras. Det styrda returflödet var proportionerligt mot inkommande flöde enligt $Q_r(t)=5 \cdot Q_{in}(t)$. $Q_{in}(t)$ är tidsberoende inflöde till pilotanläggningen. De konstanta returflöden utgick ifrån medelflödet in till pilotanläggningen (Q_{in_medel}) på 67,2 m³/d. I tabell 6 summeras de testade returflödena och processimuleringsinställningarna. Pilotanläggningens reningsprocess utvärderades som i Studie 1.

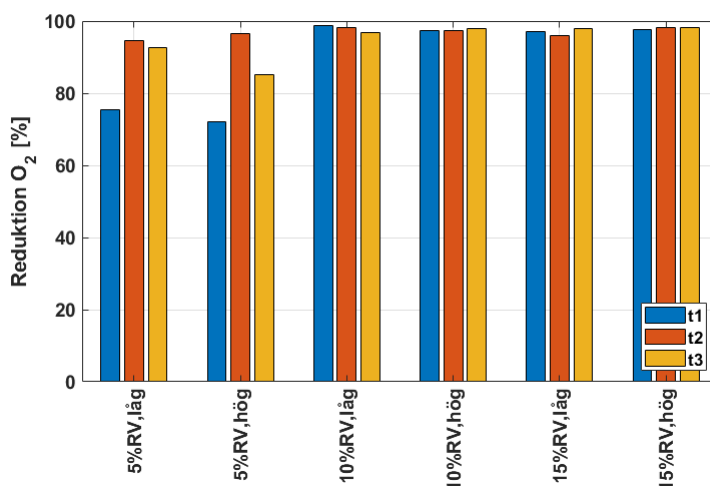
Tabell 6: Returflöden och processimuleringsinställningar för Studie 2.

Q_r	Luftning MT [$K_L a$]	Belastning RV [%]	Q_{in_medel} [m ³ /d]
$5 \cdot Q_{in}(t)$	200	10	
$5 \cdot Q_{in_medel}$	200	10	67,2
$4 \cdot Q_{in_medel}$	200	10	67,2
$2 \cdot Q_{in_medel}$	200	10	67,2

4 RESULTAT

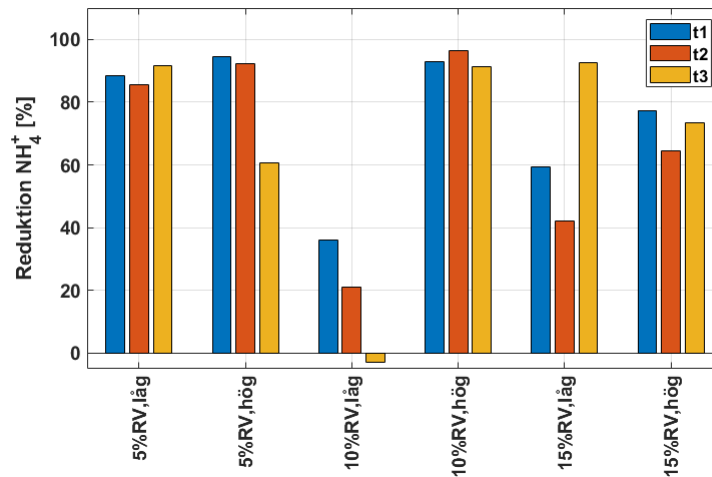
4.1 RESULTAT: EXPERIMENTELL STUDIE

Den procentuella reduktionen av syre i RAS-DeOx-zonen var generellt hög för alla ammoniumbelastningarna oavsett luftningsnivå i MT, se figur 4. Reduktionen av syre var cirka 97 % vid de högre belastningarna jämfört med 5 % belastning då reduktionen i medel var cirka 85 % för båda luftningsnivåerna. För t1 vid både hög (5%RV,hög) och låg luftning (5%RV,låg) samt t3 för hög luftning (5%RV,hög) då det var 5 % belastning från rejektvattnet noterades de lägsta procentuella reduktionerna av syre.



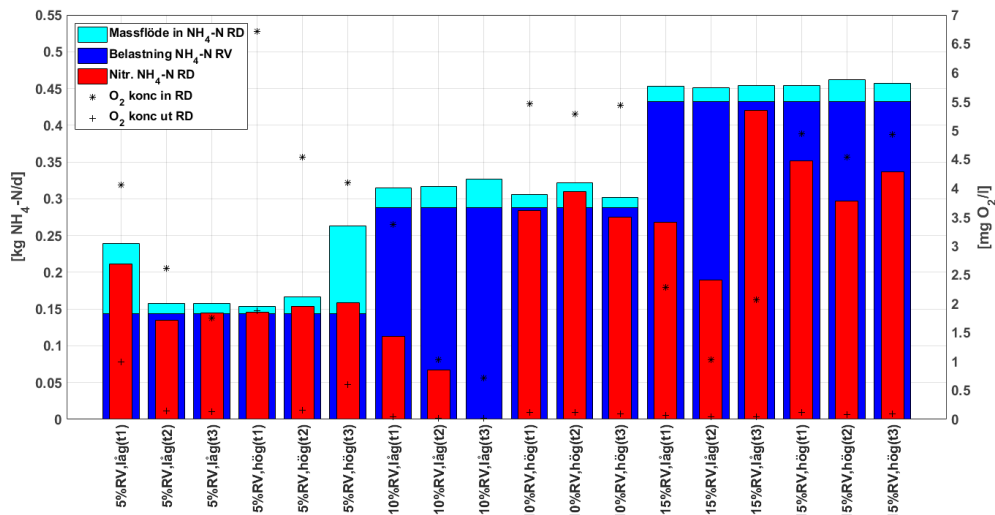
Figur 4: Reduktionen av syre i RAS-DeOx-zonen vid samtliga provtagningsstillfällen.

Ammoniumet reducerades i medel med 89 % vid den låga luftningen och 82 % vid den höga för provtagningsomgångar med 5 % belastning från rejektvattnet, se figur 5. När belastning från rejektvatten var 10 % reducerades ammonium med 18 % i medel vid den låga luftningen vilket var en betydligt lägre reduktion jämfört med den höga luftningen på 93 %. Då belastningen från rejektvattnet var 15 % var medelreduktionen av ammonium 70 % för de båda luftningsnivåerna i MT. Att notera för t3 vid 10 % belastning och låg luftning (10%RV,låg) blev reduktionen negativ då massflödet av ammonium ökade ut ur zonen, se Bilaga A.5. Vid t3 för 5 % belastning och t3 vid 15 % belastning från rejektvattnet var den procentuella reduktionen av ammonium högre vid låg luftning jämfört med den högre luftningen i MT.



Figur 5: Reduktionen av ammonium i RAS-DeOx-zonen vid samtliga provtagningstillfällen.

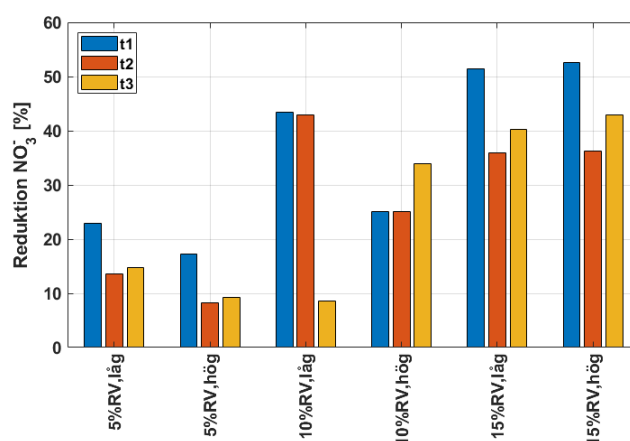
Vid 5 % belastning från rejektivattnet nitrifierades majoriteten av allt ammonium från rejektivatten för båda luftningsnivåerna, se figur 6. Vid 10 % belastning av rejektivatten och låg luftning nitrifierades betydligt mindre ammonium jämfört med hög luftning. För 15 % belastning nitrifierades mer ammonium i zonen vid hög luftning för t1 och t2 jämfört med vid låg luftning. Vid t3 nitrifierades mer ammonium vid låg luftning än hög luftning i MT.



Figur 6: Mängden nitrifierat ammonium i RAS-DeOx-zonen (förkortat RD i figur) för samtliga provtagningstillfällen. I förhållande till det totala massflödet av ammonium in till zonen, ammoniumbelastningen från rejektivattnet (RV) samt syrekoncentrationen in och ut ur zonen.

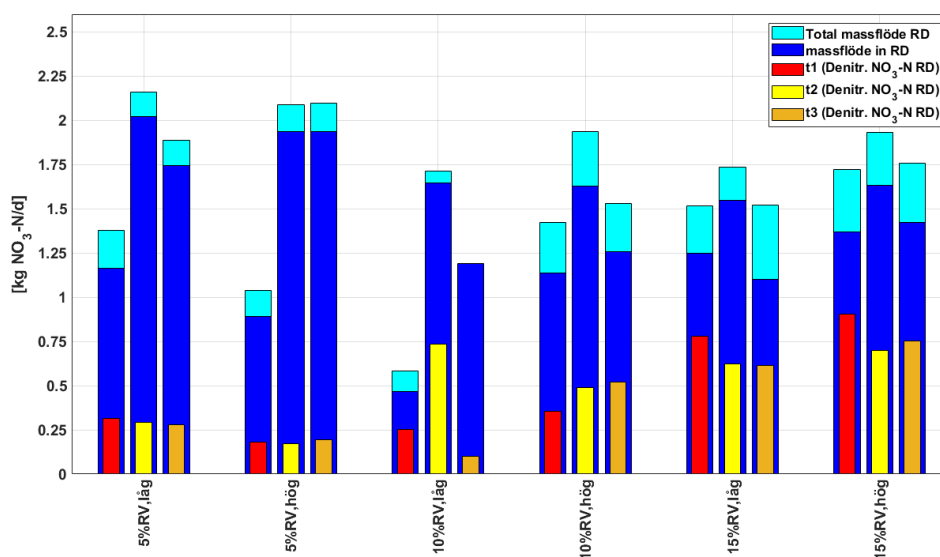
Reduktionen av nitrat var låg för provtagningssamlingar med 5 % belastning från rejektiv-

vattnet, se figur 7. Nitrat reducerades med cirka 12 % i medel för den höga luftningen och cirka 17 % vid den låga luftningen. När belastning från rejektivatten var 10 % reducerades nitrat i medel med cirka 32 % vid den låga luftningen vilket var en större reduktion jämfört vid den höga luftningen med en medelreduktion på cirka 28 %. När belastningen från rejektivattnet var 5 % och 10 % blev reduktionen av nitrat högre vid den låga luftningsnivåerna i MT jämfört med de högre luftningsnivåerna. Medelreduktionen av nitrat för provtagningstillfällena vid 15 % belastning från rejektivattnet var cirka 43 % för båda luftningsnivåerna i MT.



Figur 7: Reduktionen av nitrat i RAS-DeOx-zonen vid samtliga provtagningstillfällen.

För 5 % belastning från rejektivattnet denitrifierades mer nitrat vid låg luftning än den högre luftningen i MT för samtliga provtagningar, se figur 8. För 10 % belastning från rejektivattnet och låg luftning i MT denitrifierades endast mer nitrat vid t2 jämfört med den höga luftningen i MT. För 15 % belastning ökade denitrifikationen i zonen vid hög luftning jämfört med låg luftning då mängden nitrat som denitrifierades ökade, dock marginellt.



Figur 8: Denitrifierat nitrat i RAS-DeOx (förkortat RD i figur) i jämförelse med massflöde in till zonen samt det totala massflödet av nitrat för samtliga provtagningsstillfällen vid hög och låg luftningsnivå i MT.

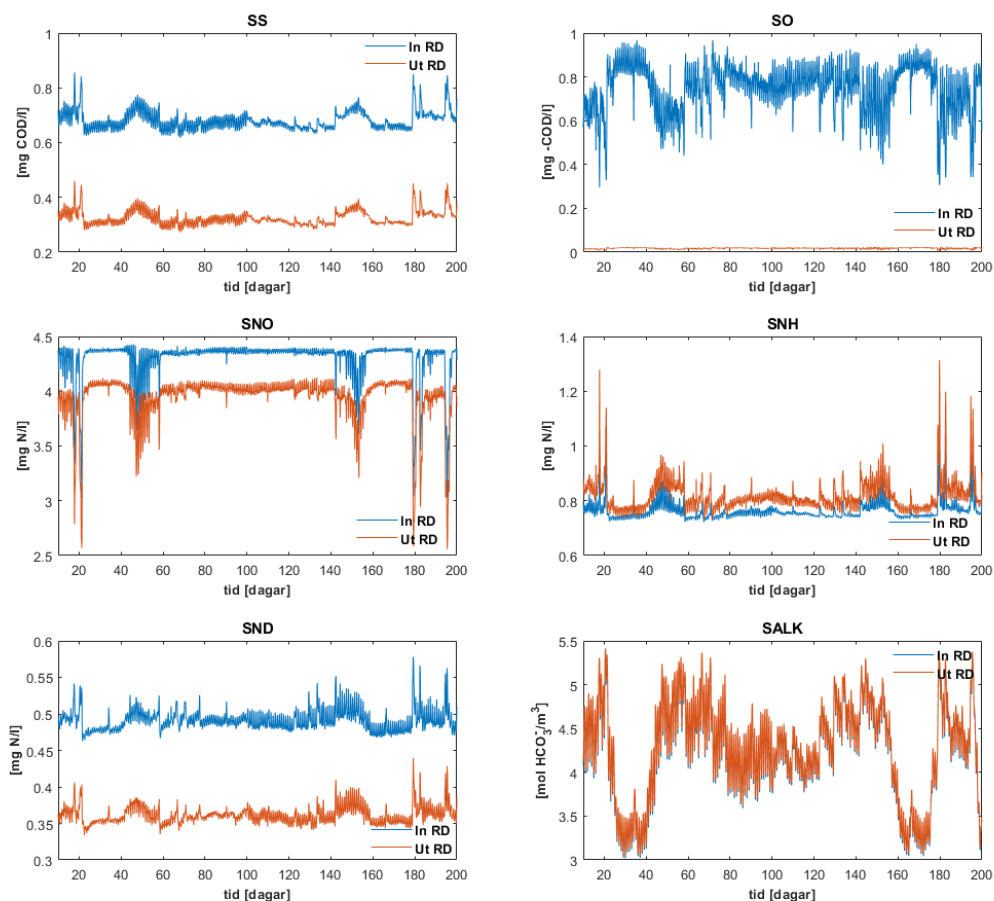
4.2 RESULTAT: SIMULERINGSSTUDIE

4.2.1 Resultat vid 10 % ammoniumbelastning

I detta avsnitt presenteras resultaten då belastning från rejecktvattnet var 10 % för de tre olika luftningsnivåerna av MT. De erhållna resultaten för koncentrationer in och ut ur RAS-DeOx samt datan för medelmassflöden för de undersökta tillståndsvariablerna vid 5 % ammoniumbelastning finns i bilaga B.1 och 15 % ammoniumbelastning i bilaga B.2. Anledningen till att endast graferna för koncentrationerna in och ut ur RAS-DeOx och datan för medelmassflöden vid 10 % ammoniumbelastning är presenterade är för att resultaten för de undersökta tillståndsvariablerna följde samma trend för om koncentrationen ut ur RAS-DeOx-zonen minskade eller ökade oavsett ammoniumbelastning från rejecktvattnet. I avsnitt 4.2.2 sammanställs resultaten för samtliga processimuleringar.

För luftningsnivå 1 visade resultaten från processimuleringen att koncentrationen för S_S , S_O , S_{NO} och S_{ND} minskade ut ur RAS-DeOx-zonen, se figur 9. S_{ALK} varierade men koncentrationen var nästintill oförändrad genom RAS-DeOx-zonen (medelkoncentrationen var 4,2 mg/l). Medelkoncentrationen för S_S för en simuleringsperiod minskade från 0,68 till 0,32 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{NH} ökade ut ur RAS-DeOx-zonen till 0,82 från 0,76 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{NO} minskade från 4,3 till 3,95 mg/l. Medelkoncentrationen för S_O minskade från 0,74 till 0,02 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{ND} in till zonen minskade från 0,49 till 0,36 mg/l. Organiskt material förbrukades av mikroorganismer och denitrifierarna i zonen då S_S koncentration minskade i zonen. S_O förbrukades snabbt i zonen då syrehalter ut ur RAS-DeOx var nära noll. Detta gynnade denitrifikation-

en i zonen därav minskade S_{NO} . Koncentrationen av S_{NH} ökade ut ur zonen för att mer organiskt kväve mineraliserades till ammonium än vad ammonium nitrifierades till nitrat.



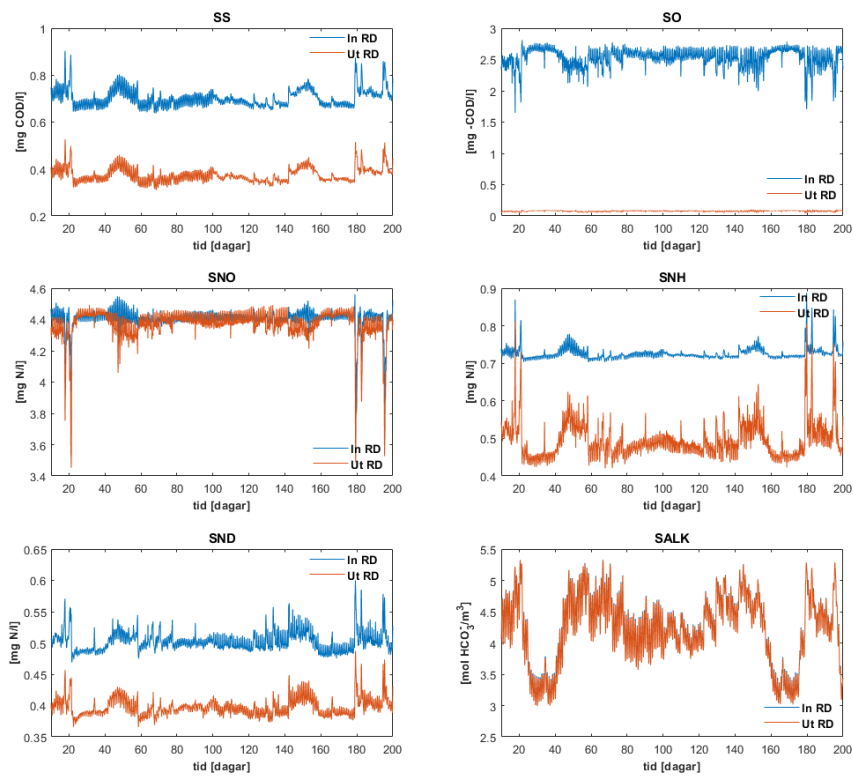
Figur 9: Koncentration in och ut ur RAS-DeOx-zonen för de undersökta tillståndsvariablerna för en simuleringsperiod. Belastningen från rejecktvattnet var 10 % och luftningen i MT var inställda på L1.

I tabell 7 presenteras simuleringsdatan för en simuleringsperiod för de undersökta tillståndsvariablerna vid luftningsnivå 1. Liknande resultat erhöles som för koncentrationsgraferna. Resultaten visar att medelmassflödet för S_S och S_O minskade mest, 52 % samt 98 %. Medelmassflödet för S_{NH} ökade ut ur zonen samtidigt som medelmassflödet för S_{ND} och S_{NO} minskade. För S_{ALK} ökade medelmassflödet marginellt.

Tabell 7: Medelmassflöde in och ut ur RAS-DeOx för en simuleringsperiod samt skillnaden mellan medelmassflödet in och ut ur zonen och förändringen i procent för de undersökta tillståndsvariablerna för L1 i MT och 10 % belastning från rejektivattnet.

Tillståndsvariabel	\bar{M}_{in} [kg/d]	\bar{M}_{ut} [kg/d]	$\Delta\bar{M}_{ut-in}$ [kg/d]	$\Delta\bar{M}$ [%]
S _S	0,23	0,11	-0,12	-52
S _O	0,25	0,01	-0,24	-98
S _{NO}	1,44	1,32	-0,12	-8
S _{NH}	0,25	0,27	0,02	7
S _{ND}	0,16	0,12	-0,04	-26
S _{ALK}	1,42	1,43	0,01	0,7

För luftningsnivå 2 visade resultaten från processimuleringen att koncentrationen för S_S, S_O, S_{NH} och S_{ND} minskade ut ur RAS-DeOx-zonen, se figur 10. Koncentrationen av S_{NO} var ibland lägre ut ur RAS-DeOx dock var koncentrationen mesta dels oförändrad. S_{ALK} koncentrationen varierade men skillnaden mellan in och ut var marginell (medelkoncentrationen var 4,2 mg/l). Medelkoncentrationen för S_S minskade från 0,7 till 0,37 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{NH} in till RAS-DeOx-zonen var 0,72 mg/l och ut ur zonen var 0,49 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{NO} minskade från 4,41 till 4,37 mg/l. Medelkoncentrationen för S_O minskade från 2,53 till 0,07 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{ND} in till zonen minskade från 0,5 till 0,4 mg/l. En ökning av luftningen minskade denitrifikationen och ökade nitrifikationen i zonen.



Figur 10: Koncentration in och ut ur RAS-DeOx-zonen för de undersökta tillståndsvariablerna för en simuleringsperiod. Belastningen från rejektivattnet var 10 % och luftningen i MT var inställda på L2.

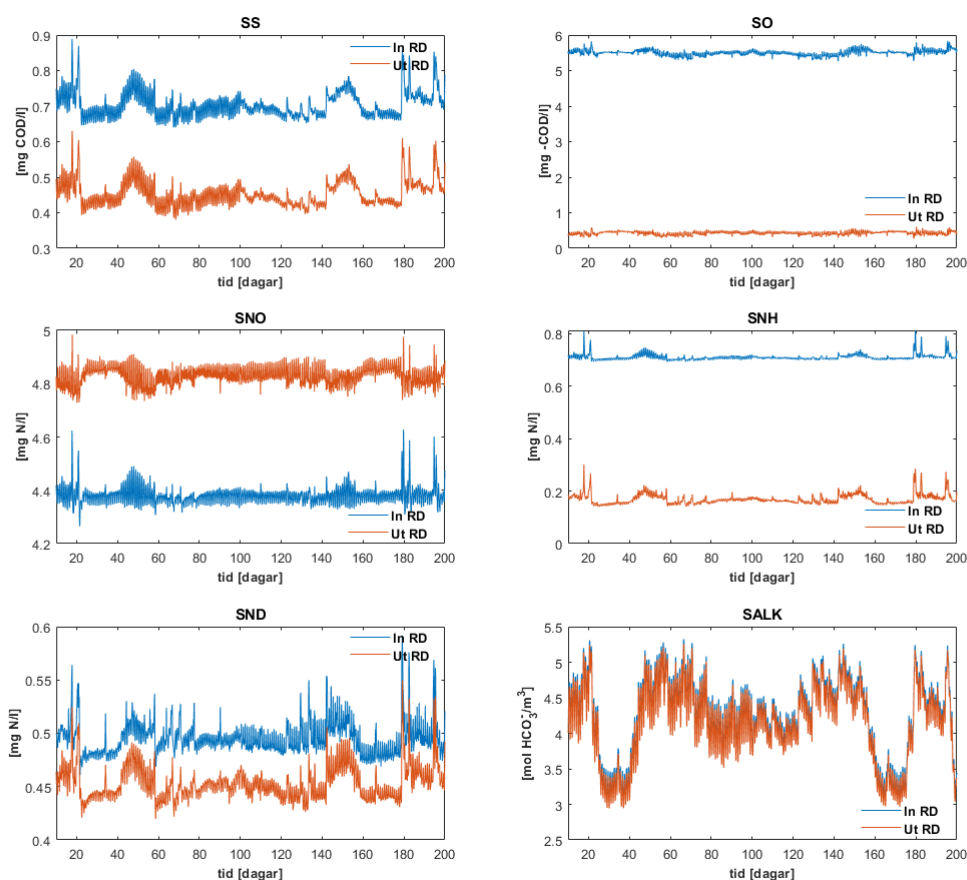
I tabell 8 presenteras simuleringsdatan för en simuleringsperiod för de undersökta tillståndsvariablerna vid luftningsnivå 2. Liknande resultat erhöles som för koncentrationsgraferna. När luftning ökades nitrifierades det mer ammonium och mindre nitrat denitrifierades då massflödet för S_{NH} minskade och nästintill oförändrat för S_{NO} .

Tabell 8: Medelmassflöde in och ut ur RAS-DeOx för en simuleringsperiod samt skillnaden mellan medelmassflödet in och ut ur zonen och förändringen i procent för de undersökta tillståndsvariablerna för L2 i MT och 10 % belastning från rejektivattnet.

Tillståndsvariabel	\bar{M}_{in} [kg/d]	\bar{M}_{ut} [kg/d]	$\Delta\bar{M}_{ut-in}$ [kg/d]	$\Delta_{\bar{M}}$ [%]
S_S	0,23	0,12	-0,11	-47
S_O	0,85	0,03	-0,82	-97
S_{NO}	1,47	1,46	-0,01	-0,9
S_{NH}	0,24	0,16	-0,08	-32
S_{ND}	0,17	0,13	-0,04	-21
S_{ALK}	1,41	1,41	0,00	-0,3

För luftningsnivå 3 visade resultaten från processimuleringen att koncentrationen för S_S ,

S_{O_2} , S_{NH_4} och S_{NO_3} minskade ut ur RAS-DeOx-zonen, se figur 11. S_{ALK} koncentrationen varierade men skillnaden mellan in och ut var marginell (medelkoncentrationen var 4,2 mg/l). Medelkoncentrationen för S_S minskade från 0,7 till 0,45 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{NH_4} in till RAS-DeOx-zonen var 0,71 mg/l och ut ur zonen var 0,17 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{NO_3} ökade från 4,4 till 4,8 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{O_2} minskade från 5,5 till 0,4 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{NO_3} in till zonen minskade från 0,5 till 0,45 mg/l. För L3 ökade koncentrationen för S_{NO_3} ut ur zonen då denitrifikationen var lägre än nitrifikation. Medelkoncentrationen av S_{NH_4} ut ur zonen var betydligt lägre än för L1 och L2.



Figur 11: Koncentration in och ut ur RAS-DeOx-zonen för de undersökta tillståndsvariablerna för en simuleringsperiod. Belastningen från rejecktvattnet var 10 % och luftningen i MT var inställda på L3.

I tabell 9 presenteras simuleringsdatan för en simuleringsperiod för de undersökta tillståndsvariablerna vid luftningsnivå 3. Liknande resultat erhöles som för koncentrationsgraferna. Medelmassflödet för S_{NH_4} minskade samtidigt som S_{NO_3} ökade. Därav missgynnades denitrifikationen i zonen av den ökade luftningen. Medelmassflödet för S_{NO_3} och

S_{ALK} minskade marginellt.

Tabell 9: Medelmassflöde in och ut ur RAS-DeOx för en simuleringsperiod samt skillnaden mellan medelmassflödet in och ut ur zonen och förändringen i procent för de undersökta tillståndsvariablerna för L3 i MT och 10 % belastning från rejektivattnet.

Tillståndsvariabel	\bar{M}_{in} [kg/d]	\bar{M}_{ut} [kg/d]	$\Delta\bar{M}_{ut-in}$ [kg/d]	$\Delta\bar{M}$ [%]
S_S	0,24	0,15	-0,08	-36
S_O	1,84	0,14	-1,70	-92
S_{NO}	1,46	1,61	0,15	10
S_{NH}	0,24	0,06	-0,18	-76
S_{ND}	0,17	0,15	-0,01	-9
S_{ALK}	1,41	1,39	-0,02	-1,7

4.2.2 Sammanställning av samtliga processimuleringar

Enligt resultatet i tabell 10 för luftningsnivå 1 mineraliserades mer organiskt kväve än vad det nitrifierades ammonium för alla belastningar från rejektivattnet för luftningsnivå 1 i MT. Även nitrat denitrifierades. Den procentuella reduktionen av ammonium var mellan 11 och 7 % för samtliga belastningar av rejektivattnet. Den procentuella reduktionen av nitrat då både massflödet från det ammonium som nitrifierats i zonen och massflöde av nitrat in till zonen var inkluderat blev cirka 10 % och den procentuella reduktionen av syre blev cirka 98 % vid samtliga belastningar.

Tabell 10: Sammanställning av resultaten för medelmassflödet av mineralisering av organiskt kväve, nitrifikation av ammonium, denitrifikation av nitrat för en simuleringsperiod samt den procentuella reduktionen av totala massflöde av ammonium, nitrat och syre i RAS-DeOx-zonen för alla belastningar från rejektivattnet vid L1 i MT.

Belastning från RV	5 %	10 %	15 %
\bar{M}_{min} [kg/d]	0,04	0,04	0,05
\bar{M}_{nitr} [kg/d]	0,02	0,03	0,03
\bar{M}_{denitr} [kg/d]	0,14	0,14	0,15
$\bar{R}_{NH_4^+}$ [%]	11	8	7
$\bar{R}_{NO_3^-}$ [%]	9,7	9,9	10
\bar{R}_{O_2} [%]	97	98	98

Enligt resultatet i tabell 11 nitrifierades det mer ammonium än vad det mineraliserades organiskt kväve för alla belastningar från rejektivattnet vid luftningsnivå 2 i MT. Det denitrifierades mindre nitrat jämfört med luftningsnivå 1. För luftningsnivå 2 skedde en större procentuell reduktion av ammonium i RAS-DeOx-zonen jämfört med luftningsnivå 1. Den procentuella reduktionen av nitrat är låg och på liknande nivåer för alla belastningar från rejektivattnet. Den procentuella reduktionen av syre i RAS-DeOx-zonen för alla belastningar var mellan 96 och 98 %.

Tabell 11: Sammanställning av resultaten för medelmassflödet av mineralisering av organiskt kväve, nitrifikation av ammonium, denitrifikation av nitrat för en simuleringsperiod samt den procentuella reduktionen av ammonium, nitrat, syre i RAS-DeOx-zonen för alla belastningar från rejektvattnet vid L2 i MT.

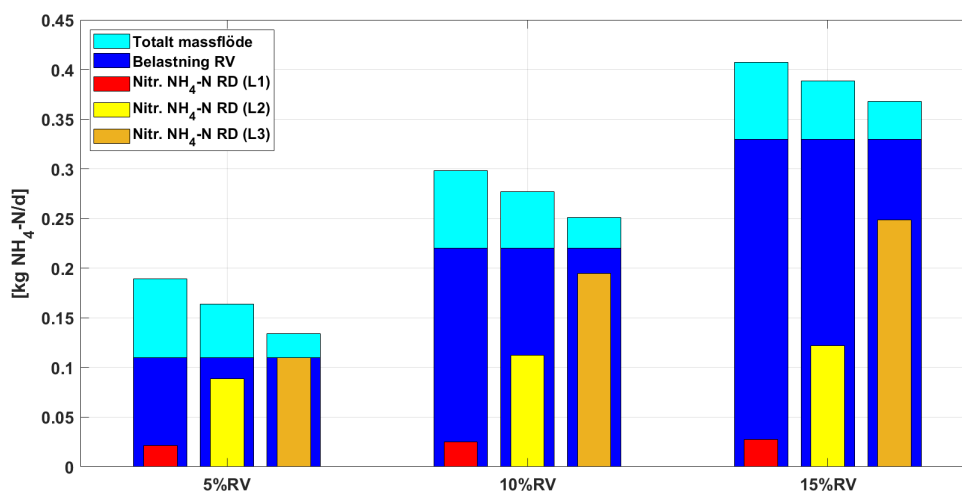
Belastning från RV	5 %	10 %	15 %
\bar{M}_{min} [kg/d]	0,03	0,04	0,04
\bar{M}_{nitr} [kg/d]	0,09	0,11	0,12
\bar{M}_{denitr} [kg/d]	0,11	0,13	0,14
$\bar{R}_{NH_4^+}$ [%]	54	41	32
$\bar{R}_{NO_3^-}$ [%]	6,8	7,9	8,7
\bar{R}_{O_2} [%]	96	97	98

Mineralisering av organiskt kväve i zonen minskade för luftningsnivå 3 jämfört med de lägre luftningsnivåerna i MT. Det ökade mer mellan belastningar för luftningsnivå 3 för hur mycket ammonium som nitrifierades i zonen jämfört med de lägre luftningsnivåerna. För luftningsnivå 3 var den procentuella reduktion av ammonium som högst och den procentuella reduktionen av nitrat lägre jämfört med de andra luftningsnivåerna. Vid 5 och 10 % ammoniumbelastningen var den procentuella reduktionen av syre som lägst av alla processimuleringar.

Tabell 12: Sammanställning av resultaten för medelmassflödet av mineralisering av organiskt kväve, nitrifikation av ammonium, denitrifikation av nitrat för en simuleringsperiod samt den procentuella reduktionen av ammonium, nitrat, syre i RAS-DeOx-zonen för alla belastningar från rejektvattnet vid L3 i MT.

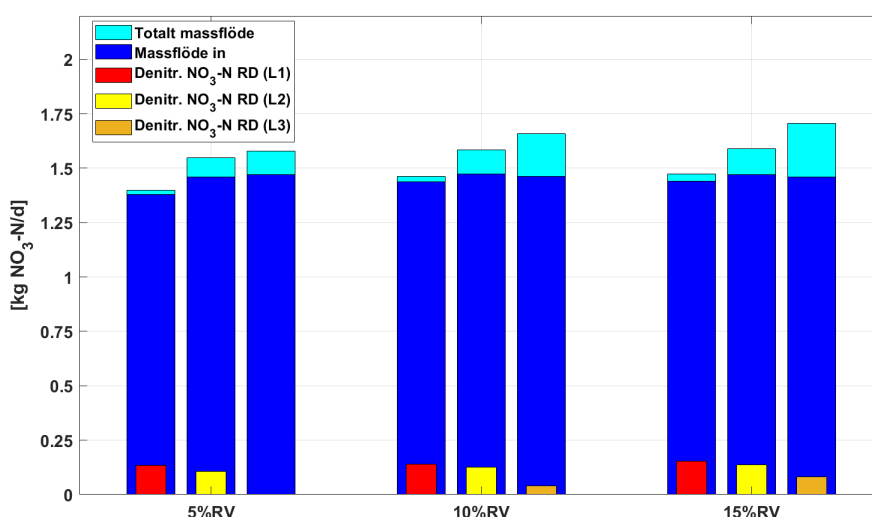
Belastning från RV	5 %	10 %	15 %
\bar{M}_{min} [kg/d]	0,01	0,01	0,02
\bar{M}_{nitr} [kg/d]	0,11	0,19	0,25
\bar{M}_{denitr} [kg/d]	0,00	0,04	0,08
$\bar{R}_{NH_4^+}$ [%]	82	78	68
$\bar{R}_{NO_3^-}$ [%]	0,1	2,7	4,8
\bar{R}_{O_2} [%]	83	92	96

I figur 12 visas hur mycket ammonium som nitrifierades i zonen (\bar{M}_{nitr}) för samtliga processimuleringar i förhållandet till ammoniumbelastning från rejektvattnet och det totala massflödet av ammonium. För L1 och L2 nitrifierades en begränsad mängd ammonium för samtliga belastningar. För L3 ökade nitrifikationen i zonen vid ökad ammoniumbelastning då mängden ammonium som nitrifierades i zonen ökade när belastning från rejektvattnet ökade.



Figur 12: Jämförelse av mängden nitrifierat ammonium med det totala massflödet av ammonium i RAS-DeOx-zonen (förkortat RD i figur) och ammoniumbelastningen från rejecktvattnet (RV) för samtliga luftningsnivåer i MT och belastningar från rejecktvattnet.

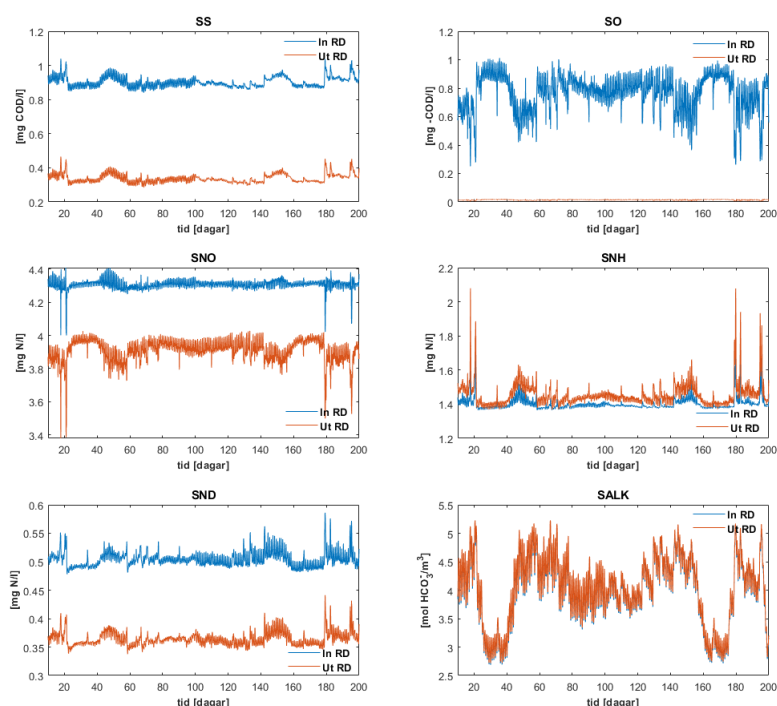
I figur 13 visas hur mycket nitrat som denitrifierades i RAS-DeOx-zonen (\bar{M}_{denitr}) för samtliga processimuleringar i förhållandet till massflödet av nitrat in till zonen och det totala massflödet av nitrat. För samtliga belastningar denitrifierades det mer nitrat vid den lägsta luftningsnivån för att sedan avta när luftningen i MT ökade. Mängden nitrat som denitrifierades ökade marginellt för L1 och L2 då ammoniumbelastningen ökade från rejecktvattnet. För L3 denitrifierades det mer nitrat när belastning från rejecktvattnet ökade.



Figur 13: Jämförelse av mängden nitrat som denitrifierades i RAS-DeOx-zonen (förkortat RD i figur) med massflödet av nitrat in zonen samt det totala massflödet av nitrat i RAS-DeOx-zonen vid samtliga luftningsnivåer i MT och belastningar från rejecktvattnet (RV).

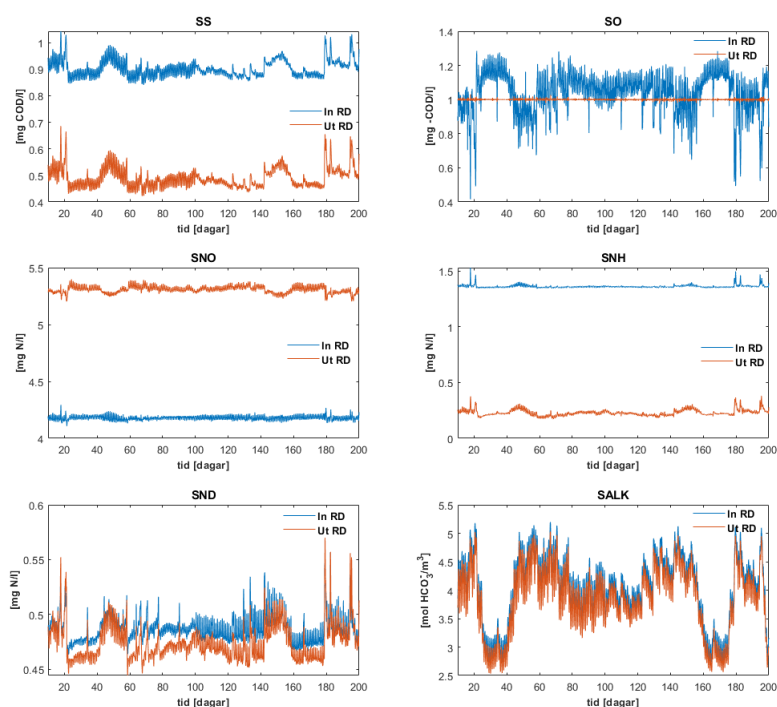
4.2.3 Resultat för Studie 1 och Studie 2

För basfallet i Studie 1 visade resultaten att det blev en minskning av koncentrationen för S_S , S_O , S_{NO} och S_{ND} ut ur RAS-DeOx-zonen. Koncentrationen för S_{NH} ökade ut ur RAS-DeOx-zonen jämfört koncentrationen in till zonen och koncentrationen för S_{ALK} varierade men var oförändrad genom zonen (medelkoncentrationen var 3,9 mg/l). Medelkoncentrationen för S_S minskade från 0,9 till 0,34 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{NH} ökade ut ur RAS-DeOx-zonen till 1,46 från 1,4 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{NO} minskade från 4,3 till 3,91 mg/l. Medelkoncentrationen för S_O minskade från 0,77 till 0,01 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{ND} in till zonen minskade från 0,5 till 0,36 mg/l.



Figur 14: Koncentration in och ut ur RAS-DeOx för basfallet då belastningen från rejektvattnet var 20 % och L1 i MT.

Vid styrd luftning i RAS-DeOx-zonen ökade koncentrationerna av S_{NO} ut ur zonen och minskade för S_{NH} jämfört med inkommande koncentrationer, se figur 15. Medelkoncentrationen för S_S minskade från 0,9 till 0,5 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{NH} minskade ut ur RAS-DeOx-zonen till 0,2 från 1,4 mg/l. Medelkoncentrationen för S_{NO} ökade från 4,2 till 5,3 mg/l. Medelkoncentrationen för S_O in till zonen var 1 mg/l och utgående syrehalter från RAS-DeOx reglerades mot börvärdet på 1 mg/l av PI-regulatorn. Medelkoncentrationen för S_{ND} in till zonen minskade från 0,49 till 0,47 mg/l.



Figur 15: Koncentration in och ut ur RAS-DeOx för styrd luftning i RAS-DeOx-zonen då belastningen från rejektvattnet var 20 % och L1 i MT.

I tabell 13 jämförs resultatet för pilotanläggningens prestation vid oluftad RAS-DeOx och styrd luftning i RAS-DeOx för scenariot då luftning var låg i MT och belastningen från rejektvattnet var högt. Utgående medelhalter av ammonium och nitrat skiljde knappt mellan oluftad RAS-DeOx och styrd luftning i RAS-DeOx, detsamma gällde för totalkvävereduktionen. Vid styrd luftning ökade luftningen i pilotanläggningen med cirka 8 % och koldosering med 80 %.

Tabell 13: Sammanställning av resultaten för utvärdering av oluftad RAS-DeOx och styrd luftning i RAS-DeOx-zonen.

Utv. parameter	Oluftad RAS-DeOx	Styrd luftning RAS-DeOx
Utg. NH_4^+ [mg N/l]	0,09	0,05
Utg. NO_3^- [mg N/l]	4,3	4,2
TN-reduktion [%]	90	90
Total K_{La} -förbruk. [$10^6 \cdot 1/d$]	18	20
Koldosering [kg COD]	300	540

I tabell 14 visas resultaten för Studie 2 för de olika konstanta returflödena och för då Q_r var styrt proportionellt mot inkommande flöde. Vid styrt returflöde var den totala K_{La} -förbrukningen för en simuleringsperiod densamma som för $5 \cdot Q_{in_medel}$, dock ökade

koldosering. Resultaten visar att när de konstanta returflöden jämfördes med varandra minskade koldosering och luftning i pilotanläggningen ökade när returflödet minskade. För samtliga returflöden var utgående medelhalter ammonium och nitrat låga och totalkvävereduktion hög.

Tabell 14: Sammanställning av utvärdering av pilotanläggningens prestation vid jämförelse av olika konstanta returflöden och styrt returflöde för RAS-DeOx-zonen.

Utv. parameter	2·Q _{in} _{medel}	4·Q _{in} _{medel}	5·Q _{in} _{medel}	5·Q _{in} (t)
Uppehållstid RD [min]	29	15	12	
Utg. NH ₄ ⁺ [mg N/l]	0,04	0,06	0,07	0,07
Utg. NO ₃ ⁻ [mg N/l]	4,7	4,5	4,4	4,4
TN-reduktion [%]	88	89	89	89
Total K _L a-förbruk. [10 ⁶ ·1/d]	19,2	19,0	18,9	18,9
Koldosering [kg COD]	130	150	160	170

5 DISKUSSION

5.1 DISKUSSION: EXPERIMENTELL STUDIE

5.1.1 Syreförbrukning

Syreförbrukningen var hög för samtliga provtagningstillfällen dock var den procentuella massflödesreduktionen något lägre vid 5 % belastningen från rejektvatten jämfört med 10 och 15 % belastning (figur 4). Detta var förväntat då när belastningen ökade blev det mer ammonium tillgängligt för oxidation av syre i zonen. För 5 % belastning var massflödesreduktionen av syre mindre än 90 % för tre provtagningstillfällen (5%RV,låg(t1), 5%RV,hög(t1) och 5%RV,hög(t3)). Att den procentuella reduktionen var lägre berodde på höga koncentrationer av syre i returslammet från MT samtidigt som det var låg ammoniumbelastning från rejektvattnet. Dessutom kan uppehållstiden i zonen varit för kort för förbrukningen av syre i zonen. Därav uppmättes halter av syre i returslammet ut ur RAS-DeOx-zonen för 5%RV,låg(t1), 5%RV,hög(t1) och 5%RV,hög(t3).

I en studie av Hagman m.fl. (2006) undersöktes hur syreförbrukningen i aktivt slam påverkades av tillgången på lättnedbrytbart organiskt material. Resultaten visade att om det var högre tillgång på lättnedbrytbart organiskt material ökade förbrukningen av syre av det aktiva slammet. Det kan ha varit mindre tillgång av lättnedbrytbart organiskt material för 5%RV,låg(t1), 5%RV,hög(t1) och 5%RV,hög(t3). Därav kan det ha varit en bidragande faktor till varför syreförbrukning var lägre utöver att belastningen av ammonium var för låg. För att fastställa detta hade halter av BOD och COD behövts analyserats.

5.1.2 Nitrifikation

Resultaten i figur 5 visade att det förekom nitrifikation då det blev en procentuell massflödesreduktion av ammonium i RAS-DeOx-zonen för alla provtagningstillfällen förutom ett. Detta innebär att ammoniumet från rejektvattnet har oxiderades till nitrat. Dock var det variation i hur mycket ammonium som nitrifierades i zonen mellan provtagningstillfällena (figur 6).

Jämförelse låg och hög luftning

För samtliga belastningar skiljdes resultaten åt om nitrifikationen var högre vid den höga luftning jämfört med den låga luftning. Förutsättningar bör ha varit bättre vid den höga luftning då mer syre var tillgängligt för oxidation av ammoniumet i rejektvattnet. Vid jämförelse mellan hög och låg luftning för 5 % belastning från rejektvattnet skedde ingen betydlig ökning av nitrifikationen i zonen när luftning ökades från hög till låg i MT. Då både den procentuella reduktionen var hög och mängden ammonium som nitrifierades var ungefär lika stor (figur 5; figur 6). För 10 % belastning ökade nitrifikationen i zonen när luftningen ökade i membrantankarna. Både den procentuella reduktion av ammonium och mängden ammonium som nitrifierats i zonen var betydligt högre vid den höga luftningen (figur 5; figur 6). För 15 % belastning från rejektvattnet nitrifierades mer ammonium

vid hög luftning än låg luftning för t1 och t2. Dock var det mindre skillnad i mängden ammonium som nitrifierades i zonen mellan låg och hög luftning vid 15 % belastning jämfört med 10 % belastning från rejektivattnet. Detta berodde på att förutsättningarna var bättre för nitrifikationen vid 15 % belastning och låg luftning då syrekoncentrationerna in till zonen var högre jämfört med 10 % belastning och låg luftning (figur 6). Resultaten vid 10%RV,låg var avvikande då det uppmättes högre halter av ammonium i BR5 (se mer i nästa avsnitt). Felkällor från analysen av proverna kan också ha påverkat resultatet.

Det uppstod två avvikande resultat då den procentuella reduktionen av ammonium var högre vid låg luftning jämfört med den höga luftningen i MT (t3 vid 5 % belastning från rejektivattnet och t3 vid 15 % belastning från rejektivattnet). För t3 vid 5 % belastning vid hög luftning uppmättes högre halter av ammonium i MT (0,3 mg/l i MT1 och 0,5 mg/l i MT2) jämfört med den låga luftningen (0,03 mg/l i MT1 och 0,04 i MT2) och det bidrog till att det blev ett större massflöde av ammonium in till zonen för den höga luftningen (figur 6). Det noterades även en syrehalt på 0,6 mg O₂/l i utgående returslam för den höga luftningen. Det indikerade att uppehållstiden i zonen var för kort för syret att oxidera majoriteten av massflöde av ammonium in till zonen. Därav blev det troligtvis en lägre procentuell reduktion av massflödet för ammonium i zonen för den höga luftningen jämfört med den låga luftningen. En faktor som bidrog till att det uppstod högre ammoniumkoncentration i MT vid den höga luftning var att det även var hög koncentration av ammonium i BR5 (koncentrationen i BR5 vid provtagningen för hög luftning var 2,4 mg/l jämfört med 0,7 mg/l vid låg luftning).

För båda provtagningstillfällena för t3 vid 15 % belastning från rejektivattnet var förutsättningarna liknande, se bilaga A.4. Trots det blev den procentuella reduktionen av ammonium högre för den låga luftningen i MT. Returflödet ut ur zonen var samma vid båda tillfällena (15,2 m³/h jämfört med 14,9 m³/h) och det medförde en kort uppehållstid i zonen på cirka 11 min. Syrehalten in till zonen vid den låga luftningen var 2,1 mg/l vilket var gynnsam syrehalt för nitrifikation i zonen (Olsson, 2004). Dock var syrehalten betydligt högre för den höga luftning, 4,9 mg/l vilket bör ha lett till gynnsammare förhållande för nitrifikationen under en längre tid och högre nitrifikationshastigheter (Tchobanoglous et al., 2003). Därav blir det svårt att utifrån tillgängliga data förklara varför det nitrifierades mer ammonium vid den låga luftningen. Den korta uppehållstiden kan ha medfört att förhållandena ändrades i RAS-DeOx-zonen om prover togs inom eller efter en uppehållstid. En annan möjlighet var att det mineraliserades betydligt mer organiskt kväve i zonen för den höga luftningen, vilket bidrog till ökade halter av ammonium i zonen. Felkällor från analysen av proverna kan också ha påverkat resultatet.

Jämförelse vid ökad ammoniumbelastning

När luftningen var hög i MT ökade mängden nitrifierat ammonium när belastningen från rejektivattnet ökade (figur 6). För den låga luftningen ökade nitrifikationen mellan 5 och 15 % belastning från rejektivattnet dock minskade den mellan 5 och 10 % belastning. Generellt ökade mängden nitrifierat ammonium i zonen mer mellan 5 och 10 % belastning jämfört med mellan 10 och 15 % belastning för den höga luftningen förutom för t2 då mängden nitrifierat ammonium i zonen minskade mellan 10 % och 15 %.

Nitrifikationen i RAS-DeOx-zonen avvek vid 10 % belastning från rejektivattnet och låg luftning i MT. För proverna tagna vid t2 och t3 avvek nitrifikation i zonen för att ammoniumkoncentration in till MT var höga. Ammoniumhalterna i BR5 var 1,6 mg/l (t2) och 1,8 mg/l (t3) och detta ledde till att syre oxiderade ammonium i MT. Därav noterades de två lägsta halter av syre in till RAS-DeOx-zonen (1,0 mg O₂/l för t2 respektive 0,7 mg O₂/l för t3) vilket missgynnade nitrifikation i zonen då syrehalten bör vara 2 mg/l för optimal nitrifikation (Olsson, 2004). För t3 nitrifierades inget ammonium alls i zonen då massflödet av ammonium ut ur zonen ökade (bilaga A.5). Dock var den negativa procentuella reduktion endast -2,9 % vilket kan tolkas som att massflödet av ammonium var näst intill oförändrad genom zonen. Faktorer till att ammonium ökade i zonen kan ha varit dels mätfel från analysering, förhållanden vid provtagningen och om organiskt kväve mineraliserades i zonen.

Nitrifikationskapacitet

Det som kan tas med från resultaten ovan var att RAS-DeOx-zonens funktion som nitrifikationssteg varierade beroende på förhållandena i pilotanläggningen och förhållanden mellan massflödet av ammonium och syre i zonen. När ammoniumhalterna blev höga i MT oxiderade syret från luftningen ammoniumet i tankarna vilket missgynnade nitrifikationen i RAS-DeOx-zonen. Om det var för låg belastning av ammonium i zonen fanns det dock risk att allt syre inte förbrukades i zonen.

Ytterligare undersökningar behöver göras för att bestämma en gräns för ammoniumbelastning då syre riskerar att hamna i fördenitrifikationen samt en övre gräns för mycket ammonium som kan nitrifieras i zonen. Resultaten indikerade att syre riskerar att hamna i pilotanläggningens fördenitrifikation då belastning från rejektivattnet var 5 % av inkommande ammoniumbelastning, vilket motsvarar 0,14 kg NH₄-N/d.

5.1.3 Denitrifikation

Resultaten från figur 7 visade att även denitrifikation förekom i RAS-DeOx-zonen, då det skedde en reduktion av nitrat i zonen vid samtliga provtagningstillfällen. För samtliga provtagningstillfällen minskade massflödet av nitrat ut ur zonen (bilaga A.5). Vid denitrifikation i zonen kan det förväntas att mer nitrat denitrifierats vid låg luftning i MT, då syr-

et i returslammet bör förbrukats snabbare. Det gör att det uppstår anoxiska förhållanden i RAS-DeOx-zonen snabbare vilket ger bra förhållanden för denitrifikation i zonen och är önskvärt då det minskar risken för att syre hamnar i fördenitrifikationen.

Jämförelse låg och hög luftning

Förväntat resultat från provtagningen var att mer nitrat denitrifierats vid låg luftning i MT då det bör ha uppstått anoxiska förhållanden i zonen snabbare då det var lägre tillförsel av syre till zonen. För 5 % belastning från rejektivattnet var den procentuella reduktionen av nitrat lägre för den högre luftningen (figur 7) och det denitrifierades även mindre nitrat i zonen jämfört med låga luftning (figur 8). För 10 % belastning var den procentuella reduktionen av nitrat högre för den låga luftningen dock var omfattningen av denitrifikationen större vid den höga luftningen då mängden nitrat som denitrifierats ökade. För 15 % belastningen var både den procentuella reduktion av nitrat och mängden nitrat som denitrifierades i zonen marginellt större för den höga luftningen i membrantankarna.

Vid jämförelse mellan hög och låg luftning för de olika belastningarna från rejektivatten var det vid fyra tillfällen som den procentuella reduktionen av nitrat och mängden nitrat som denitrifierats i zonen var större vid hög luftning jämfört med låg luftning, t3 för 10 % belastning och samtliga provtagningstillfällen vid 15% belastning från rejektivattnet. Detta kan ha berott på att det uppstod anoxiska förhållanden snabbare i RAS-DeOx-zonen och att tillgången av organiskt material för denitrifierarna i zonen var högre för provtagningstillfällen vid hög luftning.

Jämförelse vid ökad ammoniumbelastning

När belastningen från rejektivattnet ökade bör syret förbrukats snabbare då mer ammonium blev tillgängligt för oxidation. Därav bör mer nitrat denitrifierats för de högre ammoniumbelastningarna. Resultatet visar att den procentuella reduktionen generellt var lägre vid 5 % belastning från rejektivattnet (figur 7) jämfört med de högre belastningarna av rejektivattnet. Detsamma gällde för mängden nitrat som denitrifierades i zonen när belastningen ökade (figur 8). Att denitrifikationen ökade vid högre ammoniumbelastning tyder på att det uppstod anoxiska förhållanden snabbare vid ökad ammoniumbelastning. Dock avvek resultaten för proverna tagna vid 10 % belastning från rejektivattnet och låg luftning i MT då det endast denitrifierades mer nitrat vid t2 för 10% belastning jämfört med 5 % belastning (figur 8).

Den procentuella reduktionen av nitrat avvek för t3 vid låg luftning mellan 5 och 10 % ammoniumbelastning samt t2 för låg luftning mellan 10 och 15 % ammoniumbelastning. Då den procentuella reduktionen var högre vid den lägre belastning från rejektivattnet (figur 7). Det denitrifierades mer nitrat vid den lägre belastningen (figur 8) därav blev den procentuella reduktionen av nitrat högre för den lägre belastningen av rejektivattnet.

Denitrifikationen i zonen påverkades troligtvis av uppehållstiden, tiden det tog för att uppstå anoxiska förhållanden och tillgången av organiskt material i zonen för denitrifierarna mellan provtagningstillfällena.

Bedömning av denitrifikation

Resultaten tydde på att det skedde denitrifikation i RAS-DeOx-zonen men ytterligare undersökningar behövs göras för att förklara skillnader mellan provtagningsomgångarna. Dessa vore att mäta halterna av nitrit, organiskt material och totalkväve in och ut ur zonen för att se om det går att relatera till denitrifikationen i zonen. Då ingen nitratökning erhöles ut ur zonen för samtliga provtagningstillfällen innebär det att denitrifikationen var större än nitrifikationen i zonen då mängden ammonium som nitrifierades i zonen var lägre än mängden nitrat som denitrifierades i zonen (figur 6; figur 8).

5.1.4 Felkällor

Resultaten från provtagningen har medfört flera osäkerheter. En av dem är de uppskattade belastningarna från rejektvattnet. Det gjordes inga kontroller för att se om belastningen från rejektvattnet uppnått den önskade belastningen. Belastning från rejektvatten utgick ifrån stickprovet och det inställda flödet av rejektvatten. Det bästa hade varit att ta ett prov av rejektvattnet vid varje provtagningstillfälle och kontrollmätt flödet. Då det ej var garanterat att koncentrationen av ammonium hölls konstant i tanken där rejektvattnet förvarades. Dock har personal från IVL som arbetat med tidigare projekt på pilotanläggning testat att lagra rejektvatten i tanken under flera månader och sett att ammoniumhalten inte påverkades anmärkningsvärt (Andersson, 2019).

Ytterligare en felkälla i undersökning var att det ej var garanterat pumpen höll ett konstant flöde av rejektvatten. Flödet kan varierats då partiklar kan ha fastnat i ledningen där rejektvattnet pumpades igenom. Av partiklarna som fastnat kan det bildats blockage som hindrade flödet delvis eller tillfälligt.

En annan felkälla var tidsfördröjningen mellan provtagning i de olika provpunkterna. Utgående koncentration av ammonium och nitrat från RAS-DeOx kan ha blivit högre eller lägre än vad den egentligen bör ha varit om provet tagets inom eller efter en uppehållstid för zonen istället för den exakta. För att få en bättre utvärdering av RAS-DeOx funktion som nitrifikationssteg borde mer prover ha tagits för varje provtagningsomgång och även under nattetid för att få med hur dygnsvariationen påverkar RAS-DeOx-zonen.

Ytterligare en osäkerhet var att det ej gjordes mätningar av nitrit och totalkväve. Nitritanalyser hade varit ett bra komplement för att undersöka om det förekom ofullständig nitrifikation eller denitrifikation för då hade höga halter av nitrit förekommit (Henze et al., 2002). Det är ej önskat då lustgas kan bildas vid höga halter av nitrit och ofullständig

nitrifikation samt denitrifikation (Kampschruer et al., 2009). Från ett tidigare examensarbete av Söderström (2018) där kvävehalter i pilotanläggningen undersöktes då rejeckt-vatten tillsattes i inkommande vatten istället för i RAS-DeOx-zonen noterades låga halter av nitrit i RAS-DeOx. Det var som högst 0,3 mg/l och som lägst 0,02 mg/l. Vid endast ett av provtagningstillfällena skedde det en ökning av nitrit över RAS-DeOx-zonen (Söderström, 2018). Därmed var antagandet rimligt att halterna nitrit i RAS-DeOx-zonen var försumbart. Det gjordes ingen analys av totalkväve halter in och ut ur RAS-DeOx vilket hade varit ett bra komplement för att utvärdera RAS-DeOx-zonen. I studien av Söderström (2018) skedde det reduktion av totalkväve i zonen vid två av fyra provtagningstillfällena, vid de andra noterades en ökning av totalkväve vilket skulle kunna förklara det skett hydrolys i zonen av organiskt kväve.

5.2 DISKUSSION: SIMULERINGSSTUDIE

5.2.1 Syreförbrukning

Syret i RAS-DeOx-zonen användes för oxidation av organiskt material och ammonium då antingen S_S eller S_{NH} minskade i zonen (figur 9; figur 10; figur 11). Om belastningen av ammonium och tillgången på organiskt material var för låg minskade syreförbrukningen i zonen. Syreförbrukning var generellt hög då den procentuella reduktionen av syre i RAS-DeOx var mer än 90 % för 8 av 9 processimuleringar för medelmassflödena för S_O (tabell 10; tabell 11; tabell 12). Gemensamt för samtliga belastningar var att den procentuella reduktionen av syre ökade när ammoniumbelastningen ökade från rejecktvattnet vilket tydde på att mycket av syret oxiderade ammoniumet i zonen (tabell 10; tabell 11; tabell 12). För 5 % och 10 % belastning vid luftningsnivå 3 uppnåddes de två lägsta procentuella reduktionen av syre, 83 samt 92 % (tabell 12), i RAS-DeOx-zonen utifrån medelmassflödena. Då noterades även de två högsta koncentrationerna i returslammet ut ur zonen (ca 1 mg O_2/l i medel för 5 % belastning (se bilaga B.1) och 0,4 mg O_2/l i medel för 10 % belastning (figur 11)). Därav var ammoniumbelastning för låg för att allt syre från returslammet skulle förbrukas och tillgången på lättnedbrytbart organiskt material var för lågt för fullständig förbrukning av syret. Detta innebär risk att syre hamnade i pilotanläggningens fördenitrifikation.

5.2.2 Nitrifikation

Resultaten från simuleringsstudien visade att det skedde nitrifikation vid samtliga luftningsnivåer (figur 12). Dock var den procentuella reduktionen av ammonium lägre vid luftningsnivå 1 och 2 då det mineraliserades mer organiskt kväve till ammonium i zonen jämfört med luftningsnivå 3 (tabell 10; tabell 11; tabell 12).

För luftningsnivå 1 nitrifierades ungefär samma mängd ammonium vid samtliga belastningar. För luftningsnivå 2 ökade nitrifikation i zonen och det nitrifierades ungefär samma mängd ammonium vid samtliga belastningar. För luftningsnivå 3 nitrifierades det

som mest ammonium i zonen och nitrifikationen ökade i zonen när belastningen från rejektvattnet ökade (figur 12).

Den procentuella reduktionen av ammonium var endast mellan 7 och 11 % vid L1 då det var ingen större skillnad i hur mycket ammonium som nitrifierades mellan de olika belastningarna för luftningsnivå 1 (tabell 10). Att det inte blir någon större skillnad mellan de olika belastningarna beror på att massflödet av syre räckte endast till att oxidera en viss mängd ammonium. Att den procentuella reduktionen av ammonium minskade något vid högre belastning berodde på att det var ett högre massflöde av ammonium in till zonen (figur 12) och för att syrehalten i returslammet ej var tillräckligt högt för att nitrifiera mer ammonium. Mineraliseringen av organiskt kväve gynnades av de låga syrehalter vilket bidrog till att det totala massflödet av ammonium ökade i zonen betydligt vid luftningsnivå 1. Mineraliseringen var större än nitrifikationen vilket ledde till att koncentrationen för ammonium ökade ut ur zonen.

För luftningsnivå 2 nitrifierades det mer ammonium i RAS-DeOx än luftningsnivå 1 (figur 12) därav blev den procentuella reduktionen av ammonium större för luftningsnivå 2 än för luftningsnivå 1. Dock likt luftningsnivå 1 var det ingen större ökning i hur mycket ammonium som nitrifierades i RAS-DeOx-zonen när belastningen ökade (tabell 11). Det tyder på att då massflödet för L2 fanns det också begränsning i hur mycket ammonium i RAS-DeOx-zonen som oxiderades av syret från MT. För luftningsnivå 2 för alla belastningar nitrifierades det mer ammonium än vad det mineraliserades organiskt kväve i zonen vid samtliga belastningar (tabell 11) därav minskade koncentrationen av ammonium ut ur zonen.

Utifrån resultaten för luftningsnivå 3 blev massflödet av syre tillräckligt högt för att oxidera majoriteten av ammoniumet i zonen vid 5 % belastning från rejektvattnet. Därav blev även den procentuella reduktionen av ammonium i RAS-DeOx-zonen 82 % (tabell 12). För de högre belastningar från rejektvattnet nitrifierades det mer ammonium i zonen då massflödet av syre var tillräckligt högt för att oxidera mer av ammoniumet i zonen (figur 12). Dock var massflödet av syre inte tillräckligt högt för att erhålla en större procentuell reduktion av ammonium vid de högre belastningarna (för 10 % ammoniumbelastning blev det cirka 78 % samt 68 % för 15 % ammoniumbelastning) då massflödet av ammonium ökade in till zonen (figur 12). Även mineraliseringen av organiskt kväve missgynnades av de högre syrehalter i returslammet vid L3 då betydligt mindre löst organiskt kväve mineraliserades jämfört med L1 och L2 (tabell 10; tabell 11; tabell 12). Då mineralisering av organiskt kväve missgynnades av den höga syrehalten in till zonen (Pettersson och Boström, 1990).

Nitrifikationskapacitet

Det som kan tas med från simuleringssutdien var att RAS-DeOx-zonens funktion som nitrifikationssteg främst påverkades av om massflödet av syre var tillräckligt högt för ammonium i zonen att nitrifieras. Om det var för låg belastning av ammonium i zonen fanns det risk att allt syre inte förbrukades i zonen vid hög luftning i MT, vilket kan försämra pilotanläggningens fördenitrifikation.

Ytterligare undersökningar behövs utföras för att bestämma en gräns för ammoniumbelastning då syre riskerar att hamna i fördenitrifikationen samt en övre gräns för mycket ammonium som kan nitrifieras i zonen. Resultaten indikerade att det riskerar finnas syre kvar i returslammet som leds till fördenitrifikation då belastning från rejektivattnet var 5 % av inkommande ammoniumbelastning, vilket motsvarar 0,11 kg NH₄-N/d samt 0,22 kg NH₄-N/d enligt simuleringssstudien.

5.2.3 Denitrifikation

Resultaten från simuleringssstudien visade att det skedde denitrifikation vid samtliga processsimuleringar förutom 5 % ammoniumbelastning från rejektivattnet vid L3 (figur 13). Den procentuella reduktionen av nitrat i zonen var mindre vid L2 och L3 jämfört med L1 då denitrifikationen minskade på grund av den ökade luftningen i MT (tabell 10; tabell 11; tabell 12). Även mängden nitrat som denitrifierades i zonen minskade då luftningen ökade i MT (figur 13).

Vid luftningsnivå 1 denitrifierades cirka 10 % av allt nitrat i zonen vid samtliga belastningar och det denitrifierades ungefär samma mängd nitrat för samtliga belastningar för luftningsnivå 1 (figur 13). Det tyder på att syret förbrukades ungefär lika snabbt i RAS-DeOx-zonen för de olika belastningarna från rejektivattnet eller att tillgängligheten av lättnedbrytbart organiskt material begränsade denitrifikationen i zonen. Att denitrifikationen ökade marginellt vid 15 % belastning från rejektivattnet kan bero på syret förbrukades snabbare då mer ammonium var tillgängligt för oxidation.

Det denitrifierades mindre nitrat för luftningsnivå 2 än luftningsnivå 1 för samtliga belastningar (figur 13) vilket beror på de ökade massflöden av syre in till zonen dock ökade mängden nitrat som denitrifierades när ammoniumbelastningen ökade (tabell 11). Även om skillnaderna var marginella för mängden som nitrat denitrifierades i zonen när ammoniumbelastning ökade indikerar det att det uppstod anoxiska förhållanden snabbare vid ökad ammoniumbelastning från rejektivattnet.

För luftningsnivå 3 denitrifierades minst nitrat (figur 8) därför att det var som högst massflöde av syre till RAS-DeOx-zonen. Därav tog det längre tid innan det uppstod anoxiska förhållanden i zonen. Samma trend erhöles som för luftningsnivå 2 att mängden nitrat som

denitrifierades i zonen ökade när belastningen från rejektivattnet ökade (tabell 12). Det denitrifierades mer nitrat vid 15% belastning troligtvis för att syret förbrukades snabbare då mer ammonium var tillgängligt för oxidation av syret i returslammet. Koncentrationen av nitrat ökade ut ur zonen då det nitrifierades mer ammonium än vad det denitrifierades nitrat (tabell 12).

5.2.4 Felkällor

Resultaten beräknades utifrån medelmassflödena för en simuleringsperiod på 190 dagar. En förbättring hade varit att beräkna den procentuella förändringen över tid för en simuleringsperiod istället utifrån de beräknade medelmassflöden. Att de beräknade medelmassflöden var bra uppskattningar byggde på att koncentrationen in samt ut ur zonen av tillståndsvariabelerna inte varierade i större utsträckning. Generellt varierade inte koncentrationerna in och ut ur zonen för de undersökta tillståndsvariabler i större utsträckning under en simuleringsperiod förutom för S_{ALK} . Dock var koncentrationen för S_{ALK} i samma storleksordning in och ut ur zonen för samtliga processimuleringar vilket dessutom indikerade att nitrifikationen samt denitrifikationen inte påverkade alkaliniteten i större utsträckning.

5.2.5 Diskussion av Studie 1 och Studie 2

Studie 1-Styrd luftning i RAS-DeOx

Att ha styrd luftning i RAS-DeOx gav en marginellt lägre utgående medelkoncentration från pilotanläggningen för ammonium och nitrat samt marginellt större totalkvävereduktion jämfört med oluftad RAS-DeOx (tabell 13). Att lufta i RAS-DeOx-zonen ökade den totala K_{La} -förbrukningen för en simuleringsperiod med cirka 8 %. Koldosering i pilotanläggningen ökade med cirka 80 % (tabell 13). Koldoseringen ökade för att returslammet från RAS-DeOx innehöll högre halter av nitrat (5,3 mg/l i medelvärde (figur 15) jämfört med då den var oluftad (3,9 mg/l i medelvärde (figur 14)) vilket bidrog till att mer nitrat tillförs till pilotanläggningens efterdenitrifikation där kol tillsattes. Mer kol tillsattes i efterdenitrifikation för att hålla utgående nitralthalter under det satta börvärdet på 4 mg/l ut från pilotanläggningen i modellen.

Utifrån dessa resultat anses det ej nödvändigt att lufta i RAS-DeOx när det var hög belastning av ammonium från rejektivattnet och låg luftning i MT, då det ej förbättrade reningprocessen för pilotanläggningen tillräckligt i förhållande till de ökade kostnaderna för luftning och koldosering i pilotanläggningen.

Studie 2-Jämförelse av styrt returflöde mot konstant returflöde

Resultaten i tabell 14 visar att för medelkoncentrationen av utgående ammonium och nitrat samt totalkväve reduktion var i samma storleksordning för samtliga undersökta returflöden. Vid jämförelse av de konstanta returflöden blev den totala K_{La} -förbrukningen

mindre och koldoseringen ökade för en simuleringsperiod för ett konstant högt returflöde jämfört med lågt returflöde. Koldoseringen ökade för att mer nitrat recirkulerades från RAS-DeOx-zonen vid högre returflöden. En prioritering behövs för pilotanläggningen om det är ekonomiskt fördelaktigt att ha ett högre returflöde jämfört med ett lägre returflödet för att undvika ökade kostnader för luftningen eller koldosering i pilotanläggningen. Luftningen i ett avloppsreningsverk är den process som kräver mest energi och kan vara mer än 50 % av den totala energiförbrukning i ett avloppsreningsverk med aktivslamprocess (Tchobanoglous et al., 2003). Därav kan ett högre returflöde vara att föredra för att minska energikostnaderna. Vid ett styrt returflöde blev den totala summan av K_La -förbrukningen för en simuleringsperiod samma som för ett konstant returflöde på $5 \cdot Q_{in,medel}$, dock ökade koldosering marginellt. Ur ett kostnadsperspektiv för koldoseringen är då ett högt konstant returflöde att föredra.

5.3 JÄMFÖRELSE AV STUDIERNAS RESULTAT

För båda studierna var den procentuella massflödesreduktionerna av syre höga. För den experimentella studierna var den mellan 99 och 72 % och för simuleringsstudien var den mellan 83 och 98 %. Både studierna indikerade att syre riskerade att hamna i fördenitrifikationen när ammoniumbelastningen från rejektvatten var för låg. En bidragande faktor utöver att ammoniumbelastning var för låg kan ha varit att tillgången på lättnedbrytbart organiskt material kan ha varit begränsade för mikroorganismerna i zonen i båda studierna vilket kan ha bidragit till att mindre syre förbrukades i zonen.

Den procentuella massflödesreduktionen av ammonium var mellan 61 och 94 % i den experimentella studien (resultaten för 10%RV, låg är ej inkluderade) och mellan 7 och 82 % för simuleringsstudien. I simuleringsstudien var förutsättningar goda för nitrifikation för att syrehalter i returslammet för L2 var 2,5 mg O₂/l och var L3 5,5 mg O₂/l) då enligt Olsson (2004) är syrehalter på cirka 2 mg/l en lämplig halt för nitrifikation trots det blev nitrifikationen lägre än i den experimentella studien. Att den procentuella reduktionen av ammonium blev lägre i simuleringsstudien berodde dels på att beräkningen för massflödesreduktionen av ammonium inkluderade även mineralisering av organiskt kväve, se ekvation (17). Att nitrifikationen var lägre kan också ha berott på att mer lättnedbrytbart organiskt material oxiderades istället för ammonium i simuleringsstudien jämfört med den experimentella studien.

Det som skiljde mest mellan studierna var i vilken mån det skedde denitrifikation i zonen. För simuleringsstudien var den procentuella massflödesreduktionen av nitrat mellan 0,1 och 10 % medan i den experimentella studien var den mellan 8 och 53 %. Att denitrifikationen var högre i den experimentella studien berodde på att det för alla provtagningstillfällen denitrifierades mer nitrat än det nitrifierades ammonium oavsett hur hög luftningen var i MT. Därav ökade inte massflödet av nitrat ut ur zonen för samtliga

provtagningstillfällen (se bilaga A.5) vilket den gjorde för samtliga processimuleringar för L3 i MT i simuleringsstudien. Då var denitrifikationen i zonen så pass låg att det erhöles en ökning av nitratkoncentrationen ut ur zonen (figur 22; figur 11; figur 25). Att denitrifikation skedde i zonen enligt båda studierna bekräftas även av resultaten från den tidigare studien av Söderström (2018) då massflöden av totalkväve och nitrat minskade i zonen för vissa provtagningstillfällen.

Båda studierna visade att RAS-DeOx-zonens förmåga att fungera som nitrifikationssteg för ammoniumet från rejecktvaatnet och att minska syrehalter i returslammet varierade. Tillförseln av syre behövde vara tillräckligt högt för att nitrifiera ammoniumet från rejecktvaatnet. Samtidigt behövde ammoniumbelastningen vara tillräckligt hög i kombination med att uppehållstiden i zonen inte var för kort så att syre blir kvar i returslammet ut från zonen.

6 SLUTSATS

RAS-DeOx-zonens förmåga att fungera som ett nitrifikationssteg för nitrifiering av ammoniumet från rejektivattnet utvärderades genom att belasta zonen med olika nivåer av ammonium, vid olika hög luftning i membrantankarna. Både experimentella försök och simuleringsstudier genomfördes. I modellen testades även två styrstrategier för zonen. Resultaten från både den experimentella studien och simuleringsstudien visade att:

- Nitrifikation och denitrifikation sker i RAS-DeOx-zonen. Enligt den experimentella studien sker det mer denitrifikation i zonen än vad resultat från simuleringsstudien visar.
- RAS-DeOx-zonen reducerade syret i returslammet från membrantankarna, dock när ammoniumbelastningen från rejektivattnet var låg och luftningen var hög i membrantankarna fanns det risk att syre hamnade i pilotanläggningens fördenitrifikation.
- Enligt den experimentella studien försämrades RAS-DeOx-zonens funktion som nitrifikationssteg för ammoniumet i rejektivattnet när ammoniumhalterna var hög in till membrantankarna då det minskade halterna av syre i returslammet in till zonen.
- Studien indikerar att det inte är nödvändigt att styra luftningen i RAS-DeOx-zonen vid hög ammoniumbelastning från rejektivattnet eftersom effektiviteten av reningsprocessen för pilotanläggningen ej förbättrades i tillräckligt hög grad i förhållande till de ökade kostnaderna för koldosering och luftningen i pilotanläggningen.
- Vid olika returflöden för RAS-DeOx-zonen påverkades främst koldosering och luftningen i pilotanläggningen enligt simuleringsstudien.

REFERENSER

- Alex, J., Benedetti, L., Copp, J., Gernaey, K.V., Jeppsson, U., Nopens, I., Pons, M.N., Rosen, C., Steyer, J.P. och Vanrolleghem, P. (2008). "Benchmark Simulation Model no.2 (BSM2)". Opublicerat material, tillhandahålles vid installation av BSM2.
- Andersson, S.L., Westling, K., Andersson, S., Laurell, C., Baresel, C., Narongin, M., Royen, H. och Bornold, N. (2017). *Pilotförsök med membranbioreaktor för avloppsvattenrening-delrapport 3-försöksår 3*. Tekn. rapport. IVL Svenska Miljö institutet och Stockholm Vatten AB.
- Brady, N.C (1984). *The Nature and Properties of Soils*. Ninth edition. Macmillan publishing company, s. 750.
- Brepols, C. (2011). *Operating Large Scale Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater Treatment*. IWA Publishing.
- Carlsson, B. (2010). *Some control strategies for the activated sludge process*. Tekn. rapport. Division of Systems och Control, Dep of Information Technology Uppsala University.
- Carlsson, B. och , S. Hallin (2010). *Tillämpad reglerteknik och mikrobiologi i kommunala reningsverk*. Publikation U10. Svenskt Vatten.
- Cheremisinoff, P.N (1995). *Handbook of Water and Wastewater Treatment Technology*. Marcel Dekker Inc.
- Davidsson, Å., Jönsson, K., Jansen, J.L.C. och Särner, E. (2008). *Metoder för Slamhydrolys*. Rapportnummer: 2008-09. Svenskt Vatten.
- Hagman, M., Nielsen, J.L., Nielsen, P.H. och Jansen, J. la C. (2006). *Identification of functional groups of denitrifiers in activated sludge*. IWA Publishing. ISBN: 1843395134.
- Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J. och Arvin, E. (2002). *Wastewater Treatment – Biological and chemical processes*. 3. Uppl. Springer-Verlag Berlin och Heidelberg GmbH Co. K., s. 1925–1937.
- Jeppsson, U. (1996). "A General Description of the Activated Sludge Model No. 1 (ASM1)". Examensarb. Lund University.
- Kampschruer, M., Temink, H., Kleerebezem, R. och Jetten, R. (2009). *Nitrous oxide emission during wastewater treatment*. vol. 43(17). Water Research, s. 4093–4103.
- Naturvårdsverket (2016). *Rening av avloppsvatten i Sverige 2014*. Rapport. Stockholm. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/8700/978-91-620-8728-9/> [2018-10-10].
- Oh, J. och , J. Silverstein (1999). *Oxygen inhibition of activated sludge denitrification*. vol. 33(8). Water Research, s. 1925–1937.

- Olsson, G. (2004). *ICA and me - a subjective review*. vol. 46(6). Water Research, s. 1585–1624.
- Pettersson, K. och , B. Boström (1990). *Kväveomsättning i limniska ekosystem*. Rapport 3822. Stockholm. Naturvårdsverket.
- Stenström, F., Jansen, J., Andersson Chan, A., Eliasson, M., Eriksson, Y., Martseng, A., Sehlén, R. och Thelin, G. (2017). *Rejektvattenbehandlingen kunskapssammanställning*. Rapportnummer: 2017-11. Svenskt vatten.
- Svenskt Vatten, (2010). *Avloppsteknik 1 Allmänt*. Publikation U1. Svenskt Vatten. ISSN:1654–5117.
- Svenskt Vatten, (2013). *Avloppsteknik 2 Reningsprocessen*. Publikation U2. Svenskt Vatten. ISSN:1654–5117.
- Söderström, A. (2018). ”Utvärdering av Kvävefraktioner i Avloppsreningsprocess med Membranbioreaktor”. Examensarb. Kungliga tekniska högskolan.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L. och Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and Reuse*. 4th edition. McMetcalfe Eddy, Inc., McGraw-Hill.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D. och Tsuchihashi, R. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5th edition. McMetcalfe Eddy, Inc., McGraw-Hill.

MUNTliga REFERENSER

- Andersson, Sofia. (2019). *Frågor angående pilotanläggningen på Hammarby Sjöstadsvärk*. Personlig kommunikation, Civilingenjör, IVL Svenska Miljöinstitutet [2019-01-09]
- Laurell, Christer. (2018). *Frågor angående ammoniumbelastning från rejecktvattnet för Henriksdals reningsverk*. Personlig kommunikation, Processingenjör, Stockholm Vatten och Avfall AB [2018-09-18]

A BILAGOR: EXPERIMENTELL STUDIE

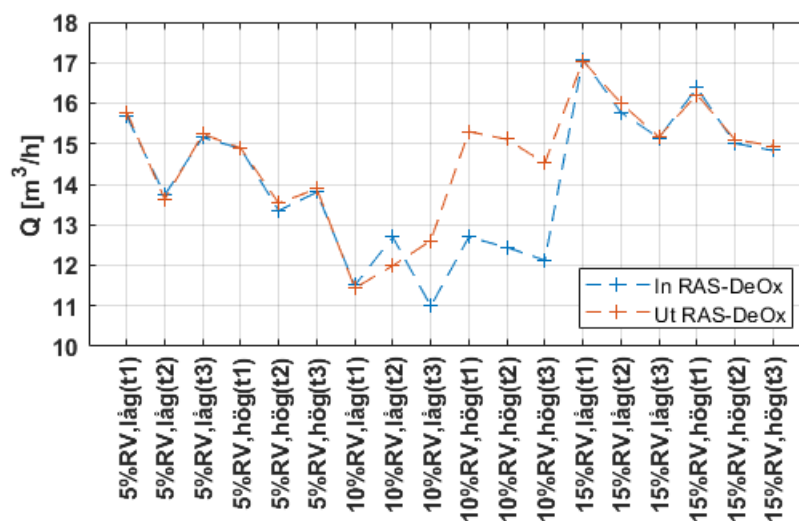
A.1 AMMONIUMBELASTNING FRÅN REJEKTVATTNET

Inkommande ammoniumbelastning till pilotanläggningen beräknades utifrån medelinfödet på 3,2 m³/h (Andersson et al., 2017) och en koncentration för inkommande kväve till pilotanläggningen på cirka 37 mg NH₄-N/l (Andersson, 2019). Utifrån detta beräknades inkommande belastningen till 37 mg NH₄-N/l · 3,2 m³/h ≈ 120 g NH₄-N/h. Därefter beräknades de värden för att uppnå cirka 5, 10 och 15 % belastning av inkommande ammoniumbelastning från rejektivattnet, de erhållna värden presenteras i punktlistan nedan.

- 5 %: 120 g NH₄-N/h · 0,05 = 6 g NH₄-N/h
- 10 %: 120 g NH₄-N/h · 0,10 = 12 g NH₄-N/h
- 15 %: 120 g NH₄-N/h · 0,15 = 18 g NH₄-N/h

A.2 RETURFLÖDE RAS-DEOX

I figur 16 visas hur returflödet varierades in och ut ur RAS-DeOx mellan provtagningsomgångar.



Figur 16: Flödet in och ut ur RAS-DeOx för alla provtagningsstillfällen vid de olika belastningar från rejektivattnet och luftningsnivåerna i MT.

A.3 PROVTAGNINGSDATA

I tabell 15 till tabell 20 presenteras den data som erhöles under provtagningen.

Tabell 15: Sammanställning av de erhållna värdena för koncentration av ammonium, nitrat, syre och flödet för provtagningsomgång 1. Provtagningsdatum var 2018-10-08.

Provtagningsomgång 1	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	Q [m ³ /h]
Tid: 09:20				
MT1	0,5	3,1	4,3	7,8
MT2	0,06	3,1	3,9	7,9
Rejektvatten	350	0,7	0,0	0,02
Utgående RAS-DeOx	0,07	2,8	1,0	15,9
Tid: 11:30				
MT1	0,05	6,4	2,7	6,7
MT2	0,04	5,9	2,5	7,0
Rejektvatten	350	0,7	0,0	0,02
Utgående RAS-DeOx	0,07	5,7	0,14	13,6
Tid: 13:58				
MT1	0,03	5,2	1,8	7,6
MT2	0,04	4,4	1,7	7,5
Rejektvatten	350	0,7	0,0	0,02
Utgående RAS-DeOx	0,04	4,4	0,1	15,2

Tabell 16: Sammanställning av de erhållna värdena för koncentration av ammonium, nitrat, syre och flödet för provtagningsomgång 2. Provtagningsdatum var 2018-10-09.

Provtagningsomgång 2	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	Q [m ³ /h]
Tid: 09:00				
MT1	0,03	2,4	7,0	7,5
MT2	0,02	2,6	6,5	7,4
Rejektvatten	350	0,7	0,0	0,02
Utgående RAS-DeOx	0,02	2,4	1,9	14,9
Tid: 11:35				
MT1	0,09	6,0	4,3	6,7
MT2	0,05	6,1	4,8	6,7
Rejektvatten	350	0,7	0,0	0,02
Utgående RAS-DeOx	0,04	5,9	0,2	13,5
Tid: 14:15				
MT1	0,3	6,1	3,7	6,9
MT2	0,5	5,6	4,5	6,9
Rejektvatten	350	0,7	0,0	0,02
Utgående RAS-DeOx	0,3	5,7	0,6	13,9

Tabell 17: Sammanställning av de erhållna värdena för koncentration av ammonium, nitrat, syre och flödet för provtagningsomgång 3. Provtagningsdatum var 2018-10-19.

Provtagningsomgång 3	NH₄-N [mg/l]	NO₃-N [mg/l]	O₂ [mg/l]	Q [m³/h]
Tid: 09:05				
MMT1	0,1	1,5	3,7	5,7
MT2	0,08	1,9	3,0	5,8
Rejektvatten	270	0,7	0,0	0,04
Utgående RAS-DeOx	0,7	1,2	0,04	11,4
Tid: 11:31				
MT1	0,05	5,9	1,0	5,8
MT2	0,1	5,0	1,0	6,8
Rejektvatten	270	0,7	0,0	0,04
Utgående RAS-DeOx	0,9	3,4	0,02	12,0
Tid: 14:00				
MT1	0,2	4,8	0,7	6,1
MT2	0,05	4,2	0,8	4,9
Rejektvatten	270	0,7	0,0	0,04
Utgående RAS-DeOx	1,1	3,6	0,02	12,6

Tabell 18: Sammanställning av de erhållna värdena för koncentration av ammonium, nitrat, syre och flödet för provtagningsomgång 4. Provtagningsdatum var 2018-10-22.

Provtagningsomgång 4	NH₄-N [mg/l]	NO₃-N [mg/l]	O₂ [mg/l]	Q [m³/h]
Tid: 09:01				
MT1	0,06	4,1	5,5	7,7
MT2	0,05	3,2	5,4	5,0
Rejektvatten	270	0,7	0,0	0,04
Utgående RAS-DeOx	0,06	2,9	0,12	15,3
Tid: 11:36				
MT1	0,04	5,9	5,3	7,5
MT2	0,2	4,8	5,4	4,9
Rejektvatten	270	0,7	0,0	0,04
Utgående RAS-DeOx	0,03	4,0	0,12	15,1
Tid: 14:03				
MT1	0,04	4,7	5,5	7,1
MT2	0,05	3,8	5,5	5,0
Rejektvatten	270	0,7	0,0	0,04
Utgående RAS-DeOx	0,08	2,9	0,1	14,5

Tabell 19: Sammanställning av de erhållna värdena för koncentration av ammonium, nitrat, syre och flödet för provtagningsomgång 5. Provtagningsdatum var 2018-10-25.

Provtagningsomgång 5	NH₄-N [mg/l]	NO₃-N [mg/l]	O₂ [mg/l]	Q [m³/h]
Tid: 09:07				
MT1	0,05	3,5	2,27	8,6
MT2	0,04	2,6	2,32	8,5
Rejektvatten	340	0,7	0,0	0,05
Utgående RAS-DeOx	0,5	1,8	0,07	17,1
Tid: 11:31				
MT1	0,05	4,4	0,9	7,8
MT2	0,03	3,8	1,2	7,9
Rejektvatten	340	0,7	0,0	0,05
Utgående RAS-DeOx	0,7	2,9	0,04	16,0
Tid: 14:08				
MT1	0,04	3,4	2,0	7,4
MT2	0,06	2,7	2,1	7,7
Rejektvatten	340	0,7	0,0	0,05
Utgående RAS-DeOx	0,09	2,5	0,04	15,2

Tabell 20: Sammanställning av de erhållna värdena för koncentration av ammonium, nitrat, syre och flödet för provtagningsomgång 6. Provtagningsdatum var 2018-10-26.

Provtagningsomgång 6	NH₄-N [mg/l]	NO₃-N [mg/l]	O₂ [mg/l]	Q [m³/h]
Tid: 09:07				
MT1	0,06	3,8	4,9	8,1
MT2	0,03	3,2	5,0	8,2
Rejektvatten	340	0,7	0,0	0,05
Utgående RAS-DeOx	0,3	2,1	0,12	16,2
Tid: 11:35				
MT1	0,08	4,8	4,4	7,5
MT2	0,07	4,3	4,7	7,46
Rejektvatten	340	0,7	0,0	0,05
Utgående RAS-DeOx	0,5	3,4	0,09	15,1
Tid: 14:06				
MT1	0,05	4,4	4,9	7,5
MT2	0,08	3,6	5,1	7,3
Rejektvatten	340	0,7	0,0	0,05
Utgående RAS-DeOx	0,3	2,8	0,09	15,0

A.4 FÖRHÅLLANDEN VID PROVTAGNING

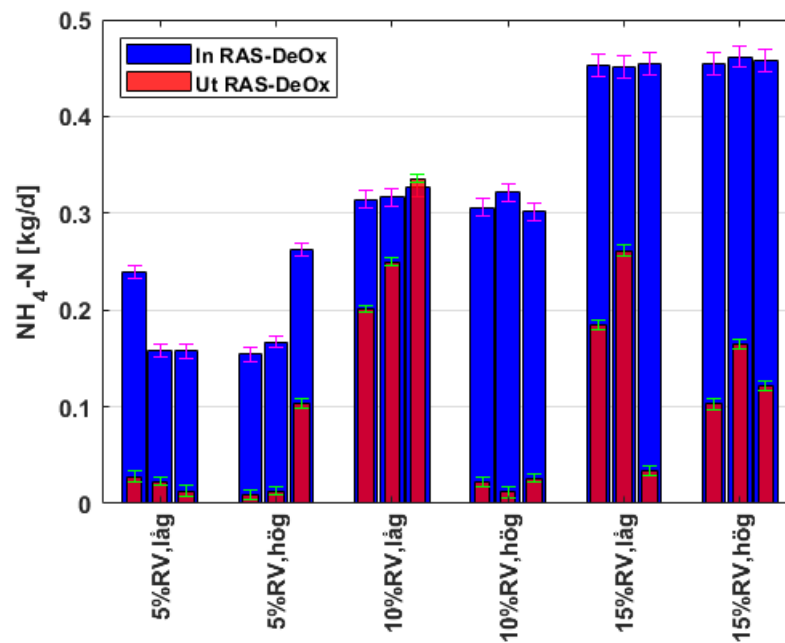
I tabell 21 presenteras de erhållna värdena från givare och data för pH och temperatur i MT, ammoniumhalter i BR5 och RAS-DeOx-zonen och uppehållstiden i zonen. Upphållstiden beräknades utifrån utgående flöde från RAS-DeOx. Sensorn för ammonium klarar ej av att mäta halter under 0.1 mg/l därav är många halter av ammonium i RAS-DeOx noll enligt styrsystemsdata.

Tabell 21: Förhållanden i pilotanläggningen och i MT för varje provtagningstillfälle.

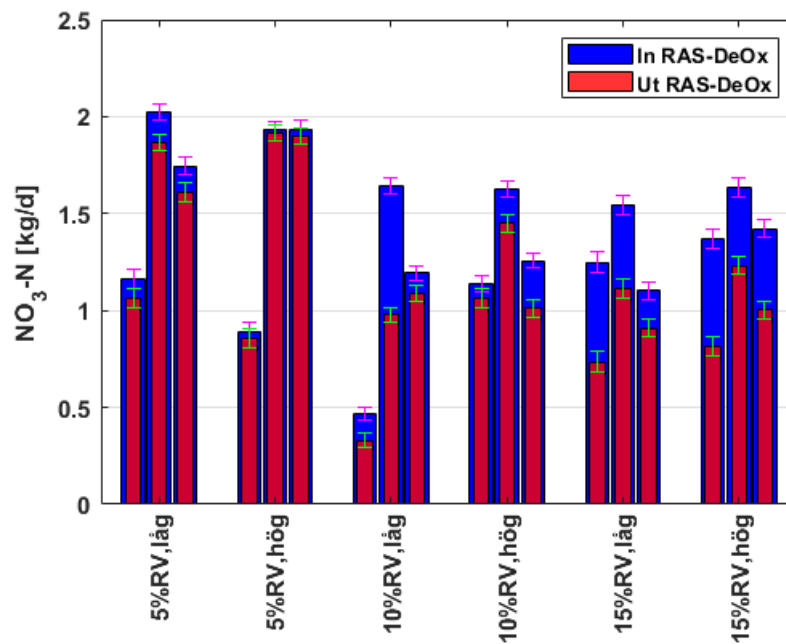
Provtagningsdatum	pH	Temp [°C]	NH ₄ ⁺ BR5 [mg/l]	NH ₄ ⁺ RD [mg/l]	Upphållstid [min]
2018-10-08 09:20 (1)	6,7	22,4	0,2	0,0	10,3
2018-10-08 11:35 (1)	6,7	22,3	0,5	0,0	11,9
2018-10-08 13:58 (1)	6,6	22,3	0,7	0,0	10,6
2018-10-09 09:00 (2)	6,9	22,5	0,2	0,0	10,9
2018-10-09 11:35 (2)	6,7	22,3	1,7	0,0	12,0
2018-10-09 14:15 (2)	7,0	22,5	2,4	0,0	11,7
2018-10-19 09:05 (3)	6,6	23,6	0,4	0,3	14,2
2018-10-19 11:31 (3)	6,5	23,2	1,6	0,3	13,5
2018-10-19 14:00 (3)	6,5	23,3	1,8	0,9	12,9
2018-10-22 09:01 (4)	6,7	23,7	0,4	0,0	10,6
2018-10-22 11:36 (4)	6,7	23,4	0,4	0,0	10,7
2018-10-22 14:03 (4)	6,7	23,5	0,3	0,0	11,2
2018-10-25 09:07 (5)	6,7	22,8	0,3	0,0	9,5
2018-10-25 11:31 (5)	6,5	22,5	0,7	0,0	10,1
2018-10-25 14:08 (5)	6,6	22,8	0,3	0,0	10,7
2018-10-26 09:07 (6)	6,7	22,4	0,3	0,0	10,0
2018-10-26 11:35 (6)	6,7	22,2	0,5	0,0	10,7
2018-10-26 14:06 (6)	6,7	22,4	0,3	0,0	10,8

A.5 MASSFLÖDEN RAS-DEOX

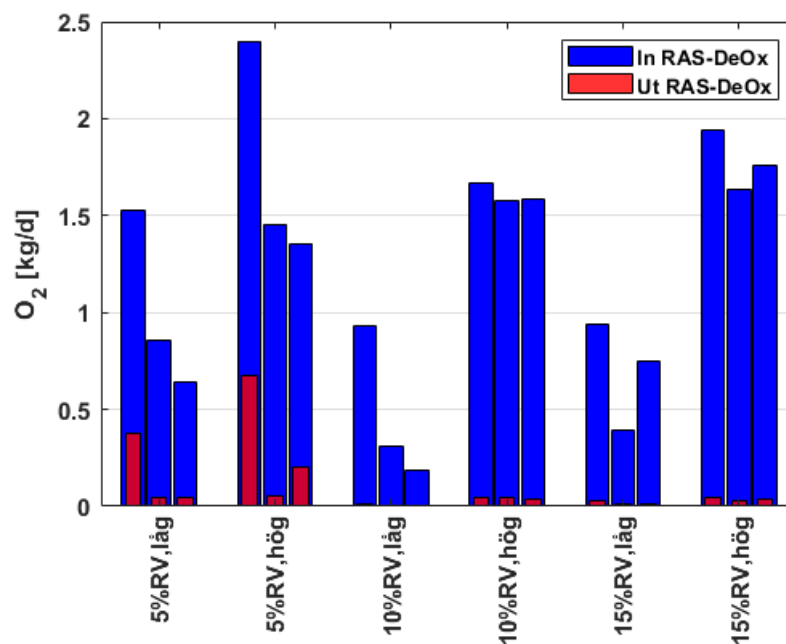
I figur 17 till figur 19 presenteras de erhållna resultatet för massflöden in och ut ur RAS-DeOx-zonen för ammonium, nitrat och syre. För ammonium och nitrat är standardavvikelsen inkluderat (rosa färg för in till RAS-DeOx och grön färg för ut ur RAS-DeOx).



Figur 17: Massflöden in och ut ur RAS-DeOx för ammonium vid samtliga provtagningstillfällen.



Figur 18: Massflöden in och ut ur RAS-DeOx för nitrat vid samtliga provtagnings-tillfällen.



Figur 19: Massflöden in och ut ur RAS-DeOx för syre vid samtliga provtagnings-tillfällen.

A.6 REDUKTIONSDATA

I tabell 22 till 27 presenteras resultaten för den procentuella massflödesreduktionen av ammonium, nitrat och syre i RAS-DeOx-zonen för alla provtagningsomgångar.

Tabell 22: Provtagningsomgång 1

Provtagningstid	Reduktion NH_4^+ [%]	Reduktion NO_3^- [%]	Reduktion O_2 [%]
09:07	88,3	23,0	75,5
11:30	85,5	13,6	94,7
13:58	91,6	14,8	92,6

Tabell 23: Provtagningsomgång 2

Provtagningstid	Reduktion NH_4^+ [%]	Reduktion NO_3^- [%]	Reduktion O_2 [%]
09:00	94,4	17,3	72,0
11:35	92,2	8,3	96,4
14:15	60,5	9,3	85,2

Tabell 24: Provtagningsomgång 3

Provtagningstid	Reduktion NH_4^+ [%]	Reduktion NO_3^- [%]	Reduktion O_2 [%]
09:05	36,1	43,4	98,8
11:31	21,1	42,8	98,2
14:00	-2,9	8,6	96,8

Tabell 25: Provtagningsomgång 4

Provtagningstid	Reduktion NH_4^+ [%]	Reduktion NO_3^- [%]	Reduktion O_2 [%]
09:20	92,8	25,1	97,4
11:36	96,4	25,1	97,3
14:03	91,2	34,0	97,8

Tabell 26: Provtagningsomgång 5

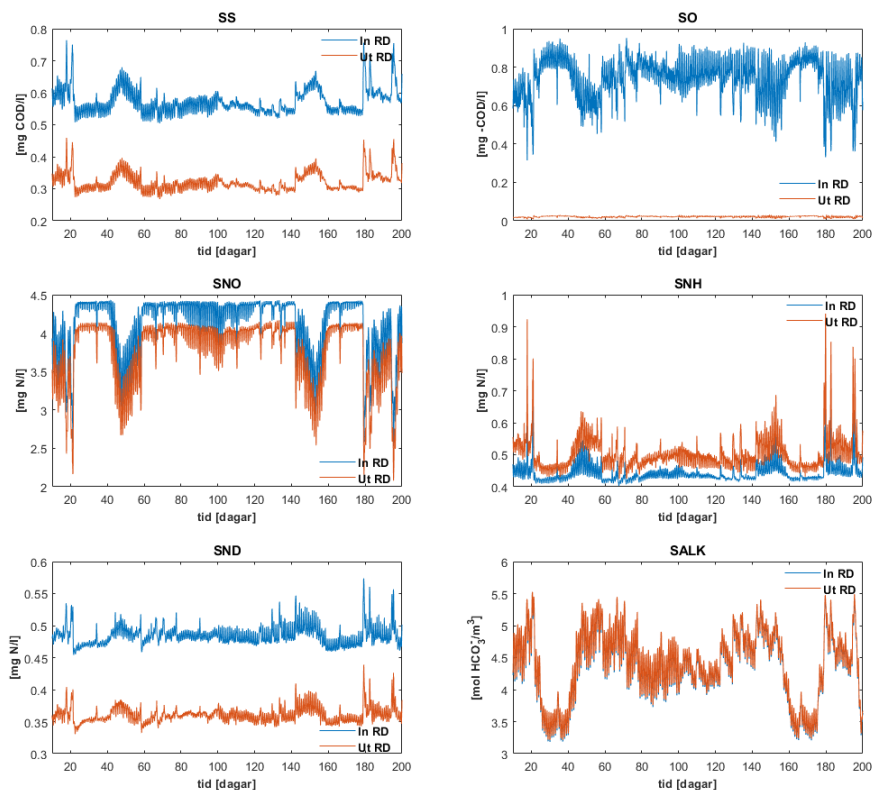
Provtagningstid	Reduktion NH_4^+ [%]	Reduktion NO_3^- [%]	Reduktion O_2 [%]
09:07	59,3	51,5	97,0
11:31	42,1	35,9	96,1
14:08	92,5	40,3	98,1

Tabell 27: Provtagningsomgång 6

Provtagningstid	Reduktion NH_4^+ [%]	Reduktion NO_3^- [%]	Reduktion O_2 [%]
09:07	77,4	52,5	97,6
11:35	64,4	36,2	98,0
14:06	73,6	42,8	98,2

B BILAGOR: SIMULERINGSSTUDIE

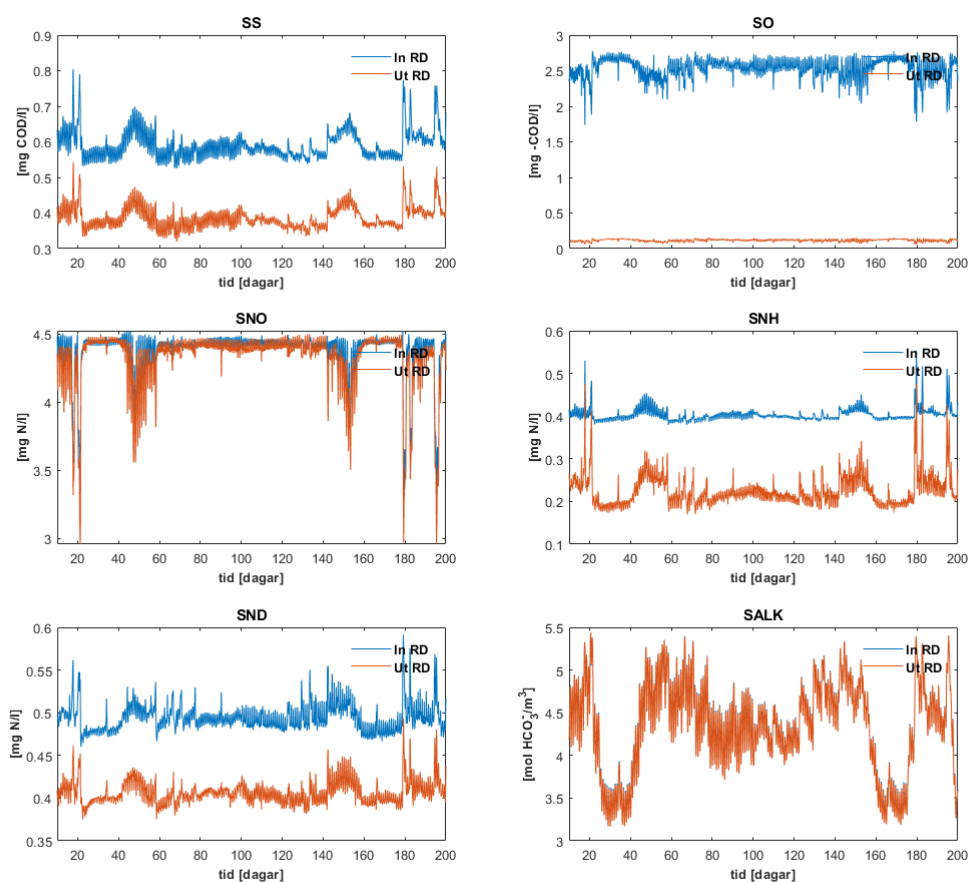
B.1 RESULTAT FÖR 5 % AMMONIUMBELASTNING



Figur 20: Koncentration in och ut ur RAS-DeOx-zonen för de undersökta tillståndsvariablerna för en simuleringsperiod. Belastningen från rejektvattnet var 5 % och luftningen i MT var inställda på L1.

Tabell 28: Medelmassflöde in och ut ur RAS-DeOx för en simuleringsperiod samt skillnaden mellan medelmassflödet in och ut ur zonen och förändringen i procent för de undersökta tillståndsvariablerna för L1 i MT och 5 % belastning från rejektvatten.

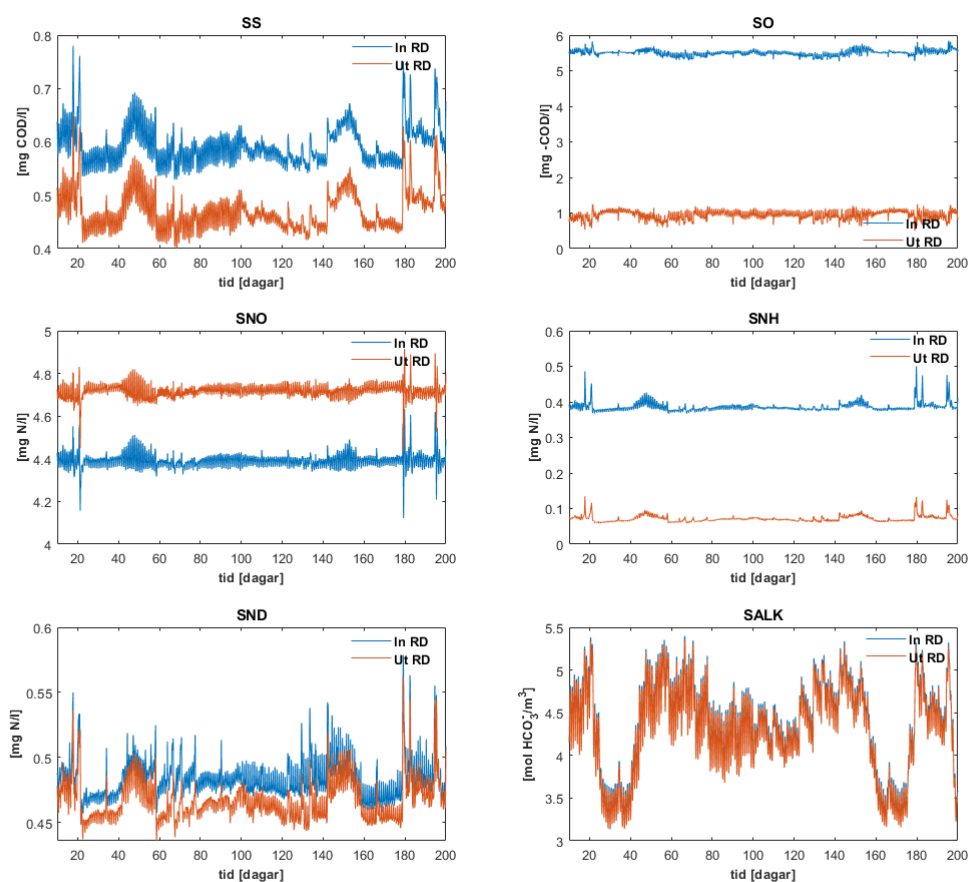
Tillståndsvariabel	\bar{M}_{in} [kg/d]	\bar{M}_{ut} [kg/d]	$\Delta\bar{M}_{ut-in}$ [kg/d]	$\Delta\bar{M}$ [%]
S _S	0,19	0,11	-0,08	-44
S _O	0,25	0,01	-0,24	-97
S _{NO}	1,38	1,26	-0,11	-8,3
S _{NH}	0,15	0,17	0,02	13
S _{ND}	0,16	0,12	-0,04	-26
S _{ALK}	1,46	1,47	0,01	0,7



Figur 21: Koncentration in och ut ur RAS-DeOx-zonen för de undersökta tillståndsvariablerna för en simuleringsperiod. Belastningen från rejektvattnet var 5 % och luftningen i MT var inställda på L2.

Tabell 29: Medelmassflöde in och ut ur RAS-DeOx för en simuleringsperiod samt skillnaden mellan medelmassflödet in och ut ur zonen och förändringen i procent för de undersökta tillståndsvariablerna för L2 i MT och 5 % belastning från rejektvatten.

Tillståndsvariabel	\bar{M}_{in} [kg/d]	\bar{M}_{ut} [kg/d]	$\Delta\bar{M}_{ut-in}$ [kg/d]	$\Delta\bar{M}$ [%]
S _S	0,20	0,13	-0,07	-35
S _O	0,85	0,04	-0,81	-96
S _{NO}	1,46	1,44	-0,02	-1,1
S _{NH}	0,13	0,07	-0,06	-44
S _{ND}	0,17	0,14	-0,03	-18
S _{ALK}	1,45	1,45	0,00	-0,2

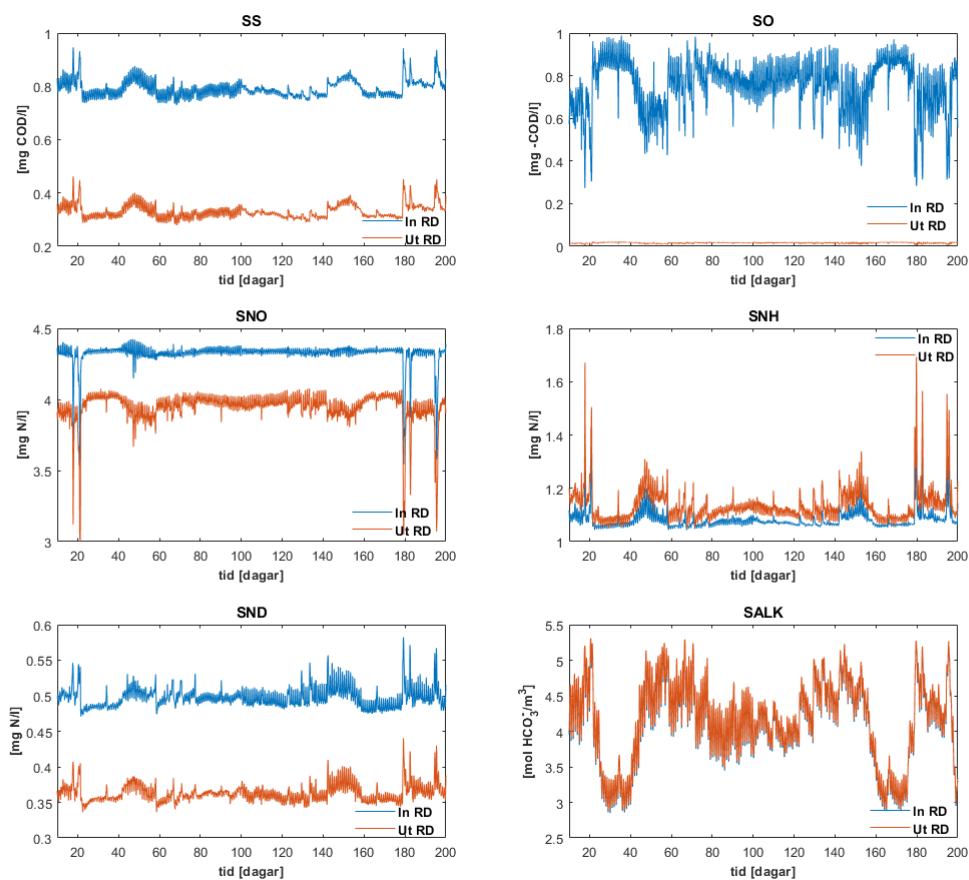


Figur 22: Koncentration in och ut ur RAS-DeOx-zonen för de undersökta tillståndsvariablerna för en simuleringsperiod. Belastningen från rejektvattnet var 5 % och luftningen i MT var inställda på L3.

Tabell 30: Medelmassflöde in och ut ur RAS-DeOx för en simuleringsperiod samt skillnaden mellan medelmassflödet in och ut ur zonen och förändringen i procent för de undersökta tillståndsvariablerna för L3 i MT och 5 % belastning från rejektvatten.

Tillståndsvariabel	\bar{M}_{in} [kg/d]	\bar{M}_{ut} [kg/d]	$\Delta\bar{M}_{ut-in}$ [kg/d]	$\Delta\bar{M}$ [%]
S _S	0,20	0,16	-0,04	-21
S _O	1,84	0,32	-1,52	-83
S _{NO}	1,47	1,58	0,11	7,4
S _{NH}	0,13	0,02	-0,11	-82
S _{ND}	0,16	0,16	-0,01	-3,5
S _{ALK}	1,45	1,44	-0,02	-1,1

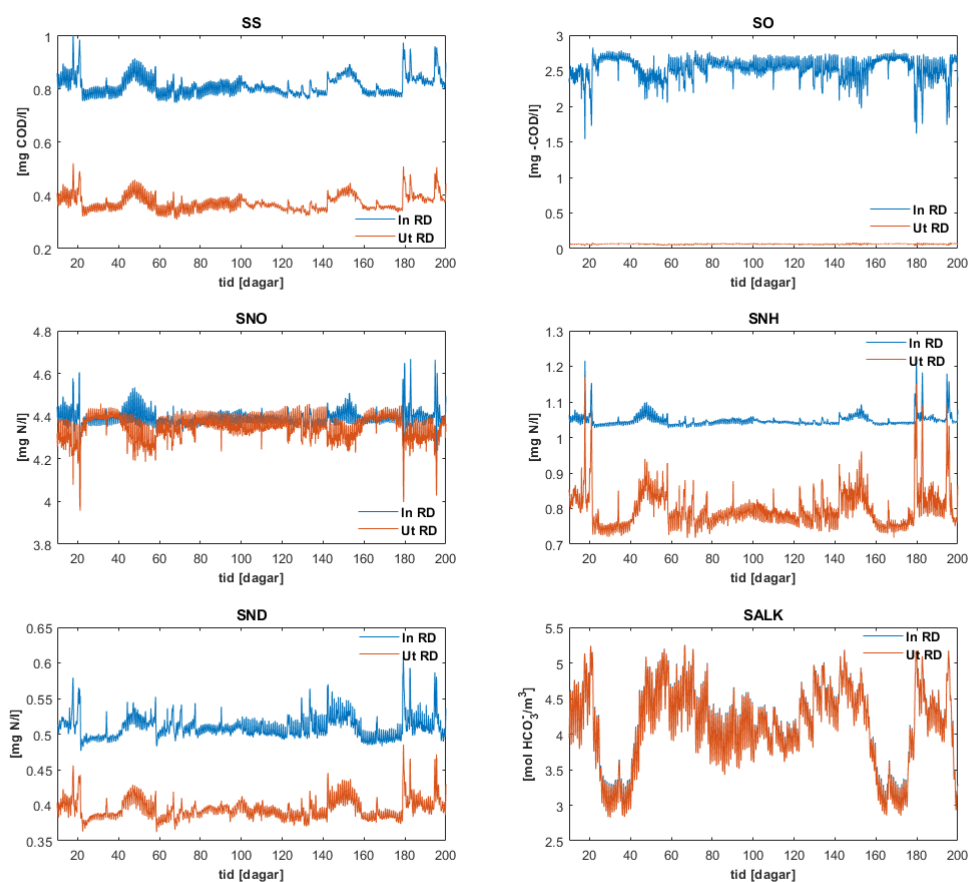
B.2 RESULTAT FÖR 15 % AMMONIUMBELASTNING



Figur 23: Koncentration in och ut ur RAS-DeOx-zonen för de undersökta tillståndsvariablerna för en simuleringsperiod. Belastningen från rejektivattnet var 15 % och luftningen i MT var inställda på L1.

Tabell 31: Medelmassflöde in och ut ur RAS-DeOx för en simuleringsperiod samt skillnaden mellan medelmassflödet in och ut ur zonen och förändringen i procent för de undersökta tillståndsvariablerna för L1 i MT och 15 % belastning från rejektivatten.

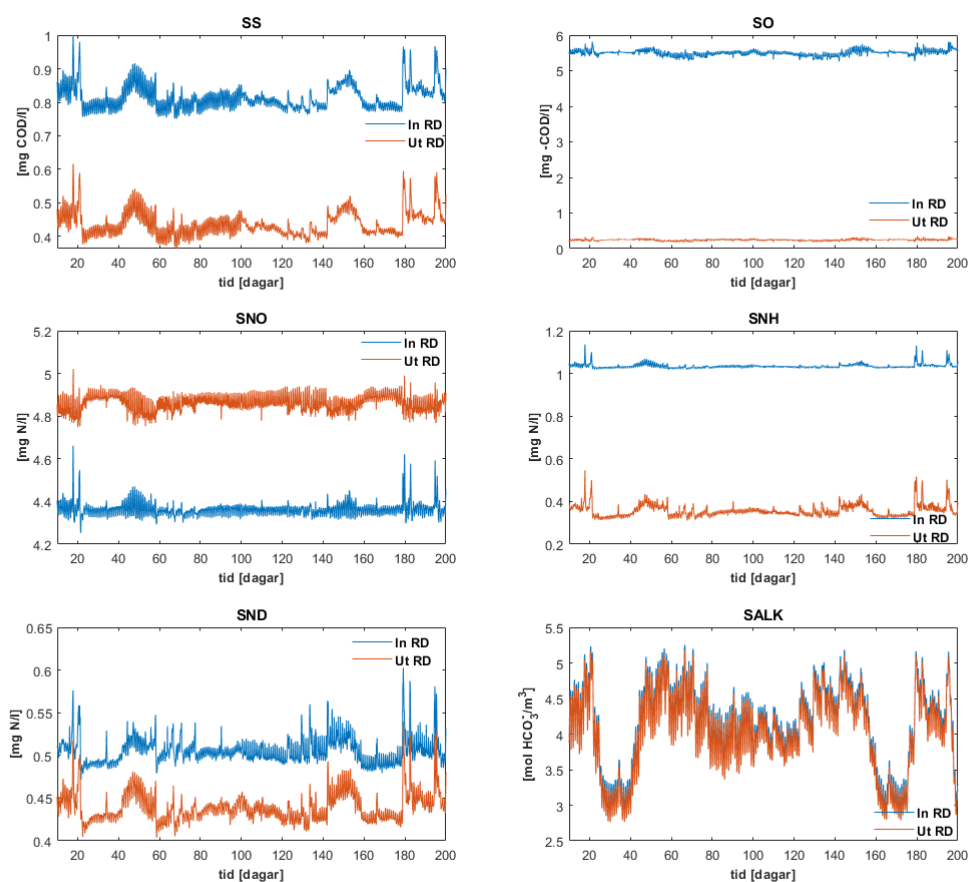
Tillståndsvariabel	\bar{M}_{in} [kg/d]	\bar{M}_{ut} [kg/d]	$\Delta\bar{M}_{ut-in}$ [kg/d]	$\Delta\bar{M}$ [%]
S _S	0,26	0,11	-0,15	-58
S _O	0,25	0,01	-0,25	-98
S _{NO}	1,44	1,32	-0,13	-8,7
S _{NH}	0,36	0,38	0,02	4,9
S _{ND}	0,17	0,12	-0,05	-27
S _{ALK}	1,38	1,39	0,01	0,8



Figur 24: Koncentration in och ut ur RAS-DeOx-zonen för de undersökta tillståndsvariablerna för en simuleringsperiod. Belastningen från rejektvattnet var 15 % och luftningen i MT var inställda på L2.

Tabell 32: Medelmassflöde in och ut ur RAS-DeOx för en simuleringsperiod samt skillnaden mellan medelmassflödet in och ut ur zonen och förändringen i procent för de undersökta tillståndsvariablerna för L2 i MT och 15 % belastning från rejektvatten.

Tillståndsvariabel	\bar{M}_{in} [kg/d]	\bar{M}_{ut} [kg/d]	$\Delta\bar{M}_{ut-in}$ [kg/d]	$\Delta\bar{M}$ [%]
S _S	0,27	0,12	-0,15	-54
S _O	0,85	0,02	-0,83	-98
S _{NO}	1,47	1,45	-0,02	-1,1
S _{NH}	0,35	0,27	-0,08	-23
S _{ND}	0,17	0,13	-0,04	-23
S _{ALK}	1,37	1,37	0,00	-0,4



Figur 25: Koncentration in och ut ur RAS-DeOx-zonen för de undersökta tillståndsvariablerna för en simuleringsperiod. Belastningen från rejektvattnet var 15 % och luftningen i MT var inställda på L3.

Tabell 33: Medelmassflöde in och ut ur RAS-DeOx för en simuleringsperiod samt skillnaden mellan medelmassflödet in och ut ur zonen och förändringen i procent för de undersökta tillståndsvariablerna för L3 i MT och 15 % belastning från rejektvatten.

Tillståndsvariabel	\bar{M}_{in} [kg/d]	\bar{M}_{ut} [kg/d]	$\Delta\bar{M}_{ut-in}$ [kg/d]	$\Delta\bar{M}$ [%]
S _S	0,27	0,15	-0,13	-47
S _O	1,84	0,08	-1,76	-96
S _{NO}	1,46	1,63	0,17	12
S _{NH}	0,35	0,12	-0,23	-67
S _{ND}	0,17	0,15	-0,02	-13
S _{ALK}	1,37	1,35	-0,03	-2,1