Kandidatarbete 2024

Potential och implementering av anammox i huvudströmmen:
En utvärdering av teknikens lämplighet för kommunalt avloppsvatten

ACEX11-VT24-70

Unni Granfors, Simon Lindwall, Lovisa Razpotnik

Handledare: Frank Persson

2024-05-08

Department of Architecture and Civil Engineering

Division of Water Environment Technology

Chalmers University of Technology

Gothenburg, Sweden 2024

Förord

Vi vill tacka Ville Tanskanen på Gryaab för data som utgjort grunden för vår studie samt för tålamodet i vår korrespondens. Det var mycket vi inte hade full förståelse för initialt, mycket av vilket löste sig med Villes hjälp. Vi vill även rikta tacksamhet till vår handledare Frank Persson som agerat bollplank under hela studiens gång och visat oss i rätt riktning när vi varit frågande.

Abstract

Eutrophication, the shift towards a more circular economy, and stricter EU directives on nitrogen removal from wastewater necessitate the revision of current energy-intensive and costly treatment processes, encouraging the exploration of new alternatives. Utilizing anaerobic ammonium-oxidizing bacteria, a process called anammox, can reduce the need for oxygen and organic carbon sources in nitrogen removal. A challenge has been the significant reduction in removal rate at low temperatures; however, this study demonstrates the theoretical feasibility of implementing an anammox process in the mainstream, even at low temperatures. By analyzing data from Ryaverket in Gothenburg and its existing tank sizes it is established that, despite previous uncertainties, sufficient nitrogen removal can be achieved using anammox while conserving resources, even with reasonably sized tanks. Nevertheless, it is crucial to consider other factors that affect the nitrogen removal rate and the recovery time of the bacteria after a cold period. Further studies are therefore recommended before anammox can be implemented on a large scale, but it emerges as a viable option for future nitrogen removal processes.

Sammanfattning

Övergödning, mer cirkulär ekonomi och hårdare direktiv från EU gällande kväverening av avloppsvatten gör att den idag energikrävande och dyra avloppsvattenreningen behöver ses över och nya alternativ behöver tas fram. Med hjälp av anaerobt ammoniumoxiderande bakterier, en process vid namn anammox, kan behovet av syre och kolkälla i kvävereningen minskas. Ett problem har varit att låga temperaturer minskar reningshastigheten drastiskt, men i denna studie visas att det i teorin skulle fungera att använda anammox i huvudströmmen även vid låg temperatur. Genom att använda data från Ryaverket i Göteborg samt undersöka befintliga tankstorlekar kan det fastslås att det med anammox, trots tidigare frågetecken inom området, går att uppnå tillräcklig kväverening samtidigt som resurser sparas, även vid fullt rimliga bassängstorlekar. Det är dock viktigt att beakta även andra faktorer med inverkan på kvävereningshastigheten och återhämtningstid för bakterierna efter en kall period. Vidare studier rekommenderas därför innan anammox kan implementeras storskaligt, men anammox kan ses som ett alternativ för framtida kvävereningsprocess.

Innehållsförteckning

Förord 2
1. Introduktion 1
1.1 Syfte 2
1.2 Frågeställningar 2
1.3 Avgränsningar 2
2. Bakgrund 3
2.1 Kvävets kretslopp och människan 3
2.2 Kemiska processer för kväverening 4
2.2.1 Nitrifikation 5
2.2.2 Denitrifikation 5
2.3 Kväverening på Ryaverket 6
2.4 Slam och biogas 7
2.5 Anaerobt ammoniumoxiderande bakterier 8
2.5.1 Två olika metoder 9
2.5.2 Utmaningar med anammox 10
2.6 Lokala förutsättningar för Göteborg 11
3. Metod 12
3.1 Litteraturstudie 12
3.2 Undersökning av befintliga reningsverk 12
3.3 Dataanalys 12
3.4 Framtagning av modell 12
3.5 Beräkningar och ekvationer 13
4. Resultat 15
4.1 Data och litteraturstudier 15
4.1.1 Data från Ryaverket 15
4.1.2 Tidigare forskning 17
4.2 Ett perfekt scenario 19
4.2.1 Konventionell rening 20
4.2.3 PNA 22
4.2.3 PDA 22
4.2.4 Sammanfattning av det perfekta scenariot 24
4.3 Anammox i Ryaverket 24
4.3.1 PNA 25
4.3.2 PDA 27

4.4 Kostnadsjämförelse 29
5. Diskussion 31
5.1 Resultatdiskussion 31
5.1.1 Reningsgrad 31
5.1.2 Resursförbrukning 31
5.1.3 Energibehov 32
5.1.4 Slam och biogas 32
5.2 Brister med studien och resultatet 32
5.2.1 Förenkling av indata 32
5.2.2 Förenklingar vid modelleringen och beräkningar 33
5.3 Vidare undersökningar 34
6. Slutsats 36
Referenser 37

1. Introduktion

Ett allt större miljöproblem är eutrofiering, eller övergödning, av hav och sjöar där Östersjön är ett speciellt utsatt område. Eutrofiering av haven är ett resultat av bland annat kväveutsläpp, vilket leder till ökad tillväxt av alger. När algerna blommar och sedan dör sjunker de till botten där stora mängder syre förbrukas då algerna bryts ner. En syrefattig miljö kan leda till förändringar i beteende och framkalla dålig hälsa hos många organismer (Havs-och vattenmyndigheten, 2015). Samtidigt är haven mycket viktiga ekosystem, som bland annat bidrar med en stor andel av syreproduktionen, föda och rekreationsmöjligheter (Skeri, u.å.). Alltså är det viktigt att bevara de marina miljöerna och minska kväveutsläppen vilket är varför FN:s miljömål 14 understryker detta och värnar om problemet med eutrofiering (FN, 2023).

Mänsklig aktivitet bidrar till ökade kväveutsläpp. Kvävet tillförs bland annat genom förbränning av fossila bränslen, jordbruk och utsläpp från reningsverk. Inom jordbruk används gödningsmedel som innehåller kväve, medan det i avloppsvatten förekommer som urinämne eller som ammonium och organiskt kväve i avföring (Vitousek m.fl., 1997). För att minska de risker och problem som uppkommer vid kväveutsläpp har EU påbörjat processen att skärpa reglerna för utsläpp (General Secretariat of the Council, 2024). 2021 kom en europeisk klimatlag om att minska kväveutsläpp med 55% till 2030 (Europaparlamentet, 2023). 2022 kom också ett direktiv gällande nitrat, vilket har som syfte att skydda vattenkvalitén. De hårdare reglerna leder till ett ökat tryck på reningsverk och deras behandling av vattnet för att minska sina kväveutsläpp. Kravet på kvävereningsgraden idag är att 70% av det inkommande kvävet ska renas bort. (*Kväve- och fosforreduktion – krav och regler för havet - Svenskt Vatten*, u.å.)

För att rena kväve från avloppsvattnet sker två huvudsakliga kemiska processer, nitrifikation och denitrifikation, där bakterier stegvis omvandlar det inkommande kvävet till kvävgas. De kemiska processerna tillämpas praktiskt i reningsverk genom olika metoder, som exempelvis aktivt slam och biobäddar (la Cour Jansen m.fl., u.å.). Samtliga metoder bygger på att bakterier sitter på bärare eller i kolonier med andra mikroorganismer samt är i direkt kontakt med avloppsvattnet, varpå de kan ta upp kvävet i aktuell form och föra reaktionerna framåt (la Cour Jansen m.fl., 2021). För att reaktionerna ska kunna ske krävs för nitrifikationen syre och för denitrifikationen organiskt material, vilka båda ofta behöver tillsättas externt. Att syresätta vattnet och tillsätta det organiska materialet kräver både energi och extra resurser.

En speciell process vid namn anammox utnyttjar anaerobt ammoniumoxiderande bakterier som kan omvandla ammonium till kvävgas genom att andas nitrit istället för syre (Kartal m.fl., 2010). Detta gör att flera steg i omvandlingsprocessen kan hoppas över och därmed kan processen i teorin spara energi. Dessutom kan anammoxbakteriernas behov av kol tillgodoses med koldioxid som naturligt finns i vattnet, och krav finns inte heller på kolkälla (Trinh m.fl., 2021). Detta, samt pilotstudier, visar att användning av anammox möjligtvis är en mer resurseffektiv lösning än den konventionella kvävereningen som idag används (Y. Cao m.fl., 2017). Problemet med dessa bakterier är att deras mest effektiva temperatur är relativt hög, omkring 37°C, och därför är svåra att implementera i reningsverkens huvudström som i regel är kallare. Det finns redan idag implementeringar av anammoxrening i på exempelvis Ryaverket i rejektvattnet där temperaturen är tillräckligt hög för att anammoxa bakterier skall verka effektivt (Gryaab m.fl., 2017).

Ryaverket i Göteborg hade som mål 2023 att 70% av inkommande kväve skulle renas bort (Gryaab & Videbris, 2024). De har enligt sin Miljörapport för år 2023 ett miljötillstånd från Miljöprovningsdelegationen i Västra Götalands län från 2020 som tillåter ett maximalt halt totalkväve på 8 mg/l och 1000 ton per år i utgående avloppsvatten. I samma rapport beskrivs det att medelhalten totalkväve för det aktuella året var 7,1 mg/l och den totala mängden var 976 ton. Dessa värden

innefattar både vatten som renas, och sådant som inte renas. Vid för höga flöden räcker inte kapaciteten på verket till och avloppsvattnet genomgår bräddning, och leds utan att rena direkt till recipient. Detta är inte helt ovanligt i Göteborg med tanke på de stora mängderna regn som faller årligen (SMHI, u.å.).

1.1 Syfte

Syftet med studien är att jämföra den konventionella kvävereningen i huvudströmmen i svenska reningsverk med anammox, utifrån beräkningar baserat på data och antaganden. Studien fokuserar på kvävereningsgrad, energiförbrukning och resursanvändning för de olika processerna.

1.2 Frågeställningar

Följande frågeställningar står i centrum för denna studie och besvaras i rapportens senare delar:

- Vid perfekta förhållanden, hur mycket resurser och energi kräver en kväverening baserad på anammox?
- Vad blir effektiviteten om anammox tillämpas på Ryaverket idag baserat på 2023 års medeltemperatur samt de befintliga tankarna?
- Vilka förändringar gällande bassängstorlekar skulle behövas för att kunna implementera anammox på Ryaverket?

1.3 Avgränsningar

Arbetet ämnar endast jämföra den konventionella kvävereningen med anammox. Studien undersöker inte möjligheterna för metoder där kväve återvinns och tar inte hänsyn till vattnets pH. Tyngdvikten ligger på kväverening och inte rening av organiskt material, trots att dessa två ofta går hand i hand. Eventuella uppstartsprocesser för anammox samt kostnader för etablering och ombyggnation vid eventuell implementering beaktas inte. Efter granskning av de olika reningsverken i Sverige togs beslutet att fokusera på Ryaverket på grund av ett par anledningar. Först och främst eftersom deras process är effektiv och enskilda reningssteg lätt kan relateras till denna studie vilket också gör det lättare att göra teoretiska modeller baserat på den nuvarande strukturen. Ryaverket har också varit samarbetsvilliga och bidragit med all information och data som behövts. De förenklingar som tillämpades under arbetets gång diskuteras vidare under *5. Diskussion*.

2. Bakgrund

Under detta avsnitt presenteras en litteratursammanställning av kvävets roll och hur rening av det fungerar idag, både kemiskt och hur processerna ser ut på Ryaverket. Även en redovisning av vad anammox är och varför det inte används så mycket idag finnes under detta kapitel. I *tabell 1*, *tabell 2* och *tabell 3* nedan presenteras ordlistor över begrepp som används samt förkortningar och kemikalier som är relevanta för detta och kommande kapitel.

Tabell 1. Ordlista över begrepp som förekommer i rapporten.

Begrepp	Förklaring
Oxidering	Kemisk process där ett ämne avger en eller flera elektroner
Nitrifikation	Oxidering av ammonium till nitrat
Denitrifikation	Oxidering av nitrat till kvävgas
Nitratation	Oxidering av nitrit till nitrat
Aerobt	Syre finns tillgängligt
Anaerobt	Syre finns inte tillgängligt
Autotrof	Mikroorganism som har oorganiskt kol (ex CO_2) som energikälla
Heterotrof	Mikroorganism som har organiskt kol som energikälla
Fakultativ	Mikroorganism som kan använda olika ämnen som elektronacceptor
COD	Chemical Oxygen Demand, mängden partikulärt organiskt material
COD-f	Mängden löst organiskt material

Tabell 2. Ordlista över förkortningar som förekommer i rapporten

Förkortning	Förklaring
AOB	Ammoniumoxiderande bakterier
NOB	Nitratoxiderande bakterier
PNA	Partiell-nitrifikation-anammox
PDA	Partiell-denitrifikation-anammox
FS	Försedimentering
AS	Aktivt slam
ES	Eftersedimentering
BB	Biobädd
EN	Efternitrifikation
EDN	Efterdenitrifikation

Tabell 3. Ordlista över kemikalier som förekommer i rapporten

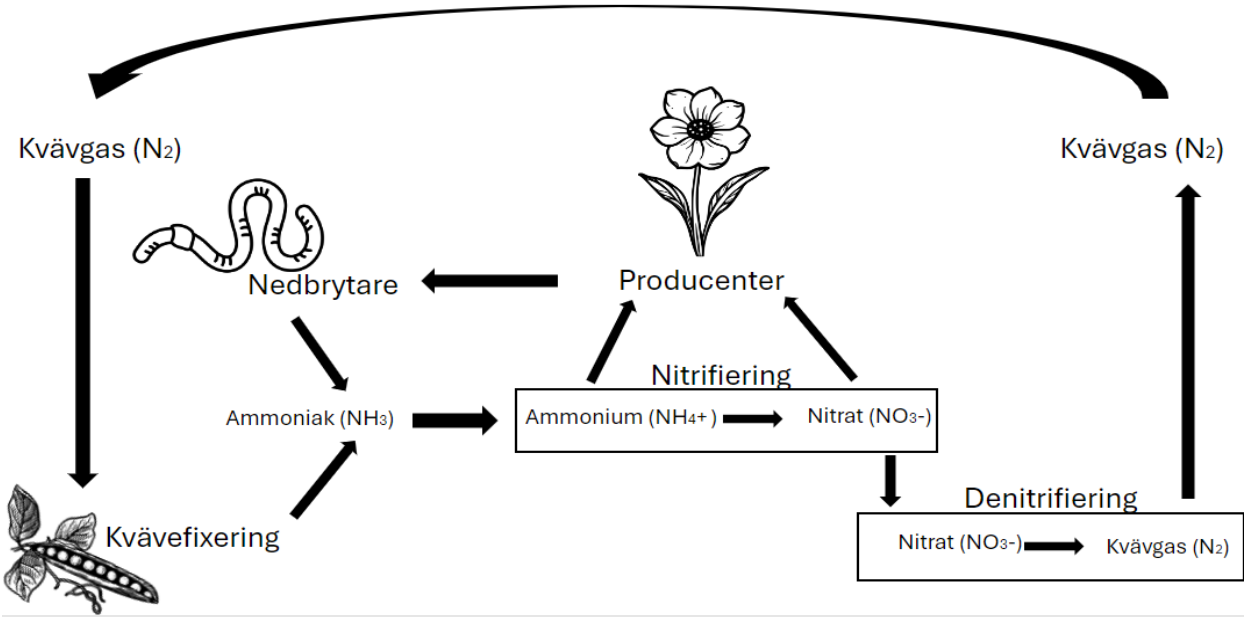
Kemikalie	Förklaring
N_2	Kvävgas
NH_4^+	Ammonium
NH_3	Ammoniak
NO_2^-	Nitrit
NO_3^-	Nitrat
HCO_3^-	Bikarbonat
$C_5H_7NO_2$	Organiskt material
$C_{18}H_{19}O_9N$	Organiskt material
$CH_{1,74}O_{0,31}N_{0,2}$	Organiskt material
CH_3OH	Metanol
CH_3COO^-	Acetat

2.1 Kvävets kretslopp och människan

Kväve är ett livsnödvändigt grundämne för växter och djur och existerar i en naturlig balans som kan ses som ett kretslopp, se *Figur 1* nedan. Detta kretslopp kan rubbas vilket leder till stora konsekvenser för samhället och likaså har människor en stor påverkan på kretsloppet genom utsläpp av kväve samt förbränning av fossila bränslen (Petersson, 2008). Därför är det viktigt att minimera utsläppen samt uppmärksamma mänsklig påverkan.

I kretsloppet finns olika organismer med olika roller för att föra runt kvävet. Dels finns det så kallade producenter, alltså växter som tar upp ammoniumjoner (NH_4^+) och nitratjoner (NO_3^-) från jorden och använder detta som kvävenäring för att skapa aminosyror för att kunna fortsätta växa (Petersson, 2008). Dels finns nedbrytare i form av exempelvis svampar, maskar och bakterier som skapar ammoniak (NH_3) utav kvävet i död biomassa som sedan övergår till ammoniumjoner i det översta jordlagret, även kallat humuslagret. I miljöer där syre finns (aeroba förhållanden) sker sedan nitrifikation där ammoniumet oxideras via nitrit (NO_2^-) till nitrat (NO_3^-). Nitratet denitrifieras sedan till kvävgas (N_2) i syrefria miljöer, under anaeroba förhållanden. Dessa reaktioner sker med hjälp av denitrifikation- och nitrifikationsbakterier. Vissa arter av växter, från ärtväxtfamiljen, kan sedan använda kvävefixerande bakterier för att få sin kvävenäring i stället för att förlita sig på handelsgödsel.

Dessa processer sker även naturligt i sjöar och hav och efterliknas i reningsverk med avsikten att på ett liknande sätt omvandla och bli av med stora mängder kväve. Människans förbränning av fossila bränslen samt tillverkning och användning av gödsel bidrar till att kväve omvandlas till giftiga kväveoxider (NO_x) samt att överflödigt ammonium och nitrat släpps ut i jorden och stör det naturliga kretsloppet.



Figur 1. Kvävets kretslopp i naturen.

2.2 Kemiska processer för kväverening

Avloppsvatten renas i olika steg för att avlägsna olika föroreningar. På reningsverken delas processen in i mekaniska, biologiska och kemiska steg, alla vilka tjänar olika syften. Kväverening är en del av den biologiska avloppsvattenreningen som går ut på att mikroorganismer bryter ner föroreningar (*Avloppsvattenrening - Gryaab*, u.å.). För att avlägsna kväve krävs nitrifikation och denitrifikation som utförs av olika mikroorganismer. Ammoniumoxiderande bakterier (AOB) omvandlar ammonium till nitrit tillsammans med nitritoxiderande bakterier (NOB) som omvandlar nitrit till nitrat utgör nitratation. Denitrifikation görs av denitrifikationsbakterier och innebär omvandlingen av nitrat till kvävgas.

På grund av den fortsatta eutrofieringen av vattendrag såsom Östersjön och västerhavet i kombination med de nya, hårdare regleringarna är det av hög relevans att se över reningsverkens resurs- och energianvändning för att komma fram till nya tekniker. I en jämförande studie visade det sig att just anammox var mer energi- och resurseffektiv än konventionell kväverening, men inte så anpassningsbar (Trinh m.fl., 2021). Det är därför viktigt att fortsätta utforska och utveckla anammoxtekniken för att kunna implementera denna och på så sätt uppnå mer resurseffektivitet och samtidigt minska eutrofieringen.

2.2.1 Nitrifikation

De organismer som utför nitrifikation på avloppsreningsverk är autotrofer som använder oorganiska kolföreningar såsom koldioxid som energikälla (la Cour Jansen m.fl., 2021). De kräver aeroba förhållanden för att de ska kunna genomföra processerna. AOB oxiderar ammonium till nitrit för att NOB ska kunna oxidera nitrit till nitrat. Det första oxideringssteget som omvandlar ammonium från nitrat kallas nitritation och görs av AOB inom gruppen *Nitrosomonas* (Gustavsson m.fl., 2012; la Cour Jansen m.fl., 2021). Nitratationen från nitrit till nitrat genomförs av NOB av sorten *Nitrospira*. Nämnvärt är att det finns andra bakterier än dessa som också kan ingå i nitrifikationsprocessen, som exempelvis *Nitrococcus* och *Nitrocystis*. Både AOB och NOB är generellt långsamväxande och denna process är därför en av de känsligare i ett reningsverk.

Bakteriernas effektivitet i sig påverkas av fyra faktorer, nämligen temperatur, syrehalt, pH och förekomsten av toxiska ämnen (la Cour Jansen m.fl., 2021). Temperaturen bör vara konstant och runt 30–35 ˚C för att nitrifikationsprocesserna ska gynnas maximalt. Vid temperaturer varmare än så minskar deras tillväxttid markant. Sambandet mellan tillväxttid och temperatur är mer eller mindre linjärt mellan 6 och 30 ˚C. Syrehalten kan med fördel vara hög, halter uppemot 60 g/m^3 syre har bevisats vara oskadligt (Sharma & Ahlert, 1977). Däremot är för låga halter av syre problematiskt då det helt enkelt inte kommer räcka till för att oxidera all tillgänglig ammonium. Ideellt bör pH vara runt 8–9. Nämnvärt är pH endast påverkar processernas tidsmässiga effektivitet och inte omvandlingsomfattningen i sig. Det finns många olika sorters inhiberande substanser som kan hämma nitrifikationen partiellt eller totalt. Givetvis är båda fallen icke önskvärda och det är därför av stor vikt att säkerställa att sådana ämnen inte kommer i kontakt med nitrifikationsbakterierna, eller några andra gynnsamma bakterier i reningsverket alls. Exempel på inhiberande ämnen är metaller såsom koppar, nickel och krom eller organiska material såsom cyanid och fenoler (la Cour Jansen m.fl., 2021). För vissa av dessa ämnen krävs en liten mängd för att hela bakterieflockar ska hämmas.

2.2.2 Denitrifikation

Processen där nitrat omvandlas till kvävgas benämns denitrifikation. Som *figur 3* visar sker detta genom de intermediära ämnena kväveoxid (NO) och lustgas (N_2O). Samtliga reaktionssteg genomförs av fakultativa mikroorganismer som kan använda både syre och kväveföreningar som elektronacceptor beroende på vad som finns tillgängligt (la Cour Jansen m.fl., 2021). För att denitrifikation ska ske krävs därför anaeroba förhållanden, alltså att syre inte finns tillgängligt. Bakterierna som genomför denitrifikation på reningsverk är heterotrofer, vilket innebär att de använder organiska kolföreningar som energikälla. Av denna anledning måste en kolkälla av något slag tillsättas, antingen genom intern recirkulering eller som extern tillsats. Denitrifikationshastigheten påverkas av vilken typ av kolkälla som används.

Vilken kolkälla som används är avgörande för reaktionshastigheten. Alkoholer såsom metanol och etanol ger upphov till högre denitrifikationshastighet än vad kolet i återfört avloppsvatten eller sockerlösningar gör (Christensen Henze & Harremoës, 1977). Metanol och etanol är av fossila bränslen och har därmed en mer omfattande miljöpåverkan än andra kolkällor har (Tejde, 2022). De

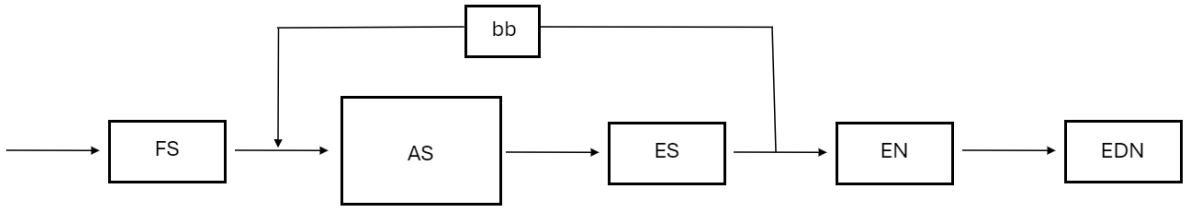
båda bidrar till risker i arbetsmiljön men är å andra sidan billigare än exempelvis sockerlösningar tack vare den mindre mängd som krävs till följd av den höga effektiviteten.

Eftersom denitrifikation görs av fakultativa mikroorganismer som kommer använda syre som oxidationsmedel istället för kväveföreningar om det finns tillgängligt är det viktigt att syrefria förhållanden råder. Likt nitrifikationen är temperatur av relevans för reaktionshastigheten och den bör optimalt vara mellan 15–35 ˚C. Denitrifikationen kan fortgå trots lägre eller högre temperaturen, men effektiviteten minskar utanför optimum (Liao m.fl., 2018). Samma sak gäller för pH där optimum är mellan 7–9 (la Cour Jansen m.fl., 2021). Om pH-värdet sjunker till under 7 ökar produktionen av lustgas vilket i sin ur leder till större klimatpåverkan.

Genom att använda konventionell nitrifikation och denitrifikation på ett reningsverk finns risken att släppa ut kväveoxid och lustgas som båda är miljöfarliga gaser. Kväveoxider (NO_X) uppkommer till följd av förbränningsprocesser och omvandlas till nitrat och salpetersyra och är inblandad i försurning, övergödning och marknära ozon (Naturvårdsverket, u.å.). Lustgas kan absorbera uppemot 300 gånger mer värmeenergi än koldioxid, vilket gör det till en stark växthusgas (Hallin, 2016). Dessa ämnen förekommer normalt sett i låga koncentrationer, men om halten COD är för låg eller om för omrörning är för kraftig finns en risk för att mängden ökar (Stenström m.fl., 2014).

2.3 Kväverening på Ryaverket

De vanligaste processlösningarna för kväverening är aktiv slam, biobäddar som vattnet får rinna längs ytan på samt bassänger med biofilm på bärare (MBBR). Alla dessa tre förekommer på Ryaverket och kommer beskrivas under detta avsnitt. *Figur 2* visar de olika stegen som idag ingår i Ryaverkets reningsverk och i vilken ordning de kommer i.



Figur 2. Ryaverkets nuvarande konfiguration av processer för kväverening

I processen med aktivt slam flyter mikroorganismer omkring i en omväxlande luftad och oluftad tank där de utför processerna. Nästa steg är ofta sedimentation där vattnet är lugnt och partiklarna sjunker till botten. I ett sista steg återförs de kvarblivna mikroorganismerna till inkommande vatten. För att kunna tillämpa denna lösning för både nitrifikation och denitrifikation krävs både syresatta och syrefria zoner i tanken med mikroorganismer. I de aeroba zonerna är luften vanligtvis tillsatt med hjälp av blåsmaskiner underifrån (Bengtsson m.fl., 2019). I de anaeroba zonerna finns omrörare för att säkerställa att omblandning sker. Ryaverket använder aktivt slam i fördenitrifikationen fördelat på tre parallella bassänger med varierande anaeroba och aeroba zoner för att de kemiska processerna ska kunna ske (Gryaab & Videbris, 2024). ”AS” i *figur 2* symboliserar aktivslamtanken.

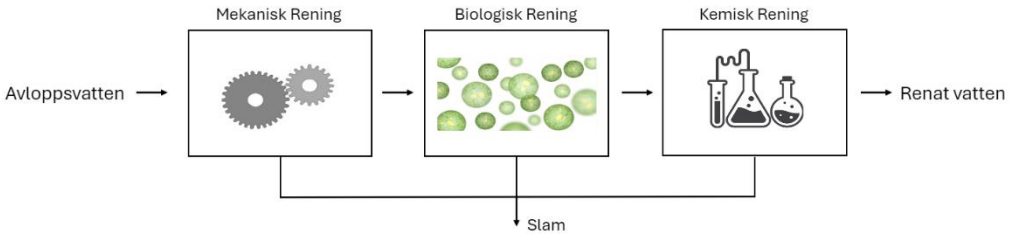
Biobäddar är en teknik där en biofilm av bakterier får växa på en yta av plast eller sten (la Cour Jansen m.fl., u.å.). Vatten sprids ovanifrån och luftas på väg ner mot biobädden. Väl på biofilmen genomför bakterierna de kemiska processerna som utgör kvävereningen. Eftersom syresättningen sker naturligt till följd av metodens utformning utgörs energianvändningen till största delen av pumparna som pumpar upp vattnet till filtrets övre yta (Bengtsson m.fl., 2019). Ryaverket tillämpar denna metod följande sedimenteringen efter aktivslamprocessen för att omvandla ammonium till nitrat som sedan

kan denitrifieras till kvävgas när vattnet återigen förs till aktivslambassängerna (Gryaab & Videbris, 2024). I *figur 2* visar ”bb” lokaliseringen av biobädden i kvävereningsprocessen.

MBBR står för Moving Bed Biofilm Reactor (Andreottola m.fl., 2000). I denna process får en biofilm växa på plastbitar som ofta är ett par centimeter i diameter och har stor kontaktyta. Dessa flyter runt i vattentanken och de mikroorganismerna som finns i biofilmen renar vattnet. Reningen påverkas till stor del av den aktiva ytan på plastbitarna. Även denna metod kan tillämpas både för nitrifikation och denitrifikation och kräver i det förstnämnda syresättning från blåsmaskiner underifrån vilket kräver energi. Likt aktivslamprocessen används omrörare för att blanda runt vattnet i denitrifikationen där inget syre tillsätts och ingen naturlig omrörning uppstår. På Ryaverket är denna metod tillämpad i efternitrifikationen och efterdenitrifikationen (Gryaab & Videbris, 2024). *Figur 2* visar dessa tankar som ”EN” och ”EDN”. I sex parallella linjer med tre bassänger för vardera kemisk process finns bärare av plast med hög kontaktyta för att maximera mängden mikroorganismer som kan utföra utbytena av ämnen med vattnet. I efterdenitrifikationsbassängerna tillsätts metanol som extern kolkälla för att de heterotrofa mikroorganismerna kräver höga halter kol för att kunna omvandla nitrat till kvävgas.

2.4 Slam och biogas

I alla steg av avloppvattenrening, såväl mekanisk och biologisk som kemisk, bildas slam. Se *figur 3* för en översiktlig bild över de tre reningsstegen. Från den mekaniska reningen filtreras fasta partiklar bort från avloppsvattnet och bildar primärslam (Gryaab & Videbris, 2024). I det biologiska reningssteget bildas bioslam som består av mikroorganismer och från den kemiska reningen fås kemslam som utgörs av flockar skapade till följd av kemikalietillsatser (Gryaab, u.å.-a). Under den biologiska reningen kommer ungefär 15–20% av det renade kvävet hamna i slammet (Gryaab & Videbris, 2024). Dessa tre slamsorter blandas och behandlas tillsammans i syfte att utvinna energi och tillverka biogas (Nathanson & Ambulkar, 2024).



Figur 3. De tre reningsstegen på reningsverk.

Slambehandligen på Ryaverket innefattar förtjockning, mesofil rötning i en biogasanläggning samt avvattning (Gryaab & Videbris, 2024). Mesofil rötning innebär att processen sker vid temperaturen 37–42°C jämfört med termofil rötning som sker vid 50–55°C (Schnürer m.fl., 2019). Syftet med de tre stegen är att minska mängden vatten i slammet, minska slammängden i sig samt att utvinna energi från slammet. Förtjockningen innebär att mängden vatten minskar och därmed att halten partiklar ökar (Jirblom, 2019). I så kallade bandgravitationsförtjockare minskar vattenhalten från 98% till 94% när slammet pressas genom en silduk (Gryaab, u.å.-b). Anledningen till att slammet bör vara så torrt som möjligt är på grund av att det krävs stora mängder onödig energi att värma vatten. Det vatten som urskiljs från slammet benämns rejektvatten. Nästa steg är den anaeroba rötningen som har till uppgift att bryta ner det organiska materialet för att utvinna energi och minska mängden slam. Det organiska materialet i slammet omvandlas till vid 35 ˚C till biogas till följd av rötningen och utgörs av majoriteten metan och resten koldioxid (Gryaab & Videbris, 2024). För att biogasen ska kunna användas som bränsle eller värmekälla måste det förädlas vilket för Ryaverket görs på Göteborg

Energi. Slutligen kommer slammet till avvattningen, där målet är att minska vikt och volym på slammet genom att återigen avlägsna vatten. Detta görs på Ryaverket i skruvpressar och resultatet är att vattenhalten minskar till 65–75% (Gryaab & Videbris, 2024). Även här utvinns rejektvatten som tillsammans med rejektvattnet från förtjockningen återförs in i reningsverket.

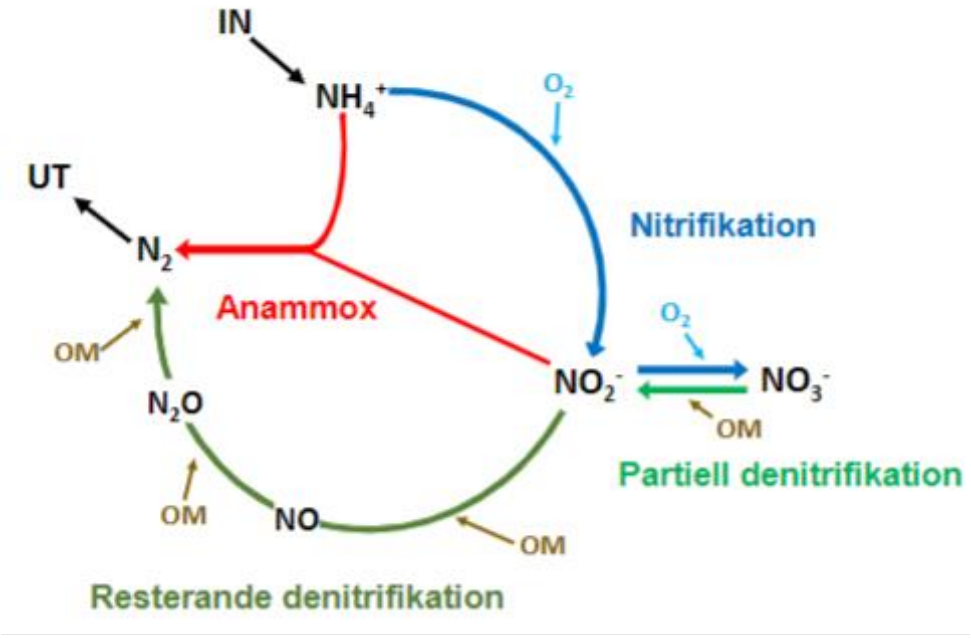
Det slam som blir kvar efter de tre behandlingsstegen kan antingen deponeras eller användas som gödsel på åker- eller skogsmarker (Svenskt vatten, 2013). Tidigare sågs slammet som en biprodukt av avloppsreningen som krävde energikrävande hantering och som tog mycket plats. Uppemot 50% av ett reningsverks totala driftskostnader kan utgöras av slamhantering (Lorenzo-Toja m.fl., 2016). Å andra sidan kan slammet ses som en resurs ur ett odlingsperspektiv då det gynnar bördigheten hos de åkrar som gödslas med det (Johnsson, 2016). Samtidigt är det viktigt att ha i åtanke att tungmetaller inte renas ur slammet på reningsverken utan istället släpps ut på åkrarna så alltför höga halter är ogynnsamt. Enligt Johnsson (2016) är halterna av tungmetallen kadmium 10–20% av de halter som fanns i slammet på 80-talet. Å andra sidan kan gödsling med slam kan ses som ett onödigt risktagande på grund av förekomst av bland annat kadmium men även PFAS och nanopartiklar som i nuläget inte regleras av kemikalielagstiftningen (Naturskyddsföreningen, 2021). Dessa kemikalier har visat sig vara hormonstörande och cancerframkallande såväl som ekosystemstörande. Alltså kan slamproduktionen ses som både en börda och en tillgång men det faktum att det kommer bildas mer eller mindre mängder av det vid avloppsrening förblir oförändrat.

2.5 Anaerobt ammoniumoxiderande bakterier

Anammox är en typ av kväverenande process som utnyttjar anaerobt ammoniumoxiderare bakterier där de två arter med starkast koppling till vatten och avloppsrening är *Candidatus Brocadia* och *Candidatus Kuenenia* (Yu m.fl., 2023). Dessa bakterier kan omvandla ammonium tillsammans med nitrit till kvävgas under syrefria förhållanden och behöver till skillnad från konventionell kväverening inte denitrifiera nitrit till kvävgas via de miljöfarliga intermediärerna. De använder nitrit som elektronacceptor istället för syre vilket gör de till autotrofer (Jetten m.fl., 2001). Följande formel kan användas för att beskriva den totala ammoniumomvandlingen (Gustavsson m.fl., 2012):

$$NH_4^+ + NO_2^- \rightarrow N_2 + 2\ H_2O$$

De röda pilarna i *figur 3* visar hur de kemiska processerna blir färre än vid konventionell kväverening som visas av de blåa och gröna pilarna. Tack vare att de anammoxa bakterierna kräver syrefria förhållanden för att kunna genomföra sina kemiska processer krävs mindre av den energikrävande luftningen vid tillämpning av anammox som process. Dessutom är dessa bakterier autotrofer som använder koldioxid som kolkälla, och ingen extern sådan behöver därför tillsättas. Därmed blir det även resurssparande (Trinh m.fl., 2021).



Figur 4. Kretsloppet för hur konventionell kväverening ser ut samt hur anammoxbakterier förkortar processen. OM står för organiskt material.

Bakterien upptäcktes ungefär samtidigt som det tillkom hårdare krav för reningsverken (Y. Cao m.fl., 2017). Metoden var för ny för att implementera direkt och används därför inte så utbrett. Idag används det främst i rejektvattenbehandling efter biogasproduktion där metoden sparar både energi och resurser (Cui m.fl., 2022). Det används sällan i den kallare huvudströmmen, som ofta har relativt låga koncentrationer av kväve (Gustavsson m.fl., 2012). I pilotstudier som har gjorts där anammox har provats har resultaten visat på att det är en mer resurs- och energieffektiv metod i vatten med hög koncentration av kväve och hög temperatur, såsom i rejektvattenströmmar (Lackner m.fl., 2014). Dessvärre har det också funnits att effektiviteten för anammox, likt de flesta biologiska processer, blir långsammare vid lägre temperaturer. Även den långa uppstartstiden samt bakteriernas känslighet är orsaker till att metoden inte än har implementerats i större utsträckning.

2.5.1 Två olika metoder

Anammoxbakterierna måste förses med nitrit för att omvandla ammoniumet till kvävgas och för att ta fram detta finns två olika tillvägagångssätt, partiell nitrifikation-anammox (PNA) eller partiell denitrifikation -anammox (PDA) (la Cour Jansen m.fl., 2021). Det som skiljer processerna åt är ett av mellanstegen som är nitrit vid PNA respektive nitrat vid PDA. PNA innebär att ammoniumet i avloppsvattnet oxideras till nitrit med hjälp av AOB. Denna process kallas även nitrifikation, därav namnet på metoden. AOB kräver syre för att kunna utföra nitrifikation och detta tillsätts genom extern luftning av tankarna. För denna metod är det viktigt att reaktionerna inte fortsätter och nitrat bildas, vilket är utmaningen med denna process. Detta kan regleras med hjälp av kontroll av syretillförseln samt temperatur (Gustavsson m.fl., 2012). Som tidigare nämnts kräver processen inte lika mycket syre och är därför mindre energikrävande (Siegrist m.fl., 2008). Ännu mindre energi kan behövas om metoden används i kombination med en separat aktivslamrening enligt Siegrist m.fl. (2008). Fördelar med att implementera PNA inkluderar i teorin att mindre syre behövs tillsättas vid den partiella nitrifikationen, mindre kolkälla behöver tillsättas tack vare mindre behov av denitrifikation samt minskad produktion av slam (Y. Cao m.fl., 2017).

Det andra alternativet är att använda metoden PDA, vilket innebär att hälften av avloppsvattnets ammonium oxideras med hjälp av AOB till hela vägen till nitrit (Ellingsen, 2022). Sedan oxideras nitrit till nitrat med hjälp av NOB för att sedan reduceras tillbaka till nitrit (Holmin, 2020). Slutprodukten blir således densamma som vid PNA efter fler steg än men anses å andra sidan vara lättare att kontrollera. Simpelt beskrivet tillåter PDA-processen att det oönskade ämnet nitrat bildas eftersom det går att omvandla det tillbaka till nitrit igen. Dessa ytterligare steg innebär dessvärre extra tillsatser av kolkälla för att möjliggöra den partiella denitrifikationen, vilket är en faktor att väga in med denna process. PDA som metod är nyare än PNA vilket innebär att mindre kunskap och mindre forskning finns om hur effektiv processen är och hur en tillämpning på ett reningsverk hade sett ut (Ellingsen, 2022). De försök som gjorts är mindre i skala och använder ofta konstgjort avloppsvatten vilket resulterar i höga men svårapplicerade reningsgrader (S. Cao m.fl., 2021). Likt PNA är PDA i teorin resurssnålare och kräver mindre syre för nitratationen, mindre tillsatt kolkälla tack vara den inte längre behövda denitrifikationen samt mindre slamproduktion (Izadi m.fl., 2023).

2.5.2 Utmaningar med anammox

Även om anammox som processlösning i teorin är mer resurssnål och energieffektiv än den konventionella kväverningen finns det flertalet orsaker till att den idag inte tillämpas i huvudströmmen i större utsträckning än pilotstudier. Utmaningarna är främst kopplade till bakteriernas behov av specifika förhållanden som exempelvis hög temperatur och låg halt av COD. Fallet är snarare motsatsen i svenskt avloppsvatten vid det biologiska reningssteget där låg temperatur och mycket organiskt material ofta är fallet. Att forskningen inte kommit längre är inte helt omöjligt kopplade till metodens unga ålder då det först på sent 1990-tal började fokuseras på hur anammox skulle kunna appliceras på reningsverkens huvudströmmar (Y. Cao m.fl., 2017). Problemen inkluderar temperatur, mängd organiskt material, konkurrerande NOB och andra mikroorganismer (Gustavsson m.fl., 2020).

Temperaturen är kanske den mest begränsande faktorn av anammoxmetoders effektivitet. Vid en minskning av avloppsvattnets temperatur från 20°C till 10°C minskade processhastigheten med 80% (Plaza et al., 2015). Bakteriernas till växttid påverkas också på samma sätt vid kallare temperaturer. På Ryaverket var medeltemperaturen för inkommande avloppsvatten under 2023 14,4 ˚C vilket är lägre än optimalt vilket med stor sannolikhet kommer påverka reningsgraden. Ett annat problem kopplat till temperaturen är att NOB har högre tillväxthastighet än AOB vid temperaturer under 20˚C vilket innebär att ammonium inte oxixideras till nitrit i tillräckligt hög utsträckning samtidigt som nitrit kommer oxideras till nitrat i för hög utsträckning (Hunik m.fl., 1994). Alltså ger låga temperaturer inte gynnsamma förhållanden för att anammoxbakterierna ska kunna utföra sina processer och rubbar samtidigt tillgången till reaktanter. Laureni et al. (2016) visade i sin undersökning av anammoxbakteriers aktivitet vid 29, 15 respektive 11˚C att reningsgraden minskade markant vid 11˚C där inget ammonium eller nitrit förbrukades alls. När temperaturen sedan höjdes till 15˚C igen tog det ungefär en vecka innan anammoxbakterierna återigen började utföra sina reaktioner. Detta visar att en temperatursäkning innebär en sänkt processhastighet som är reversibel när förhållandena ändras.

En annan anledning till att anammox inte används mer är att uppstartsperioden vid implementering kan vara väldigt lång på grund av deras känslighet för att bli utkonkurrerad av andra mikroorganismer när förutsättningarna inte är till deras fördel (Chen m.fl., 2022). Samma sak gäller under driftsstadiet när bakterierna stabiliserat sig då det oundvikligen kommer förekomma upp till 50% heterotrofa bakterier i anammoxtankar till följd av de restprodukter som bildas ur reaktionerna (Y. Cao m.fl., 2017). Detta tros även vara kopplat till de halter av COD som förekommer även i delvis renat avloppsvatten som bidrar med näring åt heterotroferna. Denna typ av bakterie är mer snabbväxande än de anammoxa bakterierna är vilket kommer leda till att anammoxbakterierna kommer konkurreras ut,

vilket således påverkar kvävereningsgraden. Mängden organiskt material är alltså problematiskt utifrån ett konkurrensperspektiv. För att undvika att nitritet ska denitrifieras till kvävgas enligt de gröna pilarna i *figur 3* bör alltså halten COD, mängden organiskt material, vara låg i en anammoxtank.

En annan aspekt som hänger ihop med utkonkurrering av andra bakterier är förekomsten av NOB som omvandlar nitrit till nitrat innan anammoxbakterierna kan använda det för att bilda kvävgas (Ma m.fl., 2015). Tillväxten hos de anammoxa bakterierna kommer sjunka om mängden tillgänglig nitrit är för låg, vilket kommer påverka reningsgraden. Vid lägre temperaturer än vid anammoxbakteriers optimum verkar det vara svårt att styra mängden nitrit som omvandlas av NOB (De Clippeleir m.fl., 2013). Det sätt som används för att motverka NOB är styrande av syretillgången i tankar med anammox. Eftersom oxidering av nitrit till nitrat kräver syre, se *figur 3*, kan processen inhiberas genom att skapa anaeroba förutsättningar. Problemet blir då i teorin att eftersom AOB som precis som NOB kräver aeroba förhållanden inte kan oxidera ammonium till nitrit och anammoxreaktionerna stannar därmed av. I verkligheten verkar det som att AOB ändå kan genomföra sina processer under låga syrehalter i högre grad än vad NOB kan (Tokutomi, 2004). Alltså kan aktiviteten kopplad till NOB styras genom kontrollerad syretillgång men det är i praktiken svårt att lösa.

2.6 Lokala förutsättningar för Göteborg

Två aspekter som är nära kopplade till avloppsreningsgraden i Göteborg är nederbörd och kombinerade ledningar. I runt 20% av Göteborgs avloppsvattennät transporteras avloppsvatten och dagvatten kombinerat till avloppsreningsverken (Göteborg stad, u.å.). Vid höga dagvattenflöden som vid kraftig nederbörd föreligger risken att ledningarna eller reningsverken inte kan hantera mängderna vatten och därför kan orenat vatten behövas släppas ut direkt till recipienten. Denna åtgärd kallas bräddning och är skadlig för miljön eftersom vissa eller alla reningssteg förbigås vilket leder till att näringsämnen och föroreningar släpps ut i naturen. I Göteborg är det främst Göta älv som tar emot bräddat vatten, men även Säveån och Mölndalsån används vid behov (Göteborg stad, 2019). Vid analys av kvävehalter samt resurs- och energiförbrukning från avloppsreningsverk bör detta has i åtanke.

Ett annat problem likt bräddning är inläckage av vatten i avloppsvattensledningarna, även kallat tillskottsvatten. I ett optimalt fall hade reningsverken enbart renat det vatten som når dem i form av avloppsvatten från anslutna hushåll och verksamheter. Dessvärre är detta inte fallet då uppemot hälften av det vatten som renas är tillskottsvatten och dagvatten som inte är i behov av samma rening som spillvattnet (Ringqvist, 2021). På Ryaverket är siffran snarare 60% (Gryaab & Videbris, 2024). Spillvatten är synonymt med avloppsvatten medan tillskottsvatten är vatten som tränger in i avloppsledningarna i form av bland annat dagvatten, grundvatten och dricksvatten. Även här blir nederbörd ett problem som ökar risken för bräddning. Mottagandet av en hög andel tillskotts- och dagvatten kan dessutom vintertid innebära en lägre medeltemperatur hos det vatten som renas, vilket som tidigare beskrivits påverkar reaktionshastigheterna negativt. Dessutom är det svårare för reningsverk att behandla utspätt avloppsvatten eftersom koncentrationerna av föroreningarna är lägre och därmed kommer reaktionerna inte ske lika fort. Alltså är tillskotts- och dagvatten problematiskt utifrån både ett kapacitets- och reningsgradsperspektiv.

3. Metod

Denna studie kommer att bestå av analyser av befintliga data från Ryaverket i Göteborg samt beräkningar i en modell baserat på Ryaverkets utformning. Därefter kommer resultaten jämföras och slutsatser kring effektivitet och reningsgrad kommer dras. Utöver denna analytiska del inkluderar denna studie även en litterär del där flertalet studier och böcker lästs. Under detta avsnitt presenteras hur arbetet gått till.

3.1 Litteraturstudie

Målet med den litterära delen av studien var att få en överblick över området för att sedan möjliggöra den sammanställning av det aktuella forskningsläget som presenteras under *2. Bakgrund*. I ett första stadie låg fokuset på befintliga processer på avloppsreningsverk för att sedan under studiens gång förflyttas mer mot anammox, PNA och PDA. För att få en överblick över komplexa processer som exempelvis PNA och PDA har reviewartiklar utnyttjats. Dessa har agerat både som material till texten och som samlingsplats för fler relevanta och mer specifika studier inom området. De antagningar som gjorts gällande bland annat reningsgraden vid anammoxlösingarna är grundade i litteraturen och på forskning som gjorts på liknande frågeställningar. För att undvika missvisande data har flertalet studier legat till grund för den procent som redovisas under kapitel *4.1.2 Tidigare forskning*.

3.2 Undersökning av befintliga reningsverk

För att få en grund att stå på började projektet med en inledande analys av ett antal reningsverk runtom i Sverige. Motivationen till att just undersöka Sverige är att en stor anledning till projektets relevans handlar om eutrofiering av Östersjön, där Sverige har en stor roll. Dessutom har anammox, som redan känt, en lägre effektivitetsgrad i kallare vatten. På grund av detta är det rimligt att undersökningen sker på en plats där huvudströmmen generellt har en låg temperatur: Går det att implementera anammoxmetoder här, går det att implementera på väldigt många andra platser. I de svenska reningsverken undersöktes de tekniker som användes för kväverningen, vilken ordning de kom i och även vilken data som fanns tillgänglig. För att få ett så bra underlag som möjligt sattes krav på hög reningsgrad samt tillgång på data för ammonium in- och ut ur verket. En del verk valdes bort för att processerna ansågs för komplexa för undersökningen, andra för att det fanns bristfälligt med data eller kväverningen inte var tillräckligt hög. Till slut landade gruppen i att undersöka Ryaverket i Göteborg ytterligare.

3.3 Dataanalys

När Ryaverket valts ut kontaktades en person som arbetar där för att få tillgång till data. 2023 valdes som år och olika dataset sållades ut och sorterades. Medelvärden beräknades för ammonium samt nitrit och nitrat, vilka skulle ligga till grund för vidare beräkningar. Utöver kväve användes även data för COD, syrehalter, flöden av vatten, tillsatser av kolkälla, biogasproduktion och kostnader för kemikalier och energi. Värden finns presenterade i *tabell 1–4* under avsnitt *4. Resultat*.

3.4 Framtagning av modell

Efter analys av processerna PNA och PDA togs modeller fram i två steg. Först så skapades ett perfekt scenario för de olika anammoxa process stegen samt för den konventionella reningen för att kunna räkna ut processernas effektivitet i perfekta förhållanden. Detta gjordes för att kunna jämföra vad som krävs för att uppnå samma reningsgrad i de olika systemen samt hur mycket syretillförsel och kolkälla som behöver tillsättas, samt dess slamproduktion. Efter detta studerades Ryaverkets utformning för att förankra studien i verkliga förhållanden. Tanken var att försöka behålla befintliga bassänger på Ryaverket, men att byta ut delar av processen till lösningar med de nya metoderna samt komplettera

där det behövdes. Erforderliga bassängstorlekar samt kompletterande bassänger togs sedan fram för att undersöka hur ett reningsverk med anammox skulle kunna utformas.

3.5 Beräkningar och ekvationer

För att undersöka processerna som sker under kvävereningen kemiskt användes ekvationer som återfinns i litteraturen. Respektive ekvation var viktig för att undersöka processerna, och de beskriver tvåstegsnitrifikation, fullständig denitrifikation, partiell denitrifikation, partiell nitrifikation och anammoxreaktionen. Baserat på data för ammonium, syrehalt och COD kunde antaganden göras för beräkningarna med anammox, eftersom informationen ibland var sparsam. Först togs ett perfekt scenario fram, där allt kväve renades bort, för den konventionella reningen, PDA samt PNA. Därefter antogs en kvävereningshastighet för anammoxen som ansågs rimlig i förhållande till årsmedeltemperaturen i inkommande avloppsvatten, baserat på litteraturstudien. Med hjälp av de nya siffrorna kunde förbättringar gällande anammoxmodellens utformning göras, varpå slutgiltiga modeller fastslogs. Därefter jämfördes resultaten från anammoxprocesserna med data för den konventionella reningen. Reaktionsformlerna och den ursprungliga stökiometrin redovisas nedan. Se *tabell 3* för kemikalieordlista.

Nitrifikation i två steg, där ammonium oxideras först till nitrit (ekvation 1) och sedan nitrat (ekvation 2). Detta sker med hjälp av syre (la Cour Jansen et al., 2021):

Ekvation 1:

$$80{,}7\ NH_4^+ + 114{,}5\ O_2 + 160{,}4\ HCO_3^- \rightarrow C_5H_7NO_2 + 79{,}7\ NO_2^- + 82{,}7\ H_2O + 155{,}4\ H_2CO_3$$

Ekvation 2:

$$134{,}5\ NO_2^- + NO_4^+ + 62{,}25\ O_2 + HCO_3^- \rightarrow 4\ H_2CO_3 + C_5H_7NO_2 + 134{,}5\ NO_3^- + 3\ H_2O$$

En ekvation för denitrifikation med metanol har använts och processen beskrivs i ekvation 3:

Ekvation 3:

$$NO_3^- + 1{,}10CH_3OH + H^+ \rightarrow 0{,}078C_5H_7O_2N + 0{,}46N_2 + 0{,}71CO_2 + 2{,}427H_2O$$

Partiell denitrifikation, en process där nitrat omvandlas till nitrit med hjälp av kolkälla (här acetat), beskrivs i ekvation 4 (Zhang m.fl., 2019):

Ekvation 4:

$$NO_3^- + 0{,}37CH_3COO^- + 0{,}036H^+ \rightarrow 0{,}036C_5H_7NO_2 + 0{,}97NO_2^- + 0{,}37HCO_3^- + 0{,}26H_2O + 0{,}19CO_2$$

Anammoxreaktionen, som utförs av anaeroba ammoniumoxiderande bakterier. Dessa omvandlar ammonium och nitrit direkt till kväve och processen beskrivs i ekvation 5 (Lotti, Kleerebezem, Lubello, m.fl., 2014):

Ekvation 5:

$$NH_4^+ + 1{,}146NO_2^- + 0{,}071HCO_3^- + 0{,}057H^+ \\ \rightarrow 0{,}986N_2 + 0{,}161NO_3^- + 0{,}071CH_{1,74}O_{0,31}N_{0,2} + 2{,}002H_2O$$

I tanken med aktivt slam oxideras biologiskt kol med hjälp av syre, vilket leder till en tillväxt av biomassa. Denna process beskrivs i ekvation 7 (la Cour Jansen et al., 2021):

Ekvation 7:

$$C_{18}H_{19}O_9N + 0{,}74NH_3 + 8{,}8O_2 \rightarrow 1{,}74C_5H_7NO_2 + 9{,}3CO_2 + 4{,}52H_2O$$

4. Resultat

I detta kapitel presenteras resultatet av arbetet som gjorts i form av databearbetning, modellskapande och beräkningar.

4.1 Data och litteraturstudier

Under studien har data samlats in från Ryaverket och tidigare forskning har undersökts och utvärderats för att få rimliga riktvärden inför våra beräkningar och antaganden. Dessa presenteras i detta avsnitt.

4.1.1 Data från Ryaverket

En kontaktperson på Ryaverket har bidragit med nödvändig information och data som behöves för studien på ett mycket tillmötesgående och tålmodigt sätt. Data som samlats in från Ryaverket och som används i kommande beräkningar presenteras nedan i *tabell 4*, *tabell 5* och *tabell 7*. Alla värden är uppmätta under 2023 med olika metoder. Värdena är uppmätta med något olika frekvens där majoriteten av är uppmätta 1 gång/dygn medan andra har en frekvent 1 gång/vecka och 1 gång/månad, men för enkelhetens skull är alla presenterade i samma tabell.

Tabell 4. Basvärden för kväve samt COD ut och in på Ryaverket. Orange områden är data som antigen saknas eller inte anses relevant för studien.

Mätpunkt	Kvävehalt medelvärde [mg/l]	COD-halt medelvärde [mg/l]
Inkommande totalt kväve (N)	25,86	
Inkommande ammonium (NH_4^+)	22,36	
Utgående totalt kväve (N)	7,466	
Utgående ammonium (NH_4^+)	4,533	
Utgående nitrat (NO23)	0,9764	
COD i ingående vatten		402,2
COD-f i ingående vatten		121,9
COD i utgående vatten		36,53
COD-f i utgående vatten		32,43

För att få en bild av hur kvävehalten förändras genom reningsstegen presenteras de olika värdena för olika typer av kväve samt COD och COD-f mellan processtegen i *tabell 5.* För en grafisk bild över de olika stegen, se *figur 2*.

Tabell 5. Värden mellan processteg på Ryaverket. Orange områden är data som antigen saknas eller inte anses relevant för studien.

	FS - AS	ES - EN	EN - EDN
NH_4^+ (mg/l)	23,90	12,89	1,315
NO23 (mg/l)	0,199	0,570	12,35
Totalt N (mg/l)	24,73		
COD (mg/l)			31,84
COD-f (mg/l)	95,29		

Utifrån *tabell 4* och *tabell 5* går det att se att ammoniumhalten minskar succesivt under det biologiska reningssteget. Halten nitratkväve (NO23) börjar låg för att öka fram till efterdenitrifikationen där majoriteten sedan oxideras till kvävgas. Halten COD, både löst och fast, minskar under reningsprocessen.

Tabell 6 nedan visar de tankvolymer som använts för beräkningarna för beräkningarna av anammoxprocesser i Ryaverket. Dessa återfinns i avsnitt *4.3 Anammox i* Ryaverket.

Tabell 6. Tankvolymer för de olika tankarna som ingår i kvävereningsprocessen på Ryaverket. Orange områden är data som antigen saknas eller inte anses relevant för studien.

Förkortning	Tank/teknik	Tankvolym [m^3]
FS	Försedimentering	
AS	Aktivt slam	50 990
ES	Eftersedimentering	
BB	Biobädd	16 500
EN	Efternitrifikation	9400
EDN	Efterdenitrifikation	11 000

Den aktiva slamtanken och efternitrifikationstanken är båda uppbyggda med ett flertal zoner där varje zon har ett flertal linjer som bidrar med syretillförsel. För att underlätta beräkningarna har ett totalt värde för hela processen antagits, vilket visas i *tabell 7*. Medeltemperaturen på inkommande avloppsvatten var under 2023 14,4 °C. Inflödet av vatten låg på 365 516 m^3/dag.

Tabell 7. Den totala mängden tillsatt syre för samtliga linjer och zoner för de två syrekrävande kvävereningsstegen.

	Total mängd O_2 [kg/d]
AS	7051
EN	21 340

4.1.2 Tidigare forskning

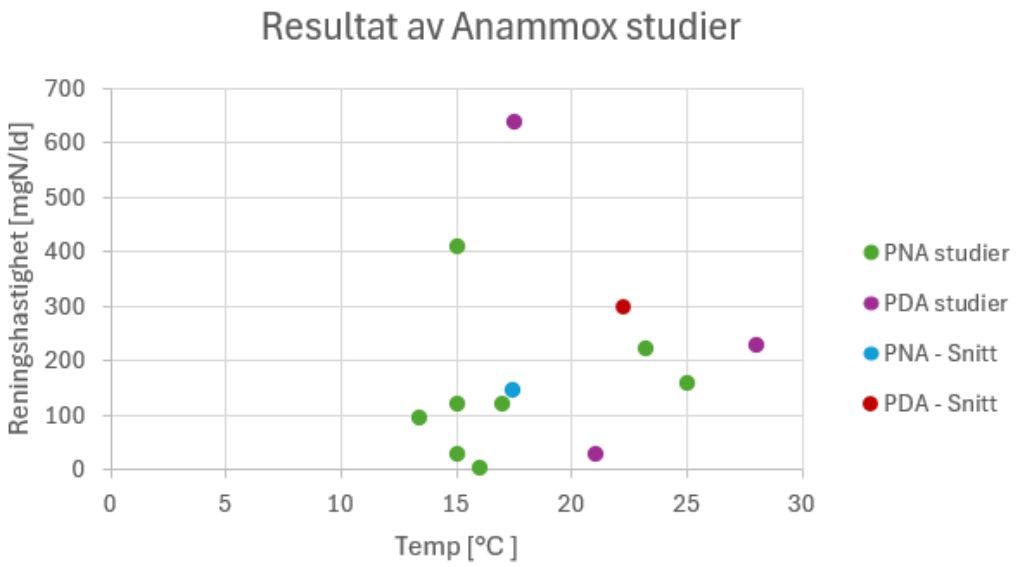
För att få en överblick över reaktionshastigheter, reningsgrad och se tillväxten hos bakterierna har tidigare litteratur undersökts. Vid undersökning av bakteriesorter som AOB och denitrifierare finns en hel del studier som pekar mot samma värden och många undersökningar kring temperaturens inverkan har gjorts. För nitrifikation är hastigheten omkring 131 mg NH_4-N/ld (Guo m.fl., 2010). För denitrifierande bakterier har också flera studier gjorts, och ett värde på 420 mg NO_3-N /ld har beräknats (Man Amatya m.fl., 2009)

I *tabell 8* nedan presenteras ett antal olika reningsgrader vid olika temperaturer framtagna både genom laboratorieundersökningar och pilotstudier. Vissa studier är gjorda under väldigt gynnsamma förhållanden som inte råder på ett avloppsreningsverk i Sverige vilket innebär att andelen renat kväve är väldigt hög i vissa undersökningar. Forskningen kring PDA är inte lika omfattande som den för PNA vilket visas i att högre undersökta temperaturer fått användas i brist på låga. Det viktigaste kriteriet som ställdes upp var att vattentemperaturn skulle vara nära 14,4 ˚C vilket är fallet för denna studie.För att likna verkliga förhållanden på reningsverk var ett annat kriterie att studierna var gjorda på riktigt avloppsvatten istället för syntetiskt, att halten kväve i test vattnet inte är orimligt högt samt att uppehållstiden i tankarna inte är för långa. Kort sagt önskades rimliga och verklighetstrogna förhållanden.

Tabell 8. En sammanställning av tidigare forskning på reningshastighet och reningsgrad hos olika PNA- och PDA-lösningar på olika stora skala och vid olika höga temperaturer.

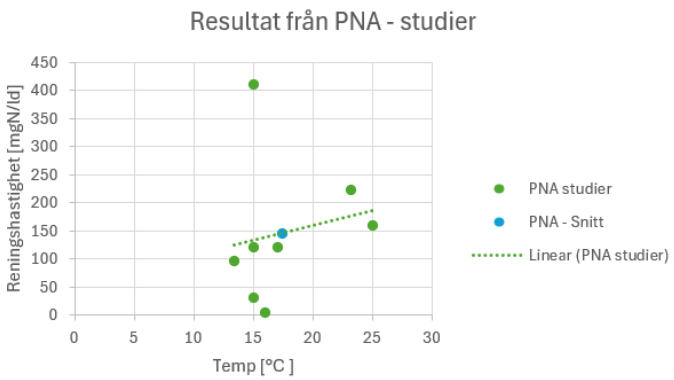
PNA/PDA	Temperatur [˚C]	Reningshastighet	Reningsgrad	Typ av studie	Källa
PNA	15-17	5 mgN/ld	44%	Pilot	(Trojanowicz m.fl., 2016)
PNA	15	20-40 mgN/ld	>70%	Batch	(Laureni m.fl., 2016)
PNA	15	410 mgN/ld	73%	Batch	(Lotti, Kleerebezem, Hu, m.fl., 2014)
PNA	15	120 mgN/ld	Upp till 60%		Gustavsson et al. (2014)
PNA	15	0,13 mgN/ld	-	Pilot	(Gustavsson m.fl., 2020)
PNA	23,2 ± 1,3°C 13,4 ± 1,1°C	223 mgN/ld 97 mgN/ld	- -	Pilot	(Hoekstra, 2018)
PNA	22–28 14–20	160 mgN/ld 120 mgN/ld	65 – 80 % 60 – 82 %		(Zhang et al., 2014)
PDA	16,5 ± 1,98	4,6 ± 1,8 mgN/l (halt ut)	84,9 ± 5,6%	Pilot	(Kang m.fl., 2021; Schoepflin m.fl., 2022a)
PDA	28,5–19,6	-	76,7 ± 6,9 %	Lab	(Liu m.fl., 2022)
PDA	16,6	-	85,2 ± 4,24	batch	(Du m.fl., 2016)
PDA	28	228 mgN/ld	95,8%	Batch	(Du m.fl., 2019)
PDA	17,5	640 mgN/ld	89,1%	Batch	(Du, Cao, Li, Wang, m.fl., 2017)
PDA	30	-	81%	Batch	(Du m.fl., 2015)
PDA	21	29,92 mgN/ld	72%	Pilot	(Schoepflin m.fl., 2022b)

Dessa studier användes sedan för att beräkna reningshastigheten vid 14,4 ˚C vilket gjordes genom plottande av reningshastigheten mot temperaturen i Excel följt av en linjär regression. *Figur 5, figur 6* och *figur 7* nedan visar resultatet av dessa analyser.



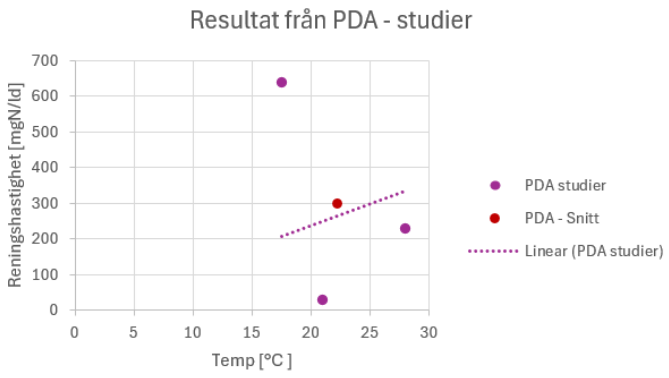
Figur 5. Samtliga reningshastigheter för PNA och PDA som presenterats i tabell 8*. Snittet för de båda metoderna är också markerade.*

Granskning av tidigare forskning inom området har resulterat i ett rimligt antagande för reningshastigheten som kommer användas för senare uträkningar. Det genomsnittliga PNA-värdet blir en reningshastighet på 145,63 mg N/ld för temperaturen 17,45 ˚C. I modellerna kommer temperaturen ligga på 14,4 ˚C vilket innebär att en linjär uppskattning är nödvändigt för att se vilken reningshastighet som passar de givna förutsättningarna. F*igur 6* visar denna linjära regression som resulterar i en reningshastighet på 129,65 mgN/ld för rådande temperatur.



Figur 6. Reningshastigheten för olika temperaturer utifrån de studier som presenterats i tabell 8*. Snittet samt den linjära regressionen visas också.*

Granskning av PDA-studier resulterar i slutsatsen att antalet studier på PDA är mycket färre än de för PNA. Detta innebär att färre värden för olika reningshastigheter finns att tillgå. Detta innebär också att värdet som beräknas för vår reningshastighet till vår PDA-modell kommer vara mer uppskattad. Det genomsnittliga värdet för PDA är en reningshastighet på 299,30 mgN/ld för temperaturen 22,16 ˚C. Efter en linjär regression blir resultatet en reningshastighet på 171,27 mgN/ld för temperaturen 14,4 ˚C.



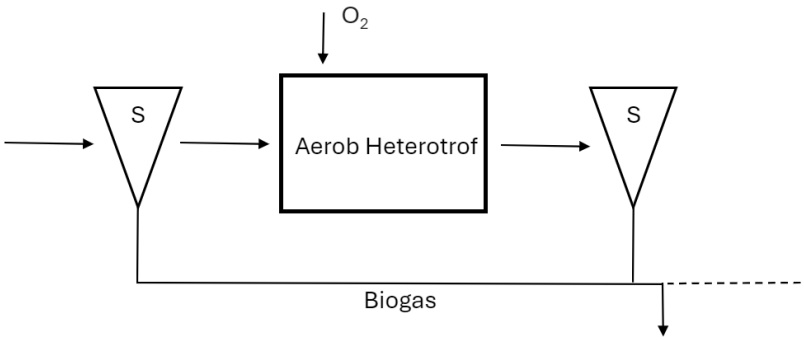
Figur 7. Reningshastigheten för olika temperaturer utifrån de studier som presenterats i tabell 8. Snittet samt den linjära regressionen visas också.

De stora skillnaderna i effektivitet mellan PNA- och PDA-studierna beror troligtvis på antalet studier som görs samt hur studierna är genomförda. Exempelvis beror det på uppehållstid, tankstorlek, kvävekoncentration i avloppsvattnet, temperatur och pH. Dessa parametrar påverkar resultaten och är en bidragande faktor till att spridningen är så stor som den är. För att kompensera för spridningen samt öka signifikansen för resultatet har ett stort antal studier använts, även om de ingående parametrarna och resultaten varierar markant.

4.2 Ett perfekt scenario

För att lägga fokus på resursåtgången för den konventionella reningsmetoden respektive PNA och PDA ställdes tre processlösningar upp med utgångspunkten att allt kväve renas. De parametrar som legat till grund för dessa är koncentrationen för ammoniumkväve och biologiskt material, taget från Ryaverkets data. Detta perfekta scenario är långt ifrån verkligheten men agerar som underlag för att tillsammans med tillhörande stökiometri för de olika tankarna kunna beräkna den erfordrade tankstorleken, uppehållstiden, syremängden, etcetera. Dessa tre processlösningar kommer under detta avsnitt redovisas och diskuteras.

Modellerna för respektive metod börjar alla på samma sätt, vilket kan härledas till Ryaverkets utformning, se *figur 8*. Först kommer en försedimentering, där biologiskt material får sjunka till botten. Därefter leds vattnet till en aerob heterotrof tank, där uppehållstiden hålls kort för att minimera nitrifikation, där det också krävs en syretillförsel. Syftet är att biologiskt material ska förbrukas i denna tank, för att minska konkurrensen mellan bakterier i kommande tankar. Det bildas alltså slam som under nästa steg, eftersedimenteringen, avskiljs från vattnet genom att sjunka till botten. Vidare steg i processerna skiljer sig åt mellan de olika processlösningarna och beskrivs nedan var för sig.



Figur 8. De tre initiala stegen för att processer under det perfekta scenariot.

För beräkningarna i detta perfekta scenario tas koncentrationen ammoniumkväve och även inkommande och tillsatt mängd COD i beaktning. Enligt den data som samlats in från Ryaverket är koncentrationen ammoniumkväve på det inkommande vattnet ca 22 mg/l vatten. Molmassan för kväve är 14,007 g/mol, vilket ger en molaritet på 1,57 mM. Detta värde användes för beräkningarna. För den andra parametern, biologiskt material, finns ett värde på det inkommande vattnet med en koncentration på 402,27 mg/l COD, samt 121,95 mg/l COD-f. Detta värde innebär att det sker en filtrering av organiskt material för inkommande vatten och det uppmätta värdet är mätt efter denna filtrering. I detta avsnitt används det ofiltrerade värdet på COD. Det biologiska materialet som inte förbrukas i den aeroba heterotrofa tanken eller släpps ut antas sedimentera och föras vidare till biogasproduktion. Under kommande beräkningar används ekvationerna som beskrivs i kapitel *3.5 Beräkningar och ekvationer*, med data som tidigare presenterats.

Eftersom utformningen av samtliga processer startar på samma sätt, kan beräkningar för ingående sedimentering, syre- och COD-förbrukning samt vidare uppsamling av slam beräknas gemensamt för alla lösningar. Enligt data har ett ingående värde på 402 mg/l och uppmättes efter försedimenteringen till 212 mg/l. Detta innebär, om antagandet att all biomassa sedimenterar görs, att det samlas upp 190 mg COD per liter vatten. Ekvation 7 användes för att beräkna hur mycket COD som oxideras och bildar slam i aktivslamtanken. Ingående koncentration på 212 mg/l ger en molaritet på 0,539 mmol/l och följande uträkning gjordes:

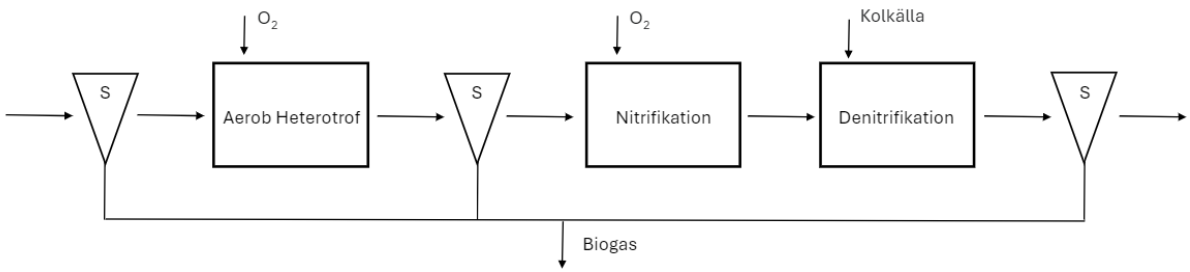
$$0{,}539C_{18}H_{19}O_9N + 0{,}399NH_3 + 4{,}74O_2 \rightarrow 0{,}938C_5H_7NO_2 + 5{,}01CO_2 + 2{,}436H_2O$$

I ekvationen utläses att det i oxideringen bildas 0,938 mmol av $C_5H_7NO_2$, ett uttryck för biologiskt material. Med en molmassa på 113,12 mg/mmol har alltså 106,1 mg biomassa bildats / liter vatten. I detta perfekta scenario antas det att allt detta sedimenterar i eftersedimenteringen. Totalt i de två ingående sedimenteringarna uppgår alltså uppsamlad biomassa till 296,1 mg/l.

Syremängden som krävs i ekvationen är 4,74 mmol/l. Detta motsvarar 151,68 mg/l, vilket är en koncentration som inte går att uppnå på grund av vattnets syremättnadsgrad. Snittflödet in på Ryaverket var under 2023 365 516 m^3/dag. Genom att multiplicera detta värde med kravet på syreförbrukningen i denna tank fås ett värde på 55 441,5 kg O_2/dygn.

4.2.1 Konventionell rening

I den konventionella kvävereningen går vattnet efter sedimentering, aerob heterotrof tank och ytterligare sedimentering vidare till en nitrifikationstank, sedan en denitrifikationstank och en avslutande sedimentering. Se *figur 9* nedan.



Figur 9. Konventionell kväverening lik den som finns på Ryaverket idag.

Inledningsvis sker alltså nitrifikation där syre behöver tillsättas. I denitrifikationen som kommer därefter krävs en tillsats av kolkälla.

I nitrifikationen omvandlas ammonium först till nitrit, och sedan till nitrat. Detta är en process som kräver syre, och för att se hur mycket syre som behövs under processen baserat på indata har beräkningar gjorts. För att räkna ut hur mycket nitrit som bildas och syreförbrukningen för detta användes ekvation 1:

$$1{,}57NH_4^+ + 2{,}24O_2 + 3{,}12HCO_3^- \rightarrow 0{,}022C_5H_7NO_2 + \ 1{,}55NO_2^- + 1{,}61H_2O + 3{,}02H_2CO_3$$

Under reaktionen bildas alltså 1,55 mmol nitrit per liter vatten. Syreförbrukningen för detta är 2,24 mmol O_2/l. Nitritet leds sedan vidare och omvandlas till nitrat, enligt ekvation 2:

$$1{,}55NO_2^- + 0{,}011NO_4^+ + 0{,}721O_2 + 0{,}011HCO_3^- \rightarrow 0{,}046H_2CO_3 + 0{,}011C_5H_7NO_2 + 1{,}55NO_3^- + 0{,}035H_2O$$

Där det bildas lika många mol nitrat som inmatad nitrit. Syreförbrukningen i detta steg ligger på 0,721 mmol/l. Ekvationerna visar alltså att det krävs totalt 2,961mM syrgas för att kunna rena bort allt inkommande ammonium, vilket motsvarar 94,75 mg O_2/l vatten. Genom att använda dygnsflödet kan detta räknas om till ett dygnsbehov på 34 632 kg/d. Tillsammans med syrebehovet för aktivslamtanken krävs totalt 90 073,5 för att driva dessa reaktioner. Under reaktionerna bildas totalt 0,022 mmol biomassa/l. Det motsvarar 24,88 mg/l.

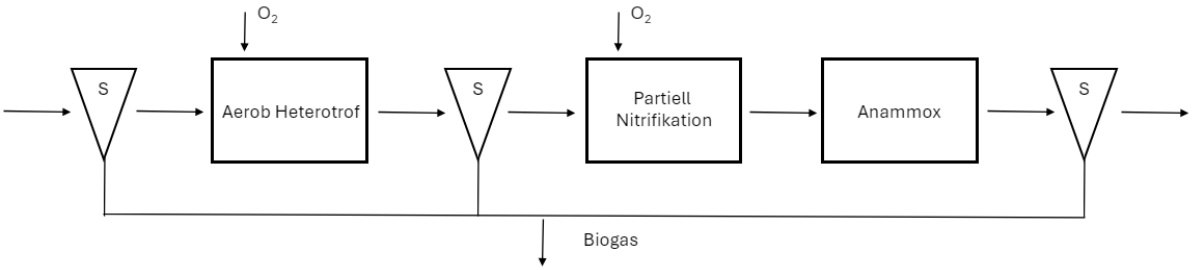
I denitrifikationstanken omvandlas nitrat till kvävgas genom en process i fyra steg. Här krävs tillsatts av kolkälla för att möjliggöra vidare reaktioner, och i detta fall har metanol använts som exempel eftersom det är det som tillsätts i Ryaverkets denitrifikationstankar. Reaktionen i denitrifikationstanken har beräknats enligt ekvation 3:

$$1{,}55NO_3^- + 1{,}705CH_3OH + 1{,}55H^+ \rightarrow 0{,}121C_5H_7O_2N + 0{,}713N_2 + 1{,}1CO_2 + 3{,}76H_2$$

Efter beräkning står det klart att det krävs 1,705 mM metanol vilket motsvarar 54,62 mg/l vatten. Beräknat för behovet över ett dygn hamnar mängden på 19 964 kg/d. Under reaktionen bildas också biomassa, vilket uppgår till 0,121 mmol/l och motsvarar 13,69 mg/l. Under nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna bildas alltså biomassa av storleken 24,88 mg/l respektive 13,69 mg/l. I detta perfekta scenario antas allt sedimentera i den slutliga sedimenteringen. Totalt under hela processen, inklusive för- och eftersedimenteringen, samlas det upp 334,67 mg biomassa /liter vatten, vilket ger ett dygnsvärde på 122 327 kg/dygn.

4.2.3 PNA

I PNA-processen är syftet att reglera syretillförseln för att endast oxidera en del av ammoniumet till nitrit, och ingenting till nitrat. Se *figur 10* för att få en överblick av utformningen.



Figur 10. Modell på vårt perfekta scenario för PNA

För att beräkna hur mycket syre som får tillsättas i nitrifikationstanken för att undvika att för mycket nitrifieras har anammoxreaktionen studerats, varpå det har ”räknats baklänges” för att komma fram till den optimala fördelningen. Detta visade sig vara att 45,5% av vattnet leds direkt in i tanken med anammox, medan resterande 54,5% genomgår nitrifikation. Det motsvarar att 0,856 mmol/l nitrifieras. För detta perfekta scenario har ingen hänsyn tagits till reaktiviteten hos nitrit, och det har antagits att en reaktion sker i taget. För att beräkna hur mycket syre som krävs för nitrifikationen användes ekvation (1):

$$0{,}856NH_4^+ + 1{,}22O_2 + 1{,}7HCO_3^- \rightarrow 0{,}012C_5H_7NO_2 + 0{,}845NO_2^- + 0{,}877H_2O + 1{,}648H_2CO_3$$

Efter denna ekvation kan slutsatsen dras att den maximala tillåtna syretillförseln är 1,22 mmol O_2/l vatten. Detta motsvarar 39,04 mg O_2 /l vatten, vilket blir 14 269 kg/d. Tillsammans med syreförbrukningen i aktivslamtanken blir det totalt 6 971 0,5 kg/dygn. Mängden biomassa som bildas är 0,012 mM eller 1,36 mg/l.

Den slutgiltiga reningen av ammonium från vattnet sker åter genom anammoxprocessen, som beskrivs av ekvation 5:

$$0{,}714NH_4^+ + 0{,}818NO_2^- + 0{,}051HCO_3^- + 0{,}041H^+$$

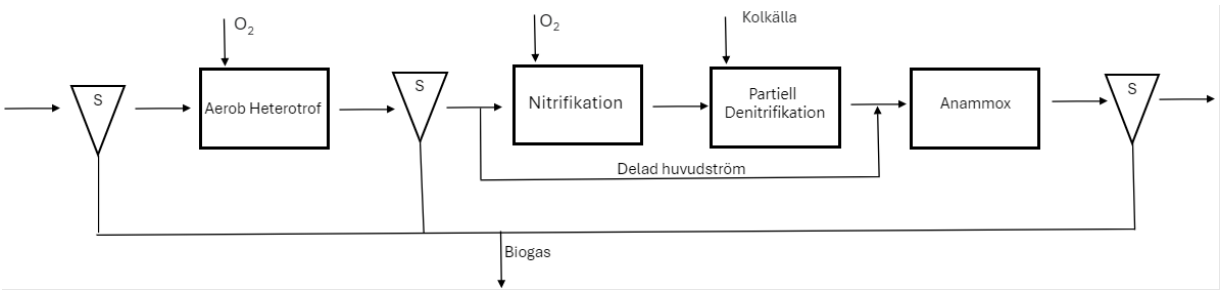
$$\rightarrow 0{,}704N_2 + 0{,}115NO_3^- + 0{,}051CH_{0{,}75}O_{0{,}31}N_{20} + 1{,}43H_2O$$

Värdet på nitrit in, 0,818 mM, är åter det värde som krävs för assimilering av allt ammonium. Här blir det igen en rest, som landar på 0,027 mM. Här bildas även ett överskott på nitrat som uppgår till 0,115 mM. Här kan åtgärder vidtas, som exempelvis en efternitrifikation och efterdenitrifikation.

I nitrifikationen och anammoxreaktionen bildas totalt 2,4 mg biomassa/l vatten. Detta förväntas sedimentera och summan av detta och den initiala sedimenteringen uppgår till 298,5 mg/l. Detta blir 109 106 kg/dygn.

4.2.3 PDA

I en PDA-process krävs det att det kommer in både nitrat och ammonium i anammoxtanken vilket kan lösas genom att strömmen delas efter eftersedimenteringen, se *figur 11*.



Figur 11. Modell för det perfekta scenariot för PDA.

För att uppnå 100% rening av ammonium krävs en optimal fördelning av strömmen. Detta kan härledas på samma sätt som för PNA-processen och en fördelning där 54,4% leds till nitrifikation medan 45,5% leds direkt till anammoxtanken har valts. Detta motsvarar att 0,856 mol ammonium går in i nitrifikationen medan 0,714 mol ammonium leds direkt till anammoxtanken. När förhållandet fastställts kunde beräkningar genomföras för att se hur mycket kolkälla och syre som skulle krävas i respektive process. Nitrifikationen beräknades enligt nedan, först med ekvation 1:

$$0{,}856NH_4^+ + 1{,}22O_2 + 1{,}7HCO_3^- \rightarrow 0{,}012C_5H_7NO_2 + 0{,}845NO_2^- + 0{,}877H_2O + 1{,}648H_2CO_3$$

I den första delen av nitrifikationen bildas alltså 0,845 mM nitrit som kommer att kunna nitrifieras vidare till nitrat. Ekvationen visar att det krävs 1,22 mM syrgas för detta. Det bildas även 0,012 mM biomassa. Vidare sker reaktionen enligt ekvation 2:

$$0{,}845NO_2^- + 6{,}28 \cdot 10^{-3}NO_4^+ + 0{,}393O_2 + 6{,}28 \cdot 10^{-3}HCO_3^-$$
$$\rightarrow 0{,}025H_2CO_3 + 6{,}28 \cdot 10^{-3}C_5H_7NO_2 + 0{,}845NO_3^- + 0{,}019H_2O$$

Här bildas 0,845 mmol nitrat/l vatten med hjälp av 0,393 mM syrgas. Totalt under nitrifikationen används 1,613 mM syrgas, motsvarande 51,62 mg/l. Tillsammans med dygnsinflödet kan det omräknas till ett behov på 18 868 kg/dag. I del två av nitrifikationen bildas också biomassa, en mängd på $6{,}28 \cdot 10^{-3}$. Totalt under nitrifikationen bildas 0,018 mM biomassa, motsvarande 2,07 mg/l.

Vidare leds vattnet med nitrat till en denitrifikationstank, där syftet är att endast partiellt denitrifiera nitratet till nitrit. Detta görs här med hjälp av acetat och har beräknats enligt ekvation (4):

$$0{,}845NO_3^- + 0{,}313CH_3COO^- + 0{,}0304H^+$$

$$\rightarrow 0{,}0304C_5H_7NO_2 + 0{,}820NO_2^- + 0{,}313HCO_3^- + 0{,}220H_2O + 0{,}161CO_2$$

Under den partiella denitrifikationen kan alltså 0,820 mM nitrit fås ut från 0,845 mM nitrat. Mängden acetat som krävs är 0,313 mM, vilket motsvarar 18,5 mg/l eller 6762 kg/d. Under reaktionen bildas 0,0304 mM biomassa, motsvarande 3,43 mg/l. Efter den partiella denitrifikationen leds detta vatten vidare till en anammoxtank, dit även en del av den inkommande strömmen kommer direkt från eftersedimenteringen. Här sker anaerob ammoniumoxidation, och ammonium assimileras tillsammans med nitrit till kvävgas. Detta sker enligt ekvation 5:

$$0{,}714NH_4^+ + 0{,}818NO_2^- + 0{,}051HCO_3^- + 0{,}041H^+$$

$$\rightarrow 0{,}704N_2 + 0{,}115NO_3^- + 0{,}051CH_{0,75}O_{0,31}N_{0,20} + 1{,}43H_2O$$

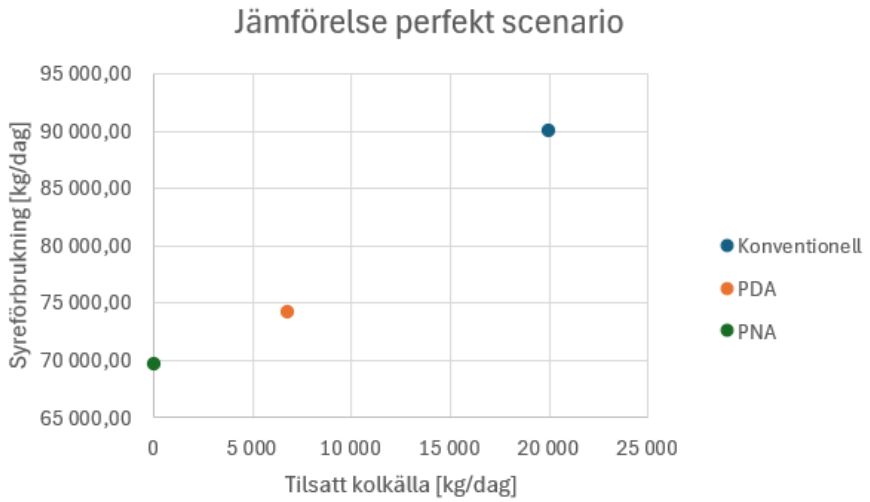
I beräkningarna användes värdet 0,818 mmol nitrit/l, trots att det tidigare framgått att det genom denna lösning bildas 0,820 mmol nitrit/l vatten. Detta visar att det kommer att bli en rening av ammonium på 100%, men att det blir ett litet överskott på nitrit (0,02 mmol/l). Överskottet kan ses som försumbart litet och beror med stor sannolikhet på avrundningar. Under reaktionen bildas 0,051 mM av $CH_{0,75}O_{0,31}N_{0,20}$, vilket är biomassa med en annan stökiometri. Mängden motsvarar 1,04 mg/l. Under nitrifikation, denitrifikation och anammoxprocesserna bildas alltså totalt 6054 mg biomassa/l vatten. Detta, tillsammans med värden från tidigare sedimenteringar, blir en total mängd på 302,6 mg sedimenterad biomassa /liter vatten. Baserat på dygnsflödet blir detta 110 620 kg/dygn. Den totala syreförbrukningen, om den från nitrifikationen adderas med den för aktivslamtanken, blir 7 430 9,5 kg/dygn.

4.2.4 Sammanfattning av det perfekta scenariot

För att sammanfatta detta perfekta scenario kan *tabell 9* och *figur 12* betraktas. Tabellen visar att precis som i tidigare studier så är partiell nitrifikation med anammox den mest effektiva processlösningen både när det kommer till förbrukning av kolkälla och syre. PDA kommer strax därefter och båda anammoxlösingarna ger besparingar i resurser och även energi från luftning. Dessutom är skillnaden i sedimenterad biomassa inte speciellt stor, vilket innebär att produktionen av biogas eller andra produkter kommer ligga på ungefär samma nivå för alla processer.

Tabell 9. Sammanfattning av resultat för det perfekta scenariot. Kvävereningen är 100% för alla processer.

Metod	Förbrukning, tillsatt kolkälla [kg/d]	Syreförbrukning [kg/d]	Uppsamlad biomassa [kg/d]
Konventionell rening	19 964	90 073,5	122 327
PDA	6762	74 309,5	110 620
PNA	0	69 710,5	109 106



Figur 12. Tillsatt kolkälla samt syreförbrukning för konventionell kväverening, PNA och PDA där det är tydligt att PNA som process är mest resurssnål.

4.3 Anammox i Ryaverket

För att förankra studien i ett mer realistiskt scenario har även temperaturberoendet räknats in. Baserat på data och utformning för Ryaverket i Göteborg har beräkningar gjorts för anammoxprocesserna som

också jämförts med data från den konventionella reningen. Denna återfinns i avsnitt *4.1.1 Data från Ryaverket*.

Förutsättningarna för det mer realistiska scenariot är baserat på data från Ryaverket och den litteraturstudie som gjorts. Vattentemperaturen är 14,4 ˚C, dygnsinflödet av vatten är 365 516 m^3 och en önskad reningsgrad på 70%. Koncentrationen av ammonium in är fortfarande på 22 mg/l. Även detta mer realistiska scenario bygger på ett antagande om att allt inkommande biologiskt material oxideras. Baserat på detta har bassängstorlekar för anammoxprocesserna tagits fram, varpå en bedömning för processens tillräcklighet gjorts och följaktligen justeringar framtagits för att få en fungerande process.

4.3.1 PNA

För framtagning av reningshastigheten gjordes antaganden baserade på den litteraturstudie som gjorts, se avsnitt *4.1.2 Tidigare forskning.* Vid PNA antogs en reningshastighet på 129,65 mgN/ld. Baserat på inflödet till Ryaverket på 365 516 m^3 och koncentrationen ammonium i inkommande vatten på 22 mg/l kan ett dygnsinlopp för ammonium på 8041,35 kg beräknas. En önskad reningsgrad på 70% gör att 5628,95 kg ammonium behöver renas bort varje dygn. Genom att dividera önskad mängd assimilerat ammonium med hastigheten med vilken det renas bort, kan en erforderlig bassängstorlek räknas ut. Våra indata här ger oss en storlek på 43 416,48 kubikmeter.

Bassängstorleken som fås är inte orimlig, då det kan ses att volymen på bassängerna för aktivt slam uppmäter totalt 50 990 m^3. Denna tank kommer dock behöva kvarstå för processen med oxidering av COD, och befintlig volym blir otillräcklig för att uppnå adekvat kväverening. De två kvarvarande volymerna skulle kunna användas för en PNA-process. En godtycklig bassängvolym på 20 000 m^3 har antagits som grund för beräkning av kväverening och behov av efterpolering med efter nitrifikation samt denitrifikation, varpå även behovet för 25 000 m^3, 30 000 m^3 samt 35 000 m^3 bassänger undersökts. På så vis kan mängden resurser som skulle krävas vid olika bassängvolymer med tillhörande efternitrifikation och efterdenitrifikation ses.

Hastigheten för PNA vid 14,4 ˚C är som tidigare nämnt 129,65 mg/ld, eller 129,65 g/m^3d, och en bassängvolym på 20 000 m^3 skulle därför ha kapacitet att rena bort 2580 kg kväve per dag. För att se hur mycket syre som krävs och hur mycket biomassa som bildas i denna process har stökiometrin använts. Det kväve som renas bort i processen tillsammans med dagsflödet ger oss en koncentration på 7,06 mg/l, eller 0,504 mmol/l. Som tidigare krävs ett visst förhållande för att anammoxreaktionen ska fungera optimalt, och 54,4% av ammoniumet ska nitrifieras partiellt. Detta ger oss ett värde på 0,274 mmol/l. Ekvation 1, som beskriver den partiella nitrifikationen, ger oss följande:

$$0{,}504NH_4^+ + 0{,}389\,O_2 + 0{,}545HCO_3^- \rightarrow 3{,}39 \cdot 10^{-3}C_5H_7NO_2 + 0{,}271NO_2^- + 0{,}281\,H_2O + 0{,}528\,H_2CO_3$$

Syreförbrukningen uppgår alltså maximalt till 0,389 mmol/l, 12,45 mg/l eller ett dygnskrav på 4550 kg/dygn. I reaktionen krävs ingen tillsats av kolkälla. Biomassan som bildas uppgår till 0,00339 mmol/l, eller 0,383 mg/l. Kvarvarande ammoniumhalt ligger på 0,230 mmol/l och detta går vidare för att oxideras tillsammans med nitritet. För anammoxreaktionen används ekvation 5:

$$0{,}23NH_4^+ + 0{,}264NO_2^- + 0{,}016HCO_3^- + 0{,}013H^+ \rightarrow 0{,}227N_2 + 0{,}037NO_3^- + 0{,}016CH_{1,74}O_{0,31}N_{0,2} + 0{,}461H_2O$$

I denna process bildas 0,016 mmol biomassa/liter vatten, vilket motsvarar 0,344 mg/l.

Med en önskad kväverening på 5628,95 kg/d skulle det alltså krävas efterpolering för 3048,95 kg/dag. Med hastigheten 131 g/m^{3}d skulle en nitrifikationstank på 23 274 ,43 m^3 krävas. Koncentrationen ammoniumkväve, baserat på mängden som ska renas bort och inkommande volym, ligger på 8,34 mg/l. Detta ger en molaritet på 0,596 mmol/l. Genom att använda ekvation 1 och 2 kan det ses hur mycket nitrat som bildats och vad som krävs i syresättning:

$$0{,}596\, NH_4^+ + 0{,}847\, O_2 + 1{,}186\, HCO_3^- \rightarrow 5{,}57 \cdot 10^{-3} C_5H_7NO_2 + 0{,}589 NO_2^- + 0{,}611 H_2O + 1{,}147\, H_2CO_3$$

I det första steget av nitrifikationen krävs alltså 0,847 mmol syre per liter vatten. Det bildas 0,589 mmol nitrit per litet vatten, som sedan nitrifieras vidare till nitrat:

$$0{,}589\, NO_2^- + 4{,}38 \cdot 10^{-3} NO_4^+ + 0{,}273\, O_2 + 4{,}38 \cdot 10^{-3} HCO_3^- \rightarrow 0{,}017\, H_2CO_3 + 4{,}38 \cdot 10^{-3} C_5H_7NO_2 + 0{,}589\, NO_3^- + 0{,}013\, H_2O$$

I det andra nitrifikationssteget förbrukas 0,273 mmol syrgas/l vatten. Den totala syreförbrukningen landar på 1,12 mmol/l. Totalt för processen krävs alltså 1,509 mmol syre/l, vilket ger ett dygnsbehov på 17 650 kg/dygn. Vattnet innehåller nu istället nitrat, som kan denitrifieras i en denitrifikationstank. Mängden är 0,589 mmol/l och detta kan omräknas till 3015 kg nitratkväve/dygn. Med en hastighet på 420 mg/ld kan en bassängvolym för denitrifikationen på 7180 m^3 beräknas.

Ekvation 3 används för beräkningen:

$$0{,}589 NO_3^- + 0{,}648 CH_3OH + 0{,}589 H^+ \rightarrow 0{,}046 C_5H_7O_2N + 0{,}78 N_2 + 0{,}42 CO_2 + 1{,}43 H_2O$$

Där det krävs 0,065 mmol metanol/l vatten. Under hela efterpoleringen bildas totalt 0,0560 mmol biomassa/l, vilket motsvarar 6,33 mg/l. Detta sammanlagt med biomassan från PNA-processen bildar 2439 kg biomassa/dygn.

På samma sätt som för bassängen med 20 000 m^3 har beräkningar gjorts för bassängstorlekarna 25 000 m^3, 30 000 m^3 och 35 000 m^3. Resultatet från beräkningarna redovisas i *tabell 10* nedan.

Tabell 10: Resultat från beräkningarna för PNA

Bassängvolym PNA [m^3]	Förbrukning tillsatt kolkälla [kg/d]	Syreförbrukning [kg/d]	Bildad biomassa [kg/d]	Volym EN [m^3]	Volym EDN [m^3]
20 000	7579	17 650	2439	23 274	7180
25 000	5919	15 931	2205	18 227	5605
30 000	4316	14 293	1752	13 278	4083
35 000	2702	12 667	1309	8330	2560

Som *tabell 10* visar blir processen mer resurseffektiv ju större bassängvolymen blir för PNA, med andra ord, ju mer kväve som kan renas bort med anammox desto bättre. Samtidigt syns även en tydlig minskning i hur mycket biomassa som bildas, vilket leder till minskad mängd biogas som kan bildas.

4.3.2 PDA

För PDA-processen antogs en reningshastighet på 171,27 mg/ld. Precis som i fallet med PNA-processen önskas en rening av 5628,95 kg ammonium/dygn. Baserat på detta och reningshastigheten beräknas erforderlig bassängstorlek för anammoxen till 32 865,92 kubikmeter. Detta är än en gång en tankstorlek som inte återfinns på Ryaverket, förutom den aktivslamtanken som behöver behållas, och åtgärder bör därför vidtas om anammox ska implementeras.

Om den godtyckliga bassängvolymen på 20 000 m^3 används för PDA-processen skulle 3425,4 kg ammoniumkväve kunna renas bort dagligen. Koncentrationen kväve som ska renas bort blir då 9,37 mg/l, med en molaritet på 0,669 mmol/l. Med en strömfördelning där 54,4% av ammoniumet nitrifieras, kommer 0,364 mmol/l genomgå nitrifikation. För att beräkna syrekravet för detta användes stökiometrin enligt ekvation 1:

$$0{,}364\, NH_4^+ + 0{,}516\, O_2 + 0{,}723\, HCO_3^- \rightarrow 4{,}51 \cdot 10^{-3} C_5H_7NO_2 + 0{,}359\, NO_2^- + 0{,}373\, H_2O + 0{,}701\, H_2CO_3$$

Den visar att 0,516 mmol syre förbrukas per liter vatten. Det bildas också 4,51· 10^{-3} mmol biomassa/l. Detta fortsätter nitrifieras enligt ekvation 2:

$$0{,}359\, NO_2^- + 2{,}67 \cdot 10^{-3} NO_4^+ + 0{,}166\, O_2 + 2{,}67 \cdot 10^{-3} HCO_3^- \rightarrow 0{,}0107\, H_2CO_3 + 2{,}67 \cdot 10^{-3} C_5H_7NO_2 + 0{,}359\, NO_3^- + 8{,}02 \cdot 10^{-3}\, H_2O$$

I den andra delen av nitrifikationen bildas alltså $2{,}67 \cdot 10^{-3}$ mmol biomassa/l, och syreförbrukningen ligger på 0,166 mmol/l. Vattnet leds vidare till denitrifikation, vilket sker partiellt enligt ekvation 4:

$$0{,}359 NO_3^- + 0{,}133 CH_3COO^- + 0{,}013 H^+ \rightarrow 0{,}013 C_5H_7NO_2 + 0{,}349 NO_2^- + 0{,}133 HCO_3^- + 0{,}094 H_2O + 0{,}068 CO_2$$

Här kan ses att förbrukningen av acetat, som är kolkällan i detta fall, ligger på 0,133 mmol/l. Biomassan som bildas uppgår till 0,013 mmol/l. Vattnet leds vidare och nitritet oxideras tillsammans med ammonium till kvävgas, enligt ekvation 5:

$$0{,}304 NH_4^+ + 0{,}349 NO_2^- + 0{,}022 HCO_3^- + 0{,}017 H^+ \rightarrow 0{,}300 N_2 + 0{,}049 NO_3^- + 0{,}022 CH_{1,74}O_{0,31}N_{0,2} + 0{,}609 H_2O$$

Där 0,022 mmol biomassa bildas/l vatten. Totalt under PDA-processen bildas 2,76 mg biomassa/l, vilket ger ett dygnsvärde på 1007,5 kg. Syrebehovet blir 0,682 mmol/l, 21,824 mg/l eller 7977 kg/dygn. Tillsatsen av metanol ligger på 0,022 mmol/l eller 0,704 mg/l. Acetatbehovet ligger på 0,133 mmol/l, eller 7,847 mg/l. Den totala tillsatsen av kolkälla uppgår till 3125,5 kg/dygn.

Eftersom kravet på 70% kväverening inte uppnås i denna process krävs efterpolering för 2203,5 kg kväve/d. Hastigheten med vilken den renas bort, 131 mg/ld, ger en erforderlig bassängstorlek för nitrifikationen på 16 821 m^3. Kvävet som ska renas bort uppnår en koncentration av 6,03 mg/l, eller en molaritet på 0,43 mmol/l. Resursförbrukningen för nitrifikationen beräknas enligt ekvation 1 och 2:

$$0{,}430\, NH_4^+ + 0{,}610\, O_2 + 0{,}655\, HCO_3^- \rightarrow 5{,}33 \cdot 10^{-3} C_5H_7NO_2 + 0{,}425\, NO_2^- + 0{,}44\, H_2O + 0{,}828\, H_2CO_3$$

I nitrifikationens första steg går det åt 0,61 mmol syre/l. Det bildas även $5{,}33 \cdot 10^{-3}$ mmol biomassa/l. Nitritet som bildats reagerar vidare och blir nitrat i nästa steg av nitrifikationen:

$$0{,}425\ NO_2^- + 3{,}16 \cdot 10^{-3} NO_4^+ + 0{,}197\ O_2 + 3{,}16 \cdot 10^{-3} HCO_3^- \\ \rightarrow 0{,}0126\ H_2CO_3 + 3{,}16 \cdot 10^{-3} C_5H_7NO_2 + 0{,}425\ NO_3^- + 9{,}47 \cdot 10^{-3} H_2O$$

Här bildas $3{,}16 \cdot 10^{-3}$ mmol biomassa/l, och syrebehovet ligger på 0,197 mmol/l. Mängden nitrat som bildas är 0,425 mmol/l, motsvarande 2176 kg/d. För att detta ska kunna denitrifieras, om hastigheten ligger på 420 mg/ld, krävs en denitrifikationsbassäng med volymen 5180 m^3. Denitrifikationen beräknas enligt ekvation 3:

$$0{,}425 NO_3^- + 0{,}467 CH_3OH + 0{,}425 H^+ \rightarrow 0{,}0331 C_5H_7O_2N + 0{,}195 N_2 + 0{,}302 CO_2 + 1{,}03 H_2O$$

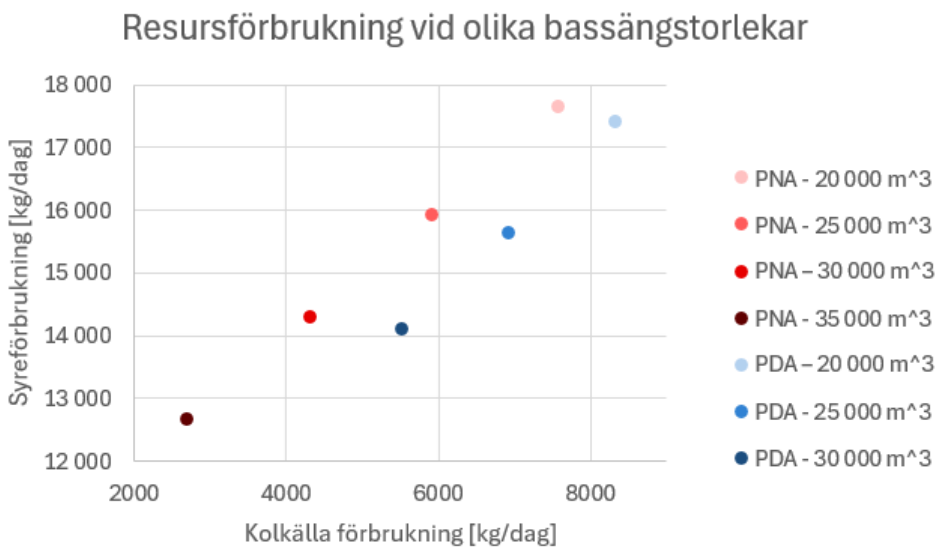
Denna beräkning visar att 0,467 mmol metanol krävs per liter vatten. Detta motsvarar 27,55 mg/l. Tillsammans med acetatmängden som behövs uppgår förbrukningen av tillsatt kolkälla till 12 938 kg/dygn. Mängden biomassa som bildas i denitrifikationen är 0,0331 mmol/l. Sammanräknat för PDA och efterpolering landar värdet på 7,46 mg/l, vilket ger ett dygnsvärde på 2727 kg. Totalt under processen förbrukas 1,489 mmol syre/l vatten. Detta motsvarar ett dygnsbehov på 17 416 kg.

På samma sätt som detta beräknats, har beräkningar även gjorts för bassängstorlekarna 25 000 m^3, och 30 000 m^3. Resultaten sammanfattas nedan, i *tabell 11*.

Tabell 11: Resultat från beräkningarna för PDA-processen

Bassängvolym PDA [m^3]	Förbrukning tillsatt kolkälla [kg/d]	Syreförbrukning [kg/d]	Bildad biomassa [kg/d]	Volym EN [m^3]	Volym EDN [m^3]
20 000	8330	17 416	2727	16 821	5180
25 000	6925	15 638	2304	10 284	3166
30 000	5521	14 088	1886	3 748	1154

En total jämförelse av resursförbrukningen över de olika bassängstorlekarna visas i *figur 13* nedan.



Figur 13. Kolkälleförbrukning samt syreförbrukning för PNA och PDA vid olika bassängstorlekar.

Figur 13 visar att resursförbrukningen av både syre och kolkälla minskar vid större bassängstorlekar och kopplas till hur mycket efterpolering som krävs.

4.4 Kostnadsjämförelse

För att vidare utvärdera de olika processlösningarna görs en översiktlig prisjämförelse. Vid jämförelse av syreförbrukningen är utgångspunkten syreförbrukningsdata hämtat från Ryaverket, se *4.1.1 Data från Ryaverket* i *tabell 7*, och från elförbrukning samt elpriser givet av Ryaverket. För enkelhetens skull gjordes valet att studera förbrukningen för aktiv slam samt efternitrifikationstankarna, då värden på dessa fanns. Därefter gjordes ett referensvärde som kunde kan användas i de övriga analyserna. Givna värden på totala elkostnad är 0,87 kr/kWh och sammanlagda produktionen för tankarna är 8,33 GWh/år. Utifrån detta beräknas att syrekostnaden blir 0,803 kr/kg O_2. Om detta appliceras på de framräknade syreförbrukningarna i *tabell 11* ges värden som visas i *tabell 12*.

Tabell 12. Kostnadsjämförelse för de olika processerna. PS står för perfekt scenario.

	Syrekostnad (kr/dag)	Kolkostnad (kr/dag)
PS - konventionell	72 329	166 021
PS - PDA	59 671	56 233
PS - PNA	55 978	0
PNA – 20 000 m^3	14 173	63 027
PNA – 25 000 m^3	12 793	49 222
PNA – 30 000 m^3	11 477	35 892
PNA – 35 000 m^3	10 172	22 470
PDA – 20 000 m^3	14 455	69 272
PDA – 25 000 m^3	12 980	57 588
PDA – 30 000 m^3	11 693	45 913

Tillsatsen av kolkälla är 2340 ton per år i denitrifikationstanken för dagens lösning på Ryaverket. Kostnaden för kemikalier år 2023 redovisas till 42 147 000 kr, men andelen av detta som har gått till metanol är inte givet. Däremot är andelen av kostnaden som går till metanol given för åren 2012–2017, så utgångspunkten blir den procentandelen och gör ett antagande. Den genomsnittliga procentdelen för redovisade år blir 46,17% och resulterar i en metanolkostnad för året 2023 på 19 459 270 kr. Detta ger en kostnad för kolkällan på 8316 kr/ton metanol. Om detta appliceras på de framräknade behoven av tillsatt kolkälla i *tabell 11* ges värden som visas i *tabell 12*.

5. Diskussion

Undersökningens resultat kommer i detta avsnitt diskuteras utifrån det formulerade syftet och huruvida det är ett signifikant och pålitligt resultat eller inte och faktorer som påverkar det.

5.1 Resultatdiskussion

Under detta avsnitt diskuteras resultatet av de tre metodernas reningsgrad, resursförbrukning, energibehov samt bildning av slam och biogas.

5.1.1 Reningsgrad

Potentialen för reningsgrad är i sig inte det som kommer att begränsa implementeringen av anammox i reningsverken. Det går att uppnå adekvat, och till och med en 100%, rening med anammox såväl som med konventionella metoder, där vi i *tabell 7* tydligt ser att anammoxmetoderna är betydligt mer resurseffektiva. Här visas alltså än en gång att metoden är den bästa lösningen om det går att bistå bakterierna med rätt förhållanden, då det både skulle spara pengar och energi. Dessutom skulle det produceras ungefär lika mycket biomassa från alla tre processer, vilket än en gång motiverar anammox som det självklart bästa valet.

När det mer realistiska scenariot studeras ser vi tydligare de problem som finns med teknikerna. Det framgår att hastigheten för kväverening minskar drastiskt vid en lägre temperatur och med bassängstorlekar som faktiskt finns på reningsverk (med Ryaverket som grund) är för små för att uppnå adekvat kväverening. Däremot kan befintliga volymer utnyttjas och med användning av efterpolering kan önskad reningsgrad uppnås även vid lägre temperaturer. Det ska nämnas att faktorer som pH, halt organiskt material och andra bakteriekulturer som NOB inte har vägts in i beräkningarna. Detta är faktorer vilka skulle påverka reningsgraden och variationer kring dessa skulle med stor sannolikhet förekomma i verkligheten. Det krävs därför vidare studier för att förankra processernas stabilitet. Resultatet visar dock på hög potential för implementering, när det kommer till att uppnå adekvat kväverening.

5.1.2 Resursförbrukning

Resultatet visar att mindre extern kolkälla behövs tillsättas under efterdenitrifikationen vid både PNA och PDA än vid den konventionella kvävereningen på Ryaverket idag. Vi ser i *tabell 9* att det, för ett perfekt scenario, krävs endast 34% kolkälla för PDA jämfört med den konventionella, medan det i PNA-processen inte krävs någon tillsats av kolkälla alls. Genom att minska behovet av externa tillsatser kan resurser sparas dels genom minskad åtgång på kemikalier, dels på minskat behov av extra processer som i sin tur kräver råvaror, utsläpp och energi. Ur ett livscykelperspektiv blir det alltså miljövänligare att använda sig av anammox.

Resultatet stämmer även med tidigare litteratur. Chen m.fl. (2022) nämner i reviewartikeln *A review on upgrading of the anammox-based nitrogen removal processes: Performance, stability, and control strategies* att ingen extern kolkälla behövs tillsättas vid kväverening med anammox, vilket även *figur 3* visar. Dock krävs en del tillsats för den partiella denitrifikationen i PDA-processen. I denna studie har dock antagandet gjorts att allt inkommande biologiskt material oxideras, vilket inte är fallet i vekligheten. Därmed är chansen stor att mängden tillsatt kolkälla skulle vara mindre när PDA faktiskt används, eftersom en del biologiskt material kan antas finnas i vattnet redan.

5.1.3 Energibehov

Mängden energi som krävs för de olika processlösningarna avgörs främst av syresättningsbehovet, mängden pumpar och deras effektivitet. Syret som måste tillsättas under förnitrifikationen samt efternitrifikationen skiljer sig mycket mellan de olika processerna. Som beskrivet i bakgrunden kräver delar av PNA och PDA syrefria förhållanden vilket innebär att de modeller som ställts upp under resultatet bör visa att anammoxmetoderna inte behöver lika mycket syre som den konventionella metoden gör. Detta visade sig även stämma då den konventionella metoden kräver ett totalt tillskott på 28 391 kg/d, medan den minsta bassängen på 20 000 m^3 för PNA endast kräver 17 650 kg/d och PDA 17 416 kg/d. Alltså är de båda anammoxmetoderna mer energisnåla än den konventionella kvävereningen på Ryaverket är idag, även om den minsta bassängen som undersökts används. Dessutom minskar behovet av syre och kolkälla ju större anammoxbassängen blir, vilket vi kan se i *tabell 10* och *11*.

Eftersom mängden syre som tillsätts antas i denna studie vara direkt kopplat till energibehovet kan slutsatser dras utifrån de ovannämnda syrehalterna. Vi ser tydligt att anammox kräver mindre syresättning och därmed mindre energi än konventionell kväverening. Under avsnitt *4.4 Kostnadsjämförelse* ser vi även att det skulle bli mer ekonomiskt hållbart att använda anammox, eftersom stora besparingar skulle kunna göras dagligen. Även om uppstartskostnad och -tid är stor för anammox sparas mycket pengar och energi kontinuerligt och det blir i slutändan något reningsverk kan vinna på. Ett mindre energibehov hos aktörer på samhällsnivå är också något som är eftersträvansvärt när flera sektorer blir mer elbaserade, samtidigt som efterfrågan på förnybar el blir högre. Därmed är anammox bättre både ur ett företagsekonomiskt och miljöperspektiv.

5.1.4 Slam och biogas

Vi ser tydligt att det i det perfekta scenariot kommer att sedimentera ungefär lika mycket biomassa i alla processerna och biogasproduktionen förväntas därför bli densamma. Detta stämmer dock inte för verkligheten, då vi ser i *tabell 10* och *11* att ju större bassängerna för anammoxen blir, desto mindre slam bildas och därmed finns mindre potential för att producera andra produkter av detta.

Å ena sidan kan det vara negativt att slam inte bildas i lika stora mängder, eftersom det gör att gödningsmedel kan behöva framställas på andra sätt. För den cirkulära ekonomin kan det vara positivt att framställa produkter från biprodukter av nödvändiga processer. Å andra sidan har det ibland oönskade sidoeffekter, som till exempel i detta fall med utsläpp av tungmetaller och andra kemikalier som vara skadliga både för djur, människor och ekosystem. Framställning av andra, mer innovativa produkter är dock något vi går miste om när slamproduktionen minskar, men eftersom det ändå bildas slam kan det som bildas självklart användas för att utforska detta.

5.2 Brister med studien och resultatet

I detta avsnitt kommer förenklingar, generaliseringar och avgränsningar av teorin eller indata från Ryaverket samt deras påverkan på resultatets betydelse diskuteras. Även brister med metoden och studien i sin helhet kommer tas upp.

5.2.1 Förenkling av indata

Data från Ryaverket har förenklats på flertalet sätt med motiveringen att detta arbete har för avsikt att utreda principlösningar där fokus inte ligger på detaljerna. Bland annat har medelvärden för all data från 2023 använts vilket osynliggör eventuella fluktueringar i exempelvis reningsgrad eller ingående koncentrationer. Därmed identifieras inte det värsta scenariot som skulle kunna uppstå. Redan efter denna genomsnittsberäkning är resultatets signifikans negativt påverkad och om tiden fanns hade det

varit fördelaktigt att studera de 365 dygnsvärdena istället. Dataanalysmetoder såsom identifiering och borttagning av extremvärden hade med fördel kunnat tillämpas men prioriterades bort av tidsskäl. En djupare analys av Ryaverkets data hade med stor sannolikhet bidragit med större säkerhet till resultatet och därmed gjort det mer signifikant.

Ett exempel på en parameter som förenklats är temperaturen på ingående avloppsvatten kopplat till uppvärmningsbehovet vid en PNA eller PDA-process. Temperaturen varierar under året mellan 7,3˚C och 19,4˚C men medelvärdet på 14,4˚C har använts vid energibehovsberäkningarna för att undvika en alltför omfattande analys. En energianalys för olika temperaturer under olika dagar och perioder hade givit en mer specifik siffra på hur mycket de tre processlösningarna skiljer sig, vilket i sin tur hade varit både intressant och gjort resultatet säkrare. Huruvida en mer specifik temperaturanalys hade gett ett högre eller lägre energibehov hade kunnat beräknas vidare.

Ett liknande arbetssätt fick tillämpas vid tillsatt syremängd under efternitrifikationen där en av de sex linjerna saknades från Ryaverkets databaser och därmed fick bortses från. Efter diskussioner med en anställd på Gryaab framgick det att det kan röra sig om temporära eller långsiktiga avstängningar av linjer på grund av exempelvis underhållsbehov. Eftersom en sjättedel av den totala tillsatta syremängden i ett normalfall nu saknas blir siffrorna som används i beräkningarna lägre än de egentligen borde vara vid full driftskapacitet. Detta valdes att bortses från med motiveringen att det är år 2023 som studeras och de momentana förutsättningarna är de som gäller.

Vissa parametrar som beskrivits under teorin som viktiga för effektiviteten vid nitrifikation och denitrifikation har av tidsskäl eller relevansskäl valt att bortses från. En av dessa är pH som Ryaverket dels inte fokuserar på och därmed inte har data för, dels hade blivit för komplicerat för ett arbete av denna omfattning. Däremot bör betydelsen av pH för de olika processerna inte försummas utan diskuteras utifrån ett teoretiskt perspektiv vilket gjordes tidigare under detta avsnitt.

Som tidigare presenterats under avsnitt *2.6 Lokala förutsättningar för Göteborg* är bräddning och tillskottsvatten viktiga att ha i åtanke vid avloppsrening. Mängden nederbörd har inte tagits hänsyn till i förhållande till data från Ryaverket på grund av svag koppling till det huvudsakliga syftet men det är ändå nämnvärt under diskussionsavsnittet. Att förbättra reningsgraden i ett reningsverk är som arbetet diskuterat av omfattande relevans för att minska utsläppen av näringsämnen men det är samtidigt inte allt som kan och behöver ändras. Huruvida en viss procent av det ingående avloppsvattnet som bräddas under ett år motsvarar ett kväveutsläpp som totalt på ett år hade renats av en förbättrad biologisk rening kan vara intressant att undersöka.

5.2.2 Förenklingar vid modelleringen och beräkningar

Vid framtagning av modellerna för de perfekta scenariona fanns en strävan efter att göra dem jämförbara med varandra på ett så rättvist sätt som möjligt. Därför valde vi att göra de tre första komponenterna i reningen likadana med en försedimentering följt av en aerob heterotrof tank följt av ytterligare en sedimentering. Efter detta skiljer sig PNA, PDA samt den konventionella reningen sig märkbart. Denna förenkling av processtarten underlättar beräkningarna men leder också till att jämförelsen i andra bemärkelser blir orättvis. Detta på grund av antagandet att allt organiskt material förbrukas i den aeroba heterotrofa tanken vilket ökar behovet att tillsatt kolkälla. Detta gör att den konventionella reningen samt PDA framstår som något sämre resursmässigt än vad de kanske i verkligheten är. Eftersom det i verkligheten släpps igenom viss mängd organiskt material till denitrifikationen som påverkar mängden tillsatt kolkälla, hade det varit av värde att undersöka de genomsläppta mängderna noggrannare.

Vid modellering av hur anammox kan användas i verkligheten har en granskning gjorts av tidigare forskning för att välja en rimlig reningshastighet vilket också påverkar storleken som behövs på tankarna. I denna granskning hittades många bra studier kring PNA processen och kunde komma fram till ett rimligt och väl underbyggt värde för vår modell. Detta var inte fallet för PDA studierna där vi hade svårigheter att hitta bra studier med rimliga förutsättningar som behandlade ämnet kring reningshastigheter. På grund av detta blev det svårt att komma fram till ett värde att använda i modelleringen, och vi fick göra en uppskattning baserat på den data som fanns tillgänglig. Hastigheten som uppskattas är inte på något sätt orimligt men bristen på PDA studier gör approximationen mindre underbyggd än vad vi hade önskat.

Något som är nämnvärt är att det i studien har antagits att det krävs en nitrifikationstank för efterpolering, medan den på Ryaverket idag finns biobäddar som eventuellt skulle kunna användas för detta. Självklart krävs kalkyler på detta vilket inte tillhandahålls i denna studie, men det skulle kunna vara ett sätt att realisera anammox i huvdströmmen i befintliga reningsverk utan att behöva gör allt för stora tillbyggnader.

5.3 Vidare undersökningar

De metoder som undersöks i denna studie är bara exempel på sätt att utforma en anammoxlösning. Eftersom biologisk rening med hjälp av anammox inte har tillämpats i huvudströmmen än finns det alla möjligheter att fortsätta modellera och räkna fram den optimala lösningen. Bara genom att ha en annan ingående synvinkel än vad detta projekt haft kan alternativa lösningar säkerligen upptäckas. Det är även viktigt att inte glömma bort avloppsreningens helhetsbild som denna studie enbart diskuterar och analyserar en liten del av. I områden som har kombinerade avloppssystem, till exempel Göteborg, kan det vara värdefullt att undersöka kväveutsläppen från bräddning och lösningar för detta, samt andra perspektiv som hur kvävet hamnar i avloppet från första början. Däremot finns det ett stort värde i att undersöka just hur anammoxprocessen skulle kunna finslipas innan implementering, då den bevisligen har stor potential för att minska resurs- och energianvändning drastiskt på dagens reningsverk.

Som nämnt tidigare under diskussionen är detta inte en helhetsbild över anammox i huvudströmmen, då många antaganden och förenklingar gjorts. Därför hade det vidare varit intressant med studier som tar fler parametrar i beaktning för att få ett mer tillämpbart och verklighetsförankrat resultat. Det hade till exempel gått att laborera vidare med befintliga data från reningsverk för att se ”worst case scenario” och räkna på anammoxens potential när det är som allra sämst förutsättningar. Det vore också intressant att se om det krävs en viss tid för återhämtning efter en plötslig dipp i temperatur och hur detta påverkar kvävereningen, samt vilka åtgärder som skulle kunna implementeras för att minska risken för momentant stora kväveutsläpp.

Något annat som vi märkt en brist på, vilket även tas upp under resultatet, är studier som undersöker PDA-processen vid olika temperaturer. Det finns många artiklar som tar upp PNA vid olika förutsättningar, medan informationen kring PDA är mer sparsam. Vad detta beror på är oklart, möjligen för att PDA innehåller fler steg än PNA och det anses mer komplicerat att undersöka. Dock finns ett värde i att undersöka även detta, med tanke på att processhastigheten verkar vara högre än för PNA. Därmed krävs mindre tankvolymer än för PNA och processen kan möjligen vara enklare att implementera i praktiken.

Andra diskussioner som uppkommit under studiens gång är möjligheter att värma upp huvudströmmen för att öka processhastigheten, eventuellt genom att blanda in rejektströmmens varma och högkoncentrerade vatten. Denna idé dementerades fort då det skulle kräva stora mängder energi för uppvärmning av hela huvudströmmen, och den uppvärmning som skulle komma från

rejektströmmen skulle vara försumbart liten. Detta leder oss dock in på en annan fråga, nämligen den om alternativa lösningar och utformningar av reningsverk för att öka effektiviteten. Finns det smartare lösningar som skulle ge bättre resultat, och hur skulle dessa se ut? Implementering av anammox i huvudströmmen och optimering av dessa processlösningar är något vi önskar se i framtiden, även om ligger ganska långt i framtiden.

6. Slutsats

I studien framgår tydligt att anammox, precis som tidigare studier pekar på, är en mer resurseffektiv lösning för kväverening i huvudströmmen än de konventionella lösningarna som finns idag. För att uppnå adekvat kväveavskiljningsgrad krävs visserligen betydligt större tankar än de som vanligen finns för nitrifikation och denitrifikation, men volymen som framräknas är inte orimlig. Dessutom kan tankstorleken minskas för anammoxen om efterpolering används, vilket ändå visar sig vara effektivt i längden utifrån kostnad, energieffektivitet och resursanvändning.

I det perfekta scenariot jämför processernas effektivitet vid ett antagande att allt kväve renas. Här framgår det att processerna är betydligt mer effektiva vad gäller resurs- och syreförbrukning. Skillnaderna i uppsamling av biomassa var minimal. Efter beräkningar på det mer verkliga scenariot kunde det fastställas att även om det sannolikt krävs större tankvolymer och tillbyggnader för implementering skulle stora besparingar kunna göras både vad gäller energi, kolkälla och pengar genom att implementera anammox.

Med tanke på effektiviteten hos Ryaverket idag känns det kanske inte rimligt att metoden skulle implementeras, speciellt inte eftersom processen i detta stadie är så pass outforskat. Men det finns absolut potential för att processen är framtiden för kväverening, om vidare forskning görs för att undersöka funktion och stabilitet i praktiken.

Referenser

Avloppsvattenrening - Gryaab. (u.å.). Hämtad 07 maj 2024, från https://www.gryaab.se/vad-vi-gor/avloppsvattenrening/

Bengtsson, S., Fujii, D., Arnell, M., Andersson, S., Carlsson, B., Held, H., & Gustavsson, D. (2019). *Effektiv luftning Design, drift, underhåll och upphandling av luftningsutrustning för kommunala avloppsreningsverk*. www.svensktvatten.se

Cao, S., Du, R., & Zhou, Y. (2021). Coupling anammox with heterotrophic denitrification for enhanced nitrogen removal: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *51*(19), 2260–2293. https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1778394

Cao, Y., van Loosdrecht, M. C. M., & Daigger, G. T. (2017). Mainstream partial nitritation–anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies. I *Applied Microbiology and Biotechnology* (Vol. 101, Nummer 4, s. 1365–1383). Springer Verlag. https://doi.org/10.1007/s00253-016-8058-7

Chen, Y., Guo, G., & Li, Y. Y. (2022). A review on upgrading of the anammox-based nitrogen removal processes: Performance, stability, and control strategies. I *Bioresource Technology* (Vol. 364). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127992

Cui, R., Gong, H., Xu, Y., Xu, E., Yang, D., Gu, G., & Dai, X. (2022). One-stage partial nitritation-anammox treatment of reject water from high-solid-sludge anaerobic digestion with thermal hydrolysis pretreatment: Inhibition and system recovery. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(3). https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107958

De Clippeleir, H., Vlaeminck, S. E., De Wilde, F., Daeninck, K., Mosquera, M., Boeckx, P., Verstraete, W., & Boon, N. (2013). One-stage partial nitritation/anammox at 15 C on pretreated sewage: Feasibility demonstration at lab-scale. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *97*(23), 10199–10210. https://doi.org/10.1007/s00253-013-4744-x

Du, R., Cao, S., Li, B., Niu, M., Wang, S., & Peng, Y. (2017). Performance and microbial community analysis of a novel DEAMOX based on partial-denitrification and anammox treating ammonia and nitrate wastewaters. *Water Research*, *108*, 46–56. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.051

Du, R., Cao, S., Li, B., Wang, S., & Peng, Y. (2017). Simultaneous domestic wastewater and nitrate sewage treatment by DEnitrifying AMmonium OXidation (DEAMOX) in sequencing batch reactor. *Chemosphere*, *174*, 399–407. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.02.013

Du, R., Cao, S., Li, B., Zhang, H., Wang, S., & Peng, Y. (2019). Synergy of partial-denitrification and anammox in continuously fed upflow sludge blanket reactor for simultaneous nitrate and ammonia removal at room temperature. *Bioresource Technology*, *274*, 386–394. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2018.11.101

Du, R., Cao, S., Wang, S., Niu, M., & Peng, Y. (2016). Performance of partial denitrification (PD)-ANAMMOX process in simultaneously treating nitrate and low C/N domestic wastewater at low temperature. *Bioresource Technology*, *219*, 420–429. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.101

Du, R., Peng, Y., Cao, S., Wang, S., & Wu, C. (2015). Advanced nitrogen removal from wastewater by combining anammox with partial denitrification. *Bioresource Technology*, *179*, 497–504. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2014.12.043

Ellingsen, T. (2022). *Pilot scale partial denitratation coupled anammox: an evaluation*. http://www.lth.se/chemeng/

Europaparlamentet. (2023, mars 21). *Minska EU:s utsläpp: nationella mål för 2030*. https://www.europarl.europa.eu/topics/sv/article/20180208STO97442/minska-eu-s-vaxthusgasutslapp-nationella-mal-for-2030

FN. (2023). *Mål 14: Hav och marina resurser*.

General Secretariat of the Council. (2024). *Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL concerning urban wastewater treatment (recast)*.

Gryaab. (u.å.-a). *Slam*. Hämtad 04 maj 2024, från https://www.gryaab.se/vad-vi-gor/slam/

Gryaab. (u.å.-b). *Slambehandling*. Hämtad 04 maj 2024, från https://www.gryaab.se/vad-vi-gor/slam/slamhantering/

Gryaab, Nunes, J., Lindqvist, P., & Tumlin, S. (2017). *Teknisk beskrivning Tillståndsansökan för Ryaverket*.

Gryaab, & Videbris, K.-E. (2024). *Miljörapport Ryaverket 2023*.

Guo, J., Peng, Y., Huang, H., Wang, S., Ge, S., Zhang, J., & Wang, Z. (2010). Short- and long-term effects of temperature on partial nitrification in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, *179*(1–3), 471–479. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2010.03.027

Gustavsson, D. J. I., Persson, F., Aspegren, H., Stålhandske, L., La, J., & Jansen, C. (2012). Anammox i huvudströmmen-vad är problemet? Anammox in the mainstream-what is the problem? *Vatten: tidskrift för vattenvård /Journal of Water Management and research*, *68*(3), 195–208.

Gustavsson, D. J. I., Suarez, C., Wilén, B. M., Hermansson, M., & Persson, F. (2020). Long-term stability of partial nitritation-anammox for treatment of municipal wastewater in a moving bed biofilm reactor pilot system. *Science of the Total Environment*, *714*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136342

Göteborg stad. (u.å.). *Avloppsstatistik*. Hämtad 28 mars 2024, från https://goteborg.se/wps/portal/start/kommun-och-politik/kommunens-organisation/forvaltningar-och-namnder/kretslopp-och-vatten/kretslopp-och-vattens-verksamhet/avloppsstatistik

Göteborg stad. (2019). *Åtgärdsplan Avlopp – Bräddning*.

Hallin, S. (2016, september 1). *Bakterier på havsbottnen skyddar ozonlagret – om syretillgången varierar*. Sveriges lantbruksuniversitet.

Havs-och vattenmyndigheten. (2015). *Ekosystemtjänster från svenska hav*. www.havochvatten.se

Holmin, F. W. (2020). *Partial denitrification as nitrite provider for mainstream anammox* [Masteruppsats]. http://www.lth.se/chemeng/

Hunik, J. H., Tramper, J., & Wijffels, R. H. (1994). A strategy to scale up nitrification processes with nitrosomonas europaea and nitrobacter agilis immobilized cells of. I *Bioprocess Engineering ll*. Springer-Verlag.

Izadi, P., Sinha, P., Andalib, M., Samberger, C., Lehman, G., Messologitis, K., & Jacangelo, J. (2023). Coupling fundamental mechanisms and operational controls in mainstream partial denitrification for partial denitrification anammox applications: A review. I *Journal of Cleaner Production* (Vol. 400). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136741

Jetten, M. S. M., Wagner, M., Fuerst, J., Van Loosdrecht, M., Kuenen, G., & Strous, M. (2001). Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (‘anammox’) process. *Current Opinion in Biotechnology*, *12*(3), 283–288. https://doi.org/10.1016/S0958-1669(00)00211-1

Jirblom, M. (2019). *Egenskaper och förtjockningspotential hos slam från MBR-respektive CAS-process*.

Johnsson, K. (2016, november 14). Slamspridning viktigt för kretsloppet. *Jordbruksaktuellt*. https://www.ja.se/artikel/52230/slamspridning-viktigt-for-kretsloppet.html

Kang, D., Han, I. L., Lee, J., Mccullough, K., Li, G., Wang, D., Klaus, S., Zheng, P., Srinivasan, V., Bott, C., & Gu, A. Z. (2021). Molecular Evidence of Internal Carbon-Driven Partial Denitrification Annamox (PdNA) in a mainstream Pilot A-B System Coupled with Side-stream EBPR treating municipal wastewater. *WEFTEC*. https://doi.org/10.1101/2023.03.28.534645

Kartal, B., Kuenen, J. G., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2010). Sewage Treatment with Anammox. *Science*, *328*(5979), 702–703. https://doi.org/10.1126/science.1189968

Kväve- och fosforreduktion – krav och regler för havet - Svenskt Vatten. (u.å.). Hämtad 24 april 2024, från https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/utslapp-och-recipient/kvave--och-fosforreduktion/

la Cour Jansen, J., Arvin, E., Hentze, M., & Harremoës, P. (2021). *Wastewater treatment* (5th uppl.).

la Cour Jansen, J., Arvin, E., Mogens, H., & Harremoës, P. (u.å.). *Wastewater Treatment - Biological and Chemical Processes*.

Lackner, S., Gilbert, E. M., Vlaeminck, S. E., Joss, A., Horn, H., & van Loosdrecht, M. C. M. (2014). Full-scale partial nitritation/anammox experiences - An application survey. *Water Research*, *55*, 292–303. https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.032

Laureni, M., Falås, P., Robin, O., Wick, A., Weissbrodt, D. G., Nielsen, J. L., Ternes, T. A., Morgenroth, E., & Joss, A. (2016). Mainstream partial nitritation and anammox: Long-term process stability and effluent quality at low temperatures. *Water Research*, *101*, 628–639. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.005

Liao, R., Miao, Y., Li, J., Li, Y., Wang, Z., Du, J., Li, Y., Li, A., & Shen, H. (2018). Temperature dependence of denitrification microbial communities and functional genes in an expanded granular sludge bed reactor treating nitrate-rich wastewater. *RSC Advances*, *8*(73), 42087–42094. https://doi.org/10.1039/c8ra08256a

Liu, Q., Peng, Y., Zhao, Y., Zhao, Q., Li, X., Zhang, Q., Sui, J., Wang, C., & Li, J. (2022). Excellent anammox performance driven by stable partial denitrification when encountering seasonal decreasing temperature. *Bioresource Technology*, *364*. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128041

Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Amores, M. J., Termes-Rifé, M., Marín-Navarro, D., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2016). Benchmarking wastewater treatment plants under an eco-efficiency perspective. *Science of The Total Environment*, *566–567*, 468–479. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.05.110

Lotti, T., Kleerebezem, R., Hu, Z., Kartal, B., Jetten, M. S. M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2014). Simultaneous partial nitritation and anammox at low temperature with granular sludge. *Water Research*, *66*, 111–121. https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.07.047

Lotti, T., Kleerebezem, R., Lubello, C., & van Loosdrecht, M. C. M. (2014). Physiological and kinetic characterization of a suspended cell anammox culture. *Water Research*, *60*, 1–14. https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.04.017

Ma, B., Bao, P., Wei, Y., Zhu, G., Yuan, Z., & Peng, Y. (2015). Suppressing nitrite-oxidizing bacteria growth to achieve nitrogen removal from domestic wastewater via anammox using intermittent aeration with low dissolved oxygen. *Scientific Reports*, *5*. https://doi.org/10.1038/srep13048

Man Amatya, I., Kansakar, B., Iswar Man Amatya, E., Bhagwan Ratna Kansakar, E., Vinod Tare, E., & Fiksdal, L. (2009). Impact of Temperature on Biological Denitrification Process. *Journal of the Institute of Engineering*, *7*(1), 1–6. https://doi.org/10.3126/jie.v7i1.2070

Nathanson, J. A., & Ambulkar, A. (2024). wastewater treatment. I *Britannica*. https://www.britannica.com/technology/wastewater-treatment

Naturskyddsföreningen. (2021, maj 24). *Slam från ditt avlopp blir giftigt gödsel på åkern*. https://www.naturskyddsforeningen.se/artiklar/slam-fran-ditt-avlopp-blir-godsel-pa-akern/

Naturvårdsverket. (u.å.). *Kväveoxider (NOx)*. Hämtad 09 mars 2024, från https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Andra-gaser/Kvaveoxider/

Petersson, G. (2008). *BIOGEOKEMISKA KRETSLOPP*.

Plaza, E., Persson, F., Wilén, B.-M., & Sultana, R. (2015). *Användning av Anammox för en förbättrad kväveavskiljning vid avloppsverk*. www.svensktvatten.se

Ringqvist, A. (2021). *Utläckage från vattennät – en betydande källa till tillskottsvatten i spillvattennät?* http://www.teknat.uu.se/student

Schnürer, A., Isaksson, S., Westerholm, M., Frid, S., Hörberg, A., & Malmros, P. (2019). *Termofil eller mesofil rötning av matavfall – Vad är bäst? [Sammanfattning]*. Avfall Sverige.

https://www.avfallsverige.se/rapporter-utveckling/rapporter/2019-11-termofil-eller-mesofil-rotning-av-matavfall-vad-ar-bast/

Schoepflin, S., Macmanus, J., Long, C., McCullough, K., Klaus, S., De Clippeleir, H., Wilson, C., Parsons, M., Chandran, K., & Bott, C. (2022a). Startup strategies for mainstream anammox polishing in moving bed biofilm reactors. *Water Environment Research*, *94*(6). https://doi.org/10.1002/wer.10723

Schoepflin, S., Macmanus, J., Long, C., McCullough, K., Klaus, S., De Clippeleir, H., Wilson, C., Parsons, M., Chandran, K., & Bott, C. (2022b). Startup strategies for mainstream anammox polishing in moving bed biofilm reactors. *Water Environment Research*, *94*(6). https://doi.org/10.1002/WER.10723

Siegrist, H., Salzgeber, D., Eugster, J., & Joss, A. (2008). Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal. *Water Science and Technology*, *57*(3), 383–388. https://doi.org/10.2166/wst.2008.048

Skeri, H. (u.å.). *Eutrofiering i Östersjön och dess effekter på ekosystemet*.

SMHI. (u.å.). *Året 2023 -Nederbörd solsken och strålning*.

Stenström, F., Tjus, K., & La Cour Jansen, J. (2014). Oxygen-induced dynamics of nitrous oxide in water and off-gas during the treatment of digester supernatant. *Water Science and Technology*, *69*(1), 84–91. https://doi.org/10.2166/wst.2013.558

Svenskt vatten. (2013). *Slamanvändning och strategier för slamanvändning*.

Tejde, L. (2022). *Satsvisa laboratorieförsök för utvärdering av kolkällor i denitrifikation*.

Tokutomi, T. (2004). Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration. *Water Science and Technology*, *49*(5), 81–88. http://iwaponline.com/wst/article-pdf/49/5-6/81/420853/81.pdf

Trinh, H. P., Lee, S. H., Jeong, G., Yoon, H., & Park, H. D. (2021). Recent developments of the mainstream anammox processes: Challenges and opportunities. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *9*(4), 105583. https://doi.org/10.1016/J.JECE.2021.105583

Trojanowicz, K., Plaza, E., & Trela, J. (2016). Pilot scale studies on nitritation-anammox process for mainstream wastewater at low temperature. *Water Science and Technology*, *73*(4), 761–768. https://doi.org/10.2166/wst.2015.551

Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Schlesinger, W. H., & Tilman, D. G. (1997). HUMAN ALTERATION OF THE GLOBAL NITROGEN CYCLE: SOURCES AND CONSEQUENCES. *Ecological Applications*, *7*(3), 737–750. https://doi.org/10.1890/1051-0761

Yu, Z., He, X., Li, Z., Zhou, S., Guo, D., Pu, H., & Luo, H. (2023). Anammox bacterial abundance and diversity in different temperatures of purple paddy soils by 13C-DNA stable-isotope probing combined with high-throughput sequencing. *Frontiers in Microbiology*, *14*. https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1098681

Zhang, M., Wang, S., Ji, B., & Liu, Y. (2019). Towards mainstream deammonification of municipal wastewater: Partial nitrification-anammox versus partial denitrification-anammox. I *Science of the Total Environment* (Vol. 692, s. 393–401). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.293