



CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



ACEX10-22-74 Vad ska vi göra med kvävet?

EN STUDIE AV PROCESSER FÖR RENING OCH ÅTERVINNING
AV KVÄVE FRÅN AVLOPPSVATTEN

KANDIDATARBETE INOM AVLOPPSVATTENRENING

HUGO PULLI

FRIDA HANSSON

HENRIK LINDE

LOVISA E. KJELLNER

OTTILIA RING

LISA WU

INSTITUTIONEN FÖR VATTEN MILJÖ TEKNIK

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA

Göteborg, Sverige 2022

www.chalmers.se

Handledare: Frank Persson, *Avd. för vatten miljö teknik*

Examinator: Oskar Modin, *Avd. för vatten miljö teknik*

© Hugo Pulli, Henrik Linde, Ottilia Ring, Frida Hansson, Lovisa Eidergård Kjellner och Lisa Wu, 2022.

Kandidatarbetesrapport 2022: ACEX10-22-74

INSTITUTIONEN FÖR VATTEN MILJÖ TEKNIK

Avdelningen för vatten miljö teknik

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA

SE-412 96 Göteborg

Telefon +46 31 772 1000

Omslagsbild: Bild på en sedimenteringstank.

Typsnitt i L^AT_EX

Göteborg, Sverige 2022

Sammanfattning

Rapporten syftar till att undersöka olika metoder för att ta tillvara på kväve ur avloppsvatten. Kväve är ett viktigt näringsämne för växter och tillförsel av kväve är därför avgörande för att möjliggöra dagens storskaliga livsmedelproduktion. För att kunna tillföra tillräckliga mängder kväve produceras stora mängder konstgödsel genom den energikrävande Haber-Bosch-processen. Samtidigt renas avloppsvatten från kväve med hjälp av bakterier som omvandlar ammonium till kvävgas, som sedan släpps ut i luften. Även detta är en energikrävande process. För att minska energianvändningen och effektivisera resursanvändningen utvecklas nu metoder för att utvinna kväve direkt från avloppsvatten som sedan kan användas som gödsel på åkermarker. I den här rapporten beskrivs och utvärderas ett antal olika metoder för att utvinna kväve från avloppsvatten samt reningsmetoder som används idag. Arbetet är utformat som en litteraturstudie, men även ett antal intervjuer med personer som är verksamma inom ämnet har utförts.

Metoderna som valts ut delas in i tre grupper: dagens reningsprocesser, nya biologiska processer och separationsprocesser. Varje reningsprocess bedöms inom fem olika områden: funktion, miljöpåverkan, energi- och resursanvändning, sociala och samhällsliga aspekter samt ekonomi. Bedömningen görs enligt en bedömningsmetod som kallas "Trafikljusmetoden". Den bygger på att olika poäng delas ut beroende på hållbarhetsnivå, där lägst poäng 1 betyder att metoden är ohållbar i den bedömda aspekten medan högsta poäng 4 betyder att metoden har hög hållbarhet inom den bedömda aspekten. Reningsmetodernas medelpoäng inom varje bedömningsområde används för att bedöma dess hållbarhetsnivå inom det området. Medelpoängen används även för att jämföra metoderna sinsemellan.

Resultatet av jämförelsen visar på att medan dagens reningsprocesser uppfyller alla krav som finns för vattenrening, så har flera av de nya biologiska processerna potential att vara mer lönsamma för vissa av kriterierna, exempelvis miljö. Separationsprocesser skulle kunna vara en lösning både på problemet med för låg kvävehalt då vissa av dessa kan koncentrera inkommande strömmar men även då vissa av dem genererar en kvävehaltig produkt som kan användas som gödning. Optimal rening och kväveutvinning erhålls troligtvis då två eller fler metoder kombineras, men mer forskning krävs för att åtgärda de brister som finns och göra storskalig implementering möjlig.

What should we do with the nitrogen?

A study of processes for nitrogen removal and recovery from
wastewater

Abstract

The aim of the report is to examine different methods to make use of nitrogen from wastewater. Nitrogen is an important nutrient for plants and addition of nitrogen is therefore crucial to enable the occurring large-scale food production. To make sure it is possible to supply sufficient levels of nitrogen, large volumes of synthetic fertilizers are produced through the energy intense Haber-Bosch process. At the same time, nitrogen is removed from wastewater by bacteria that convert ammonia to nitrogen gas, which is then released into the air. This process also requires a large amount of energy. In order to lower the energy usage, methods to extract nitrogen from wastewater are being developed. The purpose of the extraction is to achieve a product that can be used as a fertilizer directly on the fields. In this report, a number of different methods to extract nitrogen from wastewater and treatment methods are described and assessed. The study is formulated as a literary study, but interviews with people working within the subject area have also been performed.

The chosen methods are divided into three groups: methods in use today, biological processes and separation processes. Each treatment method is evaluated according to five criteria: function, environmental impact, energy usage and resources, social and societal aspects as well as economy. The evaluation is made using an assessment method called "the Traffic Light Method". The method is based on assigning different scores depending on sustainability level, where the lowest score 1 imply that the method is unsustainable in the assessed criteria while the highest score 4 imply that the method is highly sustainable in the assessed criteria. The mean value scores for the treatment methods in each criteria are used to evaluate their sustainability level in that area. The mean values are also used in order to compare the methods amongst themselves.

The result of the comparison shows that while the methods that are in use today meet all the requirements posed for water treatment, many of the newer biological methods have potential to become more profitable for some of the evaluated criteria, for example environmental issues. Separation processes could be a solution both to the problem with a nitrogen concentration that is too low, since some of them can concentrate incoming feed streams, but also since some of them generate a nitrogen-rich product that can be used as a fertilizer. Optimal treatment efficiency and nitrogen extraction is most likely achieved when two or more processes are combined, but more research is required in order to remediate the deficits that occur and make large-scale implementations possible.

Innehåll

1	Inledning	9
1.1	Bakgrund	9
1.1.1	Kvävets kretslopp	10
1.1.2	Övergödning	12
1.1.3	Avloppsvattenrening	13
1.1.4	Mänsklig påverkan	15
1.2	Syfte	16
1.3	Avgränsningar	16
2	Metod	17
2.1	Litteraturstudie	17
2.2	Intervjuer	17
2.3	Processer för omhändertagande av kvävet	18
2.4	Trafikljusmetoden	19
2.5	Hållbarhetsbedömning	23
3	Samhälleliga och etiska aspekter	25
4	Kväverenningsprocesser	27
4.1	Aktivt slam	27
4.1.1	Funktion	27
4.1.2	Miljö	28
4.1.3	Energi och kostnader	29
4.2	Granuler	29
4.2.1	Funktion	29
4.2.2	Miljö	30
4.2.3	Energi och Kostnader	31
4.3	MBBR	31
4.3.1	Funktion	32
4.3.2	Biofilmbärare och storlek	32
4.3.3	Kväverening och effektivitet	33
4.3.4	Fördelar och nackdelar med MBBR	33
4.3.5	Biogasproduktion	34
4.4	Anammox	34
4.4.1	Funktion	34
4.4.2	Två-stegs-PNA	36

4.4.3	En-steps-PNA	36
4.4.4	Förhållanden	37
4.4.5	Sammanfattning om Anammox	38
4.5	MBR	38
4.5.1	Funktion	38
4.5.2	Membrantyper	40
4.5.3	Effektivitet och anpassningsbarhet	40
4.5.4	Miljö	41
4.5.5	Underhåll	41
4.5.6	Energianvändning och kostnader	42
4.6	Alger	42
4.6.1	Funktion	43
4.6.2	Kostnader	45
4.7	Urindelare	46
4.8	Elektrodialys	48
4.8.1	Funktion	48
4.8.2	Energi och drift	50
4.8.3	Ekonomi	50
4.8.4	Utmaningar	50
4.9	Forward osmosis	51
4.9.1	Funktion	51
4.9.2	Förutsättningar och begränsningar	52
4.9.3	Energi och miljö	54
4.9.4	Framtidsutsikter	54
4.10	Ammoniumstripping	55
4.10.1	Funktion	55
4.10.2	Vestfjorden Avløpselskap (VEAS)	57
4.10.3	Kostnader	57
4.10.4	Framtidsutsikter	58
4.11	Struvit	58
4.11.1	Magnesiumtillförsel	59
4.11.2	Föroreningar	60
4.11.3	Slutprodukten	60
4.11.4	Kostnader	60
4.12	Absorption med zeolit	61
4.12.1	Experiment	62
4.12.2	Kostnad	63

5	Resultat och diskussion	64
5.1	Dagens reningsprocesser	64
5.1.1	Funktion	66
5.1.2	Miljö	66
5.1.3	Energi och resurs	67
5.1.4	Sociala och samhällsliga aspekter	67
5.1.5	Ekonomi	68
5.2	Nya biologiska processer	69
5.2.1	Funktion	71
5.2.2	Miljö	72
5.2.3	Energi och resurs	73
5.2.4	Socialt och samhällsliga aspekter	75
5.2.5	Ekonomiska förutsättningar	76
5.3	Separationsprocesser	77
5.3.1	Funktion	80
5.3.2	Miljö	81
5.3.3	Energi och resurs	81
5.3.4	Sociala och samhällsliga aspekter	82
5.3.5	Ekonomi	83
5.4	Diskussion kring trafikljusmetoden	84
6	Slutsats	86

Ordlista

- TN, totalkväve (eng. Total Nitrogen)
- TP, totalfosfor (eng. Total Phosphorus)
- TSS, total mängd suspenderade partiklar (eng. Total Suspended Solids)
- BOD, Biochemical Oxygen Demand
- COD, Chemical Oxygen Demand
- PNA, partiell nitrification anammox
- AOB, ammoniumoxiderande bakterier
- NOB, nitritoxiderande bakterier
- Anammox/AnAOB/AMXAnaerob, ammoniumoxiderande bakterier,
- HRT, hydraulisk uppehållstid (eng. Hydraulic Retention Time)
- SRT, slammets uppehållstid (eng. Solids Retention Time)
- Fouling, engelska ordet för ansamling av föroreningar på exempel membran och kolonner
- CEC, katjonbyteskapacitet (eng. Cation-exchange capacity)

1 Inledning

Vattenrening är en viktig funktion i dagens samhälle, men något som kanske oftast tas för givet. Reningsverken nås av både avloppsvatten från hushåll såväl som dagvatten. I vattnet återfinns både föroreningar och näringsämnen som renas bort för att säkerhetsställa att utflödena från reningsverken är både rena och säkra för miljö och människor. Om stora mängder näringsämnen, så som kväve, når naturen leder det bland annat till övergödning, vilket är något som klassats som ett av de stora naturhoten som människan har bidragit till.

Den största kvävebelastningen som människan bidrar med kommer från urinet som i länder med modern infrastruktur tas hand om på avloppsreningsverken. Både ur ett historiskt perspektiv och än idag har syftet med de mest etablerade kvävereningsprocesserna endast varit att rena vattnet från näringsämnet och inte att ta tillvara på det. Detta är något som behöver bli ändring på.

Människans behov av kväve till bland annat jordbruk har under det senaste århundradet vuxit sig allt större. Därför kan utnyttjandet av den enorma kvävemängd som når avloppsreningsverken vara en lösning. Att generera kväve och andra näringsämnen från avloppsvattnet ger inte bara en positiv miljöpåverkan, det genererar även vinst och energi. Ur de nya kvävereningsprocesserna som etableras kan vi skapa gödningsmedel, biogas eller till och med biodisel. Det finns stora möjligheter till att finna nya slutna kretslopp. Vi har möjlighet att ta tillvara på de resurser som i framtiden kanske råder brist på. Metoder som tar tillvara på kvävet som följer med avloppsvattnet kan därmed bli nyckeln till framtidens hållbara och cirkulära kväverening.

1.1 Bakgrund

För att förstå sig på problematiken kring kväveutsläpp, börjar denna redogörelse med kväve och kvävet kretslopp. På jorden finns kväve i många olika former, vanligast förekommande är kvävgas [1]. De kväveföreningar som kommer tas upp i denna rapport är de som är relevanta för avloppsvattenrening. De berörda föreningarna är kvävgas, ammonium, ammoniak samt nitrit och nitrat [2].

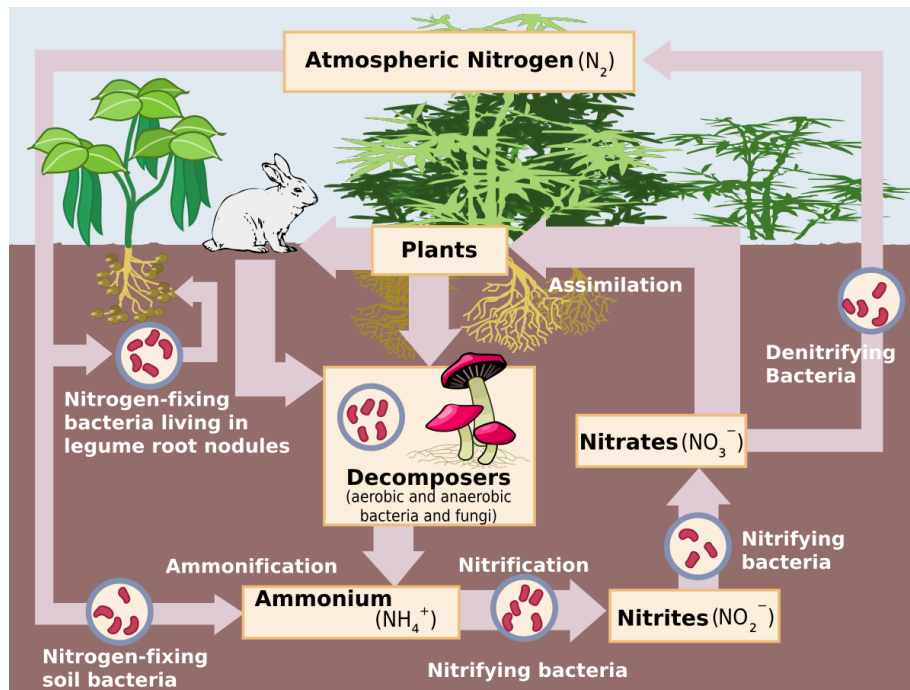
Organiskt kväve utgör 7–12% av massan i prokaryoter, 16% i proteiner och påträffas bland annat i människans urin [1]. När det organiska kvävet bryts ner fås ammonium (NH_4^+) och ammoniak (NH_3), vilket kan beskrivas som kväve löst i vatten. Vattnets pH-värde avgör vilket av dessa syra-baspar som dominerar. Vid pH 9,3 finns det lika

mycket ammonium som ammoniak i vattnet [1]. Ammoniak klassas som ett giftigt ämne och kan vara direkt skadligt för fiskar och andra marina organismer. Därför bör vattnets pH ej överstiga 9,3 då ammoniak dominerar. Vid ett pH-värde under 9,3 dominerar i stället ammonium [1]. Detta är ett näringsämne som bland annat kan tas upp av växter.

I syrerika vatten, där det råder aeroba förhållanden kan mikroorganismer livnära sig på ammonium genom oxidation från ammonium till nitrit [1]. Även nitrat kan bildas av andra mikroorganismer som oxiderar nitrit till nitrat [2]. Detta är ett händelseförlopp som används i dagens kväverening. Där försöker man skapa förhållanden i vattnet som gynnar olika grupper av mikroorganismer för att kunna omvandla ammonium till kvävgas i en stegvis process. Det är även något som sker naturligt och ingår i kvävetets kretslopp, under namn som nitrifikation och denitrifikation [1].

1.1.1 Kvävetets kretslopp

Kvävgas omsätts i både atmosfären och biosfären. Omsättningen i de två nivåerna utgör tillsammans kvävetets kretslopp, vilket illustreras i figur 1. Med start i marken, där den huvudsakliga naturliga kvävefixeringen sker, arbetar kvävefixerande bakterier. Dessa bakterier, även kallade *Rhizobium* lever i symbios med ärtväxters rötter och fixerar kvävgas direkt ur luften [3]. Ärtväxternas rötter står för den största delen av kvävefixeringen, det är även det som gör att just ärtväxter är mer proteinrika än andra växter [3]. Det som sker är att kvävgas omvandlas först till ammoniak och sedan ammoniumjoner [4]. Detta sker i marken och där assimileras ammoniaken i form av aminosyror, glutamin och glutamat [5].



Figur 1: Kvävet kretslopp, från [6]. Återgiven med tillstånd.

Vidare i marken arbetar nitrifikationsbakterier. Dessa utviner energi genom att oxidera ammonium till nitrat, NO_3^- , i en process kallad nitrifikation [3]. Som ovan nämnt sker denna process i två steg, där den slutgiltiga produkten blir nitrat. Att fixera kvävgas från atmosfären är något som människan också har utnyttjat i en process kallad Haber-Bosch-processen [7]. Den kan ses som en omvänd nitrifikation-/denitrifikationsprocess eftersom den, tvärtemot nitrifikations- och denitrifikationsbakterierna, omvandlar kvävgas till ammonium och nitrit [3].

Fortsättningsvis i kretsloppet tas ammonium och nitrat upp av växterna och blir till organiskt kväve [4]. Växter blir näring till djur, som på det viset för organiskt kväve vidare i näringskedjan. Djur utsöndrar även mycket kväve, i form av urea som finns i urinen hos alla levande däggdjur [3]. Urea tas upp av ammonifikationsbakterier, som tillverkar ammoniumjoner [3]. Ytterligare en kvävetillförsel till marken är när djur och växter dör. Det organiska kvävet, som finns bundet i kroppen, frigörs i marken när destruerande bryter ner kvarlevorna. Återigen är det ammonifikationsbakterier som tar hand om det överblivna organiska materialet.

Tillbaka i atmosfären, fås kväve även ur förbränningar. När temperaturen blir tillräckligt hög kan syre och kväve reagera med varandra och bilda olika kväveoxider, NO_x [3]. Detta kan ske till exempel i förbränningsmotorer, bilmotorer, skogsbränder eller vid antändning av ved. Reaktion mellan kväve och syre sker även vid blixurladdningar [3]. Vidare i kretsloppet kan kväveoxiderna reagera med vatten och bilda salpetersyra, HNO_3 . Salpetersyra i vatten delas upp i en vätejon och en nitratjon. Vätejonen verkar försurande och bidrar till försurning av vattendrag och marker. Nitratjonen däremot verkar gödande, vilket gör att salpetersyran som bildas även bidrar till övergödning [3].

För sammanknytning av kvävet kretslopp, återförs kvävet till atmosfären från nitrat till kvävgas med hjälp av denitrifikationsbakterier. Bakterierna finns speciellt i våtmarker, nära vattendrag med rikt innehåll av nitrat och hjälper till att motverka övergödning [3].

1.1.2 Övergödning

Problematiken kring övergödning har sitt ursprung i den ökade mängd näringsämnen i naturen. Dessa näringsämnen är framförallt kväve och fosfor [8]. För mycket av dessa ämnen leder till tillväxt av fytoplankton i hav, vattendrag och sjöar [1]. Samlingsnamnet fytoplankton innefattar olika grupper av fotosyntetiska organismer som till exempel alger eller cyanobakterier. När kraftig tillväxt sker påverkar det vattnets kvalitetsparametrar som turbiditet, suspenderat material och färg. Detta påverkar solljusets genomsläpplighet i vatten på ett sådant sätt att bottenlevande växter inte nås av ljuset och därför dör [1]. Kraftig tillväxt av cyanobakterier kan vara skadligt, då dessa kan producera gifter, men det kan också göra att vattnet luktar och smakar illa [8]. Detta förhindrar att den drabbade vattenkällan kan användas som råvatten för dricksvattenproduktion eller för boskap. Efter kraftig blomning av fytoplankton, sjunker de fotosyntetiska organismerna till botten och förmultnar eller bryts ner av mikroorganismer. Vid nedbrytandet konsumeras stora mängder syre, vilket leder till syrefria bottnar. Anaeroba zoner gör att det är helt omöjligt för marina varelser att leva där och dessa dör därför ut [1]. En minskning i utsläpp av näringsämnen är därför ett måste.

Övergödning är ett stort problem världen över, inte minst i Sverige där Östersjön är ett tydligt exempel på problemet [9]. I Sveriges miljömål understryks att övergödning är ett allvarligt lokalt och globalt problem som påverkar oss människor, samhället i stort och framför allt den biologiska mångfalden [10]. Övergödning måste stoppas

och arbetet mot det sker på olika håll, där avloppsvattenrening är en stor fraktion [1].

1.1.3 Avloppsvattenrening

Dagens moderna avloppsvattenrening kan skilja sig stort i flöde och sammansättning. Faktorer som tillgångar, ekonomiska förutsättningar och klimat varierar stort över världen och lika så avloppsvattenreningen. Även storleken på avloppsreningsverken varierar med antalet personekvivalenter som är kopplade till reningsverket [11]. Det är även viktigt att skilja på kommunalt och industriellt avloppsvatten. Om reningsverket är kopplat till avloppssystem som är kombinerade med t.ex. dagvatten eller separerade spelar också roll. Nedanför följer därför endast en redogörelse för de tekniska processerna som generellt används för att rena avloppsvattnet.

De tekniska processerna kan kategoriseras i tre reningssteg: mekanisk rening, biologisk rening och kemisk rening [11]. Reningen av avloppsvatten ger upphov till ett slam som tas omhand i slambehandlingsprocesser. Inkommande avloppsvatten når först den mekaniska reningen, vars uppgift är att ta bort större partiklar och fast material. Generellt ingår det tre steg: rensgaller, sandfång och försedimentering [11].

Efter att avloppsvattnet har rensats från större partiklar går flödet genom den biologiska reningen. Syftet med den biologiska reningen är att ta bort lösta organiska ämnen och kväve [12]. Även fosfor kan frångiljas i det här steget, men detta är inte lika vanligt [11]. Reningen kan ske på olika sätt, med olika metoder och processer. Den biologiska processlösningen kan kategoriseras som biofilm- eller aktivslamprocessen. Aktivt slam är den mest förekommande processen idag och baseras på mikroorganismer som är suspenderade i vatten [2]. Dessa mikroorganismer bryter ner och omvandlar föroreningarna till kvävgas.

I den kemiska reningen tillsätts det kemikalier för att avskilja partiklar och fosfor från vattnet [12]. Kemikalierna som tillsätts får partiklarna att aggregera till större aggregat, som sedan koagulerar och flockulerar. Flockulerade partiklar är lättare att separera från vatten med sedimentering. Fosfor som finns i avloppsvatten är bundet i partiklar, därför finns det en positiv korrelation mellan partikelavskiljningen och fosforreningen [11]. Det som händer är att ytan på partikel oftast är negativt laddad och repellerar omkringliggande partiklar. Genom att tillsätta positivt laddade polymerer eller metalljoner neutraliseras den negativt laddade ytan och får partiklarna att aggregera [11].

Avslutningsvis samlas allt slam, som bildats från alla reningsstegen och separerats från vattnet genom sedimentering, och för vidare till slambehandlingen. Den mekaniska reningen bidrar med primärslam, den biologiska reningen tillför bioslam och den kemiska reningen bildar kemsam [11]. Alla dessa typer av slam, blandas och behandlas oftast sammanfogade. Slambehandlingens tre huvudsyften är framförallt att reducera mängden vatten och slam samt utvinna energi, till exempel biogas. I en slambehandling ingår oftast förtjockning, anaerob rötning och avvattnings [11].

1.1.3.1 Gryaab

För att förstå sig på dagens avloppsreningsverk lite bättre ges ett verkligt exempel på detta. Gryaab tar hand om ett av Nordens största reningsverk, Ryaverket. Reningsverket tar emot avloppsvatten från Göteborg, Ale, Härryda, Lerum, Mölndal, Kungälv och Partille [13]. Gryaab har totalt 890 000 personekvivalenter kopplade, om de räknar på dess BOD-halt. Avloppsvattnet som kommer från de utspridda områdena leds genom ett 13 mil långt tunnelsystem till Ryaverket i Göteborg [13]. I en intervju med Tove Rappmann, processingenjör på Gryaab, 2022, berättade Rappmann att verket har en maximal pumpkapacitet på cirka 16 m³/s på inflödet av avloppsvatten. Det hamnar som ett medelflöde in på 4-4,5 m³/s på ett år, beroende på hur mycket det regnar. Vidare berättar Rappmann att dessa mängder genomgår olika reningssteg för att sedan rinna ut i närmsta vattendrag. Med mer fokus på kväverningsprocesser använder Ryaverket sig av aktivt slam, biobäddar, MBBR samt anammox för själva rejektvatten.

I intervjun med Rappmann, uttalar hon sig att ett av största problemen är platsbristen men det kan beror lite på vilket sammanhang det är satt i. Vid utbyggnad för att klara större belastning och striktare krav är plats en betydande faktor. Rappmann menar att det helt enkelt inte finns mer plats för större reningsprocesser eller utbyggnad av befintliga. Detta medför också till att avloppsreningsverken kan bli överfyllda. Vid sådana händelser bräddas de tunnelsystem som allt avloppsvatten färdas igenom. En bräddning medför att avloppsvatten kan rinna rakt ut i vattendrag utan att rensas [14]. Detta sker vid kombinerade avloppsvattensystem, alltså när dagvatten och avloppsvatten är kopplade till samma rör. Rappmann påpekar att cirka 60% av det totala inflödet i årsmedel som når verket är dagvattnet eller tillskottsvatten. Detta kan ställa till det i befintliga system då dagvatten medför tungmetaller och andra farliga ämnen som reningsprocesserna helt enkelt inte är gjorda för.

En annan problematik ute på avloppsreningsverken är att de besitter mer kapacitet

att rena avloppsvattnet från kväve än vad som görs. Enligt Rappmann tar Ryaverket emot mellan 3900-2500 ton kväve per år. Av detta totala värde renas 75-80 % men denna siffra skulle kunna vara högre då Ryaverken har mer kvävereningskapacitet, det finns reningsverk som inte har det. Detta grundar sig i tillförseln av kolkälla till de biologiska reningsprocesserna. Denna tillförsel av kolkälla är i Gryaabs fall metanol, som till stor del är en fossilresurs, berättar Rappmann. Tillförseln av fossila resurser är en av de stora miljöpåverkansfaktorerna för reningsverket, då metanol via dess förbränning leder till global uppvärmning. Det blir därför en konflikt mellan vilken miljöpåverkan som blir minst, säger Rappmann.

1.1.4 Mänsklig påverkan

Mänsklig aktivitet gör att kvävet naturliga kretslopp rubbas. För att möjliggöra en livsmedelsproduktion i dagens skala krävs mer näring till odlingsmarker än vad som naturligt finns att tillgå, vilket skapar ett behov av konstgödsel. Detta produceras som tidigare nämnt genom Haber-Bosch-processen där kvävgas fixeras från atmosfären. Processen gör att vi får ytterligare en reaktion i kretsloppet som binder samman atmosfären med litosfären och producerar ammoniak, det vill säga gödsel [15]. Processen är både energi- och kolkrävande. Den står idag för 1% av den totala energikonsumtionen globalt och 1,4% av världens gemensamma koldioxidutsläpp [16]. Med andra ord är det mycket energi som går åt till processen, vilket även orsakar stora utsläpp av växthusgaser i och med att det globalt sett är energiproduktion från fossila källor som dominerar.

Konstgödslet som produceras med Haber-Bosch sprids sedan på odlingsmarker för att ge näring till odlingarna. Även om den största delen uppfyller sitt syfte och ger näring till växterna, hamnar ändå en viss del av näringsämnena från gödslet längre ned i marken än vad rötterna når. När det sedan regnar eller vid bevattning följer dessa näringsämnen med ut i sjöar och hav. Därmed ökar koncentrationen av näringsämnen i sjöar och hav, vilket i sin tur leder till övergödning [17]. Användningen av konstgödsel på odlingsmarker genererar även utsläpp av lustgas, N_2O , då kväveföreningar i gödslet som inte tas upp av växterna kan omvandlas till lustgas under vissa förhållanden. Lustgas i sig är en kraftig växthusgas - cirka 300 gånger starkare än koldioxid - och kan även ta sig till stratosfären där det bryts ned till kväveoxider som kan skada ozonskiktet [10].

Sammantaget ger människans ökade användning av kväve utsläpp på flera nivåer. Utsläppen ger konsekvenser så som övergödning, ökad växthuseffekt och ozonned-

brytning. För att minska dessa oönskade effekter krävs en effektivare resursanvändning samt effektivisering av redan existerande metoder för vattenrening. Eftersom en stor del av kvävet som når naturen gör detta via avloppsvattnet är det vad som står i fokus i den här rapporten.

1.2 Syfte

Syftet med projektet är att undersöka olika metoder för ta tillvara på kväve från avloppsvatten, vilket kan bidra till ett bättre resursanvändande. Dagens kväverening återför bara kvävet till atmosfären vilket ger en ineffektiv resursanvändning. Metoderna ska beskrivas utifrån funktion, miljöpåverkan, energi- och resursanvändning, sociala och samhällseliga aspekter samt ekonomiska förutsättningar. De ska även ställas i förhållande till varandra för att avgöra om det finns någon metod som kan vara mer gynnsam än någon annan under vissa förhållanden. Resultatet av projektet kan bidra med värdefull information till forskning eller till vatten- och avloppsföretag samt kommunala reningsverk som vill effektivisera samt förbättra sin verksamhet. Viktigt att ha i åtanke är tidsaspekten, då vissa metoder inte är tekniskt mogna utan kan vara en lösning i framtiden.

1.3 Avgränsningar

I detta projekt gjordes flera olika avgränsningar. Avgränsningarna gjordes i syfte att skapa ett gemensamt mål och en tydlig struktur genom hela arbetet, vilket i sin tur förenklade jämförelserna i resultatet. Fokus på projektet lades på avloppsvattenrening där de resurser som fanns att tillgå var litteratur på svenska alternativt engelska samt eventuella sakkunniga inom området. Det fanns inga möjligheter till egna försök eller experiment under detta arbete på grund av begränsade resurser. Projektet avgränsades till länder med en fungerande infrastruktur då processer med fullskaliga implementeringsmöjligheter i en sådan miljö är av huvudintresse. Inom avloppsvattenreningen lades fokus på den biologiska och kemiska reningen. Detta då den mekaniska reningen mestadels används i syfte att ta bort större partiklar som bland annat tops, sand och grus vilket inte var relevant i detta projekt. Bland de biologiska samt kemiska reningsprocesserna avgränsades analyseringen av reningsprocesserna till tolv olika avloppsvattenreningsprocesser vilka listas under metodavsnittet. Anledningen till detta var att det inte fanns någon möjlighet att studera alla processer där bland annat tidsbrist och andra begränsade resurser var av de huvudsakliga orsakerna. De mest relevanta reningsprocesserna valdes ut efter informationssökning.

2 Metod

För att inhämta information till rapporten har en litteraturstudie utförts. Detta har utgjort den huvudsakliga informationsinhämtningen, men fakta har även kompletterats genom intervjuer med personer kunniga inom det aktuella ämnet avloppsvattenrening. Den information som har inhämtats har sammanställts i avsnitt 4 Kvävereringsprocesser och utgjort grunden för en jämförelse med en metod som kallas "Trafikljusmetoden".

2.1 Litteraturstudie

Arbetet har utformats som en litteraturstudie och baserats främst på information inhämtad från andra källor. Källorna utgörs främst av vetenskaplig litteratur, vilket är vetenskapliga publikationer, så som artiklar och avhandlingar i vetenskapliga tidsskrifter.

Den första delen av arbetet gick ut på att finna kvävererings- och kväveåtervinningsmetoder som var relevanta för studien. Därmed användes det i början breda sökord så som "avloppsvatten", "kväveåtervinning", "wastewater" och "nitrogen". Ett antal metoder samlades in och därefter gjordes ett urval av dessa för att komma fram till de metoder som sedan studerades mer på djupet. Urvalet baserades på vilka metoder som verkade lovande inför framtiden samt hade mycket information att tillgå.

För att finna relevanta litterära källor för de utvalda metoderna användes sedan större databaser, så som Scopus, Web of science och Google Scholar tillsammans med sökord som de som nämndes tidigare, i kombination med namnet på den kvävereringsmetod som undersöktes. De källor som hittats och använts har till stor del varit reviewartiklar, utdrag ur tidsskrifter och vetenskapliga studier. I många fall har även källorna till artiklarna eller utdragen använts för att hitta ytterligare artiklar inom samma ämne och författare som är experter på metoderna.

2.2 Intervjuer

Den inhämtade litteraturen har kompletterats med intervjuer med personer kunniga inom avloppsvattenrening. De som kontaktades är experter inom specifika processer som lyfts i rapporten, alternativt mer generellt inom avloppsvattenrening. De intervjuer som har utförts är med följande:

- En processingenjör på Gryaab. Personen intervjuades angående de vattenreningsprocesser och den apparatur som används på Gryyabs reningsverk i Göteborg. Den information som erhöles har använts för att beskriva dagens vattenrening i bakgrunden.
- En forskningsledare på Sweden Water Research. Personen intervjuades angående urindelande system och informationen användes för att beskriva urindelning under avsnittet Kväverenningsprocesser.
- En docent vid avdelningen vatten-miljöteknik vid Chalmers tekniska högskola. Personen intervjuades angående processen anammox. Informationen som erhöles har använts för att beskriva processen under avsnittet Kväverenningsprocesser.
- En miljöexpert vid Svenskt vatten. Personen intervjuades kring kväverening och -återvinning i stort för att ge en klarare bild av området och uppgiften i fråga. Vissa tips på personer att kontakta samt litteratur att läsa erhöles vid intervjutillfället. Även vid mejlkontakt innan intervjun tipsades det om rapporter och artiklar att läsa.

2.3 Processer för omhändertagande av kvävet

De processer som valts ut för analys är följande:

- Aktivt slam
- Granuler
- Moving bed biofilm reactor (MBBR)
- Anammox
- Membranbioreaktor (MBR)
- Alger
- Urindelare

- Elektrodialys
- Forward osmosis
- Ammonium stripping
- Struvit
- Absorption med zeolit

Alla metoder kan på något sätt användas för att avskilja kväve från avloppsvatten men fungerar på olika sätt. På grund av detta har processerna delats in i ytterligare kategorier för att underlätta jämförelser och för att se likheter bland processerna. De övergrupper som skapats är dagens reningsprocesser, nya biologiska processer och separationsprocesser. Dessa grupper kommer användas vid jämförelser i resultat och diskussion. Processerna har delats in enligt tabell 1.

Tabell 1: Grupperingar av utvalda kvävereningsprocesser

Dagens reningsprocesser	Nya biologiska processer	Separationsprocesser
Aktiv slam	Anammox	Urindelare
Granuler	MBR	Elektrodialys
MBBR	Alger	Forward osmosis
		Ammonium stripping
		Struvit
		Absorption med zeolit

2.4 Trafikljusmetoden

För att jämföra de olika processerna ur ett hållbarhetsperspektiv och sätta dem i ett sammanhang används en metod kallad Trafikljusmetoden. Inspiration till detta koncept är taget från Cossio *et al.* [18]. Metoden har anpassas efter vad som anses mest relevant för denna rapport, vilket i sin tur grundar sig i de avgränsningar som har gjorts.

Trafikljusmetodens uppbyggnad baseras på fem olika bedömningsområden : Funktion, miljö, energi och resurs, sociala och samhällseliga aspekter och ekonomiska förutsättningar. Under varje bedömningsområde finns ett antal faktorer. Dessa faktorer

ska ge en helhetsbild av vad som ingår i varje bedömningsområde. Det är olika många faktorer under respektive bedömningsområde.

Faktorerna har bedömts var och en med ett poäng mellan 0 till 4. Bedömningen är med avseende på hållbarhet och visas i tabell 2. I de fall där faktorn är irrelevant för den specifika kväverenningsprocessen har dessa inte räknas med i poängsystemet. För att förtydliga har faktorn i fråga markerats med ett streck som indikerar dess frånvaro i poängberäkningen. För att underlätta för läsaren har varje poäng med tillhörande hållbarhetsnivå även blivit tilldelad en färg.

Tabell 2: Bedömningskriterier för trafikljusmetoden

Poäng	Förklaring
-	Inte möjligt att implementera för processen
0	Ingen information tillgänglig
1	Ohållbart
2	Låg hållbarhet
3	Medel hållbarhet
4	Hög hållbarhet

Efter att faktorerna under varje bedömningsområde tilldelades ett poäng, sammanställdes de till ett medelvärde under respektive bedömningsområde. Det resulterade alltså i fem medelvärden som sedan användes i jämförelsesteget. Varje bedömningsområde med tillhörande faktorer redovisas i tabell 3.

Tabell 3: Bedömningsområden och objektiv som används vid bedömning av de utvalda kvävereningsmetoderna

BEDÖMNINGSSOMRÅDEN	OBJEKTIV
Funktion	
Effektivitet	Hur snabb är reningen? Detta baserat på vilken hydraulisk uppehållstid vattnet har i tanken.
Reningsgrad	Hur mycket kväve som avskiljs från vattnet. För att mäta kväveavskiljningen kommer måttet kgN/m^3d att användas i de fall det finns tillgängliga värden. Ett högre värde ger ett högre poäng i poängskalan.
Drift och underhåll	Bra drift och optimal prestanda för reningsverk. För att specificera frågan, söks det hur självgående processen är. Kräver processen ständig uppsyn eller är den tillräckligt stabil för att vara mer självgående? Desto mer självgående process, desto högre poäng kommer den att bli tilldelad.
Anpassningsbarhet	Hur processen klarar av olika klimat, storleken på anläggning samt olika avloppsflöden. Dessa kan variera avsevärt vilket påvisar vilka processer som kan implementeras med största variationsgrad.
Miljö	
Potentiell säker återanvändning	Säker återanvändning av både vatten och slam. Vid reningsprocesserna fås både vatten och slam som kan återanvändas för att spara på resurser. Finns det en noga etablerad återanvändning av vatten och slam i processen tilldelas den ett högt betyg.
Bidrag till övergödning	Medför kvävereningsprocessen att lägre utsläpp av näringsämnen till det mottagande vattnet sker? Här utgår resultaten från dagens mest etablerade kväve reningsprocess, Aktivslam. Högt poäng indikerar en effektiv rening av näringsämnen.

Kvaliteten på utflödet	Kvävereningsprocessen måste uppfylla målnivåerna för BOD/COD och TSS i avloppet.
Bidrag till växthuseffekten	Bidrar kvävereningsprocessen till låga växthusgasutsläpp? Dessa växtgasutsläpp är främst koldioxid. Även lustgas klassas en växthusgas, vilket lätt kan bli en bi-produkt vid biologiska reningsprocesser. Desto mindre utsläpp kvävereningsprocessen har desto högre poäng kommer den att bli tilldelad.
Energi och resurs	
Energianvändning	Hur mycket energi som som går åt till brukandet av kvävereningsprocessen. Kräver processen mycket energi i form av luftning av tank eller konstant omrörning, kommer den att bli tilldelad ett lägre poäng.
Energivinst	Kan processen utvinna energi? Att utvinna energi syftar exempelvis på om processen bidrar till en hög värmeväxling eller har en högre biogasproduktion. En större energivinst ger en högre poäng.
Återanvändning av näringsämnen	Vissa processer utvinna även andra näringsämnen som är fördelaktiga att omhänderta. Bidrar kvävereningsprocessen till detta kommer den att tilldelas ett högre poäng.
Utvinning	Hur mycket kväve som utvinns från processen. Till skillnad från den biologiska kväverening med aktivslam, har metoder utvecklats för att omhänderta kvävet. Dessa metoder blir tilldelade höga poäng i poängskalan.
Sociala och samhällsliga aspekter	
Storlek	Hur mycket volym kräver processen? Ett problem på dagens avloppsreningsverk är platsbristen. Bidrar processen till volymminskning i jämförelsevis med dagens reningsprocess tilldelas den ett högre poäng.

Arbetsförhållanden	Kan man jobba med detta dagligen? Denna punkt är avsedd för arbetsförhållanden, dvs krävs det konstant uppsyn och reglering av processen? Utsätts man för farliga kemikalier under arbetet?
Teknisk mognad	Har vi kommit såpass långt i tekniken att kvävereningsprocessen går att implementera storskaligt? Om nu så är fallet, tilldelas den ett högre poäng.
Kompetensen	Är processen avancerad? En process som är alldeles för avancerad ger komplikationer ute på reningsverken och man kan behöva speciell personal. En för avancerad process tilldelas ett lägre poäng.
Ekonomiska förutsättningar	
Drift och underhållskostnader	Hur mycket kostar processen att underhålla? Kostnader kring underhåll kan bland annat bero på luftning, omrörning eller tillsättning av kemikalie/extern kolkälla.
Implementeringskostnader	Kan man implementera kvävereningsprocessen i dagens avloppsreningsverk utan att medföra enorma kostnader?
Vinst	Om en produkt utvinns, hur mycket tjänar vi då på den? Här ligger fokuset bara på vinsten för produkten. Får man ut en produkt som kan medföra vinst tilldelas kvävereningsprocessen ett högre poäng.

2.5 Hållbarhetsbedömning

Efter att varje faktor blivit tilldelad ett poäng utifrån bedömningsmallen och medelvärden för varje bedömningsområde framräknats, kunde en diskussion om jämförelse påbörjas. För att göra denna jämförelse explicit har en slutgiltig hållbarhetsbedömning använts från Cossio *et al.* [18]. Syftet med hållbarhetsbedömningen var att kunna skapa en tydligare jämförelse mellan de olika processerna. I tabell 4 presenteras hållbarhetsbedömningen i form av en matris. Matrisen är baserad på olika hållbarhetsnivåer med tillhörande intervall. För att en kvävereningsprocess ska ha hamnat på ett kriterier i hållbarhetsbedömningen, för ett av sina fem bedömningsområden, måste den ha haft ett medelvärde som hamnat inom intervallet.

Tabell 4: Matris över hållbarhetsbedömning

Poäng	Intervall	Beskrivning
1	$[> 0 \text{ till } < 1.5]$	Ohållbar: Kväverenningsprocessen uppfyller inte vissa viktiga kriterier som krävs för implementering. Här kan även en analys göras över vilka faktorer som fått låga poäng. Därefter kan en diskussion starta över hur man kan förändra detta för att göra processen mer hållbar.
2	$[\geq 1.5 \text{ till } < 2.5]$	Låg hållbarhet: Vissa delar av kväverenningsprocessen fungerar bra eller relativt bra, men det finns fortfarande faktorer som behöver förbättras för att höja hållbarhetsnivån.
3	$[\geq 2.5 \text{ till } < 3.5]$	Medel hållbarhet: De flesta delar av processen fungerar bra, men hållbarheten kan fortfarande höjas ytterligare på vissa håll. Det kan t.ex vara för höga kostnader, för stor volym eller för ineffektiv reningsgrad.
4	$[\geq 3.5 \text{ till } < 4]$	Hög hållbarhet: Nästan alla delar av processen fungerar väldigt bra. Processen är implementerbar i dagens avloppsreningsverk med hög återvinningsgrad.

3 Samhälleliga och etiska aspekter

I denna rapport beaktas och analyseras samhälleliga och etiska aspekter. För att avgöra vilka aspekter som är relevanta för denna rapport undersöks huruvida aspekterna är skadliga, gör någon nytta både inomvetenskapligt och utomvetenskapligt, eller om de inskränker på andras autonomi eller integritet.

I rapporten undersöks och jämförs olika metoder för rening och omhändertagande av kväve för att bidra till en mer hållbar utveckling och avloppsvattenrening. Resultatet kan komma att vara till nytta inomvetenskapligt, då det kan vara relevant för fortsatt forskning inom omhändertagande av kväve, samt utomvetenskapligt, då projektet kan vara relevant även för hållbar utveckling i samhället.

Sedan undersöks om någon av metoderna är skadlig för exempelvis miljön, biologisk mångfald eller människor i omgivningen. Det kan handla om hur metoderna påverkar arbetsförhållanden för de som arbetar på reningsverket, eller om metoden kräver stora ytor och om detta kan vara skadligt för det som finns i omgivningen. Detta undersöks och redovisas löpande i rapporten.

Ytterligare en aspekt som undersöks är hur eventuella produkter och biprodukter som bildas under reningsprocessen hanteras och tas tillvara på. Avloppsvatten är generellt fullt av resurser. På grund av lagar och regler som finns i samhället idag går många av dessa resurser till spillo. Exempelvis är importerad biogas subventionerad trots att reningsverk producerar ungefär 35% av den biogas som produceras i Sverige [19]. Dessutom finns möjligheten att minska utsläppen av lustgas samt utvinna kväve och producera återvunnet kvävegödsel. Lustgas kan ha 300 gånger så stor klimateffekt som koldioxid och under kvävereningsprocessen släpps i genomsnitt 2% av det kväve som renas ut i form av lustgas [19]. Beroende på vilken sorts kvävereningsprocess som används kan upp till 10% av det renade kvävet släppas ut i form av lustgas. I och med att lustgasen har en så stor klimateffekt innebär det att kvävereningsprocessen på avloppsreningsverk kan ha en stor klimatpåverkan som därmed är skadligt för miljön.

Det pågår även diskussioner kring hur hanteringen av kväve skulle kunna göras bättre. I dagens avloppsrening utvinns knappt något kväve. Trots detta finns det goda möjligheter till att producera återvunnet kvävegödsel [19]. Det finns en del hinder, som exempelvis att det förekommer tungmetaller i slammet, som leder till att motivationen för att försöka genomföra detta är låg. Däremot uppmärksammas det mer och

mer och det finns bland annat önskningar om att införa en kvotplikt för att främja användandet av återvunnen kväve i gödsel [20]. En stor del av problemet med tungmetaller kan härledas till användandet av kombinerade avloppssystem. Dessa system leder till att dagvatten också ingår i avloppsvattenreningen vilket innebär att föroreningar som ansamlats i dagvattnet, så som tungmetaller, förekommer i vattnet som flödar in till avloppsreningsverken. Detta kan ofta vara svårt att rena eller svårt att hantera och kan skapa problem i både genom att släppas ut i det utgående vattnet och vid slamhantering [21].

4 Kväverenningsprocesser

De kväverenningsprocesser som har undersökts har delats upp i tre grupper: dagens metoder, nya biologiska processer och separationsprocesser. Av de metoder som förklaras nedan tillhör metoderna 4.1-4.3 gruppen dagens reningsprocesser, metoderna 4.4-4.6 gruppen nya biologiska processer och 4.7-4.12 gruppen separationsprocesser.

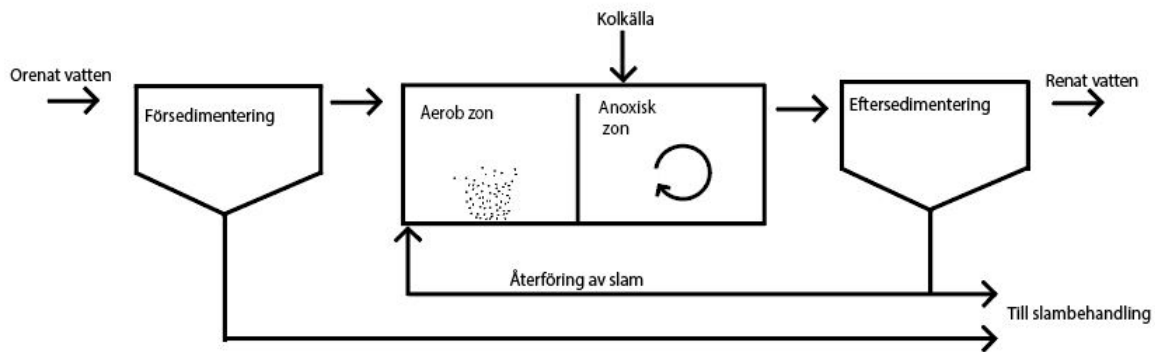
4.1 Aktivt slam

Den vanligaste kväverenningsprocessen är aktivt slam. Generellt består processen av försedimentering, en vattentank som innehåller mikroorganismer, eftersedimentering och återföring av slam eller slambehandling [2]. Aktivt slam består av mikroorganismer som bildar flockar vars syfte är att rena bort organiska ämnen och kväve. Processen ser inte alltid likadan ut utan kan se olika ut beroende på hur resten av processen för avloppsvattenreningen är uppbyggd för olika reningsverk.

4.1.1 Funktion

En vanlig lösning för kväverening är att tanken är uppdelad i zoner, en aerob zon och en anoxisk zon [2]. I den aeroba zonen finns aeroba mikroorganismer vilket innebär att det kräver syre för att mikroorganismerna ska överleva. I den aerobiska zonen tillsätts syre i tanken genom luftning med hjälp av en pump. Detta görs för att nitrifikation ska kunna ske och omvandla ammonium som finns i vattnet till nitrit och nitrat. I den anoxiska zonen finns inte löst syre tillgängligt och omrörning av vattnet sker med mekanisk omrörare. Vid tillsats av en kolkälla, exempelvis metanol, kan denitrifikation ske och nitrat och nitrit omvandlas till kvävgas som släpps ut i luften [2]. När vattnet har passerat aktivslamtanken förs det sedan vidare till eftersedimentering där slammet sedimenterar till botten av bassängen och separeras från det renade vattnet. Slammet återanvänds och förs tillbaka till aktivslamtanken eller skickas vidare för slambehandling beroende på slamåldern. Figur 2 visar ett exempel på hur en aktivslamprocess kan vara uppbyggd.

Det finns ett antal förutsättningar för att aktivslamprocessen ska kunna fungera optimalt. Bland annat har temperaturen påverkan på slammet då exempelvis lägre temperaturer kan sakta ned mikroorganismerna i slammet [2]. Även för lågt pH kan påverka slammet då det kan hämma nitrifikationsbakteriernas tillväxt vilket är ett viktigt steg i kväverenningsprocessen. Dessutom kan vattenflödet ha en påverkan då ett för högt flöde kan skölja ut flockarna. Därav krävs det att vattenflödet är



Figur 2: Ett exempel på uppbyggnad av en aktivslamprocess med avseende på kväverening.

kontrollerat.

4.1.2 Miljö

Under aktivslamprocessen ska slammet bryta ned organiska ämnen och rena bort kvävet i vattnet. Slammet som används i tanken sedimenterar och separeras från vattnet innan det återanvänds genom att pumpa tillbaka det till vattentanken för att rena nytt vatten[12]. Detta upprepas tills en viss slamålder har uppnåtts. Slammet är som mest effektivt då det har en slamålder på 3-15 dygn. [12] Vid kväverening används bakterier som är långsamväxande och därav är en lång slamålder gynnsamt. När slammet har överskridit den ålder då den slutar vara effektiv så skickas det vidare till slambehandling. Under slambehandlingen kan biogas utvinnas.

I Sverige finns det krav på att 70% av det kväve som finns i avloppsvattnet ska ha renats bort då vattnet lämnar reningsverket och når vattendragen [22]. Aktivt slam klarar generellt kraven för kväverening och är även effektivt vid rening av organiska ämnen som finns i avloppsvattnet. Nivåerna för rening av syretärande ämnena COD och BOD ligger på en hög nivå med över 85% för COD och över 95% för BOD [23]. Det kväve som renas bort från vattnet hamnar i slammet. Eftersom slammet innehåller många andra föroreningar, så som tungmetaller, utvinns inte kvävet trots att det finns möjligheter för produktion av återvunnet kvävegödsel inom jordbruket [19]. Istället släpps kvävet ut i luften i form av kvävgas och lustgas eller så hamnar slammet på deponi.

4.1.3 Energi och kostnader

Aktivt slam är en energikrävande process där luftningen står för ungefär hälften av reningsverkets energianvändning [2]. Sedan används energi dessutom till omrörning, mikrosilar, pumpning av slam och recirkulationsflöde och slamhantering [24]. Vid en undersökning av olika kvävereningsprocessers energianvändning visade det sig att energianvändningen för aktivt slam var ungefär $0,33 \text{ kWh/m}^3$ [25]. Utöver detta kan processen även utvinna energi i form av biogas. Detta sker vid slambehandlingen. Enligt undersökningen kan cirka $0,17 \text{ kWh/m}^3$ energi utvinnas. Aktivt slam kräver mycket yta då processen består av försedimentering, aktivslamtanken och eftersedimentering. Storleken beror på hur processen är utformad men generellt tar aktivslamtanken och eftersedimenteringen upp stor plats. [24].

En undersökning av kostnader för aktivt slam gav en kostnad på 12 500 000\$ för konstruktionen av ett helt vattenverk med aktivslamprocess [26]). Dessutom beräknades den årliga kostnaden för drift, underhåll, material, kemikalier och energi för AS till ungefär 650 000\$/år där driften har den största kostnaden med cirka 250 000\$/år. Av den totala driftkostnaden går ungefär 50% till slambehandlingen [27].

4.2 Granuler

Aerobt granulärt slam, AGS, är en kvävereningsprocess som består av mikroorganismer som växer i kompakta granuler [28]. Mikroorganismernas uppgift är att rena bort organiska ämnen, kväve och fosfor. De kompakta granulerna är tunga och har en hög sedimenteringsförmåga jämfört med de mindre flockarna i aktivslamprocessen. Detta leder till att processen inte kräver någon eftersedimenteringstank. Granulernas storlek leder till att en gradient av olika syrekoncentrationer uppstår i granulen [24]. Granuler har ett yttre aerobiskt lager och en inre kärna som är anoxisk. Det leder till att mikroorganismerna vid det yttre lagret utför nitrifikationen och mikroorganismerna i kärnan utför denitrifikationen. Nitrifikationen och denitrifikationen kan alltså ske i en och samma granul.

4.2.1 Funktion

Det finns olika faktorer som väger in för att granulerna ska kunna fungera optimalt. Dels krävs det att koncentrationen av löst syre i vattnet är tillräckligt hög för att nitrifikation ska kunna ske i det yttre lagret men tillräckligt låg för att syret inte ska diffundera för långt in till granulens anoxiska zon där denitrifikationen sker [24]. Sedan måste substratkoncentrationen i vattnet vara tillräckligt hög för att kunna leda

till diffusion in till granulens mitt. Är koncentrationen för låg kommer föroreningarna inte nå in till mitten och denitrifikationen kan inte ske.

Den optimala temperaturen för granuler är runt 20°C men processen fungerar vid både högre och lägre temperaturer [24]. Granuler kan fungera effektivt på temperaturer ner till 8°C. Däremot kan temperaturen påverka sedimenteringshastigheten då lägre temperaturer leder till att vattnet har högre viskositet vilket gör att sedimenteringshastigheten minskar. Detta gör att det kan vara svårt att starta AGS-processen vid lägre temperaturer. Eftersom granulerna är större än de konventionella flockarna i aktivt slam-processen så leder det till att eventuella aktivslamflockar som bildas under uppstarten sköljs ut då flockarna sedimenterar långsammare än granulerna. Problemet när temperaturen är låg blir att granulerna inte blir mycket större än flockarna och på så sätt går de inte att urskilja då sedimenteringshastigheten för både granulerna och flockarna blir snarlik.

Ett problem med AGS är att processen kan ha en lång uppstartperiod där det kan vara svårt att uppnå stabila granuler speciellt vid låga temperaturer eller låga vattenflöden [24]. Uppstartperioden kan kortas ned om en andel granuler från ett befintligt reningsverk tillsätts istället för att starta med aktivslamflockar. Eftersom det finns förutsättningar som bör vara uppnådda för att AGS ska fungera optimalt krävs det även regelbundna kontroller. Det kan vara en lång och krävande process under uppstarten att skapa stabila granuler och därefter upprätthålla stabiliteten. Därför behövs kontroller och övervakning för att se till så att AGS fungerar optimalt och fortlöper som det ska.

4.2.2 Miljö

Reningsgraden för AGS är generellt hög och i en undersökning av ett reningsverk med AGS har värdena för utgående kvävekoncentrationer legat under det lokala kravet på 7 mg/l i utflödet [25]. Dessutom är AGS effektivare vid rening av kväve än vad aktivt slam är då AGS klarar en högre kvävereningshastighet med 0,17 kg N/m³*dag vid en temperatur på 20°C [25]. Förutom kväve kan AGS även rena organiska ämnen och fosfor samt även mikroföroreningar som exempelvis rester av läkemedel [28].

Likt aktivslamprocessen så återanvänds slammet efter att det sedimenterat och separerats från avloppsvattnet. Slamåldern för granuler är som mest effektiv mellan 20-50 dygn [24]. När slamåldrarna har passerats skickas det vidare till slambehandling. Under slambehandlingen kan biogas produceras som genererar energi. Ytterli-

gare möjligheter att utvinna andra resurser från AGS undersöks och det pågår även forskning kring huruvida biopolymer kan utvinnas och möjligtvis användas som en resurs i framtiden [29].

4.2.3 Energi och Kostnader

Energianvändningen för AGS är relativt låg jämfört med aktivt slam [24]. AGS kräver ingen pumpning av recirkulationsflöde och kräver mindre omrörning än vad aktivslamprocessen gör. Därav kan energianvändningen minskas betydligt. På ett avloppsreningsverk i Garmerwolde, Nederländerna behandlas det inkommande vattnet med både aktivt slam och AGS där 39% av det inflödande vattnet renas med aktivt slam och de resterande 59% av det inflödande avloppsvattnet renas med AGS [25]. Vid jämförelse av de två processerna på reningsverket så har det visats att elanvändningen var 53-68% lägre för AGS än för aktivt slam. Energianvändningen för AGS i Garmervolde visades vara 0,17 kWh/m³. Ytterligare en undersökning av energianvändningen samt den energi som kan genereras vid slambehandlingen visade att energianvändningen för AGS ligger runt 0,18 kWh/m³ och genererar ungefär 0,16 kWh/m³ [30].

Ytbehovet för AGS är relativt litet då AGS inte kräver någon eftersedimentering vilket minskar ytbehovet jämfört med aktivt slam [30]. Dessutom sker nitrifikation och denitrifikation i samma granul vilket sparar plats jämfört med aktivslamprocessens separata aeroba och anoxiska zoner. Vid olika jämförelser av ytbehovet för AGS och aktivt slam är AGS 37-50%, 52% och 25-75% mindre än aktivslamprocessen beroende på hur processerna är utformade [24], [30], [31].

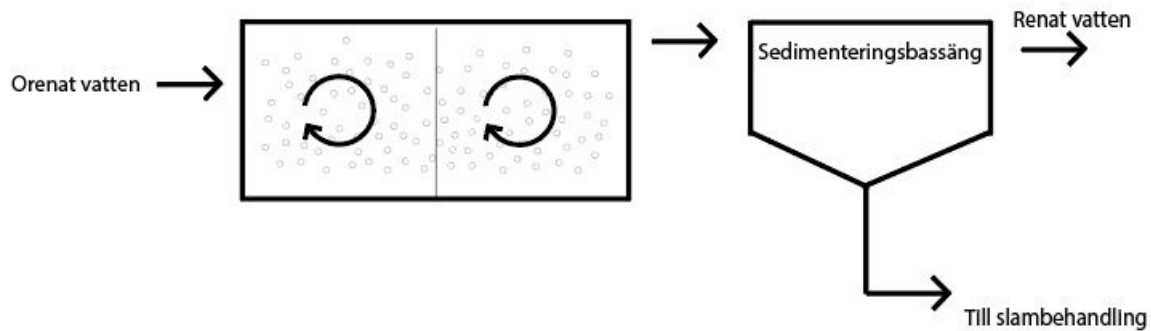
Även kostnaden för AGS kan minskas då processen kräver färre pumpar och omrörare än vad aktivt slam gör [30]. Dessutom minskar kostnaden då energianvändningen och ytbehov är mindre. Detta leder till att driftkostnaderna skulle kunna minskas med 20-50% [31].

4.3 MBBR

MBBR (moving bed biofilm reactor) är en avloppsvattenreningsprocess som kombinerar aktivt slam tillsammans med biofilm. Detta resulterar i ett effektivt sätt att rena bland annat BOD, COD samt kväve [32].

4.3.1 Funktion

MBBR består av en tank innehållande rörliga biofilmbärare varpå det växer mikroorganismer som har förmågan att bryta ner organiskt material i vattnet. Ett exempel på en uppbyggnad av MBBR illustreras i figur 3 [33].



Figur 3: En förenklad illustration av en MBBR-design

Då MBBR är en biologisk process krävs vissa förhållanden för att dessa mikroorganismer ska kunna arbeta optimalt [34]. MBBR-processen kan designas på flera olika sätt som bland annat aerobiskt, där luftning används för ständig omrörning av tanken samtidigt som den tillgodoser alla syrekrävande mikroorganismer med syre. Tanken kan också vara anaerobisk eller anoxisk och kräver därför nödvändigtvis inte syre, vilket leder till att omrörningen då istället görs mekaniskt vilket precis som luftning kan vara energikrävande [32].

4.3.2 Biofilmbärare och storlek

Eftersom biofilmbärare ingår i processen, skapar detta en stor yta som ger möjligheten för mikroorganismer att växa på [35]. Biofilmbärarna som dessa mikroorganismer växer på kan vara gjorda av olika material och vara av olika storlekar. Vilket material eller storlek som används för biofilmbärarna har ingen större betydelse för effektiviteten av reningen av bland annat COD eller BOD [35]. Istället är det den yta som finns tillgänglig för mikroorganismerna att växa på som påverkar reningen. Olika biofilmbärare kan ha olika fördelar respektive nackdelar där de ideala biofilmbärarna

kräver en balans i densitet av materialet, då materialet gärna ska ha en ungefärlig densitet som vatten, samt vara av rimlig kostnad [35].

4.3.3 Kväverening och effektivitet

I MBBR-processen kan bland annat denitrifikation användas för att minska utsläppen av totalkväve, TN [32]. Hur mycket tid som krävs för rening av bland annat organiskt material såsom COD är relaterat till vattnets uppehållstid (HRT), då en högre HRT leder till mer rening av COD [36]. HRT definieras som den genomsnittliga tiden som vattnet stannar i tanken [37]. Det har även visats att MBBR kan användas som en enstegsmetod för att rena både ammonium samt organiska material [38].

Nitrifikation som används för kväverening är känslig för temperaturer under 8°C [36]. Vilka temperaturer och förhållanden, som bland annat pH, som är optimala kan variera beroende på vilka mikroorganismer som används. Det har även visats att anaerobisk MBBR är ett effektivt sätt att rena vatten från COD medan den inte är lika effektiv för bland annat ammoniumkväve, $\text{NH}_3\text{-N}$ [36]. Då MBBR används för kväverening finns det delar av processen där försurning av vatten kan ske. Detta orsakas av nedbrytning av organiskt material i samband med processer där kväve är involverad. Detta kan i sin tur orsaka eventuella lukter.

4.3.4 Fördelar och nackdelar med MBBR

MBBR är en biologisk avloppsvattenreningsprocess som redan idag är implementerat på flera olika platser i Sverige [24]. Detta beror bland annat på en rad olika fördelar med MBBR. Exempelvis kräver processen inte särskilt mycket underhåll och kan övervakas virtuellt [35]. Dessutom är den mer platseffektiv i jämförelse med aktivt slam [34]. Detta då storleken på MBBR uppgår till endast en femtedel till en tredjedel av den yta som krävs för ett aktivt slam-system. Utöver detta har MBBR en högre reningsgrad än aktivt slam, vilket därmed innebär en effektivare rening [38]. Dock är driftkostnaderna för MBBR något högre än för aktivt slam och processen kan även behöva en längre uppstartstid.

Fördelar med MBBR är att det inte finns risk för bland annat tilltäppning [38]. Forskning har visat att MBBR har möjligheten att vid HRT på 24 timmar minska BOD med 97,8% och COD med 95,6%. MBBR kan rena vattnet från BOD och COD på så kort tid som 15 minuter, dock inte med lika hög reningsgrad i jämförelse med ett längre HRT [35]. Det har även visats att MBBR ger en bättre ekonomisk förutsättning samt kan bidra till mindre miljöpåverkan i jämförelse med aktivt slam

[39].

I en jämförelse mellan bland annat aktivt slam och MBBR har det visats att MBBR är mer effektiv vid rening av TN och total fosfor, TP [39]. I samma studie visades det att det för COD kunde MBBR och aktivt slam uppnå samma reningsgrad trots en halverad HRT hos MBBR. För TSS (total suspended solids) renade aktivt slam 66% och MBBR 78%. I detta exempel handlade det om textilvatten från en industri som producerade 222 700 m³ avloppsvatten per år, där det dagliga vattenflödet är 920 m³/d. För ett fullskaligt MBBR system presenterades det att det kostar 115 500 euros mer än aktivt slam. För underhållskostnader kostar aktivt slam 1,41 euros/m³ medan MBBR kostar 1,05 euros/m³.

4.3.5 Biogasproduktion

På grund av att det endast är det överblivna slammet som separeras från vattnet under MBBR-processen ingår inte särskilt mycket slam i processen [33]. MBBR-processen kan trots detta bidra till en hög biogasproduktion eftersom slammet inte återanvänds på samma sätt som i exempelvis aktivt slam, vilket leder till mer slam som ingår i längden [33].

4.4 Anammox

Att skilja kvävet från avloppsvattnet med hjälp av anammox-bakterier har sina fördelar i jämförelsevis med aktiv slam. För att ge en förståelse till fördelarna följer en fördjupning i den biologiska processen som sker under den partiella nitritationen anammox (PNA). De huvudsakliga mikrobiella grupperna som kommer tas upp är ammoniumoxiderande bakterier (AOB), nitritoxiderande bakterier (NOB), anaerob ammoniumoxiderande bakterier (anammox) och denitrifikationsbakterier. Dessa är fyra viktiga grupper som berörs i vidare förklaring av huvudströmmen hos PNA [40].

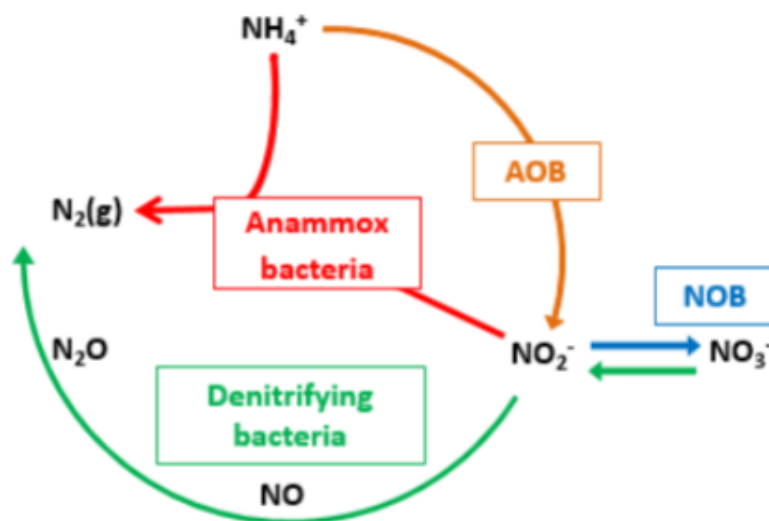
4.4.1 Funktion

Sedan upptäckten av anammoxbakterier på 1980-talet har olika tekniker och strategier utvecklats för att möjliggöra en implementering av detta i dagens avloppsreningsverk [41]. Den partiella nitritationen och anammoxen, PNA bygger på två följande reaktioner. Först oxideras en del av det vattenbundna kvävet (ammonium) till nitrit via en aerob process. Denna process utförs av ammoniumoxiderande bakterier, AOB, och kallas för nitritation. I nästa steg oxiderar anaeroba ammoniumoxiderande bakterier (anammox) det resterande ammoniumet samt den bildade nitriten i föregående

steg till kvävgas [42]. Det sista steget, även kallat för själva anammox-processen kan representeras likt ekvation 1.



Mer i detalj reducerar anammox-processen nitrit och hydroxylamin (NH_2OH) bildas. Hydroxylamin reagerar i sin tur med ammonium och bildar hydrazine (N_2H_4). Hydrazinet omvandlas sedan till kvävgas [41]. Den partiella nitrifikationen och anammox, PNA, visas i figur 4. Där den orangea och röda ingår i processen för PNA. Den orangea, blåa och gröna är processerna för aktiv slam.



Figur 4: En illustration över de biologiska processerna som sker under kväveomhändertagandet och utsläpp av kvävgas. Bilden visar både PNA och aktiv slams processteg, från [43]. Återgiven med tillstånd.

Vid exempelvis aktiv slam oxideras nitrit vidare till nitrat och tas upp av denitrifikationsbakterier. Dessa bakterier som tidigare nämnts oxiderar tillbaka nitratet till nitrit, och sedan vidare hela vägen till kvävgas [41]. Denna mikrobiella grupp använder sig av organiska ämnen som elektrontagare och kräver ibland tillsättning av detta för att respirera [42]. Att tillsätta en extern kolkälla är både kostsamt och ger

stora klimatkonsekvenser. Genom anammox-processen krävs det inget tillägg av extern kolkälla då bakterierna använder sig av nitrit som elektrontagare. Detta gör att man både sparar energi och pengar under driftskedet i jämförelsevis med aktiv slam [40].

Fördelen med att anammox-bakterier oxiderar ammonium med hjälp av nitrit som elektrontagare är att processen kräver varken syre eller extern kolkälla. En studie visade att anammox-bakterier använder sig av koldioxid som kolkälla för att skapa biomassa [40]. Nitrit fungerar därför inte bara som en elektrontagare för oxidation av ammonium, utan också som en elektrontagare för reduktionen av koldioxid. Detta ger därför processen ett minskat koldioxidutsläpp i jämförelsevis med aktiv slam [44]. Anammox-bakterier släpper heller i stort sett inte ut någon lustgas och besitter lägre emissionsnivåer vilket driver på forskningen och implementeringen av kvävereningsprocessen [43]. I en process med anammox-bakterier är det viktigt att hindra nitrifikationen från att oxidera ammonium hela vägen till nitrat. Målet är att uppnå en AOB-process, där oxidation endast sker till nitrit [42]. Med andra ord, försöker man undvika det sista steget där NOB omvandlar nitrit till nitrat, bara för att denitrifikationsbakterierna sedan ska omvandla tillbaka och vidare till kvävgas. För att uppnå detta har forskning baseras på att hitta rätt förhållanden och rätt processlösningar [45].

4.4.2 Två-steps-PNA

En vanlig processlösning är två-steps-PNA [44]. Denna process kräver två olika tankar där inkommande vatten först når en luftad reaktor. Där oxideras ammonium först delvis till nitrit. I nästa steg flödar vattnet in i tank två, där anammox-bakterier oxiderar resterande ammonium och nitrit till kvävgas. Denna typ av systemlösning går även under namnet SHARON-Anammox-processen [44].

4.4.3 En-steps-PNA

Ytterligare en vanlig processlösning är en-steps-PNA. Denna processen går också under många namn, "Deammonification", "CANON", "SNAP" eller "DEAMON". Här utför ammoniumoxiderande-bakterier och anammox-bakterier tvåstegsreaktionen samtidigt under syrebegränsande förhållanden. För att underlätta denna process har man bland annat använt sig av biofilm för att stabilisera de olika förhållandena som respektive mikrobiell grupp kräver [44].

4.4.4 Förhållanden

För att kunna upprätthålla en anammox-population i tanken krävs rätt förutsättningar för bakteriernas tillväxt. Med rätt förutsättningar menar man att inflödet måste vara varmt, vanligtvis över 30°C, då det skapar ett fördelaktigt habitat för bakterien [44]. Inflödet bör även innehålla en hög ammoniumhalt. Dessa förhållanden förekommer i varmare klimat, eller då inflödet utgörs av rejektivatten och industriellt vatten. För huvudströmmen från kommunalt avloppsvatten har PNA ännu inte blivit implementerat. Temperaturen på det kommunala avloppsvattnet kan bli mindre än 20°C samt innehålla betydligt lägre halter ammonium. Under dessa förhållanden brister dagens teknik för att möjliggöra en PNA-process. Även en viss osäkerhet i prestanda hindrar implementering ute på avloppsreningsverken [45]. De mest generella utmaningarna med processen är dels att nitritoxiderande bakterier (NOB) konkurrerar om nitrit med anammox-bakterier. Under kalla förhållanden, besitter NOB en konkurrensfördel [42]. Det kan därför vara svårt att styra en anammox-population under kalla förhållanden då de konkurreras ut.

En till utmaning är att få till en tillräckligt lång uppehållstid för fasta ämnen att bibehålla den långsamt växande anammox-populationen [43]. Att kombinera anammox-bakterierna med exempelvis biofilmersprocesser som MBBR eller granuler, har visat sig vara fördelaktigt för bevarandet av biomassan i systemet [43]. Det är också av största vikt att besitta en godtagbar kväveborttagningshastighet. Detta för att uppnå kompakta lösningar vid uppgradering och eftermontering av befintliga avloppsreningsverk [45]. Exakta kväveborttagningshastigheter varierar beroende på temperatur och bakterietillväxt. En pilotstudie på en granulär PNA-reaktor nådde en kväve borttagnings hastighet på 0,22 kg N/m³*d vid 23°C och 0,10 kg N/m³*d vid 13°C [46]. I en annan pilotstudie, där man hade MBBR-biofilmer som innehöll höga mängder anammox-bakterier, nådde man som högst en kväveavskiljningshastighet på 0.13 kg N/m³*d vid 15 °C [45]. Den hydrauliska uppehållstiden (HRT) i samma pilotstudie varierade mellan 2.6 - 6.1 h beroende på temperatur och dagar.

Innan vattnet flödar in i PNA-processen ska det ha renats från organiska ämnen. Detta för att inte få en större population av konkurrerande grupper [40]. Ytterligare en problematik som uppstår är att det kan bildas ett överskott vid produktionen av nitrat. Överskottet av nitrat kräver ytterligare efterbehandling [45]. Ovanstående faktorer kan medföra att det måste skapa plats för mer volym i reningsprocessen. Diskussionen som uppstår är om man sparar yta eller inte med denna typ av lösning för kvävereningsprocessen.

En annan anledning till att implementerandet av processen ute på reningsverken kan vara komplicerad är att det krävs mycket arbete för att få en fungerande process. Det krävs kunnsighet i drift och underhåll vilket sätter krav på arbetarna [44].

4.4.5 Sammanfattning om Anammox

Sammanfattningsvis har en kväverenningsprocess med anammox-bakterier både fördelar och nackdelar. Processen öppnar upp för en ny och effektiv reningsmöjlighet för avloppsvatten. Trots komplexitet i design, drift och underhåll ger processen stora vinster vid optimal drift [44]. Anammox-bakterierna är långsamväxande bakterier, vilket gör att det kan dröja en tid innan den önskade effekten uppnås [42]. Men när populationen väl vuxit till sig är prestandan hög i jämförelse med aktiv slam. Ytterligare en fördel som nämnts är kostnadsfrågan, som är lägre eftersom ingen extern organisk kolkälla behövs. Luftningskraven är dessutom lägre vilket leder till att energianvändningen minskar. Det stora hindret för denna process är att det saknas kunskap för att idag kunna implementera metoden i avloppsvattenrening för huvudströmmen och därför krävs mer forskning [44].

Något som dock ska beaktas är att inget omhändertagande av kväve sker. Denna process, likt aktivt slam, respirerar kvävgas, vilket gör att kväveomhändertagandet resulterar i noll. Dock sker ett större omhändertagande av organiska ämnen, vilket i sin tur kan användas för produktion av biogas [42].

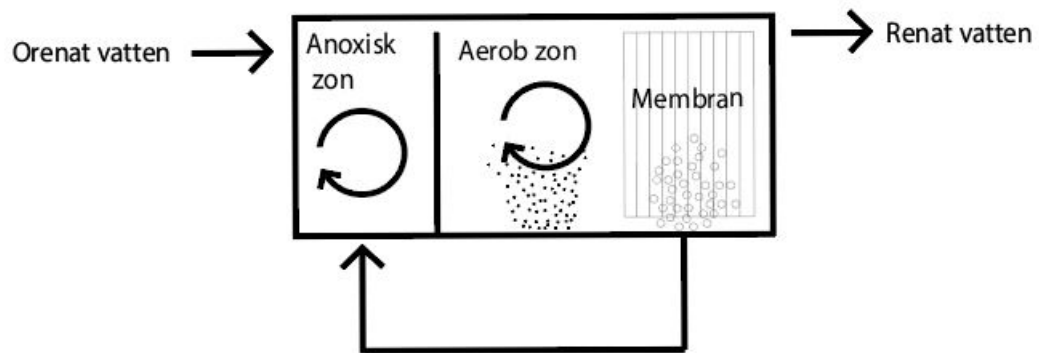
4.5 MBR

Membranbioreaktor (MBR) är en ny kombinerad teknik och har börjat användas mer under de senaste åren. Tekniken består av delar av aktivt slam-processen tillsammans med membranfiltrering [47]. MBR i sig är ett generellt begrepp och det finns många olika versioner av processen [48].

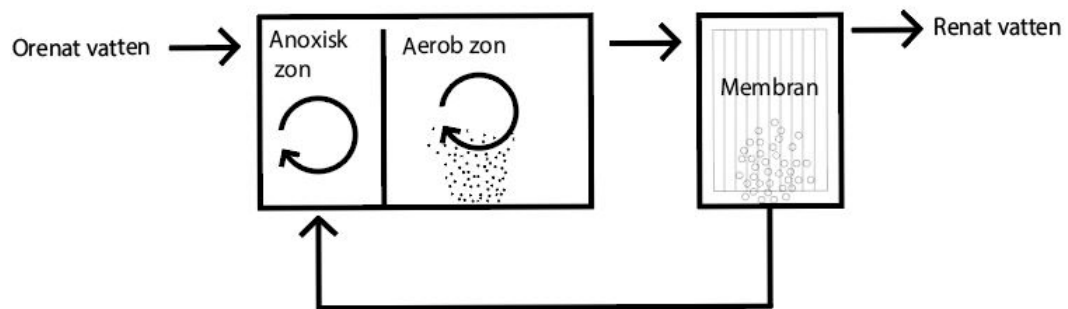
4.5.1 Funktion

Det finns två etablerade membranbioreaktorprocesser: sidestream MBR (sMBR) och immersed MBR (iMBR). iMBR har idag implementerats till en större skala i jämförelse med sMBR som är mer begränsad till mindre system och industrier [49]. Nedan följer figurerna 5 och 6 som illustrerar MBR-processerna.

I iMBR sitter membranet i en tank innehållande slam. Kopplat till iMBR systemet finns en biologisk tank som ofta är uppdelad i två delar, där den ena är anoxisk



Figur 5: Förenklat exempel på en immersed membranbioreaktor (iMBR)



Figur 6: Förenklat exempel på en sidestream membranbioreaktor (sMBR)

och den andra är aerobisk likt det illustrerade i figur 5 [50]. I den aerobiska zonen finns mikroorganismer som är i behov av syre. För att tillgodose mikroorganismernas behov för överlevnad luftas därför den aerobiska delen av tanken med en ström av mindre luftbubblor. På grund av tankarnas storlek krävs omrörning för att hålla igång processen. Tanken som innehåller membranet luftas med större luftbubblor som finns i syfte att hålla membranet rent. Membranet används sedan för filtrering av vattnet innehållande slammet. Det slam som kvarstår efter filtrering går från membranbioreaktorn till den anoxiska delen av den sammankopplade tanken [50]. Denitrifikationen i MBR sker efter att vattnet och slammet har avskiljts från varandra efter att slammet har sjunkit ner till botten. Slammet är berikat med nitrat och går till den anoxiska delen av tanken, där mikroorganismer kan utnyttja nitraten i slammet och bilda kväve. I den biologiska tanken kommer det även in luft för att oxidera ammonium till nitrat [51]. Denna del av tanken är även matad med avloppsvatten. Avfall kommer ut från tanken i syfte att bibehålla en konstant koncentration av mängden solider i tanken [50]. sMBR fungerar på samma sätt som iMBR, men skiljer sig i membranets placering. I sMBR är membranet placerat utanför bioreaktorn, vilket visas i figur 6, medan den är placerad inuti bioreaktorn i iMBR [52], [53].

4.5.2 Membrantyper

Det finns flera olika membrantyper som kan användas inom MBR-processen. Dessa kan underkategoriseras i tre huvudsakliga grupper: flat-sheet membran (FS), hollow fibre membran (HF) och multitube/multichannel (MT/MC) membran. Vilket membran som väljs beror på vilken typ av MBR-process som används [54]. Membranen är gjorda av polymera alternativt keramiska material. Membranen kan ha olika porstorlekar som kan utföra mikrofiltrering, ultrafiltrering, nanofiltrering och reversed osmosis (RO). Med hjälp av RO har membranet förmågan att filtrera partiklar av storleken Daltons (Da). Ett av de huvudsakliga problemen med MBR är att igen-sättning (fouling) sker vid membranet då all massa som inte går igenom membranet ackumuleras och ansamlas på membranets yta. Detta leder i sin tur till ett minskat vattenflöde [48].

4.5.3 Effektivitet och anpassningsbarhet

För att få en uppfattning av processens effektivitet kan hänsyn tas till hur snabb processen är. Detta kan göras med hjälp av värden på slammets uppehållstid (SRT) och vattnets uppehållstid (HRT). SRT innebär levnadstid för det aktiva slammet i systemet medan HRT är den tid det tar för vattnet att passera membranbioreaktorn.

Vilka tider som gäller varierar beroende på membranets design. Vid kommersiella fall, då MBR är implementerat exempelvis kommunalt, är HRT generellt sett kortare än för mindre anläggningar [48]. Dock krävs ett visst HRT då mikroorganismerna behöver tid att växa, men det har även visats att stora mängder mikroorganismer hindrar nitrifikation i slammet. Normalt sett ligger SRT på 5-15 dagar för det aktiva slammet. För att få bort COD och BOD samt oxidera ammonium till nitrat används aerobisk MBR. Dock kan MBR kombinera aerobiska och anaerobiska tankar för att optimera reningen [48].

Eftersom MBR är en biologisk process finns det särskilda förutsättningar som krävs för att mikroorganismerna ska arbeta optimalt. Vilket pH och vilken temperatur som anses optimal beror på vilka mikroorganismer som används för reningsprocessen [48]. Majoriteten av alla mikroorganismer föredrar rumstemperatur och neutralt pH. Termofila förhållanden (temperaturer mellan 40-70°C) har påvisats kunna vara till fördel vid stora mängder COD där det optimala temperatursintervallet för termofila organismer är mellan 50 och 55°C. [48], [55], [56].

4.5.4 Miljö

Mer än 90% av alla näringsämnen som finns i vattnet, inklusive kväve, avskiljs från vattnet i MBR. Kväve tas bland annat bort genom oxidering av ammonium och nitrit med hjälp av mikroorganismer i slammet. Kvävet utvinns därmed inte utan släpps ut i gasform efter att ha omvandlats till kvävgas [48]. Detta kan i sin tur leda till en negativ miljöpåverkan, såsom bidrag till växthuseffekten, på grund av att ämnen såsom nitrat och ammonium ingår i processen vilket kan leda till utsläpp av bland annat lustgas [57]. MBR har för övrigt generellt sett låg miljöpåverkan då det främst är den energi som krävs för omrörning som orsakar den, men detta kan minskas genom välja förnybara energikällor [58]. Dessutom har detta visats kunna minska upp till 95% av de totala växthusgaserna som avges från en MBR.

4.5.5 Underhåll

En av de nackdelar som finns med membranfiltrering är att det krävs rengöring och underhåll av membranen, som under filtreringen kan ansamlas oönskade ämnen på ytan eller täppas igen [48]. Rengöringen av membranen kan antingen göras fysiskt eller kemiskt. Fysisk rengöring görs med hjälp av bakspolning (backflushing) och/eller med hjälp av luftbubblor (relaxation) medan det vid kemisk rening tillsätts en kemikalie, exempelvis natriumhypoklorit. Fördelen med fysisk rengöring är att den är enkel att genomföra och tar endast några minuter. Men vid fysisk rening löper även

membranet mindre risk för att ta skada. Den kemiska reningen utgör en noggrannare men långsammare rening [48].

4.5.6 Energianvändning och kostnader

De huvudsakliga driftkostnaderna kommer från energin som krävs för luftning, pumpning samt omrörning. Det är till detta majoriteten av energin förbrukas [48]. Dock är det svårt att göra uttalanden om energianvändningen gällande MBR-processen då detta varierar beroende på anläggning. Men den är signifikant högre än både granuler och aktivt slam [24].

Hur stor kostnaden för detta blir beror på respektive design av membranbioreaktorn. Andra kostnader som uppkommer är för den arbetskraft som krävs på plats samt membrankostnader samt för eventuella kemikalier såsom citronsyra och natriumoxidklorid som används vid den kemiska reningen av membranen [48]. Membranet kan kosta från 50 uppemot 250 dollar/m² [49]. I flera olika jämförelser har det visats att MBR är mest effektiv gällande rening samt hur mycket plats den tar. I jämförelse med aktivt slam tar MBR upp till 30% mindre markyta [24], [48].

I samma jämförelse som nämnt under MBBR, där jämförelsen gjordes mellan MBR, aktivt slam och MBBR har det visats att MBBR är mindre effektiv än MBR när det gäller hur många procent av olika organiskt material som renas [39]. Dessutom bidrar MBR till en större miljöpåverkan och kostar mer i jämförelse med MBBR. I samma jämförelse mellan aktivt slam, MBR och MBBR har det visats att MBR och MBBR är mer effektiva i att rena det totala kvävet, TN, och totala fosfor, TP. För TSS kunde MBR rena hela 99,6%, i jämförelse med aktivt slam som endast renade 66%. Installationen av ett småskaligt MBR system kostade 366 153 euros mer än aktivt slam för en MBR med kapaciteten 100-2500 m³/d. För MBR stod membranutbytet för 2,4% av energikostanderna för ett membran med en livslängd på 10 år, underhåll och reparering stod för 19,5%, dock hade MBR ett högre SRT vilket leder till mindre slamdeponering. För underhållskostander kostar aktivt slam 1,41 euros/m³ medan MBR kostar 1,05 euros/m³.

4.6 Alger

Kultivering av alger och cyanobakterier för produktion av biobränslen är ett område som är på framfart. Processen kräver tillsats av näringsämnen, ofta i form av kemiska eller organiska gödningsmedel, energi och vatten [59]. Avloppsvatten innehåller

många av de nödvändiga näringsämnena, vilket gör det attraktivt att använda för kultivering av både ekonomiska skäl och för en minskad miljöpåverkan.

4.6.1 Funktion

Möjligheten att använda alger och cyanobakterier, som tillsammans kallas för mikroalger, för rening av avloppsvatten grundas i dess förmåga att använda organiskt och oorganisk kol och kväve, samt även oorganiskt fosfor för tillväxt. Detta resulterar i en minskad koncentration av dessa ämnen i avloppsvattnet [59]. Samtidigt som mikroalgerna konsumerar oönskade ämnen och koldioxid så producerar de syrgas genom fotosyntes som kan användas av heterotrofa bakterier för biologisk nedbrytning av kolrika föreningar. Det finns risk för att algala patogener som protozoer, svampar och vissa sorters bakterier följer med i avloppsvattnet och även att de tävlar om resurser som kan påverka tillväxten av algerna [59]. Med rätt bakterier kan dock en mutualistisk relation med mikroalgerna skapas, där algerna använder den koldioxid som producerats genom bakteriernas heterotrofa metabolism av organiska föreningar, samt de oorganiska föreningar som produceras av bakterierna [60]. Att odla mikroalger och bakterier tillsammans kan man kalla en alg-bakterie samkultur. Förmågan hos en alg-bakterie samkultur att även metabolisera fosfor från avloppsvattnet gör att man kan rena både kväve och fosfor i samma steg, så att komplexiteten och energianvändningen för hela reningsprocessen minskar [61], [62].

Processen av rening med mikroalger och vidare produktion av biobränslen från biomassa består av fyra större steg: kultivering, separation av biomassa, torkning av biomassa samt utvinning av lipider. Det finns olika metoder för att utföra de olika stegen och de olika metoderna har fördelar och nackdelar [59]. Metoderna kan därför anpassas för att uppnå de egenskaper i reningsprocessen som eftertraktas i olika fall. Kultiveringssteget är där reningen utförs, vilket sker genom att mikroalgerna metaboliserar näringsämnena i avloppsvattnet. Vanliga metoder för kultivering är High Rate Algal Ponds (HRAP) eller Wastewater Stabilization Pond (WSP) som använder sig av dammar med mikroalgekulturer i [59], [60]. Kultiveringen kan även ske i rektorer och då används fotobioreaktorer som tillåter mer kontrollerad justering av parametrar kring reningen, men som är mer kostsam att driva. Med fotobioreaktorer har man uppnått en reningsgrad av kväve på 69-83%, fosfor på 85-100% och COD på 66-80% [63]. I en HRAP har man uppnått en reningsgrad av NH_4^+ på 77-92% och 68-82% fosfor [64]. De näringsämnena som tas upp av algerna används sedan i produkterna som utvinns från processen. Mikroalgerna kan antingen blandas fritt i avloppsvattnet, alltså att de är suspenderade, eller så kan de vara immobiliserade på

antingen en rörlig yta som en biofilm eller fångade i en gel i vattnet [60].

Processen kräver mycket yta då mikroalgerna behöver solljus för att växa. HRAP kräver beroende på djup 17 till $26m^2$ för att rena $1m^3$ per dag, vilket är mycket yta relativt dagens metoder [60]. Alla metoder som använder dammar tar upp mer yta än de som använder fotobioreaktorer. Detta gör därför bioreaktorerna mer attraktiva att använda då det finns begränsat med yta. HRT för processen är lång relativt andra processer och är vanligtvis 4-10 dagar [65]. Kultiveringssteget är för det mesta självgående, kräver begränsad översikt och medför få risker för personer som arbetar med processen [66].

Separation av biomassa från vattnet är med nuvarande tekniker kostsamt och är en av anledningarna till att processen inte används mer inom industriell vattenrening [59]. Detta är även en faktor som ökar processens energibehov som annars är låg relativt dagens reningsprocesser. Metoder som används för detta är bland annat koagulering-/flockulering eller sedimentering. Torkning av biomassan kan sedan utföras genom filtrering, användning av en bältpress eller centrifugering. Utvinningen av lipider kan utföras genom flera metoder men en av de vanligaste är genom användning av kemiska lösningsmedel [59]. Lipiderna kan som nämnt sedan användas som biobränsle, men även som gödningsmedel och mat till boskap [67].

Vid kultiveringen finns det några signifikanta biotiska och abiotiska faktorer som påverkar effektiviteten av reningen. Dessa är: ljus, pH, temperatur, bakterier och uppsättning av näringsämnen i vattnet [59], [60]. Mängden ljus och ljusets intensitet har en påverkan på tillväxt, reproduktion och konsumtion av näringsämnen i vattnet. Mer ljus tillåter de fototrofa mikroalgerna att utföra fotosyntes, vilket ökar produktionen av energirika föreningar som kan användas av cellerna och gynnar de tidigare nämnda aspekterna. PH har både en effekt på konsumtion av näringsämnen och på aktiviteten av bakterier [60]. Olika mikroalger har visat sig ha olika optimala pH-intervall för konsumtion av näringsämnen, men generellt sett ligger det mest gynnsamma pH-värdet runt 6.5-7.5 [68]. Mikroalgerna assimilerar oorganiskt kol och om detta konsumeras snabbare än vad som tillförs kan pH öka till över 9. I den miljön försämras tillväxten och vissa funktioner hos bakterier som lever mutualistiskt med mikroalgerna [59].

Temperatur har en signifikant påverkan på mikroalgernas produktivitet. Olika arter av mikroalger har olika temperaturer där de är som mest produktiva. Oftast ger en högre temperatur(20-30°C) också en högre produktivitet [60]. En forskningsstudie

har utförts på inhemska algarter från norra Sverige där de tilläts växa i 5 och 15°C och jämfördes med samling arter från södra Sverige [69]. Det visade sig att arterna från norra Sverige renade en större andel kväve och fosfor under samma tidsintervall än artsamlingen i den södra delen av landet. En annan studie visade också att då mikroalger kultiverades under vinterförhållanden (6-20°C) kunde en ökad reningsgrad, biomassaproduktivitet, tillväxthastighet och även ökat lipidinnehåll noteras [68]. Bakterier kan ha som tidigare nämnt en mutualistisk relation med mikroalgerna och de båda kan gynna varandra under kultivering för en snabbare rening [60]. Reningen fungerar som bäst när förhållandet mellan de tre primära näringsämnena kol, kväve och fosfor i vattnet stämmer med det som den specifika algarten som används behöver. Olika algarter kräver olika förhållanden. De skiljer sig även i förhållandet mellan näringsämnena för mycket eller om det finns en för liten tillgång till något näringsämne så minskar mikroalgernas tillväxt och förmåga att rena vattnet [60].

Då rening med alger gynnas av både mycket ljus och hög temperatur lämpar sig processen bäst att användas i klimat med dessa förutsättningar [60]. Som tidigare nämnt finns det flera olika lösningar som minskar effekten av avsaknaden av dessa faktorer och gör den mer flexibel i mindre gynnsamma klimat. På grund av dessa faktorer kommer även effektiviteten av reningen variera med olika årstider där den är som mest effektiv under sommaren.

4.6.2 Kostnader

Olika metoder för kultiveringen av mikroalger för med sig olika kostnader. Implementering av processer som använder sig av alger är kostnadseffektiva jämfört med dagens metoder men skiljer sig beroende som man använder dammar eller fotobioraktorer [59], [67]. Dammar är både billigare att driva och implementera än fotobioraktorer och driftkostnaderna är generellt låga för rening med alger. En noterbar kostnad är dock separationen av biomassa från det renade vattnet från en annars kostnadseffektiv process. Från processen erhålls flera möjliga produkter som går att säljas, vilket sänker den totala kostnaden och potentiellt kan helt täcka kostnaderna för processen vid rätt förutsättningar [59].

Reningsprocesser som använder alger kan och har implementerats på reningsverk i andra länder än Sverige. Processen har visat sig fungera men finns flera steg och aspekter i processer som använder alger som kan optimeras för att göra det till en mer attraktiv reningsprocess för marknaden [59].

4.7 Urindelare

Näringsämnen som följer med avloppsvattnet kommer till största del från urinen. Från urinen kommer cirka 80% av all kvävet och minst 50% av all fosfor till avloppsreningsverket [70]. Urin innehåller även andra näringsämnen som till exempel kalium [71]. Trots det stora innehållet av näringsämnen, utgör urinen endast 1% av volymen på det inkommande vattnet. Urin fungerar utmärkt som gödningsmedel. Med låga halter av tungmetaller och patogener blir det en lättillgänglig och bra näring för odling. Urinsortering har därför väckt ett stort intresse bland forskare. Målet med urinsortering är att försöka hitta ett sätt att omhänderta urin och inte låta ämnet beblanda sig med resterande avloppsvatten. Urinsortering öppnar upp möjligheterna till ett kretslopp av näring där man samtidigt minskar utsläpp av övergödande ämnen [70]. Det finns även ett behov att minska beroendet på import av växtnäring, för att främja en hållbar livsmedelsförsörjning [72].

De generella urinsorterande toaletterna har två fack. I den främre delen av toaletten sitter facket för urinen och det bakre facket är till för fekalier [73]. Grundidén var att från det främre facket, där urinen spolats ner, leda ett rör ner till en tank på fastigheten. Tanken kan antingen vara nedgrävd eller placerad i en källare/krypgrund. En tömning en gång per år för tankar omkring $3m^3$ brukar stå som standard [73]. Med andra ord fås en toalett med två utlopp. En urinsorterande toalett ses kunna implementeras i alla hushåll och är inte konstigare än vilken annan toalett som helst [73].

Nackdelen för denna typ av utformning på urinsorterande toaletter är att de kräver dubbla ledningsnät, uppsamlingstankar som tar volym och särskilt toalettstolar. För att skapa lönsamhet krävs även en viss volym för uppsamlingsplatsen och spridningen i jordbruket. Det har därför setts mer effektivt att installera urinsorterande toaletter i system med fler aktörer. Andra hinder som upptäckts är att det uppkommer stopp i ledningarna och bakåtsugning. Dessa typer av problem kan kosta att åtgärda. Det kan även förekomma en viss lukt vid toaletterna och vid uppsamling av tankarna vid tömning. Detta har medfört att byggföretag har tvekat kring implementering av urinsorterande toaletter och spridningen har avstannat sedan 1990-talets pilotprojekt [74].

Modern forskning har dock gjorts på olika håll om urinsorterande toaletter. En systemlösning som har utvecklats av SLU, Sveriges lantbruksuniversitet, beskriver en urinsorterande toalett med tillhörande torkkammare. Väl inne i torkningskammaren, använder man bland annat biokol som torkmedium och värmer med luft från

fastighetens ventilationssystem. En mix av torkat urin och biokol, med utseendet som ett vitt pulver blir slutprodukten [72]. Under torkningsprocessen inaktiveras bakterier och virus och växtnäringen blir både säker och lagringsbar [75]. Systemet ses kunna behandla upp till 6 liter per dag, vilket förhåller sig till mellan 25 - 30 spolningar [75].

För att möjliggöra en separation av urinet från det resterande avloppsvattnet har det uppkommit olika tekniska lösningar. Några forskare har implementerat "tekanna-effekten" som en lösning [76], [77]. Forskarna beskriver en metod där urinet rinner ner med hjälp av ytspänningen, i en liten ficka i toalettens botten. Fickan har forskarna valt att benämna som "urinfälla". Detta ses som en lågteknologisk gömd innovation och kräver inget omfattande underhåll i jämförelse med vanliga toaletter [77].

Att implementera urinsorterande toaletter som ett tillskott i det komplexa avloppsvattensystemet är både fördelaktigt och resursanvändbart [78]. I dagsläget är dock den diskuterade urinsorterande toaletten från SLU ny forskning [72]. Detta medför att den troligtvis är dyr. Med andra ord är implementeringskostnaderna för just den urinsorterande toaletten alldeles för stora i dagsläget för privatbruk. Kompetensen för nyttjandet av toaletten är inte mer komplicerad än en vanlig toalett. För brukaren ska det inte vara mer än att trycka på spolningsknappen och tömma toaletten på det vita pulvret. Tömning av det vita pulvret görs endast några få gånger per år [72]. Ytterligare en fördel är att toaletten inte kräver några extra ledningar som tillkommer, vilket underlättar installation i både nya och gamla fastigheter [75]. Toaletten har dock inte implementerats ännu ute i samhället. Under 2021 - 2022 installeras de första två toaletterna i stadsutvecklingsområdena Brunnshög i Lund och Sege Park i Malmö [75], [79]. Därför är det viktigt att beakta att det kan dyka upp nya problem som inte tas hänsyn till det här arbetet.

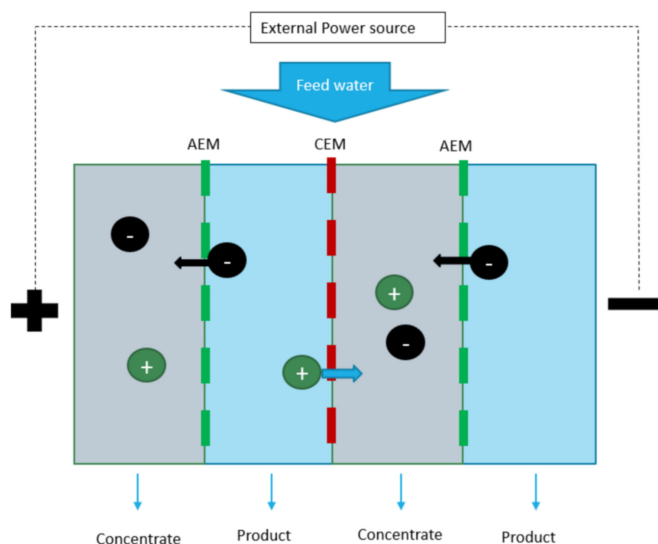
Avslutningsvis ligger det största hindret för implementering av den urinsorterande toaletten i den tekniska mognaden. Hur tillmötesgående samhället och privatpersoner är till att ändra sina vanor kan också ses som en svårighet. Det finns många aktörer som spelar roll i om detta kommer bli en lika generell resurs som dagens toalettstol är [74]. De stora drivkrafterna är att avlasta avloppsvattenreningsverk, återföra återföringen av växtnäring och minska klimatpåverkan och miljöbelastningen [80].

4.8 Elektrodialys

Elektrodialys (ED) är en elektrokemisk separationsprocess som använder membran som tillåter jonbyte som en kraft för att gynna separation av joner från ett flöde [81]. Processen introducerades runt år 1960 för att separera salter från vatten och ansågs vara en kostnadseffektiv metod som också fungerade väl vid låga temperaturer [82]. För strax över två decennier sen började ett intresse för att använda processen inom rening av avfalls- och avloppsvatten. Sedan dess har det uppkommit några kommersiella applikationer, utförts flera pilotstudier och hundratals test i laboratorier [83].

4.8.1 Funktion

Metoden fungerar genom att placera elektroder på varsin sida av flödena och att mellan dem placera alternerande anjon- och katjonbytarmembran [84]. Mellan membranerna skapas då också alternerande strömmar av koncentrat och av vattnet som renas, vilket illustreras i figur 7. De negativt laddade anjonerna från inflödet migrerar mot den positivt laddade anoden, medan de positivt laddade katjonerna migrerar mot den negativt laddade katoden. Membranerna är selektiva, vilket gör att anjoner endast kan migrera över anjonbytarmembranen och hindras av katjonbytarmembran, och katjoner vice versa. Laddade grupper som är kovalent bundna till membranerna är det som tillåter selektiviteten. Detta leder tillslut till att salthalterna i inflödet minskar och istället ökar i det koncentrerade flödet, som kallas för koncentrat [84].



Figur 7: Schema över en elektrodialysprocess. Strömmarna som illustreras är inflöde, produktvattnet och koncentratet. AEM är anjonbytarmembran och CEM är katjonbytarmembran [85]. CC-BY

Appliceringar av processen har åstadkommit avskiljning av NH_4^+ från avloppsvatten med en reningsgrad på mellan 75-87%. ED har även möjligheten att ta bort andra kväveföreningar, som ammoniak och föreningar som innehåller fosfor och kalium [86]. Reningsgraden för föreningar med fosfor har uppmäts till allt från 60 till 75% [81], [83]. ED har även visat möjlighet att ta bort metalljoner från avloppsvattnet, som till exempel olika joner och föreningar av järn [86]. Då ED själv inte kan omhänderta lösta solider och mikroorganismer förbehandlas vattnet ofta med mikrofiltrering (MF). I en testanläggning där MF använts i samband med ED uppnåddes rening av 83% BOD och 40% COD[83]. Kapaciteten för processer som använder ED skiljer sig mellan verk och som exempel har ett verk med en kapacitet på 47 320l/h [87].

Olika metoder som använder principen av elektrodialys har tagits fram då de i olika situationer för med sig fördelar och då bättre kan användas tillsammans med andra reningsmetoder[83]. Exempel på vanligare ED-processer är bipolar membrane electrodialysis (BMED), selective electrodialysis (SED) och reverse electrodialysis (RED). BMED har använts tillsammans med struvit (se avsnitt 4.11) och då främst för att alkalisera vattnet och därmed gynna struvit processen[83]. ED har även använts tillsammans med struvit och senare i processen även ammoniumstripping (se

avsnitt 4.10) för att koncentrera mängden fosfor i strömmen in till processen, vilket ökade reningsgraden för processen där 96-100% av ammoniak och 86-94% av fosfatet kunde separeras [88].

4.8.2 Energi och drift

Energikonsumtionen för processen är låg, den konsumerar under drift 5.5 kWh/m^3 [81]. Koncentratet som bildas från ED kan direkt användas som gödningsmedel, vilket kan anses vara en effektiv användning av näringsämnena från avloppsvattnet [89]. Utöver gödningsmedel finns ambitioner att använda koncentratet och omvandla det till användbar energi [90]. ED släpper under bruk ut inga eller eventuellt lite växthusgaser och är en process som ska vara enkel att arbeta med under drift [84], [91], [86]. ED är tålig när det kommer till förändringar i salthalt och temperatur för vattnet i inflödet. Processen kan fungera från åtminstone 10°C upp till 50°C , men är effektivast vid högre temperaturer. Högre salthalt ger en sämre reningsgrad men fungerar ändå i omständigheterna [87], [84]. En arbetsrisk som tillkommer vid arbete med processen är vid rengöringen av membranen vilket görs på grund av fouling. Vid rengöringen används kemikalier som kan vara måttligt farliga om de hanteras fel. Processen är för det mesta självgående och därmed är kompetensbehovet hos de som arbetar med metoden låg. Vid rening av membranen krävs det dock personer med rätt kompetens då det finns risk att permanent skada membranen [87].

4.8.3 Ekonomi

Ekonomiska kostnader för processen kan delas upp i kapitalkostnader och driftkostnader. De största kapitalkostnaderna kommer från inköp av pumpar, elektroder och membran [81]. Dessa tre faktorer bidrar med ungefär lika stora kostnader och är höga relativt andra processer [84], [81]. Vad som påverkar driftkostnaderna är energi, pumpande av vätskor, personal och underhåll. Kostnaderna här faller främst på pumpandet då det står för runt 85% av de totala driftkostnaderna [81]. Driftkostnaden är relativt låg jämfört med andra reningsmetoder och liknar den av separationsprocessen forward osmosis, som ligger runt $0.8 \text{ $/m}^3$ renat vatten [86], [81]. Inga värden finns för det ekonomiska värdet av produkten men den borde teoretiskt kunna säljas för att sänka den totala kostnaden för processen.

4.8.4 Utmaningar

Den största utmaningen med processen har varit igensättning (fouling) av membranen över tid. Anledningen till detta är att det finns makromolekyler, kolloider

och oorganiska ämnen som fastnar på membranen under reningen [84]. Detta leder till ökad energikonsumtion och resistans över membranet, samtidigt som jonernas förmåga att migrera över membranet och membranets livslängd minskar. Att byta membran är kostsamt och lösningar tas fram för att minska effekten av fouling. En av lösningarna som studerats har varit användandet av reverse electrodialysis (RED). Metoden fungerar som ED, men periodvis byts elektrodernas polariteter och tillåter påväxter på membranet att släppa och migrera i motsatt riktning [81]. Kontinuerlig rengöring har även testats och har visat effekt där membranen nästan helt återfått sin originella konduktivitet. Andra utmaningar för ED är kapitalkostnaderna som är relativt höga för processen och att metoden själv inte kan ta bort organiskt material [84]. Trots dessa utmaningar bedöms metoden kunna få en bredare användning på marknaden inom en snar framtid [83].

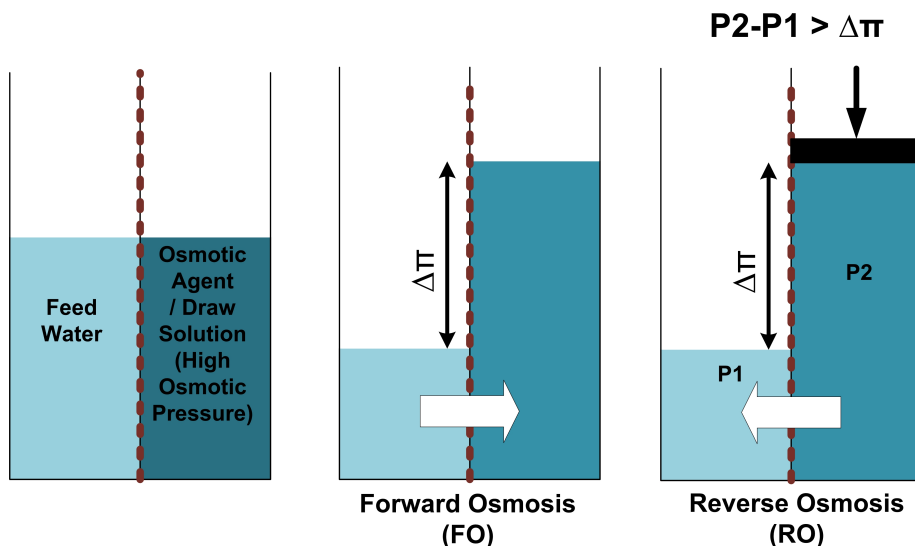
4.9 Forward osmosis

Forward osmosis (FO) är en relativt ny vattenreningsmetod som fått allt mer uppmärksamhet under de senaste åren [92]. Metoden baseras på att ett membran används för att extrahera rent vatten från förorenat. Förutom avloppsvatten från hushåll kan även industriellt avloppsvatten, lakvatten och rejektivatten renas [93]. Drivkraften för att rena vatten genom membranet bygger på den osmotiska tryckskillnaden som uppstår över membranet [94]. Det finns flera fördelar med att använda FO för att återcirkulera näringsämnen, som god avskiljning av salter, litet energibehov eftersom ett lågt hydrauliskt tryck krävs då det osmotiska trycket driver reningen, bra kvalitet på det renade vattnet samt låg igensättningsbenägenhet i jämförelse med andra system [95], [96], [97]. Tekniken har dock endast testats i labbskala eller i mindre pilotstudier ännu, så mer forskning krävs för att bedöma hur väl FO kan passa för fullskalig implementering i avloppsreningsverken [96].

4.9.1 Funktion

Reningen av vattnet sker genom att vattenmolekyler tränger igenom ett semipermeabelt membran, vilket illustreras i figur 8. Membranet släpper igenom vattenmolekyler, medan andra molekyler och joner som är lösta i vattnet avvisas [94]. Detta leder till att man på ena sidan av membranet får en renad vattenlösning, medan det på andra sidan genereras en lösning som är koncentrerad med avseende på näringsämnen och andra föreningar. Det osmotiska trycket som utgör drivkraften för reningen genereras av att det på ena sidan av membranet finns en inflödeslösning i form av någon sorts avloppsvatten och på andra sidan en lösning med lägre vattenkoncentration, så kallad draglösning. Den osmotiska tryckskillnaden mellan de två lösningarna är

vad som får vatten att flöda genom membranet [93], [94]. Alltså behöver ingen energi tillföras processen för att reningen ska ske. FO nämns ofta tillsammans med en annan reningsmetod som bygger på samma princip: reverse osmosis eller RO. Skillnaden mellan FO och RO är på vilket håll som vattnet passerar membranet. Även detta illustreras i 8. I RO går det emot det naturliga osmotiska trycket som uppstår på grund av koncentrationsgradienten, vilket kräver energi [98]. Avsaknaden av ett sådant energibehov är en av de faktorer som gör FO så attraktiv [99].



Figur 8: Funktion av forward osmosis och reverse osmosis, från [100]. Omarbetad med tillstånd.

4.9.2 Förutsättningar och begränsningar

Metoden är väldigt mångsidig då det finns möjlighet att kombinera olika sorters membran med flera olika sorters draglösningar [96]. Både val av membran och draglösning spelar stor roll för utfallet på reningen. Membranet kan ha en ytladdning som påverkar vilka joner som avvisas från det eller inte [96]. Eftersom ammoniak är en liten, oladdad molekyl kan den i större grad än dess laddade jonmotsvarighet ammonium tränga igenom membran. På grund av detta är det önskvärt att syra-basparet ammonium/ammoniak främst återfinns i form av ammoniak i vattenströmmen som ska renas. Därmed blir pH i strömmen en viktig faktor för avskiljningen av näringsämnen. Hur mycket kväve som avskiljs i processen varierar mycket beroende på

vilka processbetingelser separationen sker under. Kväveavskiljningsgrader på mellan 60-90% har noterats vid olika försök [96]. Även andra näringsämnen som fosfor kan i hög grad separeras från vattnet. Reningsgrader på över 90% har noterats [96].

Då vattenmolekyler och ammoniumjoner har ungefär samma storlek och polaritet kan det uppstå problem vid rening av avlopps- och rejektivatten då båda dessa föreningar kan passera genom membranet [96], [97]. Det blir därför viktigt att välja membran som är NH_4^+ -N-selektiva för att kunna avskilja näringsämnen. En annan möjlig lösning på problemet som har studerats är att ytbehandla membranet så att det får en positiv yta och det därmed uppstår en elektrostatisk repulsion av ammoniumjonerna [96].

Trots att metoden har visat sig ha en låg igensättningsbenägenhet kan det uppkomma en viss påväxt och/eller ansamling av föroreningar på membranet och därför krävs viss förbehandling för att undvika detta [96]. Det kan också förebyggas genom att välja betingelser som minimerar graden av igensättning hos membranet. En sådan faktor som påverkar temperatur över membranet är temperatur hos vattenströmmen. Högre temperaturer ger ett högre flux över membranet, vilket sker till följd av minskad viskositet och ökad diffusivitet hos vattnet. Igensättning av membranet sker när koncentrationen av vissa ämnen är så hög att de kan bilda fällningar. Då ett ökat vattenflux även ger snabbare koncentrerings av ämnen på membranet är detta något som kan leda till en accelererad igensättning av membranet [99]. Dock har försök med havsvatten som draglösning har visat att påverkan på membranets genomtränglighet från smuts som ansamlas på membranet är liten, men att avskiljningen av näringsämnen var obetydligt påverkad av igensättningen [96].

Används andra kemikalier än havsvatten som draglösning krävs någon sorts separationsoperation som efterbehandling för att återkoncentrera draglösningen för fortsatt användning samt för att generera renat dricksvatten. Detta är något som kan göra FO-metoden mer kostsam eftersom att det då krävs att energi tillförs [96]. Eventuellt energibehov för att återkoncentrera draglösningen, inköp av kemikalier för draglösning samt behandling och -underhåll är faktorer som påverkar driftskostnaderna för FO. Dessa kostnader varierar med val av draglösning och membran [93]. Med lämpliga val av draglösning och återkoncentreringsmetod kan FO bli en ekonomiskt och tekniskt hållbar metod [101].

4.9.3 Energi och miljö

Forward osmosis som reningsmetod har visat sig ha betydligt lägre utsläpp av växthusgaser än andra tryck- eller temperaturbaserade reningsprocesser [102]. Därmed har FO blivit att föredra framför RO. Metoden står dock oftast inte ensam [93], så för att säkerhetsställa låga utsläpp totalt sett är det viktigt att de ytterligare reningssteg som FO kopplas ihop med drivs med energi som genererar låga utsläpp.

Med FO är det möjligt att minska COD i avloppsströmmen med 80-95% [102]. Jämfört med aktivt slam genereras både en större volym slam, samt att det i och med avskiljningsgraden som nämnts ovan innehåller en högre andel organiskt material. Detta gör det möjligt att producera en större mängd biogas genom att slammet rötas. Rötningen kan, förutom att producera energi i form av biogas, även generera värme som kan också användas på reningsverket [96]. Även det osmotiska trycket över membranet skulle kunna generera energi, men detta kräver speciella egenskaper hos membranet [94].

4.9.4 Framtidsutsikter

FO har även potential att användas för att avvattna rejektivattenströmmar från rötnings- och filterprocesser [96]. Då kan det genereras ett näringsrikt slam, som är möjligt att använda som gödningsmedel. Ekonomisk analys på de system som testats tyder på att vinsten från det gödningsmedel som kan produceras skulle kunna täcka de totala kostnaderna för reningssystemet [95]. De ovan nämnda möjligheterna är dock ännu endast teoretiska, ytterligare tekno-ekonomiska studier krävs för att utvärdera hur FO kan användas i full skala i reningsverk.

Det finns även möjlighet att FO i framtiden kan ersätta den biologiska reningen samt sedimenteringstanken i dagens traditionella reningsverk, men även detta skulle behöva undersökas ytterligare innan implementering [96]. I nuläget kan FO användas för att generera rent vatten samtidigt som avloppsvattenströmmen koncentreras. Från den koncentrerade strömmen kan det sedan utvinnas näringsämnen eller energi med hjälp av andra metoder, men FO är inte en fullständig metod för både rening och återvinning i sig själv [96]. Implementeras FO som ett steg i reningen eller som funktion i andra reningsanläggningar finns det indikationer på att dessa kan bli mer kostnadseffektiva än tidigare [101].

Förutom på reningsverk finns potential för att FO skulle kunna användas på rymdresor just på grund av metodens höga vattenåtervinningsgrad, låga energibehov samt

låga underhållsbehov [101].

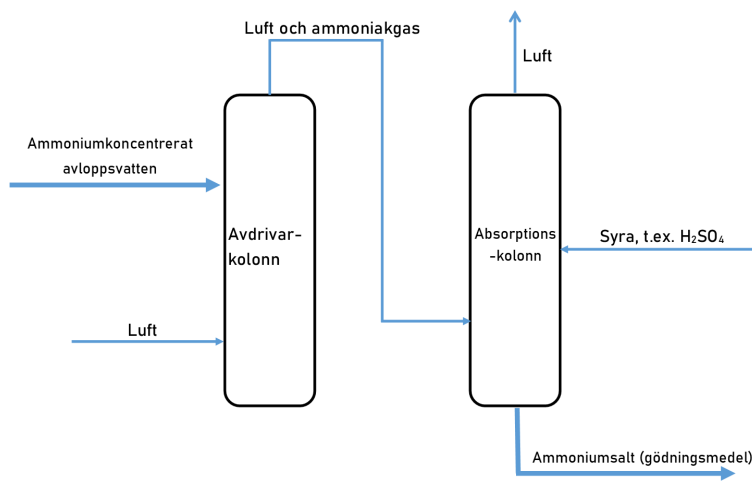
4.10 Ammoniumstripping

Ammoniumstripping är en fysikalisk-kemisk process som används för att avskilja ammonium från vatten. Processen lämpar sig för strömmar med hög ammoniumkoncentration, så som rejektivattenströmmar från slamavvattning [103]. Som tidigare nämnt existerar kväve i avloppsvatten både som ammonium, NH_4^+ , och ammoniak, NH_3 [104]. Ammonium och ammoniak utgör ett syra-bas-par där ammoniak dominerar vid högre pH-värden samt temperaturer över rumstemperatur. Ammoniaken i vätskeströmmen strippas av till en luftström [95]. Därefter kan den absorberas till en lösning av syra, varpå ett vattenlösligt ammoniumsalt bildas [104]. Strippingprocessen har potential att avskilja upp mot 98% av ammonium i en avloppsvattenström, men i praktiken brukar endast runt 80-90% separeras ut för att minska driftskostnaderna [105]. Produkten som bildas kan användas som gödningsmedel och får en hög renhet.

Då processen bäst lämpar sig för flöden med höga kvävekoncentrationer krävs ofta att avloppsvatten som ska gå genom processen behandlas med en annan reningsmetod för att koncentrera avloppsströmmen innan den ska strippas [104]. Strippingprocessen är även känslig för exempelvis fasta suspenderade partiklar, så sådana måste också avskiljas i en föregående process innan strömmen förs in i kolonnerna [104].

4.10.1 Funktion

Systemet består av två kolonner, en avdrivarkolonn och en absorptionskolonn, och ett slutet luftsystem [104]. Detta illustreras i figur 9. Luft flödar genom avdrivarkolonnen till absorptionskolonnen. Processen kontrolleras ofta av ett förbestämt pH-värde och det producerade ammoniumsaltet förs bort för att bibehålla en drivkraft för absorption av ammoniak till syralösningen [104]. Den kontinuerliga tillsatsen av koncentrerad syra till den återcirkulerade lösningen samt det ständiga bildandet av ammoniumsalt genererar värme, vilken kan användas för att höja temperaturen i de båda kolonnerna. PH och temperatur på vätskeströmmen bestäms så att jänvikten drivs mot ammoniak och massöverföringshastigheten från vatten till luft höjs [104]. För att höja pH i vattenströmmen kan kalk eller natriumhydroxid tillsättas. Av dessa två är kalk vanligast [106]. De basiska kemikalierna utgör en stor del av driftskostnaderna. Därmed blir prissättningen på dessa är en viktig faktor för att bedöma strippingprocessens konkurrenskraft gentemot dagens biologiska processer [104].



Figur 9: Förenklad bild av flödena i ett ammoniumstrippingsystem

Ammoniumsulfat, som erhålls vid absorbtion till svavelsyra, kan användas som gödningsmedel [95], och är därmed ett sätt att återanvända kvävet från avloppsvatten. Det är även möjligt att tillverka andra ammoniumföreningar beroende på vilken syralösning som används i absorptionskolonnen [104]. Syran som väljs avgör vilket ammoniumsalt som bildas. Svavelsyra är det billigaste alternativet och därmed även den mest frekvent använda syran. Valet av syra beror på lokal och regional efterfrågan för olika slutprodukter och vilken vinst de kan ge. Produkten som erhålls vid användning av svavelsyra, ammoniumsulfat, är den dominerande på marknaden, vilket beror på kemikaliekostnader och efterfrågan.

Metoden finns i bruk i större skala på ett antal anläggningar och det finns indikatorer på att kapitalkostnaderna för sådana anläggningar är lägre än för andra biologiska aktivt-slam-processer för kväverening, men det beror delvis på vilken metod som används för att höja pH-värdet [95], [105]. En av de mest välkända anläggningarna är VEAS utanför Oslo. Anläggningen har varit i bruk sedan 1998 och förutom att vattnet renas på anläggningen så produceras även ammoniumnitrat [104].

4.10.2 Vestfjorden Avløpselskap (VEAS)

På VEAS är det rejektivattnet från slamavvattningen som används vid stripping-processen [107]. Reningsverket tog år 2012 emot avloppsvatten från över 650 000 personer i området kring Oslo [106]. Processen börjar med att släckt kalk tillsätts till slam från reningsverkets rötningsanläggning. Detta görs både för att underlätta avvattningen av slammet, men även för att höja pH-värdet inför strippingen. Slammet avvattnas både mekaniskt, i en kammarfilterpress, och termiskt, i en vakuumtork. Filtratvattnet toppmatas därefter till avdrivarkolonnen. Vattnet möter cirkulationsluften i kolonnen och ammoniak överförs från vätskeströmmen till luftströmmen. Luftströmmen med ammoniakgasen plockas ut från kolonnens topp och matas in i botten av absorptionskolonnen. Där möter gasströmmen en ”dusch” av salpetersyra, HNO_3 , och recirkulerad ammoniumnitrat. Ammoniakgasen absorberas av syralösningen och ammoniumnitrat bildas. Ammoniumnitratet plockas ut från botten av absorptionskolonnen [106]. Strippinganläggningen hos VEAS producerar varje år 4000 ton kvävelösning som kan användas som antingen gödsel eller som industriell råvara [107].

4.10.3 Kostnader

Det finns indikationer på att kväverening med ammoniumstripping kan vara billigare än dagens reningsprocesser [95]. Det kan dock variera beroende på vart och under vilka förhållanden reningen sker [105]. Val av kemikalier och metod för ökning av pH är två faktorer som påverkar kostnaderna i hög grad. Medan en strippinganläggning för kväverening i Eslöv lade ner på grund av att den inte var lönsam visade kostnadsberäkningar för VEAS från 1999 att kostnaden för ammoniumstripping endast utgjorde 55% av kostnaden för biologisk rening [106]. Beräkningarna för detta baserades på driftskostnader och inte kapitalkostnader. Driftskostnaderna för en strippinganläggning som den utanför Oslo beror på energibehov, förbrukning av salpetersyra och förbrukning av saltsyra för underhåll [106]. Kapitalkostnaderna kan antas vara relativt låga jämfört med de för dagens reningsprocesser [105]. Dock, i och med att det erhålls en produkt som kan användas som gödsel, reduceras kostnaderna för anläggningen i helhet då ammoniumnitratet, eller annat ammoniumsalt, säljs vidare [106].

Mer avancerade, nya biologiska processer så som anammox är fortfarande ofta billigare än ammoniumstripping, men det beror på vilken teknik som används [105]. Trots detta skulle strippingprocesser i framtiden delvis kunna ersätta nitrifikations- och denitrifikationsstegen som används för rening i dagens reningsprocesser. Detta då

metoden besitter en god förmåga att reducera lukt och smutspartiklar samt genererar en produkt som kan säljas på marknaden. Framförallt kan detta vara fördelaktigt i regioner där det finns en efterfrågan på kväve. Om en försäljning av det ammoniumsalt som bildas är möjlig kan den, under optimala processbetingelser, generera inkomster som har potential att täcka driftkostnaderna för anläggningen [105].

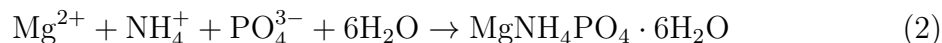
4.10.4 Framtidsutsikter

Ammoniumstrippingprocesser där en produkt som kan användas för gödning genereras har potential att implementeras ännu mer i framtiden. Om eventuella inkomster från försäljning av genererat ammoniumsalt kan användas för att täcka en del av anläggningens driftkostnader blir de ekonomiska hindrena för implementering av metoden lägre [105]. Ammoniumstrippingprocessen har flera andra fördelar, som hög processtabilitet, det vill säga klarar att drivas i under flera olika förhållanden, hög förmåga att rena kvävehaltiga strömmar, direkt uppstart utan fördröjning efter färdigställning och möjlighet till automatisering [105], [103]. Den kan även vara enklare att ha i drift än andra metoder [103].

De nackdelar med metoden som uppmärksammas är problem med packmaterialet i kolonnerna samt stort energi- och kemikaliebehov [105]. Detta är något som arbetas med att komma runt, men det är oundvikligt att packmaterialet någon gång kommer behöva rengöras/underhållas. I och med att processen även kräver att inströmmarna har hög kvävekoncentration kan processen framförallt vara ett efterbehandlingssteg till andra metoder, men inte vara en fristående reningsmetod.

4.11 Struvit

Ammoniummagnesiumfosfat (MgNH_4PO_4), mer känt som struvit, är en fällning som kan hittas i kommunala, industriella och jordbruksavlopp. Fällningen är en spontan process, vilket innebär att fällningen skapas av sig själv om alla ingående kemikalier är närvarande. Det bildas lite struvit oavsiktligt i dagens system men det har inte någon större inverkan på sammansättningen av kväve eller fosfor i avloppsvattnet. Att inte mer struvit bildas beror oftast på att det inte finns tillräckligt med magnesium för att stora mängder struvit ska skapas i avloppsvattnet. Mellan 80 till 90% av allt kväve i avloppsvatten är ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) och mer än 95% av detta kan omvandlas till struvit i den kemiska processen [108]. Reaktionen som sker visas i ekvation 2.



Reaktionen sker i en tank där magnesium och ibland även fosfor i olika mängder blandas i beroende på halter i avloppsvattnet. Höga koncentrationer av magnesium, fosfor och ammonium är att föredra. Storleken på tanken går någonstans mellan 2 dm^3 till 20 dm^3 där den vanliga tanken är på cirka $3\text{--}5 \text{ dm}^3$ [109]. I samma källa kan det observeras att de större tankarna som undersökts har varit satsreaktorer utan omrörning, medan de mindre har haft omrörning.

Det finns indikationer på att ett flertal metoder som absorption, reverse osmosis, nitrifikation med flera skulle kunna kombineras med struvitkristillation. Dock är det svårt att veta exakt hur saker ska fungera i praktiken då struvit som reningsprocess endast testats i labbskala än så länge [109]. Eftersom fällningen har en densitet på $1.711 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3}$ jämfört med vatten som har $0.977 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3}$ innebär det att fällningen kommer sjunka till botten. En idé skulle kunna vara att fällningen leds vidare till en sedimenteringstank för att separeras från vattnet. Sedimenteringstankar tar dock ofta upp mycket plats. Processen har ett lågt energibehov vid drift, men en viss del energi krävs vid eventuell omrörning av tankarna. Omrörningen kan krävas för att blanda ut magnesium och fosfor. Chemical oxygen demand (COD) kan sänkas med uppåt 84,6% med hjälp av struvitkristallisation [110].

Vid höga halter av ammonium i avloppsvatten tar kristallisationsprocessen 20 minuter [111]. Under den reaktionstiden kan 67% av ammoniumkväve omvandlas till struvit, men för att detta behöver molförhållandet för magnesium, kväve och fosfor vara 2.2:1:2 med ett pH på 9,2. Gynnsamma temperaturförhållanden för att torka struvit ligger mellan $30\text{--}50^\circ\text{C}$ [108]. I samma artikel nämns det att lösligheten för struvit är sämre i vatten som är kallare, mellan $5\text{--}20^\circ\text{C}$. Samtidigt kan för varma vatten, med temperaturer över 55°C , leda till förluster av struvit då det kan förloras genom avdunstningen vara ett problem.

4.11.1 Magnesiumtillförsel

Det finns ett par olika magnesiumföreningar som används för att addera magnesium till processen: magnesiumklorid (MgCl_2), magnesiumsulfat (MgSO_4) eller magnesiumoxid (MgO). Ur ett miljöperspektiv är magnesiumoxid att föredra. Vid användning av både magnesiumklorid och magnesiumsulfat kan höga saltkoncentrationer uppstå och då skapas det en hög elektrisk konduktivitet vilket inte är bra för efterföljande biologiska processer [108]. Utöver detta är magnesiumsulfat och magnesiumklorid mycket dyrare än magnesiumoxid. Ett av problemen som påvisas i artikeln med magnesiumoxid är att lösligheten är låg, vilket gör att det tar ungefär 30 min för att lösa magnesiumet jämfört med då magnesiumklorid används då det tar ungefär 50

sekunder. Samtliga kemikalier avger farliga rökgaser vid antändning. Gaserna kan ge metallfeber vid inandning eller kontakt med kemikalien under längre tid [112], [113], [114]. MSB beskriver även hur förtäring kan ge illamående, kräkningar och yrsel, ögonexponering kan ge irritation eller frätskador. Både förtäring och ögonexponering är rekommenderat att undvika.

4.11.2 Föroreningar

Höga halter av kalium som kan påträffas i mänskligt urin kan struvit-K (MgKPO_4) bildas istället för vanlig struvit [115]. Detta kan ses som en positiv effekt eftersom kalium är ett näringsämne som kan användas av växter när de växer. Problemet med kalium i avloppsvattnet är snarare att mängden ammonium som reagerar minskar, men detta har ingen större betydelse eftersom struvit-K bildas vid låga ammoniumkoncentrationer [116].

Även tungmetaller kan påverka renheten hos den struvit som produceras. Tungmetaller påverkar slutprodukten negativt då de kan göra så att struviten blir toxisk [108]. Artikeln fortsätter att beskriva om slutprodukten är toxisk är det högst olämpligt att struvit användas som gödningsmedel. Tidiga forskningsresultat visar på låga halter tungmetaller från jordbruksavloppsvatten [117]. Ofta förs tungmetaller till reningsverken med dagvattnet.

4.11.3 Slutprodukten

Struvit är ett bra gödningsmedel, speciellt för marker som är sura då magnesium är basiskt. Det är dock möjligt att använda struvit som gödningsmedel även på mer basiska marker då det tillgodoser växterna med både kväve och fosfor, men även magnesium som kan vara viktigt för vissa grödor [118]. En egenskap hos struvit är att det långsamt släpper näringsämnena, vilket beror på storleken på kristallerna som bildas. För större kristaller tar det längre tid för kristallen att brytas ner. När näringsämnena frisätts långsammare har växterna lättare att ta upp mycket av näringsämnena samt att växterna inte ”bränns” av basiska och sura grundämnen i gödningsmedlet. För att få stora kristaller krävs optimala förhållanden för parametrar som pH, absorptionstid och koncentrationer av kemikalier. Optimala förhållande råder oftast inte eftersom det prioriteras att reningen går snabbt.

4.11.4 Kostnader

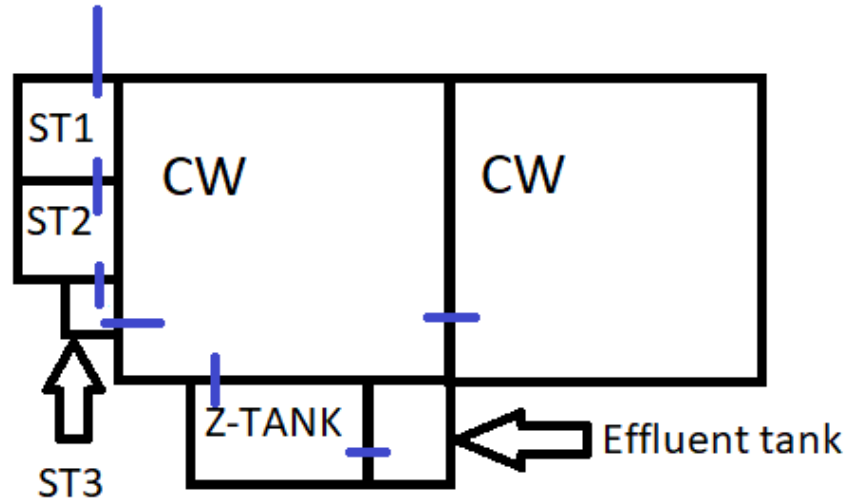
Kostnaden är starkt beroende av avloppsvattnets koncentrationer av fosfor och magnesium. Vid låga koncentrationer blir kostnaden högre, då mer behöver tillsättas.

Vid perfekta förhållanden krävs endast en liten tillsättning av fosfor, vilket innebär att vinsten blir mycket högre. Detta beror till stor del på att fosfor är ett mer ovanligt grundämne medan magnesium är väldigt vanligt förekommande [119]. Rapporten nämner att försäljningspriset skulle kunna ligga på mellan 440 till 590 $\frac{\text{euro}}{\text{ton}}$, vilket skulle innebära en återbetalningsplan för ett reningsverk med struvit produktion på 10 år. Samma källa anger att försäljningspriset för struvit låg på 50 $\frac{\text{euro}}{\text{ton}}$ 2015. Det kan förändras med tiden då fosfor anses vara en ändlig resurs.

4.12 Absorption med zeolit

Absorption kan ske på olika sätt, bland annat med zeolit men även med exempelvis biokol. Vi har valt att undersöka en metod som använder zeolit för att absorbera kväve.

Zeolit är ett samlingsnamn för flertalet kemikalier som vanligtvis hittas i jordbruket som jordbehandlingsmedel. Där används zeolit för att hålla kvar näringsämnen i marken. Detta fungerar genom att zeolit har hög katjonbyteskapacitet, eller Cation-exchange capacity (CEC), vilket innebär att zeolit kan binda till sig ämnen med positiva joner eller katjoner så som magnesium (Mg^{2+}) eller ammonium (NH_4^+) [120]. Kvävehanteringen sker i anlagda våtmarker, vilket är en sorts avloppshantering för ett mindre hushåll utan direkt koppling till det allmänna avloppshanteringssystemet [121]. Hanteringen sker i mindre tankar med zeolit som absorberar kväve och andra näringsämnen. De anlagda våtmarkerna har en ytarea mellan 3 till 6 m^3 . Detta är ganska stor yta, men eftersom det ofta är hushåll som ligger långt ut på landet så kan metoden vara aktuell för att inte vara en platsbristvara. Om metoden implementeras på landsbygden behövs det inte byggas ut rörledningar och infrastruktur till hus långt ifrån reningsverket, vilket antas vara en stor men svåruppskattad vinst utifrån ett samhällsperspektiv. Systemet kräver en pump, men behöver inget annat som är strömförande för att fungera. Här är en bild på ungefär hur en reningsstation kan se ut



S

Figur 10: Förenklad bild av systemet med en zeolittank

Från hushållet går avloppet in i den första sedimenteringstanken ST1 vilket flödar över till den andra sedimenteringstanken ST2. Från ST2 går det via en pump som finns i ST3, pumpen pumpar in avloppet till anlagda våtmarkerna eller constructed wetland (CW). Uppehållstiden i CW-tankarna ligger på runt 4,5 dygn, från detta går det in i zeolittanken för ytterligare rening från fosfor och kväve [121]. Avloppsvattnet är i zeolittanken ungefär 1 dygn innan det går ut i Effluent tank för att sedan kunna spridas på åkrar. Med hjälp av denna metoden minskar COD med 94,4 % och BOD med 96,4 %.

4.12.1 Experiment

Om zeoliten modifieras blir absorptionen för kväve bättre[122]. Experiment i rapporten visar på att syra-, alkali-, salt- samt värmemodifiering av zeolit som ger absorptionstalen 75,78%, 78,24%, 89,67% och 81,27%. De modifierade zeoliterna kan jämföras med naturlig zeolit som har en absorption på 68,62%. I dessa experiment var absorptionstiden 120 minuter med en omrörning på 150 r/min. Liknande experiment gjordes 2007 med lite sämre resultat där naturlig zeolit som hade alkalimodifierats absorberade 74% ammoniumjonerna [123]. En annan fördel som påvisades i första experimentet är att zeolit har hög upptagningsförmåga av fosfor är hög. Detta är dock experimentella siffror och inte värden tagna från ett reningsverk vilket brukar vara lägre än värden tagna från laborationer.

4.12.2 Kostnad

I Sydkorea har kostanden av naturlig zeolit uppskattats till $1.6 \pm 0.5 \frac{USD}{Kg}$, medan i Kina där zeolit generellt är billigare har en kostnad uppskattats till $140 \frac{USD}{M^3}$ [124]. Om man ska modifiera zeoliten blir kostnaden högre. Vid drift behövs endast en pump som kräver energi, vilket gör att driftkostnaden blir relativt låg. Även kapitalkostnaderna blir relativt låga eftersom det inte behöver byggas ut infrastruktur ut till hushåll som ligger långt bort från reningsverk.

5 Resultat och diskussion

Nedan presenteras både resultatet från bedömningen med hjälp av trafikljusmetoden samt en analys av det presenterade resultatet. Läsaren hänvisas till att först studera tabellerna för att sedan kunna följa en diskussion kring resultatet för respektive gruppering. Metoderna bör framförallt jämföras inom de grupper som presenteras, då processerna inom samma grupp har liknande förutsättningar för bedömning.

Under rubrik 5.4 Diskussion kring trafikljusmetoden, följer en kort analys kring val och implementering av trafikljusmetoden.

5.1 Dagens reningsprocesser

Dagens reningsprocesser består av aktivt slam, granuler och MBBR. I tabell 5 nedan redovisas resultat för jämförelsen av de tre kvävereningsprocesserna med hjälp av trafikljusmetoden. Därefter följer en diskussion som baseras på resultatet från själva trafikljusmetoden.

Tabell 5: Bedömningsmatris för dagens reningsprocesser

Bedömningsområde	Aktiv slam	MBBR	Granuler
Funktion	3	3,5	3,5
Effektivitet	3	4	4
Reningsgrad	3	4	4
Drift och underhåll	3	3	3
Anpassningsbarhet	3	3	3
Miljö	3,25	3,25	3,25
Potentiell säker återanvändning	4	4	4
Bidrag till övergödning	3	3	3
Kvaliteten på utflödet	4	4	4
Bidrag till växthuseffekten	2	2	2
Energi och resurs	1,75	1,75	2,25
Energianvändning	2	2	3
Energivinst	2	2	3
Återanvändning av näringsämnen	2	2	2
Utvinning	1	1	1
Sociala och samhällsliga aspekter	3	3,25	3,25
Storlek	2	3	4
Arbetsförhållanden	3	3	3
Teknisk mognad	4	4	3
Kompetensen	3	3	3
Ekonomiska förutsättningar	2,33	2,33	3,33
Drift och underhållskostnader	3	3	4
Implementeringskostnader	2	2	3
Vinst	2	2	3

5.1.1 Funktion

I jämförelse mellan aktivt slam, MBBR och granuler visas det enligt trafikljusmetoden att MBBR och granuler presterar bäst, medan aktivt slam presterar sämst, inom bedömningsområdet funktion. För bedömningsområdet funktion visar hållbarhetsbedömningen att granuler och MBBR uppnår en hög hållbarhetsnivå medan aktivt slam uppnår medel hållbarhet.

Det som skiljer de genomsnittliga poängen ifrån varandra är att MBBR och granuler har högre reningsgrad och effektivitet. Anledningen till att MBBR har en hög reningsgrad och effektivitet är på grund av att det är en biofilmprocess där biofilmbärarna ger en stor yta för mikroorganismer att växa på utan att tanken behöver öka i storlek. När det gäller granuler beror det bland annat på att nitrifikationen och denitrifikationen sker på samma gång och på så sätt tål en högre belastning av kväve.

Alla tre processer fick samma poäng under drift och underhåll samt anpassningsbarhet. Alla tre processer är beroende av temperatur och då det kan påverka processens optimala funktion. Mikroorganismer är olika känsliga för olika temperaturer och därmed kan de optimala temperaturerna skilja sig för processerna. Generellt sätt hämmas tillväxten vid cirka 8 grader för alla tre processer. Något som skiljer sig mellan processerna är dess förmåga att hantera plötsliga förändringar av exempelvis pH. Granuler klarar detta bättre då dess stora och kompakta form innebär att de har större chans att motstå förändringen och anpassa sig jämfört med de mindre flockarna i aktivt slam och MBBR.

Aktivt slam och MBBR å andra sidan, liknar i drift och underhåll vilket beror på att MBBR även delvis är en slamprocess som är kombinerad med biofilm. Eftersom alla tre processer är biologiska, leder det där med till att de har en viss nödvändig anpassningsbarhet, vilket leder till att de presterar liknande i den underkategorin. När det kommer till anpassningsbarhet har de tre processerna fått samma poäng.

5.1.2 Miljö

Under miljökategorin har alla tre processer fått likadana poäng och uppnår en medel hållbarhet enligt hållbarhetsbedömningen. Även här beror det troligtvis på att alla processer som innehåller slam. Dock finns det fortfarande skillnader i processerna vilka kan resultera i olika faktiska värden på de olika underkategorierna i verkligheten. Exempelvis presterar MBBR högre än aktivt slam i effektivitet och reningsgrad.

Trots detta har MBBR fått samma värden på faktorn bidrag till övergödning. Poängen för både MBBR och granuler skulle kunna vara högre, just på grund av att mer kan renas från vattnet och mindre därmed skulle släppas ut och bidra till övergödning. Dock renas vattnet avsiktligt inte till dess fulla potential då det är väldigt energikrävande, vilket leder till att det trots de höga reningsgraderna för vissa av metoderna leder till samma mängder övergödning.

5.1.3 Energi och resurs

För bedömningsområdet energi och resurs fick alla tre processer en låg hållbarhetsnivå, där granuler fick ett något högre poäng än aktivt slam och MBBR. Aktivt slam och MBBR fick likadana poäng under alla faktorer i detta bedömningsområde. Detta beror troligtvis även här på att de båda är snarlika i och med att MBBR är en biofilmprocess där processer som liknar aktivt slam ingår i MBBR-processen. Alla tre processer fick lägsta poäng för utvinning av kväve då ingen av processerna utvinner något kväve utan kvävet släpps ut i luften i form av kvävgas.

Granuler fick högre poäng på de resterande faktorerna, då processen inte kräver någon pumpning eller omrörning. Detta innebär att elanvändningen för en AGS-process kan minskas jämfört med aktivt slam och MBBR. Aktivt slam och MBBR har båda fått lägre poäng då processerna kräver både återpumpning av slam och omrörning.

Under slambehandlingen sker även utvinning av energi i form av biogas för alla tre processer. Hur mycket som utvinns kan skilja sig mellan processerna. Däremot kan det vara svårt att få användning för biogasen då det finns lagar och regler som förhindrar detta. Granuler har en slamålder på 20-50 dygn medan aktivt slam har en slamålder på 3-15 dygn. Detta leder till att det är mer slam som ingår i aktivslamprocessen vilket därför leder till en högre grad utvinning av biogas. När det gäller MBBR använder processen inte särskilt mycket slam just på grund av att det endast är det överblivna slammet som kommer att separeras. Dock ger den fortfarande en hög biogasproduktion just på grund av att slammet inte återanvänds och därmed ger en högre biogasproduktion än aktivt slam. Generellt är poängen för den faktorn låg för alla processer då det inte återanvänds speciellt mycket näringsämnen trots att möjligheterna finns att exempelvis producera återvunnet kvävegödsel.

5.1.4 Sociala och samhällsliga aspekter

Hållbarhetsbedömningen för bedömningsområdet sociala och samhällsliga aspekter visar att alla tre processer uppnår en medel hållbarhetsnivå där aktivt slam har

ett något lägre medelvärde än granuler och MBBR. Detta är på grund av att aktivslamprocessen har ett stort ytbehov. Både MBBR och granuler är processer där mycket kväve kan renas effektivt på en mindre yta. MBBR har likt tidigare nämnt biofilmer som skapar stora ytor för vatten att renas på vilket leder till att en mindre tankstorlek behövs. Granuler har ett mindre ytbehov och får därför högsta poäng då de är kompakta samt att nitrifikation och denitrifikation sker samtidigt. Detta leder också till att granulerna är tunga och därmed har en hög sedimenteringsförmåga vilket innebär att det inte krävs någon eftersedimentering. Eftersedimentering ingår i både aktivslamprocessen och MBBR och därmed kräver dessa processer en större yta än granuler.

För både aktivt slam, MBBR och granuler gavs samma poäng för både arbetsförhållanden och kompetensen. Arbetsförhållandena för de tre processerna anses vara bra och innehåller inga skadliga kemikalier eller liknande. Något som skiljer processerna åt skulle kunna vara vad de olika processerna kräver för underhåll, då dessa kan variera något. Exempel på hur underhållet skiljer sig åt kan vara att granuler kräver kontroller för att säkerställa dess stabilitet och se till så att de inte konkurreras ut av aktivslamflockarna medan för MBBR krävs det att biofilmbärarna byts ut då och då. Men det som är gemensamt för alla tre är att de är processer med tankar där slam ingår som därför utifrån det perspektivet generellt kräver snarlikt underhåll, och därmed kompetens samt arbetsförhållanden.

Gällande den tekniska mognaden fick aktivt slam och MBBR de högsta poängen, och granuler något lägre. Detta beror på att aktivt slam och MBBR redan är fullskaligt implementerade reningsprocesser som finns på flera olika platser och fungerar väl. Det har därför kunnat påvisats att dessa är processer som är tillräckligt mogna för att användas. Aktivt slam är dock fortfarande den process som är vanligast. Även granuler finns implementerade som fullskaliga reningsprocesser på ett flertal ställen samt fungerar relativt väl. Däremot finns det behov av vidare forskning exempelvis under uppstartsperioden, då det kan vara en krävande process där det dessutom tar lång tid att skapa och upprätthålla stabila granuler. Ytterligare frågor som kan forskas mer på är exempelvis hur processen bidrar till utsläpp av lustgas samt hur väl granuler fungerar i kallare klimat likt det vi har här i Sverige.

5.1.5 Ekonomi

När det gäller bedömningsområdet ekonomi får granuler medel hållbarhet enligt hållbarhetsbedömningen medan aktivt slam och MBBR får låg hållbarhet.

För faktorn drift och underhåll tilldelas granuler högst poäng av de tre processerna då granuler är mindre energikrävande än aktivt slam och MBBR. Granuler kräver inte några omrörare eller pumpning av slam vilket leder till att kostnaderna kan minskas jämfört med aktivt slam och MBBR. Dock kräver granuler underhåll i form av uppsyn över processen samt slambehandling vilket leder till att den kräver resurser vilket ger upphov till drift och underhållskostnader.

När det kommer till MBBR går de drift- och underhållskostnader som krävs till bland annat luftning, omrörning, pumpning och byte av exempelvis biofilmbärare. Trots att MBBR och aktivt slam har fått samma poäng har MBBR något lägre energikostnader, detta skulle kunna förklaras av att slammet pumpas tillbaka mer i aktivt slam processen i jämförelse med MBBR. När det gäller implementeringskostnader är granuler billigast. Orsaken skulle kunna bero på att granuler endast behöver en tank eftersom både sedimenteringen och reningprocessen sker i en och samma tank. För en fullskalig implementering av MBBR är det dock dyrare än för en fullskalig implementering av aktivt slam. Det som skiljer dessa skulle kunna vara priset av biofilmbärare och den process det tar för att få passande sådana till mikroorganismerna eller att MBBR kan ha andra slambehandlingsalternativ som exempelvis genom membranfiltrering vilket skulle kunna höja priset mer. Vid jämförelse mellan MBBR och aktivt slam är MBBR dyrare än aktivt slam att implementera.

När det gäller ekonomisk vinst är detta direkt relaterat till den energivinst i form av biogas som kan produceras. Men någonting som också spelar roll i detta är hur mycket pengar som har använts i processen. Eftersom biogas inte ger en särskilt stor ekonomisk vinst, leder detta därmed till att dessa troligtvis inte kan täcka de kostnader som finns vid implementering och drift samt underhåll av dessa processer. Dessutom finns det lagar och regler som leder till att det blir svårt att få användning för den biogas som produceras och därmed blir det även svårt att få någon vinst. Granuler får dock ett högre poäng än aktivt slam och MBBR då det finns potential för att utvinna biopolymer.

5.2 Nya biologiska processer

De nya biologiska processerna innefattar anammox, MBR och alger. Resultatet från bedömningen av de olika faktorerna inom bedömningsområdena redovisas i tabell 6 nedan. Därefter följer en diskussion baserad på resultatet i tabellen.

Tabell 6: Bedömningsmatris för nya biologiska processer

Bedömningsområde	Alger	Anammox	MBR
Funktion	2,5	2,25	3,5
Effektivitet	1	3	4
Reningsgrad	3	3	4
Drift och underhåll	4	2	3
Anpassningsbarhet	2	1	3
Miljö	3,5	3,25	3,25
Potentiell säker återanvändning	4	4	4
Bidrag till övergödning	3	3	3
Kvaliteten på utflödet	3	3	4
Bidrag till växthuseffekten	4	3	2
Energi och resurs	3,75	2,5	1,75
Energianvändning	3	4	2
Energivinst	4	3	2
Återanvändning av näringsämnen	4	2	2
Utvinning	4	1	1
Sociala och samhällenliga aspekter	2,25	2,25	2,75
Storlek	1	3	4
Arbetsförhållanden	3	2	2
Teknisk mognad	2	2	3
Kompetensen	3	2	2
Ekonomiska förutsättningar	3,33	2,67	1,67
Drift och underhållskostnader	3	3	2
Implementeringskostnader	3	2	1
Vinst	4	3	2

5.2.1 Funktion

Med start i processernas effektivitet, tilldelades MBR högst värde. Alger tar betydligt längre tid på sig. Den stora nackdelen med alger är att det tar lång tid för algerna att metabolisera näringsämnena i vattnet. Detta gör att reningen tar lång tid. Till exempel har alger HRT på 4-10 dagar, vilket är lång tid i jämförelse med de andra processerna. Detta har gjort att processen tilldelats lägst poäng. För anammox bakterierna tilldelades en trea med motiveringen att processen är effektiv när rätt förhållanden råder. Ser man ur bästa scenariot är processen effektiv i teorin. Men i praktiken är en implementering av anammox på huvudströmmen inte alls lika hög effektivitetsmässigt, samt bör tilldelas ett lägre poäng. Poängen har tilldelats med motiveringen att det är utifrån bästa scenario. Anammox har fått lägre en MBR just för att det tar en tag innan anammox-bakterierna når full potential, då det är långsamväxande.

Under faktorn för reningsgrad har alla processerna tilldelats höga poäng, där MBR sticker ut med högst poäng. MBR har en hög reningsgrad där mer än 90% avskiljs från vattnet. Reningsprocessen anammox exempelvis är svår att hålla stabil och samtidigt få upp en hög reningsgrad. Dess svårigheter i anpassningsbarhet, där främst temperaturen och ammoniumhalten på de inkommande vattnet spelar roll, ger processen ett lägre poäng än MBR. Det ska dock poängteras att processen har stor potential att vara effektiv, om rätt förhållanden råder. Därför har den tilldelats ett högt värde på den punkten. För alger finns det en potential till hög reningsgrad. Den är dock inte lika optimalt som för MBR och har därav tilldelats ett lägre poäng.

Alla typer av kvävereningsprocesser kräver underhåll för att fungera. Dock sticker alger ut att vara den som kräver allra minst. Att rena avloppsvattnet från kväve med hjälp av alger är en väldigt självgående och naturlig process. Därför har denna tilldelats högst poäng under funktionen för drift och underhåll. Kväverening med anammox-bakterier klassas med som en naturlig process, dock krävs det mycket uppsyn och kontrollerande av förhållandena i tanken för att uppnå önskad effekt. Därför har processen tilldelats lägst värde i detta avseende. När det rör MBR har denna tilldelats en trea just för att den kräver liknande underhåll som dagens kvävereningsprocesser gör. I jämförelse med alger, kräver MBR dock att man renar membranen kontinuerligt. Därför har processen tilldelats ett lägre poäng en alger.

Sista faktorn under bedömningsområdet funktion är kvävereningsprocessens anpassningsbarhet. Här tilldelas MBR högst poäng med motiveringen att processen är robust och klarar av större variationsgrad. Vad det gäller algernas anpassningsbarhet

finns det olika faktorer som kan justeras för att anpassa processen till klimatet. Det finns olika alger-arter som kan användas beroende på vart processen utförs. Det är också så att andra tekniker kan användas för att anpassa processen för olika klimat, men den är idag fortfarande väldigt beroende på hur klimatet ser ut. Processen har exempelvis möjlighet att fungera i nordiskt klimat men inte med samma effektivitet som i klimat med mer sol och högre temperaturer. Genom att justera olika variabler i reningen, samt använda tekniker som gynnar reningen under vinterförhållanden, går det dock att förbättra dess effektivitet trots mindre gynnsamma förhållanden. Därför har alger tilldelats en tvåa i detta avseende. För en kvävereningsprocess med anammox-bakterier krävs rätt förhållanden och ammoniumhalter. För att de långsamväxande bakterierna ska ge önskad effekt krävs varmare klimat. Med andra ord är processen begränsad och får därför lägst poäng i anpassningsbarhet. Däremot bör det nämnas att vid kombination med andra kvävereningsprocesser, som tillväxt av anammox-bakterier i granuler eller MBR kan man åstadkomma en mer stabilare kväveavskiljning även i något kallare temperaturer.

Avslutningsvis under faktorn för funktion fick MBR högst slutgiltigt värde och hamnade inom intervallet för hög hållbarhet. Vilket är rimligt då MBR-processen är en mer stabilare process som är både effektiv och anpassningsbar. Vid analys av de andra två processerna, alger och anammox, har brister medfört att det tilldelas ett lägre poäng en MBR. Alger hamnade inom intervallet för medel hållbarhet medans anammox slutade upp på låg hållbarhet. Anledningen till varför anammox slutade med bara 2,25 grundar sig mycket i dess anpassningsvårigheter.

5.2.2 Miljö

Alla de nya biologiska reningsprocesserna tilldelades höga poäng på säker återanvändning av slammet respektive alger. Deras bidrag till övergödning är relativt låg, därför har alla tilldelats höga poäng. Men hållhaken här är att den inte är obefintlig, därav har alla tilldelats treor. När det kommer till kvalitén på utflödet ger MBRs effektiva och höga reningsgrad den ett högre poäng. Kvalitén på utflödet är högst för MBR då det har bäst reningsgrad. Anammox kan bidra med för höga nitratvärden vilket kräver efterföljande rening av detta, vilket har resulterat i ett lägre värde än MBR. Alger har blivit tilldelad en trea då reningsgraden är hög men inte lika optimal som för MBR.

Analys av kvävereningsprocessernas bidrag till växthuseffekten är också en viktig faktor. Där alger har tilldelats högst poäng just för att den inte bara har låga ut-

släpp av växthusgaser utan även metaboliserar koldioxid för att producera syrgas. Anammox har fått sitt poäng efter att den också använder sig av koldioxid i reningsprocessen, dock inte lika mycket som alger, där av har alger fått högst. För kvävereningsprocessen MBR med vanlig nitrifikation och denitrifikation får man en större påverkan än med anammox-bakterier.

De nya biologiska reningsprocesserna har överlag höga poäng på alla faktorer när det kommer till miljö. Detta är rimligt då det är de mest naturliga processerna och man använder sig av rening som finns naturligt. Processen som fick högst totalt medelvärde är alger som slutar upp på 3,75. Detta resulterar i att alger hamnar inom intervallet för hög hållbarhet. Detta är rimligt då alger är en process som inte bara renar vattnet från kväve, utan även använder sig av koldioxid i reningsprocessen. Även anammox hamnar högt i hållbarhetsbedömningen, då även den har ett minskat koldioxidutsläpp och andra miljömässiga fördelar. Detta i jämförelsevis med dagens metoder som aktivslam. För MBR hamnar denna inom samma intervall som för anammox. Detta på grund av den höga reningsgraden och kvalitén på utflödet. Både anammox och MBR slutar upp på medel hållbarhet. Detta då det fortfarande finns delar som behöver förbättras för att uppnå perfekt prestanda under faktor miljö.

5.2.3 Energi och resurs

Först ut analyseras processernas energianvändning, där anammox har tilldelats högst värde just för att processen inte kräver någon extern kolkälla eller tillförsel av syre. Detta i jämförelsevis med andra biologiska metoder som använder sig av denitrifikation. Alger är en extremt energieffektiv metod, men just i steget där man separerar alger från vattnet är metoden mindre effektiv och mer energikrävande. Energianvändningen skiljer sig också åt beroende på kultiveringsmetod, där dammar använder mindre energi och fotobioreaktorer mer. MBR har fått lägst poäng i detta avseende just för att den kräver energi i form av luftning, pumpning och omrördning. Vid en bredare jämförelse med exempelvis de metoder som ingår i dagens reningsprocesser, har MBR fått samma poäng som aktivt slam. Detta kan anses något missvisande då MBR är mer energikrävande. Anledningen till detta är att MBR trots sin höga energiförbrukning inte klassas som ohållbar då den bland annat har implementerats på flera platser och är fungerande. I jämförelse med granuler, som är en annan relativt ny reningsmetod, som istället har räknats med i dagens etablerade processer, är skillnaden i energianvändning stor. MBR och granuler är båda relativt nya processer vars syfte är att vara förbättringar av dagens aktivslamprocess. Trots detta finns det en markant skillnad mellan processernas energianvändning. Detta då granuler är

betydligt mindre energikrävande.

Energivinst baseras på den produkt som kan fås från processen, vilket till exempel är biogas som anammox kan bidra med. Anammox använder sig inte av lika mycket organsikt material vilket medför att man kan utvinna mer biogas, därför har denna process fått ett högre poäng. Alger har tilldelats högst poäng just för att processen effektivt tar hand om näringsämnena i vattnet för att skapa produkter som kan användas för olika ändamål. Detta kan till exempel vara gödningsmedel, biodiesel eller foder till boskap. MBR har blivit tilldelad lägst poäng, detta därför att man utvinner minst. Dock kan detta vara en definitionsfråga, för det beror på vad som sitter på MBR-filtret. Är det i kombination med anammoxa bakterier kan man utvinna mer. Är det aktiv slam som sitter på filtret, det vill säga vanlig denitrifikation och nitrifikation, får man ut mindre.

Avseende återanvändning av näringsämnen har alger fått högst poäng. Alger har nämligen ett större omhändertagande då de vid reningsprocessen metabolsierar flera olika näringsämnen i avloppsvattnet som sedan används i processens produkter. Tillskillnad från alger har anammox och MBR bristande omhändertagande av andra näringsämnen som man kan återanvända.

Sist på energi och resurs är utvinning av kväve där både anammox och MBR erhåller lägsta betyg. De omhändertar inte kvävet utan släpper ut grundämnet i form av kvävgas till atmosfären igen efter en process av nitrifikation och denitrifikation. Dock, kan kväve utvinnas från alger där algerna renar näringsämnena med kväve genom att metabolsiera dem. Algerna och därmed även kvävet kan användas som en produkt och på så sätt effektivt utvinner kvävet på ett hållbart sätt. Därför har alger blivit tilldelat högsta poäng i detta sammanhanget.

Sammanfattningsvis får MBR lägre poäng än de resterande processerna inom detta bedömningsområde. MBR hamnar inom intervallet för låg hållbarhet. Detta grundar sig i att för MBR-processen söker man en snabb och effektiv reningsprocess. Processen kräver därav mer energi för att åstadkomma detta. Ju mer energi processen tar, desto lägre poäng har den blivit delad i poängsystemet. Högst poäng har alger fått och hamnar på hög hållbarhet. Alger kräver nämligen ohört lite energi, samtidigt som man erahåller en värdefull produkt från reningen. Anammox tilldelas poäng som resulterar i att kvävereningsprocessen hamnar på medel hållbarhet. Då processen inte utvinner kväve, har den tilldelats ett lågt poäng som därav drar ner det totala medelvärdet inom bedömningsområdet för energi och resurs.

5.2.4 Socialt och samhällenliga aspekter

En första analys under detta bedömningsområde påbörjades vid storleksfrågan på processen. För storlek har alger tilldelats det lägsta poängen. Detta då processen kräver mycket yta för att ge algerna tillgång till solljus, samtidigt som det krävs stora volymer för att göra det mesta av den långa HRT som processen har. MBR har tilldelats högst poäng därför att processen kan komprimeras och forfarande behålla en effektiv reningsgrad. Anammox har fått ett poäng lägre MBR just därför att det kan krävas eventuell efterföljande rening eller rening av organiskt material innan. Extra tillkommande rening kräver mer volym och tankar. Dock kan detta variera. till exempel om man har en anammox population i MBR-processen kan man få en effektiv och kompakt process.

Under faktorn för arbetsförhållanden ligger alger högst, då processen inte kräver mycket uppsyn och är för det mesta helt självgående. För en anammox kväverenningsprocess krävs det konstant uppsyn och reglering, därför har denna fått ett lägre poäng. Eftersom att anammox inte är implementerat i större skala på huvudströmmen i avloppsreningsverk kan det vara svårt att skapa en uppfattning om exakt hur mycket arbete det är. Det denna rapport har utgått från är att det kräver speciell kompetens för att hålla en fungerande process och därav har slutsatserna dragits att arbetsförhållandena förmodligen är tyngre än om man t.ex har en kväverenningsprocess med alger. MBR kräver också mer underhåll, vilket har gett den ett lägre poäng i detta avseende. En del av arbetsbördan är att rena membranen, vilket kan medföra arbetsrisker på grund användning av kemikalier.

MBR är den mest etablerade processen av de nya biologiska processerna i denna jämförelse som används i ute på reningsverken och har därför fått högst poäng under faktorn för tekniskmognad. Alger och anammox har en bit kvar innan man kan implementera dessa mer omfattande på huvudström. Trots detta ska det understrykas att rening med hjälp av alger besitter många aspekter som kan optimeras för att få en mer effektiv och fungerande reningsprocess. Lika så med anammox finns det en stor utvecklingspotential , men den tekniska mognaden ute i samhället är idag bristfällig.

Vad gäller kompetens fick anammox lägst totalpoäng tillsammans med MBR. Detta därför att det ofta kan behövas speciell personal eller utbildning för att underhålla processerna rätt. Alger fick högst poäng med likande motivering men har något lättare krav för personer som kontinuerligt arbetar med processen. Alla processer kräver någonstans någon person som har god kompetens kring processen som är tillgänglig om något går fel eller om processen av någon anledning börjar prestera under

förväntan.

För analys av det totala medelvärdet under bedömningsområdet för sociala och samhällsliga aspekter hamnade anammox och alger båda på låg hållbarhet. Detta grundar sig mycket i teknisk mognad och att processerna inte är implementerade lika storskaligt som MBR är. Till exempel drar algers behov av yta ner processen och i kombination med saknad av teknisk mognad fås en låg hållbarhet. Problematiken kring anammox är som ovanstående förklaring uppger, att den är svår att navigera och hålla stabil. MBR däremot, är en process som är på uppgång ute på avloppsvreningsverken. Detta just för sin otroliga platseffektivitet.

5.2.5 Ekonomiska förutsättningar

Inom bedömningsområdet ekonomiska förutsättningar har alger fått ett betydligt högre värde än de resterande. Alger är en väldigt billig process att underhålla samtidigt som att man får ut en värdefull produkt. Processen har avsevärt låga driftkostnader och är överlag energisnålt. Dock tillkommer både en ökad energikonsumtion och en ekonomisk kostnad vid separationen av alger från vattnet, vilket medför att alger tilldelas en 3 och inte en 4. Tillskillnad från alger har MBR stora drift och underhållskostnader och som tidigare nämnt beror på dess luftning, pumpning och omrörning. Den exakta drift och underhållskostnaden varierar dock beroende på vilken design membranbioreaktorn har. För anammox har den ett lägre kostnadsbidrag då det inte behöver tillsättas någon extern kolkälla som kostar.

Att implementera en ny kvävereningsprocess kostar alltid en summa, men det kan variera stort mellan de olika processerna. I detta sammanhang får alger högst betyg då kaptilatkostnader kan vara låga för processen men skiljer sig åt beroende på vilken kultiveringsmetod som används. Dammar har låga implementeringskostnader samtidigt som fotobioreaktorer har högre. Däremot för MBR har man noterat att membranen kostar höga summor vilket ger metoden ett lägre poäng. Anammox hamnar lite mellan, där det kan vara svårt att sätta en siffra för att det kan variera från fall till fall. Själva anammox bakterierna kostar ingenting att införa, det som kostar är eventuella efterföljande tankar eller om man väljer att implementera anammox tillsammans med en MBR-process.

Vinst är alltid en viktig punkt att ta i beaktning, där alger tilldelas högsta poäng enligt denna analys. Alger ger som tidigare nämnt produkter som medför ekonomiska vinster. Oavsett om produkten är biobränsle, gödningsmedel eller föda till boskap kan

produkten säljas för en ekonomisk vinst. Denna vinst har för biodiesel teoretiskt sätt räknats ut att kunna täcka kostnaden för hela processen och vinst ovanpå det när processen körs med optimala förhållanden. När det kommer till anammox har man kunnat utvinna mer biogas och därav uppnått en högre vinst än dagens biologiska rening med aktiv slam. MBR har tilldelats ett lägre poäng och detta är på grund av det som nämnts tidigare under energivinsten, vilket är för att MBR inte har möjlighet att producera lika stora mängder biogas som anammox och därför inte kan sälja lika mycket för vinst.

Avslutningsvis fås ett medelvärde som skiljer sig ganska stort mellan processerna. Alger hamnar inom intervallet för hög hållbarhet, vilket är rimligt då en av de stora fördelarna med alger är de stora utvinningsmöjligheterna. För anammox fås poäng som gör att processen hamnar inom intervallet för medelhållbarhet. Detta kan diskuteras om det är rimligt resultat eller inte, just för anammox potential att få ut mer biogas. Det som drar ner processen är implementeringskostnaderna. Att implementera bakterierna kostar inte, men det är om det krävs efterföljande rening av nitrat exempelvis som har tagits med i bedömningen här. För MBR fås lägst värde, där det resulterar i placering under låg hållbarhet. Detta är rimligt då processen har större implementeringskostnader och håller inte bidrar med störst vinst.

5.3 Separationsprocesser

Separationsprocesserna innefattar urindelare, elektrodialys, Forward Osmosis, ammoniumstripping, struvit och absorption med zeolit. Resultatet från bedömningen av de olika faktorerna inom bedömningsområdena redovisas i tabell 7 och 8 nedan. Därefter följer en diskussion baserad på resultatet i tabellen.

Tabell 7: Bedömningsmatris för separationsprocesser, del 1

Bedömningsområde	Urinsortering	Forward-osmosis	Elektrodialys
Funktion	3,5	2,25	3
Effektivitet	-	0	3
Reningsgrad	-	3	3
Drift och underhåll	3	3	3
Anpassningsbarhet	4	3	3
Miljö	3,5	4	3,5
Potentiell säker återanvändning	-	-	-
Bidrag till övergödning	4	4	3
Kvaliteten på utflödet	-	4	-
Bidrag till växthuseffekten	3	4	4
Energi och resurs	3	4	2,5
Energianvändning	4	4	4
Energivinst	1	3	1
Återanvändning av näringsämnen	3	-	-
Utvinning	4	-	-
Sociala och samhällsliga aspekter	2,25	3	3
Storlek	2	4	4
Arbetsförhållanden	3	3	3
Teknisk mognad	1	2	2
Kompetensen	3	3	3
Ekonomiska förutsättningar	2	2	2,33
Drift och underhållskostnader	3	3	2
Implementeringskostnader	1	0	2
Vinst	2	3	3

Tabell 8: Bedömningsmatris för separationsprocesser, del 2

Bedömningsområde	Ammonium-stripping	Struvit	Zeolit
Funktion	3	3	2,5
Effektivitet	0	4	3
Reningsgrad	4	4	3
Drift och underhåll	4	2	2
Anpassningsbarhet	4	2	2
Miljö	3,5	4	3,33
Potentiell säker återanvändning	-	-	-
Bidrag till övergödning	4	4	3
Kvaliteten på utflödet	-	4	4
Bidrag till växthuseffekten	3	4	4
Energi och resurs	2,25	3	2,5
Energianvändning	2	3	3
Energivinst	2	1	1
Återanvändning av näringsämnen	1	4	3
Utvinning	4	4	3
Sociala och samhällsliga aspekter	2	2	2,25
Storlek	0	2	2
Arbetsförhållanden	2	2	2
Teknisk mognad	4	2	3
Kompetensen	2	2	2
Ekonomiska förutsättningar	2	2,33	2
Drift och underhållskostnader	1	2	2
Implementeringskostnader	2	2	2
Vinst	3	3	2

De metoder som går faller under gruppen separationsprocesser kan delas upp i två undergrupper för att göra en mer rättvis jämförelse. Den ena gruppen utgörs då av urindelning, forward osmosis och elektrodialys. Dessa metoder syftar framförallt till att rena och koncentrera avloppsströmmarna. Den andra gruppen som då utgörs av ammoniumstripping, struvit och zeolit som fungerar optimalt med inströmmar som redan är koncentrerade, men kan till skillnad från de tidigare nämnda metoderna generera en produkt som kan användas som exempelvis gödningsmedel inom jordbruket. De två olika metodgrupperna skulle kunna fungera väldigt bra tillsammans då höga koncentrationer höjer effektiviteten för den andra gruppen med struvit, zeolit och ammoniumstripping som skapar en önskvärd produkt där kvävet återomhändertas på ett hållbart sätt.

5.3.1 Funktion

Urinsortering får högst poäng bland de metoder som höjer koncentrationen. Värt att notera att endast 2 faktorer bedömts, vilket gör att medelpoängen blir lite missvisande vid jämförelse med andra metoder. Eftersom själva processen är en ren separationsprocess är varken effektivitet eller reningsgraden möjligt att poängsättas enligt de kriterier som har satts upp, men metoden har ansetts vara anpassningsbar och enkel att underhålla. Bedömningen gäller den nya urinsorterande toalett som SLU arbetar med att ta fram. Efter urinsortering följer elektrodialys, som också får höga poäng och bedöms som medelhållbar. Samtliga faktorer som bedömts under området funktion har bedömts som medelhållbara, vilket är en god indikation. Forward osmosis skulle kunna ha lika många poäng som elektrodialys men information gällande effektiviteten har inte påträffats, vilket gör att metoden får sämre poäng. Detta behöver därmed inte vara helt representativt för metoden.

Bland gruppen med ammoniumstripping, zeolit och struvit har både ammoniumstripping och struvit bedömts vara medelhållbara. Ammoniumstripping har dock fått högre poäng än struvit på alla bedömningsfaktorer förutom effektiviteten, där ingen reningstid har hittats. Bortses från detta kan ammoniumstripping anses vara den mest hållbara metoden i den gruppen med avseende på funktion. Då den uppnår en hög reningsgrad, fungerar utan större krav på tillsyn och underhåll samt klarar olika temperaturer och storlekar på flöden är detta välgrundat.

Även struvit har fått höga poäng. Effektivitet och reningsgrad utmärker sig som metodens styrka, medan drift och underhåll samt anpassningsbarhet är två svagare faktorer. Metoden klarar strömmar med olika pH och temperaturer, men är känslig

för låga koncentrationer vilket gör att anpassningsbarheten för vilka avloppsströmmar som kan användas blir begränsad.

Zeolit har fått liknande poäng för de olika funktionsfaktorerna som för struvit, men det som skiljer är att både effektivitet och reningsgrad har bedömts vara sämre. För zeolit blir detta till stor del en kostnadsfråga, då den billigaste, naturliga zeoliten presterar sämre medan högre reningsgrad och snabbare rening kan uppnås med modifierad zeolit. Att använda den modifierade zeoliten blir dock dyrare.

5.3.2 Miljö

Inom bedömningsområdet miljö har det noterats att ingen av separationsprocesserna kan implementera säker återanvändning av slam eller vatten. Detta beror på att processerna inte bygger på användning av slam eller att vatten återanvänds efter reningen. Samtliga separationsprocesser har fått höga poäng på miljöfaktorerna, och kan därför ses som väldigt hållbara ur miljösynpunkt. Högst poäng har forward osmosis och struvit fått då de båda antingen koncentrerar eller reagerar med näringsämnen, vilket innebär att näringsämnena inte når ut i naturen. Till skillnad från de biologiska processerna bidrar inte separationsprocesserna till utsläpp av den kraftiga växthusgasen lustgas, vilket minskar deras bidrag till växthuseffekten. Då flera av processerna även är energisnåla har de ännu mindre bidrag, då det ofta är energiutvinning som genererar utsläpp. Kvaliten på utflödet har inte varit möjligt att bedöma för ammoniumstripping, urinsortering och elektrodialys. För ammoniumstripping beror detta på att varken COD eller TSS avskiljs i processen och för urinsortering sker inte heller någon sådan separation.

5.3.3 Energi och resurs

I kategorin energi och resurs hamnar forward osmosis i toppen då metoden både är energisnål samt kan användas för att utvinna osmotisk energi eller biogas. Detta är dock endast baserat på energi och inte på resursåtervinningen, då metoden i sig endast koncentrerar strömmen och inte återanvänder näringsämnena i sig. Den koncentrerade strömmen kan dock med fördel matas in i en av de tre produktgenererande metoderna för att faktiskt utvinna näringsämnena som gödningsmedel. Även elektrodialys har bara bedömts på energikriterierna, och likt forward osmosis är den också energisnål. Den kan däremot inte användas för att generera energi, och får därför ett lägre betyg.

Även urinsortering är en energisnål metod. Den värme som krävs för att torka urinen

utvinns ur ventilationsluften i huset och det krävs därför ingen extra energi för detta. Ingen energi i form av värme eller biobränsle skapas, och därmed saknar urinsorteringsmetoden energivinst. Då stor del av kvävet i traditionellt avloppsvatten kommer från urinen är det med den här metoden möjligt att utvinna i princip allt kväve för återanvändning. För andra viktiga näringsämnen som fosfor kommer ungefär hälften av den mängd som återfinns i avloppsvatten från urinen, så en mindre del återvinns med den här metoden.

I gruppen med de tre produktgenererande processerna är struvit och zeolit liknande varandra i energiaspekten av kategorin, medan struvit är aningen bättre när det gäller att ta vara på näringsämnen. Båda metoderna är relativt energisnåla. Det som kräver energi är omrörning i båda fallen, vilket är viktigt för att åstadkomma god kontakt mellan ämnena som ska reagera och bilda produkt. Den stora fördelen med både struvit och zeolit är att dessa fällningar innehåller både ammonium och fosfat, och därmed återanvänds både kväve och fosfor.

Den sista metoden, ammoniumstripping, är den mest energikrävande av alla separationsprocesserna. Den gör dock en liten energivinst, då reaktionen då ammoniumsalt bildas är exoterm. Den värme som då genereras kan användas för att värma kolonnerna, vilket gör att mindre extern värme måste kopplas in. Metoden fungerar bra för att utvinna kväve men andra näringsämnen, så som fosfor, kan inte utvinnas med hjälp av ammoniumstripping.

5.3.4 Sociala och samhällseliga aspekter

Inom bedömningsområdet sociala och samhällseliga aspekter sticker forward osmosis och elektrodialys ut med högst poäng bland separationsmetoderna. De båda membranprocesserna är enkla och kräver lite plats, men de är ännu under utveckling och är inte redo att implementeras i dagsläget. I framtiden kan processerna fylla en viktig roll, och kanske till och med ersätta den biologiska reningen i dagens avloppsreningsverk.

Den tredje processen i samma undergrupp, urinsortering, bedöms vara mindre hållbar ur ett socialt och samhällseligt perspektiv. Urinsortering som den har sett ut fram tills nu kräver ett extra rör i marken för att leda endast urin, alternativt en tank som samlar urinen, vilket tar mycket plats. Det är i dagsläget redan trångt i marken och detta blir därför en stor utmaning för implementeringen av urinsorterande system. Urinsortering kräver även livsstilsförändringar då speciella toaletter måste installe-

ras. Det finns även problem med stopp i ledningarna och bakåtsug. Både toaletterna och ledningarna kräver mycket underhåll av personer med speciell kompetens. Dessa utmaningar har tillsammans orsakat en del tveksamhet kring huruvida urinsortering är värt att implementera och utvecklingen har därmed avtagit. Ser man dock utifrån den utvecklade urinsortande toaletten från SLU kan många av ovanstående problem lösas. Dock är tekniken ännu inte tillräckligt utvecklad för att implementeras storskaligt. Den tekniska mognaden anses därför låg.

För gruppen med produktgenererande separationsprocesser finns likheter i poängsättningen mellan de tre metoderna. Ammoniumstripping har hög teknisk mognad och har redan implementerats på flera platser runtom i världen. Även zeolit har implementerats, men i mindre utsträckning. Struvit har ännu bara testats i labbskala, och därför har dess tekniska mognad bedömts vara lägre.

Det som är problematiskt är att metoderna bygger på kemiska reaktioner, och kräver därmed att kemikalier tillförs. Med användning av kemikalier uppkommer risker och det krävs därför en viss kompetensgrad hos de som arbetar med processerna. Zeolit och struvit bildas i tankar och behöver därefter sedimentera i ytterligare en tank, vilket tar mycket plats. Ingen information om storleken hos kolonnerna som används vid ammoniumstripping har hittats, men gissningsvis tar även dessa relativt stor plats. Det som skiljer kolonner från tankar som används i de flesta andra metoder är att kolonner bygger på höjden istället för bredden, vilket kan vara fördelaktigt om det är ont om plats eller om markpriserna är väldigt dyra som de kan vara i stora städer.

5.3.5 Ekonomi

De koncentrationshöjande separationsmetoderna utmärker sig under indikatorn ekonomi då de alla tre har låga drifts- och underhållskostnader. Membranen som används i forward osmosis och elektrodialys kan drabbas av igensättning då olika föreningar fastnar på dem, men problemet kan åtgärdas relativt enkelt. Vattnet renas med hjälp av ett naturligt tryck som uppstår och behöver därmed inte pumpas, vilket skulle ha inneburit en ökad kostnad. Den koncentrerade strömmen som genereras vid både elektrodialys och forward osmosis kan användas som gödningsmedel och kan generera en vinst om det säljs. Koncentratet kan även rötas för att bilda biogas, som även det kan generera en vinst. Kapitalkostnaderna för elektrodialys har dock uppskattats vara höga, och även om ingen information om detta har hittats för forward osmosis kan det antas se liknande ut.

Den stora problematiken med urinsortering är att de speciella toaletterna som används i dagsläget kostar mycket pengar, vilket gör att det inte är möjligt för alla att implementera metoden. När de väl köpts in är dock drift- och underhållskostnaderna för urinsortande toaletter inte högre än för vanliga toaletter. En liten vinst kan genereras då urinet som torkas tillsammans med biokol kan användas som gödningsmedel.

Den produktgenererande gruppen har till skillnad från de tidigare metoderna höga driftskostnader, vilket beror på att mycket elektricitet och kemikalier behöver köpas in. Kostnaden kan variera mycket beroende på säsong för elektricitet och beroende på världsmarknaden för kemikalier. Flödena in till reningsverket har också stor betydelse, men generellt är driftkostnaden högre för dessa metoder. Även implementeringskostnader är höga för metoderna i den här gruppen. Det beror på att apparaturen är kostsam samt att den tar upp mycket plats vilket kan resultera i ökade kostnader, speciellt i större städer där markkostnaderna är höga. Vinsterna för denna gruppen är relativt höga då högkvalitativt gödsel skapas, vilket kan säljas och användas på åkrar. Ett återkommande problem är dock tungmetaller som kommer med dagvattnet och ger försämrad gödselkvalitet.

5.4 Diskussion kring trafikljusmetoden

Bedömning med hjälp av trafikljusmetoden gör resultatet lättöverskådligt och tydligt. Flera metoder kan bedömas och jämföras samtidigt, något som hade varit svårt om resultatet presenterats på ett annat sätt. De svagheter som metoden dock har är att bedömningen på många punkter är subjektiv, då det för många av de faktorer som bedömts inte går att sätta konkreta krav på som stämmer för alla metoder. Ett exempel på något som är svårt att värdera och bedöma är arbetsförhållanden. Även andra faktorer kan vara svåra att bedöma utan att ha bestämda intervall för olika värden, men då uppkommer i sin tur problematik med att hitta värden med samma enheter för samtliga metoder. Detta har resulterat i att det inte har funnits möjlighet tilldela poäng för varje faktor för varje metod, som till exempel för urindelning där varken effektivitet eller reningsgrad har bedömts. Det gör det även svårt att bedöma metoderna konsekvent då källor som rör särskilda punkter behandlar frågan på olika sätt och tar upp olika aspekter som nödvändigtvis inte är konkreta eller inte har implementerats och därför inte kan bedömas.

I bedömningen har olika personer gjort den huvudsakliga bedömningen för metoder i samma grupp, vilket medför att det kan finnas en skillnad i bedömningen av områden

med mindre konkreta krav. Diskussion har dock utförts i grupp med mål att göra bedömningen så konsekvent som möjligt för alla metoder.

6 Slutsats

Dagens reningsprocesser är väl etablerade och har påvisats fungera som avloppsvattenreningsprocesser i dagens samhälle. De anses alla ha hög teknisk mognad då de redan implementerats fullskaligt på flera olika platser. De har alla fått relativt höga poäng när det gäller exempelvis effektivitet, de uppnår kraven för kvalitet på utflöde och ligger bra till i sociala och samhällseliga aspekter. Något som är gemensamt för alla dagens reningsprocesser är att de alla halkar efter när det gäller bidrag till växthuseffekten. En annan problematik med dagens processer är att väldigt lite av kvävet omhändertas. Vissa av dagens reningsprocesser har även hög energianvändning och höga kostnader medan andra presterar bättre inom dessa områden. Dagens reningsprocesser uppnår alla de grundliga krav som finns i de olika aspekterna för att de ska klassas som hållbara i längden. Dock har de nyare av dagens avloppsvattenreningsprocesser högre potential inom många av dessa aspekter med stora utvecklingsmöjligheter. Alla de nya biologiska processerna för med sig fördelar när det kommer till miljöaspekter men skiljer sig mer på de resterande aspekterna, där de alla för med sig egna fördelar och nackdelar. Separationsprocesser har hög potential och anses ofta effektiva inom funktion där samtliga processer har fått höga poäng. Effektiviteten är generellt sett hög, likaså reningsgraden vilket måste anses viktigt när man bygger ett reningsverk. Den kategori som är sämst för separationsprocesserna är de ekonomiska förutsättningarna då metoderna ofta inte är beprövade i samhället i stort vilket gör att drift- och implementeringskostnaderna blir högre. Vissa av separationsprocesserna som främst koncentrerar flöden kan med fördel kombineras med andra processer och därmed uppnå en mer effektiv rening, och i vissa fall även utvinning. Även dagens reningsprocesser och de nya biologiska processerna kan kombineras utefter behov för att uppnå bättre resultat.

Bland de olika reningsprocesserna var det endast några få som hade möjlighet till att utvinna kväve för att sedan återanvända det. De processer som återanvänder kvävet har potential att kunna bidra till en effektivare resursanvändning än de metoder som används idag har. Detta eftersom att de utvinner gynnsamma produkter som gör att cirkulära kretslopp kan skapas. Flera av processerna som är på uppgång för med sig fördelar som dagens reningsprocesser inte har och eliminerar beroendet av onödiga och energikrävande steg i reningen. Återvinning av kväve direkt från avloppsvatten minskar beroendet av konstgödsel som framställs med den energikrävande Haber-Bosch-processen. Trots att de här processerna i helhet har potential har de också en del brister som behöver åtgärdas. Detta kräver mer forskning innan de kan implementeras storskaligt.

Viktigt att understryka är att det är svårt att peka ut en specifikt vinnande metod. Det är olika bedömningsområden som spelar roll och ingen kväverenningsprocess är optimal för alla. Allt grundar sig i vad som eftersöks, är det platseffektivitet eller mindre energibehov? Kanske bättre arbetsförhållanden eller mindre miljöpåverkan? Är målet att hitta ett hållbart kväveomhändertagande, sticker vissa metoder ut för detta. Det medför också att framtida utveckling ser olika ut beroende på kväverenningsmetod. Generellt i stora tätorter råder stor platsbrist på avloppsreningsverken, liksom problematiken på Gryaabes reningsverk. Där krävs det en framtida utveckling för mer kompakta och effektiva reningsprocesser. En lösning som besitter båda dessa fördelar och medför ett omhändertagande av kväve, skulle därför vara optimalt. Om detta ska åstadkommas följer en rad framtida problemställningar där även kostnad och resurser måste beaktas. Även framtida forskning på anpassningsbarhet är en viktig punkt, där klimatet kan vara en avgörande faktor för vissa kväverenningsprocessers funktion.

En slutsats kan dock dras, att med kombinationer av de reningsmetoder som undersökts i rapporten kan en effektiv återanvändning av kväve uppnås. Detta tyder på att framtiden ser ljus ut för rening av kväve från avloppsvatten. Forskningen går framåt och det är en tidsfråga innan nästa generationens kväverening appliceras på stor skala.

Referenser

- [1] O. Modin, "Näringsämnen", *Om Vatten*, kap. 3, 2 mars, 2017. [Online] tillgänglig: <https://omvatten.se/textbook/kap3>.
- [2] Metcalf & Eddy, Inc., G. Tchobanoglous, F.L. Burton, H.D. Stensel, *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse*, 4:e upplagan, New York, USA: McGraw-Hill, 2004.
- [3] M. Ehinger, "Kvävets kretslopp", *Magnus Ehingers undervisning*, 28 maj, 2021. [Online] tillgänglig: <https://ehinger.nu/undervisning/kurser/biologi-1/lektioner/ekologi/kvavets-kretslopp.html>.
- [4] E. Andersson, S. Andersson, "Seminarieuppsats Nr. 76 - Modellerade och uppmätta kväveflöden i energiskog som bevattnas med avloppsvatten", Lunds Universitets Ekologiska- och Naturgeografiska Institutioner, Lund, Sverige, 2000. [Online] tillgänglig: <https://docplayer.se/34183304-Lunds-universitets-ekologiska-och-naturgeografiska-institutioner-seminarieuppsatser-nr-76.html>.
- [5] "Kvävets kretslopp", *Nationalencyklopedin*, u.å. [Online] tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/kv%C3%A4vets-kretslopp>.
- [6] J. Dréo, "[edit]", september, 2009, [Elektronisk bild] tillgänglig: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Nitrogen_Cycle.svg. Hämtad: 3 maj, 2022.
- [7] J. Humphreys, R. Lan, S. Tao, "Development and recent progress on ammonia synthesis catalysts for Haber–Bosch process", *Advanced Energy and Sustainability Research*, vol. 2, december 2021, doi: 10.1002/aesr.202000043.
- [8] J. Karlsson, "Övergödning i våra vatten - Övergödningsproblematik som förmedlas med hjälp av naturvägledning" *Sveriges lantbruksuniversitet - Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap*, 2020. [Online] tillgänglig: https://stud.epsilon.slu.se/15668/1/karlsson_j_200623.pdf.
- [9] "Övergödning", *havet.nu*, 1 november, 2005, uppd. 29 april, 2021. [Online] tillgänglig: <https://www.havet.nu/overgodning->.
- [10] "Lustgasutsläpp - Sveriges miljömål", *Naturvårdsverket*, u.å. [Online] tillgänglig: <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/skyddande-ozonskikt/lustgasutslapp/>. Hämtad: 5 maj, 2022.

- [11] O. Modin, "Avloppsvattenrening", *Om Vatten*, kap. 12, 15 oktober, 2018. [Online] tillgänglig: <https://omvatten.se/textbook/kap12>.
- [12] J. la Cour Jansen, E. Arvin, M. Henze, P. Harremoës, *Wastewater Treatment - Biological and Chemical Processes*, 4:e upplagan, Kongens Lyngby, Danmark: Polyteknisk Forlag, 2019.
- [13] "Kort om Gryaab", *Gryaab*, u.å. [Online] tillgänglig: <https://www.gryaab.se/vad-vi-gor/kort-om-gryaab/>. Hämtad: 3 maj, 2022.
- [14] "Bräddning och nödutsläpp", *NSVA*, u.å. [Online] tillgänglig: <https://www.nsva.se/vatten-och-avlopp/spillvatten/braddning-och-nodutslapp/>. Hämtad: 5 maj, 2022.
- [15] G. Peters, M. Svanström, *Environmental sustainability for engineers and applied scientists*, Cambridge, Storbritannien: Cambridge University Press, 2019.
- [16] M. Capdevila-Cortada, "Electrifying the Haber–Bosch", *Nature Catalysis*, vol. 2, 12 december 2019, doi: 10.1038/s41929-019-0414-4.
- [17] "Övergödning och läckage av växtnäring", *Jordbruksverket*, 30 juni, 2020. [Online] tillgänglig: <https://jordbruksverket.se/jordbruket-miljon-och-klimatet/overgodning-och-lackage-av-vaxtnaring>. Hämtad: 5 maj, 2022.
- [18] C. Cossio, J. McConville, A. Mattson, A. Mercado, J. Norrman, "EVAS - a practical tool to assess the sustainability of small wastewater treatment systems in low and lower-middle-income countries", *Science of The Total Environment*, vol. 746, december, 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140938.
- [19] A. Finnson, S. Lind, "Hållbar och cirkulär VA - från avlopp till resurs", Delegationen för cirkulär ekonomi, Malmö, Sverige, december 2020, tillgänglig: [https://delegationcirkularekonomi.se/download/18.68dec7381764c03fcaa12859/1608291009510/Expertgruppen%20H%C3%A5llbar%20och%20cirkul%C3%A4r%20VA%20-%20fr%C3%A5n%20avlopp%20till%20resurs%20\(1\)%20tillg%C3%A4nglig.pdf](https://delegationcirkularekonomi.se/download/18.68dec7381764c03fcaa12859/1608291009510/Expertgruppen%20H%C3%A5llbar%20och%20cirkul%C3%A4r%20VA%20-%20fr%C3%A5n%20avlopp%20till%20resurs%20(1)%20tillg%C3%A4nglig.pdf).
- [20] "Slam och näringsåterföring", *Svenskt Vatten*, 15 februari, 2022. [Online] tillgänglig: <https://www.svensktvatten.se/politik-paverkan/svenskt-vatten-tycker/slam/>. Hämtad: 4 maj, 2022.

- [21] "Avloppsvattnets miljöpåverkan", *Naturvårdsverket*, u.å. [Online] tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/avlopp/avloppsvattnets-miljopaverkan/>.
- [22] "Kväve- och fosforreduktion – krav och regler för havet", *Svenskt Vatten*, 24 februari, 2022. [Online] tillgänglig: <https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/utslapp-och-recipient/kvave-och-fosforreduktion/>.
- [23] M. Pell, A. Wörman, "6.24 - Biological Wastewater Treatment Systems", i *Comprehensive Biotechnology*, 2:a upplagan, M. Moo-Young (Red.), Cambridge, Massachusetts, USA: Academic Press, januari 2011, kap. 6.24, s. 275-290, doi: 10.1016/B978-0-08-088504-9.00381-0.
- [24] S. Bengtsson *et al.*, "Aeroba granuler, en ny reningsteknik för kommunala avloppsreningsverk - en kunskapssamling", *Svenskt Vatten*, Bromma, Sverige, nr. 2017-19, 2017.
- [25] M. Pronk, M.K. de Kreuk, B. de Bruin, P. Kamminga, R. Kleerebezem, M.C.M. van Loosdrecht, "Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment", *Water Research*, vol. 84, s. 207-217, november 2015, doi: 10.1016/j.watres.2015.07.011.
- [26] S. Jafarinejad, "Cost estimation and economical evaluation of three configurations of activated sludge process for a wastewater treatment plant (WWTP) using simulation", *Applied Water Science*, vol. 7, nr. 5, s. 2513-2521, september 2017, doi: 10.1007/s13201-016-0446-8.
- [27] L. Spinoso *et al.*, "Sustainable and Innovative Solutions for Sewage Sludge Management", *Water*, vol. 3, nr. 2, s. 702-717, juni 2011, doi: 10.3390/w3020702.
- [28] Y.V. Nancharaiiah, G. Kiran Kumar Reddy "Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications", *Bioresource Technology*, vol. 247, s. 1128-1143, januari 2018, doi: 10.1016/j.biortech.2017.09.131.
- [29] S. Bengtsson, M. de Blois, B.-M. Wilén, D. Gustavsson, "Treatment of municipal wastewater with aerobic granular sludge", *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 48, nr. 2, s. 119-166, januari 2018, doi: 10.1080/10643389.2018.1439653.

- [30] S. Bengtsson, M. de Blois, B. Wilén, D. Gustavsson, "A comparison of aerobic granular sludge with conventional and compact biological treatment technologies", *Environmental Technology*, vol. 40, nr. 21, s. 2769-2778, september 2019, doi: 10.1080/09593330.2018.1452985.
- [31] R. Hamza, A. Rabii, F. Ezzahraoui, G. Morgan, O.T. Iorhemen, "A review of the state of development of aerobic granular sludge technology over the last 20 years: Full-scale applications and resource recovery", *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, vol. 5, s. 100-173, maj 2022, doi: 10.1016/j.cscee.2021.100173.
- [32] B. Rusten, and B. Eikebrokk and Y. Ulgenes and E. Lygren. "Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors", *Aquacultural Engineering*, vol.34, nr.3, s.322-331, Maj 2006, doi:10.1016/j.aquaeng.2005.04.002.
- [33] A. Danielsson, L. Hagman, J. Hjälmen, P. Lilliehorn, L. Petersson, "Framtidens avloppsvattenrening: En jämförande fallstudie av reningstekniker inför utbyggnation av Sjölanda avloppsreningsverk", kandidatarbete, Vatten Miljö Teknik, Chalmers tekniska högskola, Göteborg, Sverige, 2017. [Online] tillgänglig: <https://publications.lib.chalmers.se/records/fulltext/251268/251268.pdf>.
- [34] A. D. Santos, R. C. Martins, R. M. Quinta-Ferreira, L. M. Castro, "Moving bed biofilm reactor (MBBR) for dairy wastewater treatment", *Energy Reports*, vol. 6, s. 340-344, december 2020, doi: 10.1016/j.egyr.2020.11.158.
- [35] S. Safwat, "Moving Bed Biofilm Reactors for Wastewater Treatment: A Review of Basic Concepts", *International Journal of Research*, vol. 6, nr. 10, s. 85-90, september 2019. [Online] tillgänglig: <https://journals.pen2print.org/index.php/ijr/article/view/19353>.
- [36] H.Z. Yuan, J.B. Zhao, S.Z. Ke, "Research on Features of Domestic Wastewater Treatment and Mechanism of Denitrification in Anaerobic MBBR Reactor", *Advanced Materials Research*, vol. 455-456, s. 1030-1036, Trans Tech Publications Ltd., januari 2012, doi: 10.4028/www.scientific.net/AMR.455-456.1030.
- [37] D. Bolzonella, F. Battista, C. Cavinato, M. Gottardo, F. Micolucci, P. Pavan, "Chapter 13 - Biohythane Production From Food Wastes", i *Biohydrogen*, 2:a upplagan, A. Pandey, S. Venkata Mohan, J.-S. Chang, P.C. Hallenbeck och C. Larroche (Red.), Elsevier, 2019, s. 347-368, doi: 10.1016/B978-0-444-64203-5.00013-7.

- [38] J.A. Kawan, H.A. Hasan, F. Suja, O.B. Jaafar, R. Abd-Rahman, "A Review On Sewage Treatment And Polishing Using Moving Bed Bioreactor (MBBR)", *Journal of Engineering Science and Technology*, vol. 11, nr. 8, s. 1098-1120, augusti 2016, tillgänglig: https://jestec.taylors.edu.my/Vol%2011%20issue%208%20August%202016/11_8_4.pdf.
- [39] X. Yang, V. López-Grimau, M. Vilaseca, M. Crespi, "Treatment of Textile Wastewater by CAS, MBR, and MBBR: A Comparative Study from Technical, Economic, and Environmental Perspectives", *Water*, vol. 12, nr. 5, maj 2020, doi: 10.3390/w12051306.
- [40] Y. Cao, M. van Loosdrecht, G.T. Daigger, "Mainstream partial nitrification-anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies", *Applied microbiology and biotechnology*, vol. 101, nr. 4, s. 1365-1383, februari 2017, doi: 10.1007/s00253-016-8058-7.
- [41] A. Bertino, "Study on one-stage Partial Nitrification-Anammox process in Moving Bed Biofilm Reactors: a sustainable nitrogen removal.", masteravhandling, Mark- och Vattenteknik, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm, Sverige, juni 2011. [Online] tillgänglig: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-96303>.
- [42] F. Persson. Intervju om anammox med Frank Persson, docent vid vatten miljö teknik, arkitektur och samhällsbyggnads teknik, Chalmers tekniska högskola, februari 2022.
- [43] E. Plaza , F. Persson, B.-M. Wilén, R. Sultana, "Användning av Anammox för en förbättrad kväveavskiljning vid avloppsverk", *Svenskt Vatten*, Bromma, Sverige, nr. 2015-18, 2015.
- [44] B. Stauffer, D. Spuhler, "Water and Nutrient Perspective - Factsheets - Anammox", *SSWM*, u.å. [Online] tillgänglig: <https://sswm.info/water-nutrient-cycle/wastewater-treatment/hardwares/semi-centralised-wastewater-treatments/anammox>. Hämtad: 5 maj, 2022.
- [45] D.J.I. Gustavsson, C. Suarez, B.-M. Wilén, M. Hermansson, F. Persson, "Long-term stability of partial nitrification-anammox for treatment of municipal wastewater in a moving bed biofilm reactor pilot system", *Science of The Total Environment*, vol. 714, 20 april 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.136342.

- [46] M. Hoekstra, F.A. de Weerd, R. Kleerebezem, M.C.M. van Loosdrecht, "Deterioration of the anammox process at decreasing temperatures and long SRTs", *Environmental technology*, vol. 39, nr. 5, s. 658-668, 10 april 2017, doi: 10.1080/09593330.2017.1309078.
- [47] J. Radjenović, M. Matošić, I. Mijatović, M. Petrović, D. Barceló, "Biological Wastewater Treatment Systems", i *Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste. The Handbook of Environmental Chemistry*, D. Barceló och M. Petrović (Red.), Berlin, Germany: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2008, vol. 5 / 5S / 5S/2, kap. 2, s. 37-101, doi: 10.1007/698_5_093.
- [48] S. Judd, C. Judd, *The MBR book: principles and applications of membrane bioreactors for water and wastewater treatment*, 2:a upplagan, Oxford Burlington, Massachussets, USA: Butterworth-Heinemann, 2011.
- [49] S. Judd, F. Turan, "Sidestream vs immersed membrane bioreactors: a cost analysis", *Proceedings of the Water Environment Federation*, vol. 2018, nr. 10, s. 3722-3733, januari 2018, doi: 10.2175/193864718825136008.
- [50] Judd Water and Wastewater Consultants, "MBR Insights - Membrane separation parameters", *Youtube*, 12 april 2018. [Online video] tillgänglig: <https://www.youtube.com/watch?v=99j2Y-Zo5KI>.
- [51] Judd Water and Wastewater Consultants, "MBR Insights - nitrogen removal in mbrs", *Youtube*, 20 mars 2018. [Online video] tillgänglig: <https://www.youtube.com/watch?v=eyhvwYUDwzE>. Hämtad: 5 maj 2022.
- [52] X. Mao, P.H. Myavagh, S. Lotfikatouli, B.S. Hsiao, H.W. Walker, "Membrane Bioreactors for Nitrogen Removal from Wastewater: A Review", *Journal of Environmental Engineering*, vol. 1467, nr. 5, maj 2020, doi: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001682.
- [53] S. Judd, "MBRs choosing the process and membrane configuration", *The MBR Site*, 18 mars 2018, uppd. 26 augusti 2021. [Online] tillgänglig: <https://www.thembrsite.com/designing-a-membrane-bioreactor/immersed-vs-sidestream-membrane-bioreactors-choosing-configuration/>. Hämtad: 18 april 2022.
- [54] S. Judd, "MBR membrane module configurations", *The MBR Site*, 16 januari 2018, uppd. 21 september 2021. [Online] tillgänglig:

<https://www.thembrsite.com/mbr-membrane-configurations/membrane-technology-configurations-mbr-overview/>. Hämtad: 18 april 2022.

- [55] J. O'Grady, U. Cronin, J. Tierney, A.V. Piterina, E. O'Meara, M.G. Wilkinson, "Chapter One - Gaps in the assortment of rapid assays for microorganisms of interest to the dairy industry", i *Advances in Applied Microbiology*, G.M. Gadd och S. Sariaslani (Red.), Cambridge, Massachussets, USA: Academic Press, 2020, vol. 113, s. 1-56, doi: 10.1016/bs.aambs.2020.07.001.
- [56] J. Deacon, "Thermophilic microorganisms", *University of Edinburgh, School of Biological Sciences website*, u.å. [Online] tillgänglig: <http://archive.bio.ed.ac.uk/jdeacon/microbes/thermo.htm>. Hämtad: 6 maj 2022.
- [57] S. Ali Muhammad, E. Vincente Pereira, "Lustgasemissioner från Ryaverket och dess klimatpåverkan - Utvärdering av lustgasmätningar", kandidatarbete, Akademin för textil, teknik och ekonomi, Högskolan i Borås, Borås, Sverige, 2021. [Online] tillgänglig: <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1580083/FULLTEXT01.pdf>.
- [58] L. Ioannou-Ttofa, S. Foteinis, E. Chatzisyneon, D. Fatta-Kassinou, "The environmental footprint of a membrane bioreactor treatment process through Life Cycle Analysis", *Science of The Total Environment*, vol. 568, s. 306-318, oktober 2016, doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.032.
- [59] D. C. Kligerman, E. J. Bouwer, "Prospects for biodiesel production from algae-based wastewater treatment in Brazil: A review", *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 52, s. 1834-1846, december 2015, doi: 10.1016/j.rser.2015.08.030.
- [60] S. F. Mohsenpour, S. Hennige, N. Willoughby, A. Adeloye, T. Gutierrez, "Integrating micro-algae into wastewater treatment: A review", *Science of The Total Environment*, vol. 752, s. 142-168, januari 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142168.
- [61] B. S. M. Strum, S. L. Lamer, "An energy evaluation of coupling nutrient removal from wastewater with algal biomass production", *Applied Energy*, vol. 88, s. 3499-3506, oktober 2011, doi: 10.1016/j.apenergy.2010.12.056.
- [62] C. M. Lamer, L. Gouveia, "Microalgae biomass production using wastewater: Treatment and costs: Scale-up considerations", *Algal Research*, vol. 16, s. 167-176, juni 2016, doi: 10.1016/j.algal.2016.03.010.

- [63] L. Zhu, *et.al.*, "Nutrient removal and biodiesel production by integration of freshwater algae cultivation with piggery wastewater treatment", *Water Research*, vol. 47, s. 4294-4302, september 2013, doi: 10.1016/j.watres.2013.05.004.
- [64] E. Villar-Navarro, R. M. Baena-Nogueras, M. Paniw, J. A. Perales, P. A. Lara-Martín, "Removal of pharmaceuticals in urban wastewater: High rate algae pond (HRAP) based technologies as an alternative to activated sludge based processes", *Water Research*, vol. 139, s. 19-29, 2018, doi: 10.1016/j.watres.2018.03.072.
- [65] J. S. Arcila, G. Buitrón, "Microalgae-bacteria aggregates: effect of the hydraulic retention time on the municipal wastewater treatment, biomass settleability and methane potential", *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, vol. 91, s. 2862-2870, 2016, doi: 10.1002/jctb.4901.
- [66] "D2.2. ENVIRONMENTAL IMPACTS MITIGATION GUIDELINE", *SABANA*, maj 2018.
- [67] A. Saravanan *et.al.*, "A review on algal-bacterial symbiotic system for effective treatment of wastewater", *Chemosphere*, vol. 271, maj 2021, doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.129540.
- [68] L. Zhu, E. Hiltunen, Q. Shu, W. Zhou, Z. Li, Z. Wang, "Biodiesel production from algae cultivated in winter with artificial wastewater through pH regulation by acetic acid", *Applied Energy*, vol. 128, s. 103-110, september 2014, doi: 10.1016/j.apenergy.2014.04.039.
- [69] L. Ferro, A. Gorzsás, F. G. Gentili, C. Funk, "Nutrient removal and biodiesel production by integration of freshwater algae cultivation with piggery wastewater treatment", *Algal Research*, vol. 35, s. 160-167, november 2018, doi: 10.1016/j.algal.2018.08.031.
- [70] E. af Petersens, E. Kvarnström, M. Johansson, "Helsingborg Interreg - handbok om urinsortering", WRS Uppsala AB, Uppsala, Sverige, 18 mars 2005.
- [71] "Vad innehåller avlopp från hushåll?", *Naturvårdsverket*, Stockholm, Sverige, nr. 4425, 18 maj 1995. [Online] tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/om-oss/publikationer/4400/vad-innehaller-avlopp-fran-hushall/>.

- [72] D. Gustavsson, A. Häger, "Uricycle – urinsorterande kretsloppslösning av urban växtnäring i avlopp", *Sweden Water Research*, u.å. [Online] tillgänglig: <https://www.swedenwaterresearch.se/projekt/uricycle/>.
- [73] "Urinseparerande WC", *Avloppscenter*, u.å. [Online] tillgänglig: <https://www.avloppscenter.se/vara-produkter/olika-typer-av-wc/urinseparerande-wc-1/>.
- [74] E. Kärrman, M. Arnell, B. Rydhagen, G. Svensson, H.B. Wittgren, "Multikriterieanalys för integrerade systemlösningar i H+ området", CIT Urban Water Management AB, Stockholm, Sverige, nr. 120010, oktober 2012 [Online] tillgänglig: <https://docplayer.se/4499335-Multikriterieanalys-for-integrerade-systemlosningar-i-h-området.html>.
- [75] "Kretslopp sluts med nytt toalettsystem", *VA SYD*, 19 maj 2021. [Online] tillgänglig: <https://www.mynewsdesk.com/se/vasyd/pressreleases/kretslopps-sluts-med-nytt-toalettsystem-3100222>. Hämtad: 25 april 2022.
- [76] T. Skagerström, "Så går det till när urin blir gödsel", *SVT Nyheter*, 10 mars 2022 [Online] tillgänglig: <https://www.svt.se/nyheter/lokalt/uppsala/sa-gar-det-till-nar-urin-blir-godsel>.
- [77] "SLU har fått en egen urinsorterande toalett!", *Sveriges lantbruksuniversitet*, 14 november 2019. [Online] tillgänglig: <https://www.slu.se/ew-nyheter/2019/11/slu-har-fatt-en-egen-urinsorterande-toalett/>. Hämtad: 3 maj 2022.
- [78] "Our Solution", *Sanitaion 360*, u.å. [Online] tillgänglig: <https://sanitation360.se/our-product/>. Hämtad: 25 april 2022.
- [79] "Urinsorterande toalett i Nature", *REWAISE*, 11 mars 2022. [Online] tillgänglig: <https://rewaise.vasyd.se/News/Urinsorterande-toalett-i-Nature>. Hämtad: 25 april 2022.
- [80] D. Gustavsson. Intervju om urindelning med David Gustavsson, forskningsledare på Sweden Water Research, mars 2022.
- [81] R. Mohammadi, W. Tang, M. Sillanpää, "A systematic review and statistical analysis of nutrient recovery from municipal wastewater by electrodialysis", *Desalination*, vol. 498, januari 2021, doi: 10.1016/j.desal.2020.114626.

- [82] C. C. K. Liu, J.-W. Park, "Water desalination", *Acess Science*, 2019, doi: 10.1036/1097-8542.598900.
- [83] L. Gurreri, A. Tamburini, A. Cipollina, and M. Giorgio, "Electrodialysis applications in wastewater treatment for environmental protection and resources recovery: A systematic review on progress and perspectives", *Membranes*, vol. 10, juli 2020, doi: 10.3390/membranes10070146.
- [84] N. Mir, Y. Bicer, "Integration of electrodialysis with renewable energy sources for sustainable freshwater production: A review", *Journal of Environmental Management*, vol. 289, juli 2021, doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112496.
- [85] Starsend, "Osmotic Processes Diagram", juni 2013, [Elektronisk bild] tillgänglig: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Osmotic_Processes_Diagram.jpg. Hämtad: 3 maj, 2022.
- [86] S. Al-Amshawee, M. Y. B. M. Yunus, "Electrodialysis desalination for water and wastewater: A review", *Chemical Engineering Journal*, vol. 380, januari 2020, doi: 10.1016/j.cej.2019.122231.
- [87] M. A. C. K. Hansima *et al.*, "Fouling of ion exchange membranes used in the electrodialysis reversal advanced water treatment: A review", *Chemosphere*, vol. 263, januari 2021, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127951.
- [88] X. Wang, X. Zhang, Y. Wang, Y. Du, H. Feng, T. Hu, "Simultaneous recovery of ammonium and phosphorus via the integration of electrodialysis with struvite reactor", *Journal of Membrane Science*, vol. 490, s. 65-71, september 2021, doi: 10.1016/j.memsci.2015.04.034.
- [89] A. J. Ward, K. Arola, E. Thompson Brewster, C. M. Mehta, D. J. Batstone, "Nutrient recovery from wastewater through pilot scale electrodialysis", *Water Research*, vol. 135, s. 57-65, maj 2018, doi: 10.1016/j.watres.2018.02.021.
- [90] N. van Liden, H. Spanjers, J. B. van Lier, "Application of dynamic current density for increased concentration factors and reduced energy consumption for concentrating ammonium by electrodialysis", *Water Research*, vol. 163, oktober 2019, doi: 10.1016/j.watres.2019.114856.
- [91] D. Vineyard, A. Hicks, K. G. Karthikeyan, C. Davidson, P. Barak, "Life cycle assessment of electrodialysis for sidestream nitrogen recovery in municipal wastewater treatment", *Cleaner Environmental Systems*, vol. 2, juni 2021, doi: 10.1016/j.cesys.2021.100026.

- [92] J.Wang, X. Liu, "Forward osmosis technology for water treatment: Recent advances and future perspectives", *Journal of Cleaner Production*, vol. 280, s. 1-23, januari 2021, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.124354.
- [93] K. Lutchmiahab, A.R.D.Verliefdeac, K.Roestb, L.C.Rietvelda, E.R.Cornelissen, "Forward osmosis for application in wastewater treatment: A review", *Water Research*, vol. 58, s. 179-197, juli 2014, doi: 10.1016/j.watres.2014.03.045.
- [94] W. Xu, Q. Chen, Q. Ge, "Recent advances in forward osmosis (FO) membrane: Chemical modifications on membranes for FO processes", *Desalination*, vol. 419, s. 101-116, Oktober 2017, doi: 10.1016/j.desal.2017.06.007.
- [95] Á. Robles *et al.*, "New frontiers from removal to recycling of nitrogen and phosphorus from wastewater in the Circular Economy", *Bioresource Technology*, vol. 300, s. 1-18, mars 2020, doi: 10.1016/j.biortech.2019.122673.
- [96] S. Jafarinejad, "Forward osmosis membrane technology for nutrient removal/recovery from wastewater: recent advances, proposed designs, and future directions", *Chemosphere*, vol. 263, s. 1-17, Januari 2021, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.128116.
- [97] K. Almoalimi, Y.-Q. Liu, "Enhancing ammonium rejection in forward osmosis for wastewater treatment by minimizing cation exchange", *Journal of Membrane Science*, vol. 648, s. 1-11, April 2022, doi: 10.1016/j.memsci.2022.120365.
- [98] E. Kondili, "2.22 - Special Wind Power Applications", i *Comprehensive Renewable Energy*, A. Sayigh (Red.), Elsevier, januari 2012, kap. 2.22, s. 725-746, doi: 10.1016/B978-0-08-087872-0.00225-0.
- [99] S. Shin, A.S. Kim, "Temperature Effect on Forward Osmosis", i *Osmotically Driven Membrane Processes - Approach, Development and Current Status*, London, Storbritannien: IntechOpen, mars 2018, doi: 10.5772/intechopen.72044.
- [100] Starsend, "Osmotic Processes Diagram", juni 2013, [Elektronisk bild] tillgänglig: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Osmotic_Processes_Diagram.jpg. Hämtad: 3 maj, 2022.
- [101] J. Korenak, S. Basu, M. Balakrishnan, C. Hélix-Nielsen, I. Petrinic, "Forward Osmosis in Wastewater Treatment Processes", *Acta Chimica Slovenica*, vol. 64, nr. 1, s. 83-94, februari 2017, doi: 10.17344/acsi.2016.2852.

- [102] W. Y., Chia, S.R. Chia, K.S. Khoo, K.W. Chew, P.L. Show, "Sustainable membrane technology for resource recovery from wastewater: Forward osmosis and pressure retarded osmosis", *Journal of Water Process Engineering*, vol. 39, s. 1-14, februari 2021, doi: 10.1016/j.jwpe.2020.101758.
- [103] L. Kinidi, I.A.W. Tan, N.B. Abdul Wahab, K.F.B. Tamrin, C.N. Hipolito, S.F. Salleh, "Recent Development in Ammonia Stripping Process for Industrial Wastewater Treatment", *International Journal of Chemical Engineering*, vol. 2018, juli 2018, doi: 10.1155/2018/3181087.
- [104] G. Bowden, R. Tsuchihashi, H.D. Stensel, *Technologies for Sidestream Nitrogen Removal*, vol. 15, London, Storbritannien: IWA Publishing, februari 2016. [Ebok] tillgänglig: <https://doi.org/10.2166/9781780407890>.
- [105] C. Vaneeckhaute *et al.*, "Nutrient Recovery from Digestate: Systematic Technology Review and Product Classification", *Waste and Biomass Valorization*, vol. 8, s. 21-40, januari 2017, doi: 10.1007/s12649-016-9642-x.
- [106] A.M. Yasin, "Undersøkelse av rensegrader, driftsforhold og kostnader ved nitrogenfjerning og fangst med lukket ammoniakkstripping ved VEAS", masteravhandling, Institutt for matematiske realfag og teknologi, Universitetet for miljø- og biovitenskap, Ås, Norge, augusti 2012. [Online] tillgänglig: <http://hdl.handle.net/11250/188915>.
- [107] "Produkter - Vann", *VEAS*, u.å. [Online] tillgänglig: <https://www.veas.nu/produkter/vann>. Hämtad: 5 april 2022.
- [108] M. Darwish, A. Aris, M.H. Puteh, M.Z. Abideen, M.N. Othman, "Ammonium-Nitrogen Recovery from Wastewater by Struvite Crystallization Technology", *Separation & Purification Reviews*, vol. 45, nr. 4, s. 261-274, januari 2016, doi: 10.1080/15422119.2015.1119699.
- [109] B. Li *et al.*, "Phosphorous recovery through struvite crystallization: Challenges for future design", *Science of The Total Environment*, vol. 648, s. 1244-1256, januari 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.166.
- [110] I. Kabdaşlı, A. Şafak, O. Tünay, "Bench-scale evaluation of treatment schemes incorporating struvite precipitation for young landfill leachate", *Waste Management*, vol. 28, nr. 11, s. 2386-2392, november 2008, doi: 10.1016/j.wasman.2007.10.020.

- [111] H. Wang, G.W. Cheng, X.W. Song, Z.H. Xu, J.J. Meng, C.Q. Dong, "Pretreatment of High Strength Ammonia Removal from Rare-Earth Wastewater by Magnesium Ammonium Phosphate (MAP) Precipitation", *Advanced Materials Research*, vol. 496, s. 42-45, Trans Tech Publication Ltd., mars 2012, doi: 10.4028/www.scientific.net/AMR.496.42.
- [112] "Magnesiumklorid - RIB Farliga ämnen", *RIB - Myndigheten för samhällskydd och beredskap*, u.å. [Online] tillgänglig: <https://rib.msb.se/Portal/Template/Pages/Kemi/Substance.aspx?id=5770q=magnesiumkloridp=1>.
- [113] "Magnesiumoxid - RIB Farliga ämnen", *RIB - Myndigheten för samhällskydd och beredskap*, u.å. [Online] tillgänglig: <https://rib.msb.se/portal/template/pages/kemi/Substance.aspx?id=4902q=magnesiumoxidp=1>.
- [114] "Magnesiumsulfat - RIB Farliga ämnen", *RIB - Myndigheten för samhällskydd och beredskap*, u.å. [Online] tillgänglig: <https://rib.msb.se/portal/template/pages/kemi/Substance.aspx?id=4920q=magnesiumsulfatp=1>.
- [115] J.A. Wilsenach, C.A.H. Schuurbiers, M.C.M. van Loosdrecht, "Phosphate and potassium recovery from source separated urine through struvite precipitation", *Water Research*, vol. 41, nr. 2, s. 458-466, januari 2007, doi: 10.1016/j.watres.2006.10.014.
- [116] K. Xu, C. Wang, H. Liu, Y. Qian, "Simultaneous removal of phosphorus and potassium from synthetic urine through the precipitation of magnesium potassium phosphate hexahydrate", *Chemosphere*, vol. 84, nr. 2, s. 207-212, juni 2011, doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.04.057.
- [117] Y. Liu, S. Kumar, J.-H. Kwag, C. Ra, "Magnesium ammonium phosphate formation, recovery and its application as valuable resources: a review", *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, vol. 88, nr. 2, s. 181-189, februari 2013, doi: 10.1002/jctb.3936.
- [118] M.S. Massey, J.G. Davis, J.A. Ippolito, R.E. Sheffield, "Effectiveness of Recovered Magnesium Phosphates as Fertilizers in Neutral and Slightly Alkaline Soils", *Agronomy Journal*, vol. 101, nr. 2, s. 323-329, mars 2009, doi: 10.2134/agronj2008.0144.

- [119] L. Egle, H. Rechberger, J. Krampe, M. Zessner, "Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies", *Science of The Total Environment*, vol. 571, nr. 5, s. 522-542, november 2016, doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.019.
- [120] S. Wang, Y. Peng, "Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment", *Chemical Engineering Journal*, vol. 156, nr. 1, s. 11-24, januari 2010, doi: 10.1016/j.cej.2009.10.029.
- [121] G.D. Gikas, A.V. Tsihrintzis, "A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater", *Ecological Engineering*, vol. 44, s. 337-343, juli 2012, doi: 10.1016/j.ecoleng.2012.04.016.
- [122] L.P. Xiao, X.H. Geng, G. Pei, "An Experimental Study on Ammonia-Nitrogen Removal from Waste Water with Modified Absorbent", *Advanced Materials Research*, vol. 1088, s. 591-595, Trans Tech Publication Ltd., februari 2015, doi: 10.4028/www.scientific.net/AMR.1088.591.
- [123] N. Bolan, C. Mowatt, D.C. Adriano, J.D. Blennerhassett, "Removal of Ammonium Ions from Fellingmongery Effluent by Zeolite", *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, vol. 34, nr. 13-14, s. 1861-1872, augusti 2003, doi: 10.1081/CSS-120023222.
- [124] J. Shi *et al.*, "Preparation and application of modified zeolites as adsorbents in wastewater treatment", *Water Science and Technology*, vol. 2017, nr. 3, s. 621-635, juni 2018, doi: 10.2166/wst.2018.249.