Rening av näringsämnen i överskottsvatten i infrastrukturentreprenader – Litteraturstudie och urval

Författare: Solveig Johannesdottir, Emma Lundin, Marcus Ahlström, Peter Sundberg, Magnus Arnell

Dokumentdatum: 2020-04-21

Ärendenummer: TRV 2020/27836

Handläggare Trafikverket: Tove Olsson

Bild tagen av: Trafikverket

RISE Research Institutes of Sweden AB
Box 857, 501 15 BORÅS
Telefon: 010-516 50 00
E-post: info@ri.se, Internet: www.ri.se

Sammanfattning

Denna delrapport är den första från projektet *Rening av näringsämnen i överskottsvatten i infrastrukturentreprenader* som utförs av RISE på uppdrag av Trafikverket. Syftet med projektet är att bidra till utvecklingen av en behandlingsteknik för att minska kväveinnehållet i kväverikt processvatten hos Trafikverkets infrastrukturentreprenader. De specifika målen för projektet är att: (1) sammanställa kunskap om möjliga behandlingstekniker, (2) identifiera de mest lämpliga teknikerna för att vidare undersöka i labbförsök, samt utifrån labbförsöken, (3) identifiera en lämplig behandlingsteknik för utvärdering i pilotskala. I denna rapport presenteras den inledande litteraturstudien som har genomförts i projektet, samt de behandlingstekniker som har identifierats som mest lovande för vidare labbförsök.

Syftet med litteraturstudien är att identifiera lovande tekniker och metoder för att rena kväve från överskottsvatten vid byggentreprenader. En extensiv sökning av vetenskaplig litteratur med flera nyckeltermer för tekniker för rening av kväve i vatten med liknande karaktär och systematisk genomgång av identifierade studier gjordes för att kartlägga potentiella tekniker. Utöver sökningar inom vetenskapliga databaser och tidskrifter gjordes även sökningar i databaser med examensarbeten, myndigheter och hemsidor. För en fördjupad förståelse för varje identifierad teknik gjordes riktade sökningar för kompletterande material.

De identifierade teknikerna kategoriserades i 15 generella kategorier: biologisk nitrifikation/denitrifikation, aerobt granulärt slam, Anammox/deammonifikation, mikroalger, adsorption, jonbyte, ammoniakstrippning, membranfiltrering, elektrokemisk oxidation och reduktion, mikrobiella bränsleceller och elektrolysceller, samt kemiska metoder. Trots att sökningarna innehöll nyckelord för att identifiera byggprocessvatten och annat processvatten från infrastrukturentreprenader, återfanns ingen sådan studie i kartläggningen. Däremot återfinns en handfull studier på vatten från gruvverksamhet, en del av dessa från Sverige.

För att välja ut de mest lovande teknikerna användes en poängsättningsmodell med skall-krav samt bör-krav som formulerades tillsammans med intressenter vid en workshop. Poängsättningsmodellen identifierade ammoniakstrippning, adsorption och elektrokemisk rening som de tre mest lovande teknikerna. Dessa tekniker har fördelar jämtemot biologiska metoder då de inte är lika beroende av temperatur, klarar varierande förhållanden bättre, samt att uppstartstiderna är kortare och att processerna överlag är mindre känsliga.

Då biologisk kväverening är den vanligaste metoden som används för att rena vatten förorenat med kväve, samt att höga reningsgrader kan uppnås under goda förhållanden gör att det är en intressant metod att studera vidare i labbförsök, trots att den inte är bland de tre metoder som fick högst poäng i urvalsprocessen. Förutom biologisk kväverening bedöms ammoniakstrippning, adsorption och elektrokemisk rening som de mest intressanta att studera vidare.

Summary

This report is the first from the project *Rening av näringsämnen i överskottsvatten i infrastrukturentreprenader (*eng. *Treatment of nutrient rich water from construction sites*). The project is performed by RISE Research Institutes of Sweden for the Swedish Transport Administration. The aim of the project is to investigate options for treatment methods to enable local treatment of nitrogen rich water at construction sites of the Swedish Transport Administration. Management of nitrogen rich water from construction sites is a frequently recurring problem where insufficient handling can cause delays and economic as well as environmental losses within large infrastructure projects. There is a need for efficient methods for treatment of this type of water, but today standardized procedures are lacking both at the Swedish Transport Administration and elsewhere.

The aim of the literature study conducted and presented in this report is to identify promising technologies and methods to remove nitrogen from water of similar character as what is produced at construction sites. An extensive search for literature to map out potential technologies was conducted. In addition to searching within peer-reviewed scientific literature and databases, searches in theses repositories, institutional websites and Google were performed. Additional searches for specific technologies were performed as needed to gain understanding of the processes.

The identified technologies were categorized as: biological nitrification/denitrification, aerobic granular sludge, Anammox/deammonification, microalgae, adsorption, ion-exchange, ammonia stripping, membrane filtration, electrochemical oxidation and reduction, microbial fuel cells and electrolysis cells, and chemical methods. Despite the searches containing key words to identify construction process water, no such studies were identified. A handful of studies on mining wastewater was found, some from Swedish and Nordic countries.

To identify the most promising technologies for further investigation in lab studies, a scoring model was used based on prioritized criteria. Three technologies were identified as the most promising: ammonia stripping, adsorption and electrochemical treatment. These technologies have advantages over biological processes including less temperature dependence, less sensitive to changes in water characteristics and shorter start-up time.

Biological nitrogen removal is the most common method to remediate water and high removal efficiencies can be achieved under the right conditions. This makes biological treatment, namely denitrification, interesting to test in lab studies, despite it not being identified by the model as one of the most promising technologies. Apart from biological treatment, the technologies ammonia stripping, adsorption and electrochemical treatment are the most interesting to study further in lab studies.

Innehåll

Sammanfattning I
Summary II
Innehåll III
1 Bakgrund 1
1.1 Kväve från byggentreprenader 1
1.2 Kväve i vatten 2
1.3 Syfte 3
2 Metod 3
2.1 Litteraturstudie 3
2.1.1 Sökning 4
2.2.2 Bedömning av relevans 4
2.1.1 Avgränsningar 5
2.3 Urvalsprocess - skall-krav och bör-krav 5
3 Resultat litteraturstudie 6
3.1 Resultat litteratursökning 6
3.2 Beskrivning av tekniker/processer 8
3.2.1 Biologiska metoder 8
3.2.2 Fysiokemiska metoder 13
3.2.3 Elektrokemiska metoder 15
3.2.4 Kemiska metoder 16
4 Resultat urvalsprocess 17
5 Diskussion 18
6 Slutsatser 19
Referenser 20
Appendix 1 – Poängsättningsmodell 24
Appendix 2 – Sökresultat 27
Appendix 3 – Inkluderade studier 29

1 Bakgrund

1.1 Kväve från infrastrukturentreprenader

Sprängning förekommer vid vissa typer av infrastrukturprojekt, såsom tunneldrivning. De sprängmedel som används innehåller kväve, primärt nitrat- och ammonium. Då sprängmedlet detonerar övergår kväveinnehållet till kvävgas, men allt sprängmedel detonerar inte vilket ger upphov till kväveföreningar som kan spridas med överskottsvattnet på byggplatsen (SveBoFo 2006). Både nitrat och ammonium ingår i flera biogeokemiska system och ett överskott av dessa ämnen i akvatiska och markbaserade ekosystem har negativa konsekvenser för växt- och djurliv. Det typiska processvattnet från denna typ av verksamhet kan enligt 9 kap. miljöbalken klassas som avloppsvatten och måste således behandlas innan det kan ledas till recipient vilket därigenom ställer krav på ett lämplig avyttringsförfarande och/eller användandet av en ändamålsenlig behandlingsteknik.

Beroende på de volymer som måste behandlas samt dess (fysio)kemiska sammansättning kan vattnet ledas via avloppsledningsnätet till kommunala reningsverk. Om sammansättningen väsentligen avviker från den hos kommunalt avloppsvatten (exempelvis genom betydande skillnad i pH-värde eller kvävehalter) tenderar VA-huvudmannen att inte vilja ta emot vattnet med reservationer för förhöjda risker att överbelasta det mottagande reningsverket (hydrauliskt såväl som med avseende på kväveinnehållet). De kommunala reningsverkens uppdrag är att rena avloppsvatten från hushåll och de har därför ingen skyldighet att omhänderta processvatten. Vidare kan en försämrad kvalitet på avloppsslammet som bildas på reningsverket försvårar den slamavyttring som genomförs inom ramen av VA-organisationernas ordinarie verksamhet. Om inte VA-huvudmannen vill ta emot processvattnet behöver det tas om hand av entreprenörer och/eller Trafikverket inom byggarbetsplatsen vilket ställer krav på kompakta och robusta reningstekniker. Idag saknas dock standardiserade tillvägagångssätt och metoder för adekvat kväverening av byggprocessvatten hos Trafikverket och den svenska anläggningsbranschen i stort.

Under de senaste åren har flera forsknings- och utvecklingsprojekt utförts för att belysa de problem som kan uppstå med vatten inom byggprocesser. I Sverige har två rapporter tagits fram med stöd från Svenska Byggbranschens Utvecklingsfond (SBUF). Rapporterna beskriver ursprung av vatten i byggprocessen, dess föroreningsinnehåll, effekter på miljö samt vissa metoder för rening av vattnet (SBUF 2007, SBUF 2013). Under 2017 genomfördes en förstudie beställd av Trafikverket (Hamel 2018) för att identifiera behov av vidare forskning för hantering av byggprocessvatten, och kunskapsluckor baserat på genomförandet av litteraturstudier och intervjuer med intressenter. I studien konstateras det bland annat att det finns ett generellt behov av effektivare reningsanläggningar (Hamel 2018). Inom ramen av ett regeringsuppdrag för att beakta transportsystemets påverkan på yt- och grundvattentillgångar genomfördes en förstudie av Bångman et al. (2018) där det konstateras att framgångsfaktorer för att skydda yt- och grundvatten från föroreningar är god planering av nya anläggningar, ändamålsenliga skyddsåtgärder och försiktighetsmått under byggprocessen, och i det arbetet fyller effektiva reningsprocesser en viktig roll.

Trafikverket saknar idag ett lämpligt sätt att hantera näringsrikt processvatten från sina infrastrukturprojekt. I dagsläget renas vattnet bland annat från suspenderat material och olja och pH kan justeras vid behov. Projekt Västlänken i Göteborg släpper processvatten

© RISE Research Institutes of Sweden

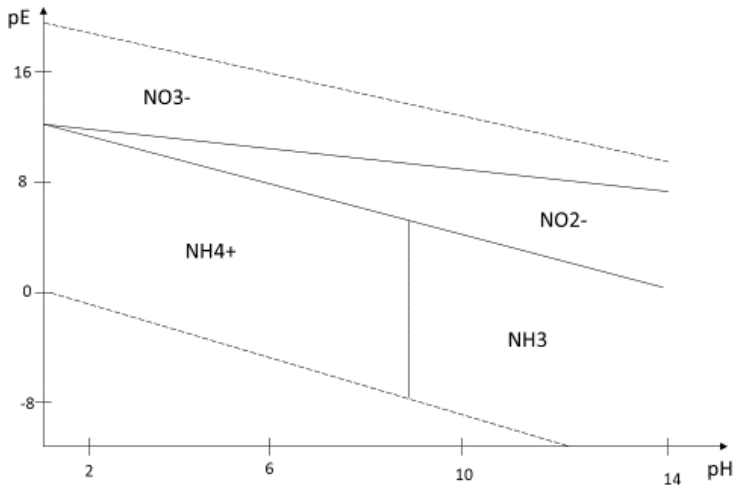
(processvatten från tunneldrivning) från byggverksamheten till ett kommunalt avloppsreningsverk och detta kräver tillstånd eller avtal. Detta medför att Trafikverket inte själva kan styra över vattenhanteringen och blir beroende av andra parter. Det medför bland annat att recirkulation av vatten kan behövas för att koncentrera upp kvävehalten och det gynnar mottagaren, men detta är inte alltid möjligt av olika skäl. Att koncentrera upp överskottsvattnet genom att recirkulera redan på byggarbetsplatsen är fördelaktigt för mottagande reningsverk då flödesbelastningen minskar, men det kan även leda till större slitage på ledningsnätet på vägen dit och till sämre arbetsförhållanden på byggarbetsplatsen samt slitage på maskiner. Slitage på maskiner är anledningen till att recirkulering inte används på vissa byggarbetsplatser. I slutändan skiljer sig dock sammansättningen av processvattnet från det avloppsvatten som reningsverken är byggda för att rena och det är därför inte önskvärt att skicka det till reningsverk alls.

I projekt som genomförs på landsbygden nyttjas ibland våtmarker och liknande naturbaserade reningssystem, dock med följden att betydande markytor kan behövas tas i anspråk vilket inte är tillämpbart för alla typer av anläggningsprojekt. Det finns flertalet processer med kemiska och biologiska metoder för kväverening beskrivna inom litteraturen, men sammansättningen av spräng- och processvatten och förhållandena som råder på byggarbetsplatser ställer andra typer av krav än vad som normalt ställs för avloppsvattenrening. Generellt så karakteriseras vattnet av avsaknad av organiskt kol, låg temperatur, varierande flöde och varierande kvävehalter. Sammantaget innebär detta att vattnet är av komplex karaktär och det är inte självklart vilken metod för rening som är lämpligast.

1.2 Kväve i vatten

Kväve utgör 78% av luften vi andas. Kvävets cykel går genom alla delar av naturen: atmosfär, vatten, biosfär och marken. Kvävets cykel balanseras av reaktioner och omvandlingar mellan de olika delarna av naturen. Löst, oorganiskt kväve i vatten kan huvudsakligen förekomma i form av nitrat, nitrit, ammonium eller ammoniak beroende på vattnets karaktär. pH-värdet har stor inverkan på vilken form kvävet befinner sig i, men även lösningens/miljöns redoxpotential. pE är ett mått på elektronaktivitet, liksom pH är ett mått på aktiviteten av vätejoner i en lösning. Då pE är lågt råder låg redoxpotential och miljön är reducerande. Vid högt pE är miljön i stället oxiderande. Reduktion och oxidation beskriver utbytet av elektroner mellan två ämnen. Vid oxidation av ett ämne minskar antalet fria elektroner och ämnet kallas för elektrondonor. Vid reduktion av ett ämne ökar istället antalet fria elektroner och ämnet kallas för elektronacceptor. Det ämne som reduceras i en redoxreaktion överför elektroner till det ämne som oxideras. Kväveformernas beroende av pH samt pE är illustrerad i figur 1. (vanLoon & Duffy 2010)

© RISE Research Institutes of Sweden



Figur 1. pE/pH diagram för kväve i vatten. Högt pE innebär oxiderande förhållanden (såsom i en luftad tank) medan lågt innebär reducerande (såsom vid botten av en sjö).

1.3 Syfte

Syftet med forskningsprojektet *Rening av näringsämnen i överskottsvatten i infrastrukturentreprenade*r (TRV 2020/27836) är att bidra till utvecklingen av en behandlingsteknik för kväverikt processvatten hos Trafikverkets infrastrukturentreprenader. De specifika målen för projektet är att: (1) sammanställa kunskap om möjliga behandlingstekniker, (2) identifiera de mest lämpliga teknikerna för att vidare undersöka i labbförsök, samt utifrån labbförsöken, (3) identifiera en lämplig behandlingsteknik för utvärdering i pilotskala. I denna rapport presenteras den inledande litteraturstudien som har genomförts i projektet, samt de mest lovande behandlingsteknikerna för vidare labbförsök. Resultaten från projektet ska på sikt bidra till att Trafikverket kan behandla sitt eget länshållnings- och processvatten innehållande näringsämnen.

Syftet med litteraturstudien är att identifiera lovande tekniker och reningsprocesser för att rena kväve från överskottsvatten vid byggentreprenader, främst sprängningsarbeten då ej detonerade sprängmedelsrester resulterar i höga halter av ammonium- och nitrat-kväve i överskottsvatten från byggplatsen. Målet är att välja ut de tre mest lovande metoderna utefter Trafikverkets behov och önskemål. Behandlingsmetoden ska kunna användas inom Trafikverkets framtida anläggningsprojekt som behöver behandla vatten med liknande (fysio)kemisk sammansättning men även kunna nyttjas av andra beställare/utförare av anläggningsprojekt.

2 Metod

2.1 Litteraturstudie

Metoden för litteraturstudien följde konceptet av systematiska kartläggning (eng. *systematic mapping*) av litteratur (Pullin et al. 2018). Metoden valdes för att den möjliggör en transparent och systematisk genomgång av litteratur vilket minskar risken för partiskhet (bias) och följer en rigorös och spårbar vetenskaplig metodik. I korthet kan stegen i litteratursökningen beskrivas enligt

© RISE Research Institutes of Sweden

1. Problemformulering, formulering av sökfråga
2. Formulering av söktermer och söksträngar
3. Genomförande av litteratursökningar
4. Genomgång av sökresultat, bedömning av relevans för varje publikation (artikel eller rapport)
    a. Genomgång och gallring efter granskning av titel och sammanfattning
    b. Genomgång och gallring efter granskning av full artikel eller rapport
5. Extraktion av data och information av relevanta artiklar och rapporter
6. Sammanställning av resultat

Genom att söka brett efter relevant litteratur och granska samtliga publikationer, åtminstone på nivån av titel och sammanfattning, minimeras risken för att intressanta tekniker missas. Vidare innebär de förutbestämda kriterierna som används vid bedömning av studiers relevans (i steg 4 ovan) en transparent och återupprepningsbar litteraturstudie.

2.1.1 Sökning

Syftet med litteratursökningen var att identifiera potentiellt lämpliga tekniker för att rena kväve i byggprocessvatten, som uppkommer vid sprängningsarbete. Då mängden litteratur på tekniker för detta vatten är liten (Hamel 2018) inkluderades rening av andra typer av vatten, främst från gruvverksamhet, deponier samt övriga vatten med liknande karaktär (låg halt organiskt kol, låg biologisk nedbrytbarhet). För att fånga upp så relevant litteratur som möjligt användes tre söksträngar:

- (low W/15 (strength OR biodegradab*) OR inorganic) AND (waste OR process OR tail* OR leach* OR excess) AND water AND (nitrogen OR ammon* OR nitrate) AND (treat OR reduc* OR remov* OR recov*)
- (construction OR blast* OR explosive*) AND (waste OR process OR tail* OR leach* OR excess) AND water AND (nitrogen OR ammon* OR nitrate) AND (treat OR reduc* OR remov* OR recov*)
- (blast* OR explosive*) AND min* AND (waste OR process OR tail* OR leach* OR excess) AND water AND (nitrogen OR ammon* OR nitrate) AND (treat OR reduc* OR remov* OR recov*)

Scopus (databas för vetenskaplig litteratur) användes som huvudsaklig källa till akademiskt publicerade artiklar och kompletterades med sökning i DiVA för att fånga upp rapporter och studentarbeten. Nyckelord, plockade från söksträngarna ovan, användes för att söka efter så kallad grå litteratur även från Chalmers, SLU, norska Vegvesen samt US EPA. Slutligen användes nyckelord för att söka på Google.

2.2.2 Bedömning av relevans

Studier, artiklar och rapporter bedömdes för relevans baserat på följande inklusionskriterier, vilka alla behövde uppfyllas för att studien skulle anses vara relevant:

- Vattentyp – relevanta typer av vatten att inkludera var exempelvis vatten från: gruvindustri, sprängning, sprängmedelstillverkning, lakvatten, vatten med låg halt organiskt kol och hög halt av kväve,
- Process – Beskriver en metod för att reducera koncentrationen av kväve i vattnet,
- Resultat – Reduktion av någon av kväveformerna ammonium, ammoniak, nitrat eller nitrit eller reduktion av totalkvävehalten.

© RISE Research Institutes of Sweden

I det första steget granskades titlar och sammanfattningar. I detta steg exkluderades merparten av publikationerna från den initiala sökningen. Potentiellt relevanta studier gick vidare till nästa steg, vilket var inhämtning av hela artiklar och rapporter. Avsaknad av prenumeration på vetenskapliga tidskrifter kunde leda till att fulltext var otillgänglig, varför en del studier föll bort även i detta steg trots insatser att finna fulltexten. I de fall studien inte fanns tillgänglig på databasen ScienceDirect, där prenumeration fanns, söktes efter den på Google för att se om det fanns andra källor till fulltexten, exempelvis på ResearchGate. I det sista steget av relevansbedömning granskades hela studien.

För att säkerställa konsekvent relevansbedömning av litteraturen gjorde båda författarna en bedömning av samma randomiserade urval av studier. Bedömningarna jämfördes sedan och eventuella olikheter i bedömningarna diskuterades. Detta gjordes både för bedömning av titel och sammanfattning samt för bedömning av full text. Vidare flaggades svårbedömda studier och diskuterades separat. Till hjälp för bedömning av relevans användes det webbaserade programmet EPPI reviewer (Thomas et al. 2010).

2.1.1 Avgränsningar

Syftet med litteraturstudien var att identifiera potentiella tekniker. Litteraturstudien är således bred, men inte djupgående på varje identifierad teknik. Resultaten bör inte användas för att dra slutsatser om effektiviteten av enskilda tekniker utan bör i stället ses vägledande och ge exempel på effektivitet då tekniken appliceras på ett liknande vatten.

Konstgjorda våtmarker kan i många fall vara lämpliga och effektiva för att rena kväve, men på grund av att projektet inriktats mot kompakta (och gärna mobila/flyttbara) lösningar för vattenrening så exkluderades studier på våtmarker. Även studier på kommunalt avloppsvatten (med undantag för studier på redan behandlade sidoströmmar av kommunalt avloppsvatten, vilket i vissa fall kan vara ett liknande vatten) samt avloppsvatten som uppkommer från djurhållning exkluderades eftersom det skiljer sig från det aktuella processvattnet genom förhållandevis högt innehåll av organiska ämnen (BOD eller COD).

Det har förutsatts att vattnet genomgår förbehandling för att avlägsna suspenderat material och vid behov justera pH-värdet innan kväverening. Således har inga förbehandlingstekniker studerats inom ramen för denna litteraturstudie. Däremot utesluts inte att flerstegsprocesser kan vara aktuella för kväveavskiljningen.

2.3 Urvalsprocess - skall-krav och bör-krav

En urvalsmodell baserad på *”Evaluation Score Model”* för innovationsupphandling (Vinnova Rapport VR 2013:09) togs fram under en workshop med projektets referensgrupp och representanter från Trafikverket. Workshopen resulterade i följande slutsatser kring val av teknik:

SKALL-KRAV:
Reningsmetoden skall:

- Minska halten icke-partikulärt totalkväve i processvatten med lågt organiskt innehåll (förutsätter att det finns förbehandling som tar det partikulära innehållet).

BÖR-KRAV:
Reningsmetoden bör (i prioriterande ordning):

1. Klara varierande flöden
2. Fungerar för både låga och höga inkommande kvävehalter samt varierande halter.
3. Tar liten plats. Containerlösning är optimalt, upp till 100 kvadratmeter kan vara acceptabelt (ungefär 7 st 20-fots-kontainrar).

© RISE Research Institutes of Sweden

- *Att reningsmetoden tar liten plats är viktigt men det är också en planeringsfråga som bör tas upp i arbetsplatsdispositionen – prioritering bland andra krav. Trafikverket kan ta den yta som behövs i anspråk, men behövs göras från början i planerings- och kravställningsskedet.*

4. Ej producera oönskade biprodukter i större mängder. Exempelvis svavel, nitrit och N_2O.
    - *Om det inte framgår i studien ska denna inte ses som uppfylld på grund av osäkerheten, dvs alla bör-krav kan inte uppfyllas för metoden.*
5. Fungerar även med kallt vatten, ska fungera i svenska förhållanden ner till 0 °C.
    - *Denna aspekt står i relation till behovet av yta samt energiresurser.*

MERVÄRDE

Reningsmetoden har ett mervärde om den:

1. Inte kräver hög energiåtgång.
    - *Kopplar både till hållbarhet och kostnad*
2. Inte kräver stora mängder tillsatskemikalier.
    - *Kopplar både till hållbarhet och kostnad*.
3. Inte kräver en frekvent tillsyn och expertis för drift.
    - *Ska antingen fungera utan tillsyn eller att kostnad för underentreprenör ingår.*
4. Är en mobil lösning.
5. Inte kräver lång uppstartsfas.
    - *En rimlig uppstartsperiod på några dagar förutsätts. Om man vet i planerings- och kravställningsfasen att uppstartsfasen är lång går det att planera därefter.*

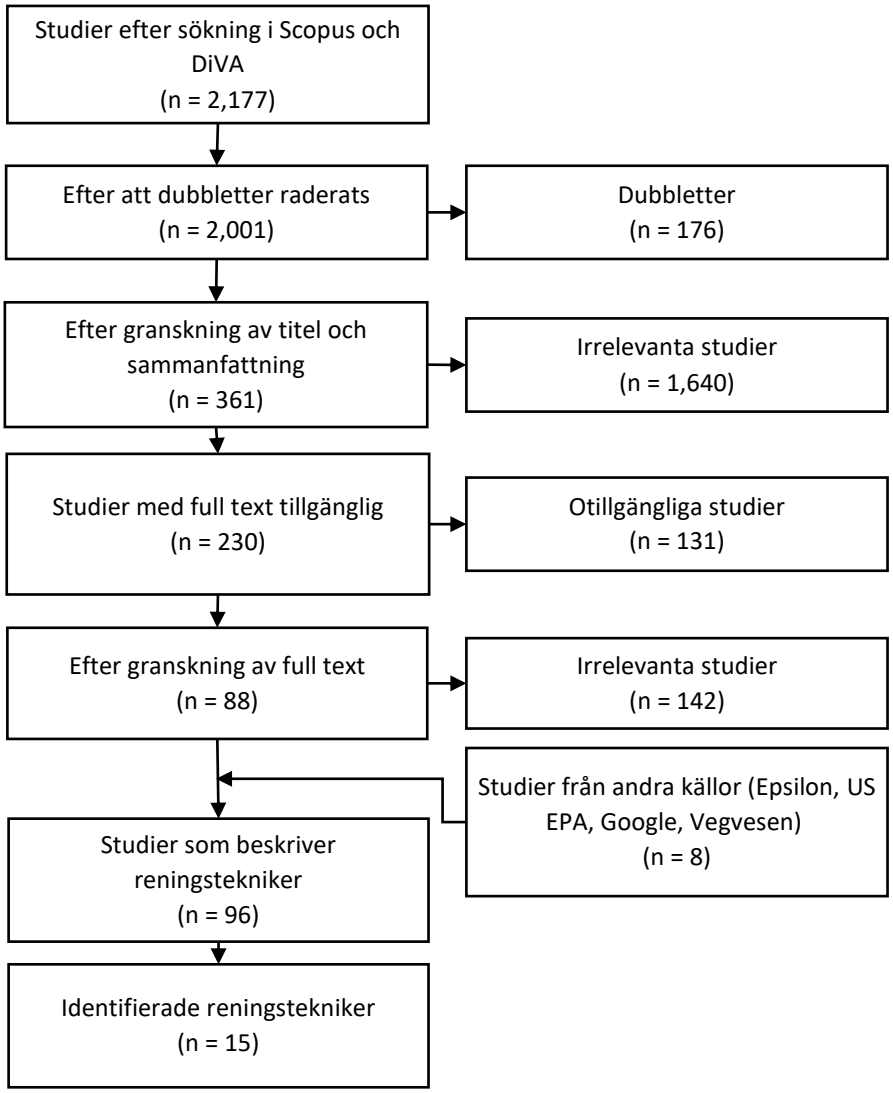
Modellen med urvalskriterier finns beskriven i *Appendix 1 Poängsättningsmodell*. Det utesluts inte att flerstegsprocesser kan vara aktuella för kväveavskiljningen.

3 Resultat litteraturstudie

3.1 Resultat litteratursökning

Den systematiska litteraturgenomgången resulterade i 96 relevanta rapporter och studier. Arbetsgången illustreras i figur 2 nedan. De sökningar som gjordes dokumenterades i *Appendix 2 Sökresultat*. Genom den systematiska arbetsgången identifierades 15 potentiellt relevanta tekniker, vilka presenteras i efterföljande avsnitt. Kompletterande sökningar utöver de systematiska gjordes efter behov för enskilda tekniker att utöka förståelsen för respektive metod.

© RISE Research Institutes of Sweden



Figur 2. Arbetsgång och resultat av den systematiska litteraturgenomgången. Inom parentes presenteras antalet artiklar och rapporter i varje steg.

En kategorisering av de tekniker och metoder som identifierats gjordes, se tabell 1. Viktigt att notera är att inte alla tekniker renar både nitrat- och ammoniumkväve, nitrifikation exempelvis omvandlar endast ammonium till nitrat. Eftersom arbetet som utförts inte varit en heltäckande kartläggning av vetenskaplig litteratur ska fördelningen av studier mellan teknikerna som identifierats ses som en indikation på vilka tekniker som är vanligast. Notera dock att det kan vara stor skillnad på vilka tekniker som är mest förekommande i vetenskaplig litteratur jämfört med vilka tekniker som är vanligast i tillämpning. Exempelvis är konventionell biologisk kväverening den vanligaste tekniken i praxis. Den vanligast förekommande tekniken i kartläggningen var Anammox (eng. anaerobic ammonium oxidation), notera dock att biofilm kan bestå av både Anammoxbakterier och nitrifierande/denitrifierande bakterier.

Tabell 1: Reningstekniker som identifierats för att rena kväve-haltigt processvatten.

Metod	**Avsnitt**
Biofilm	3.2.1.1
Nitrifikation och denitrifikation	3.2.1.1
Denitrifikation	3.2.1.1
Nitrifikation	3.2.1.1

© RISE Research Institutes of Sweden

Aerobt granulärt slam	3.2.1.1
Anammox/deammonifikation	3.2.1.3
Nitritation	3.2.1.3
Algodling	3.2.1.4
Jonbyte	3.2.2.1
Adsorption	3.2.2.1
Ammoniakstrippning	3.2.2.2
Membranfiltrering	3.2.2.3
Bioelektrokemisk	3.2.3.1
Elektrokemisk	3.2.3.2
Fällning	3.2.4

Trots att sökningarna innehöll nyckelord för att identifiera byggprocessvatten och annat processvatten från infrastrukturentreprenader, återfanns ingen sådan studie i kartläggningen. Däremot återfinns en handfull studier på vatten från gruvverksamhet, en del av dessa från Sverige. Betydligt fler studier återfanns på lakvatten från deponi samt rejektvatten från avvattnat avloppsslam. En handfull studier på industriellt avloppsvatten identifierades också, däribland från tillverkning av sprängmedel. Flera studier använde sig av så kallat syntetiskt vatten, det vill säga ett vatten med kväve och eventuella andra ämnen tillsatts för att skapa ett representativt vatten för studierna, vilket ofta är praktiskt. Det har inte gått att avgöra för alla studier vad det syntetiska vattnet representerar, ibland är det flera olika typer av vatten som representeras. Slutligen har vissa typer av kommunala vatten inkluderats, exempelvis långt renat kommunalt avloppsvatten eller med relevanta kvävehalter.

Bland de nordiska länderna är ämnet kväverening från överskottsvatten från infrastrukturentreprenad inte direkt mer utrett än i Sverige. Det isländska Vegagerðin uppgav att kväveutsläpp från tunneldrivning har övervakats i enstaka fall där känslig recipient eller närhet till dricksvattenuttag funnits. Inga generella kartläggningar av utsläppsmängd, miljöpåverkan eller åtgärder har utretts. Det norska Vegvesen har däremot arbetat med frågan i ett antal år och publicerat rapporter på ämnet (Vikan & Meland 2013). I dagsläget utreder även de kvävereningsmetoder då de i flera projekt fått krav på att de renar lakvatten från sprängmassor. I Finland har utredningar på kväverening av vatten från gruvverksamhet gjorts, bland annat genom projektet MINIMAN. Kväveutsläpp i samband med infrastrukturentreprenad pågår eller har pågått i Finland, hos INFRA, men i dagsläget saknas detaljer kring projekten.

3.2 Beskrivning av tekniker/processer

I efterföljande avsnitt beskrivs de tekniker och metoder som identifierats som potentiellt relevanta för rening av byggprocessvatten. Varje avsnitt innehåller en beskrivning av reningsprocessen, exempel från tillämpning samt kommentar om metodens lämplighet i kontexten rening av byggprocessvatten i Sverige.

3.2.1 Biologiska metoder

3.2.1.1 Biologisk nitrifikation och denitrifikation

Den vanligaste kvävereningsprocessen vid kommunala reningsverk är nitrifikation, oftast i kombination med denitrifikation. När båda processerna används ger det reduktion av totalkväve, medan om endast nitrifikation används endast ger en omvandling av ammoniumkväve till nitratkväve. Biologisk nitrifikation genomförs av autotrofa bakterier

© RISE Research Institutes of Sweden

[använder oorganiska ämnen som energikälla]. Löst ammonium, NH_4^+ (aq), genomgår oxidation [minskning av elektroner] där syre agerar som elektronacceptor. Ammonium omvandlas först till nitrit, kallat nitritation, och sedan till nitrat, kallat nitratation.

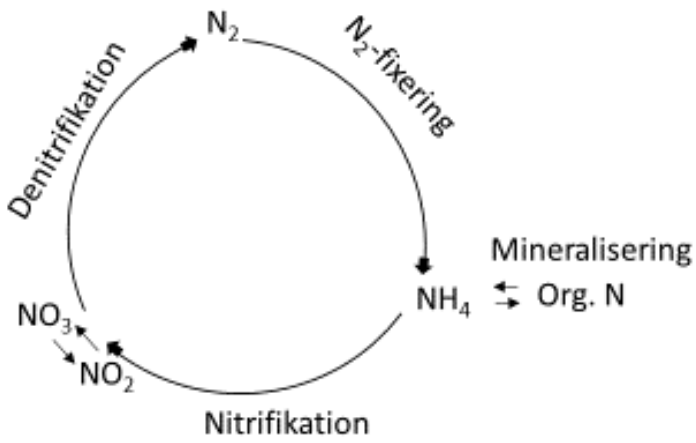
Den sammanlagda reaktionen blir enligt följande (reaktion 1):

$$NH_4^+(aq) + 2O_2 + H_2O \rightarrow NO_3^-(aq) + 2H_3O^+(aq) \qquad (1)$$

Denitrifikation utförs av heterotrofa bakterier [använder organiskt kol som energikälla] och processen kräver därför en tillräcklig källa till organiskt material om denitrifikationen ska ske. Denitrifikation sker i anoxisk miljö [avsaknad av syre], där nitrat agerar som elektronacceptor för oxideringen av organiskt material. I processen oxideras det organiska materialet [antalet elektroner minskar] och nitrat tar emot dessa elektroner och reduceras därmed [elektronantalet ökar] till kvävgas (reaktion 2), förutsatt att reaktionen sker i en lämplig miljö. Reaktionen som sker är enligt följande:

$$4NO_3^-(aq) + 5\{CH_2O\} \rightarrow 2N_2 + 4HCO_3^-(aq) + CO_2(aq) + 3H_2O \qquad (2)$$

Om det finns små mängder syre tillgängligt kan lustgas (N_2O) bildas istället för kvävgas. Lustgas är en högst oönskad produkt då det är en mycket potent växthusgas (vanLoon & Duffy 2010). Kvävecykeln illustreras i figur 3. Om vattnet inte innehåller tillräckligt mycket organiskt kol tillsätts en kolkälla, exempelvis metanol, för att processen ska vara effektiv. Det finns forskning på väte-baserad autrotrof denitrifikation, där vätgas används som elektrondonor istället för organiskt kol, vilket leder till att en kolkälla inte behövs (Zhang et al. 2009). Autotrof denitrifikation kan också genomföras med svavel som elektrondonor (Jermakka et al. 2015b).



Figur 3. Kvävecykel. Nitrifikation innefattar både reaktionerna nitritation och nitratation. I de fall organiskt kväve finns mineraliseras detta till ammoniumjoner (NH_4^+).

Det finns olika processdesign för biologisk kväverening med nitrifikation och/eller denitrifikation (Tchobanoglous et al. 2002). Den vanligaste är aktivslamprocessen som ofta används för kommunal avloppsvattenrening. Aktivt slam består av biomassa av levande mikroorganismer. När aktivt slam används för nitrifikation görs det normalt i en luftad bassäng där luften både syresätter och håller slamflockarna suspenderade. För att denitrifikation ska uppnås krävs en syrefri zon. Den syrefria zonen kan vara antingen före eller efter den luftade zonen (för- respektive efterdenitrifikation). Eftersom de nitrifierande mikroorganismerna växer långsamt recirkuleras ofta överskottsslam från den efterföljande sedimenteringen tillbaka till aktivt slam-bassängerna. En annan vanlig processdesign är den satsvisa biologiska reaktorn, SBR (Sequential

© RISE Research Institutes of Sweden

Batch Reactor). I en SBR skapas förutsättningar för nitrifikation samt denitrifikation i en och samma reaktor genom att variera inpumpning av vatten, luftning och omrörning sekventiellt. En tredje variant på processdesign är biofilm. En biofilm är ett lager med mikroorganismer som växer på en fast yta. Denna yta kan vara i form av bland annat en biobädd, suspenderade bärare eller fluidiserad bädd. Fördelen med biofilm är att mikroorganismerna hålls kvar inne i reaktorn genom att hålla kvar bärarmaterialet (Tchobanoglous et al. 2002).

En sista variant värd att nämna här är den så kallade SHARON (Single reactor for High activity Ammonia Removal over Nitrate) processen (Ellwerth-Stein 2012). Processen genomförs i en och samma omblandad reaktor. I processen sker först nitritation följt av denitrifikation, det vill säga ammonium omvandlas till nitrit vilket omvandlas till kvävgas. För att nitrat inte ska bildas behöver temperaturen vara 30–40 °C för att hämma de bakterierna som utför nitratationen, medan de som utför nitritationen kan växa. Denna process kräver mindre luftning och kolkälla än nitrifikation/denitrifikation. Tekniken har implementerats i fullskala på flera kommunala reningsverk internationellt, i Sverige exempelvis i Linköping för rening av rejektvatten från avvattnat slam (Ellwerth-Stein 2012).

Bioaugmentation är tillsats av mikroorganismer med specifika katabola förmågor som kan möjliggöra eller förbättra nedbrytningen av specifika föroreningar. I de fall vattenmiljön är ofördelaktig för konventionell biologisk rening kan bioaugmentation vara en potentiell lösning. Bakterier med nedbrytningskapaciteter specifika för en önskad förorening kan isoleras, selekteras och odlas upp och användas för att förbättra rening (Yu et al. 2014). Bioaugmentation kan exempelvis användas för att förbättra kvävereduktionspotentialen vid låga temperaturer genom att använda specifika bakterier (Yao et al. 2013).

Generellt gynnas mikroorganismer av en medelhög temperatur (20–35 °C) och för nitrifikation krävs syrerik miljö, det vill säga lufttillförsel, medan denitrifikation i stället ofta kräver tillsats av kolkälla. Lustgas är en vanligt förekommande biprodukt och högst oönskad då det är en mycket potent växthusgas. Bioslam bildas som restprodukt, och även om del av slammet recirkuleras för att gynna mikroorganismerna bildas ett överskottsslam som behöver hanteras. Eftersom biologisk kväverening är en mycket vanligt förekommande metod, och har varit det länge, finns mycket forskning, kunskap och olika processdesigner. En aktiv slamprocess är mindre lämplig för byggprocessvatten då den är bättre anpassad för avloppsvatten med hög BOD-halt (rikt på organiskt kol). Byggprocessvattnet kan förväntas innehålla både nitrat- och ammoniumkväve, varför endast denitrifikation möjligen inte minskar totalkvävehalten tillräckligt. Att låta en del av ammoniumkvävet omvandlas till nitrat inför denitrifikation kan vara lämpligt, vilket kan göras på andra sätt än genom biologisk nitrifikation, exempelvis genom luftning och pH-sänkning (se pE-pH diagram i figur 1). SHARON-tekniken är mindre lämplig då höga temperaturer (> 30 °C) krävs. Autotrof denitrifikation kan vara intressant för att minska driftkostnaderna då tillsats av kolkälla kan undvikas. Processdesign i form av SBR eller biofilm kan vara lämplig.

3.2.1.2 Aerobt granulärt slam

Aerobt granulärt slam skiljer sig från konventionellt aktivt slam genom att ha en högre retention av biomassa, bättre sedimenteringsegenskaper, bredare konsortium av mikroorganismer och kan rena näringsämnen effektivt i en enda reaktor. En viktig aspekt under drift är storleken på granulerna, där större granuler riskerar att disintegrera bland annat på grund av att biogas bildas inuti den anaeroba kärnan av granulen (Zhang et al. 2015). Aerobt granulärt slam processen kräver mindre yta jämfört med en traditionell aktivslamprocess och rening av kol, kväve och fosfor kan ske simultant. Metoden är mer kompakt tack vare att biomassan växer i små granuler, i stället för löst i låg koncentration som i en aktivslambassäng. I en SBR (Sequencing Batch Reactor) bildas granulerna genom att applicera ett luftflöde som skapar en hydrodynamisk

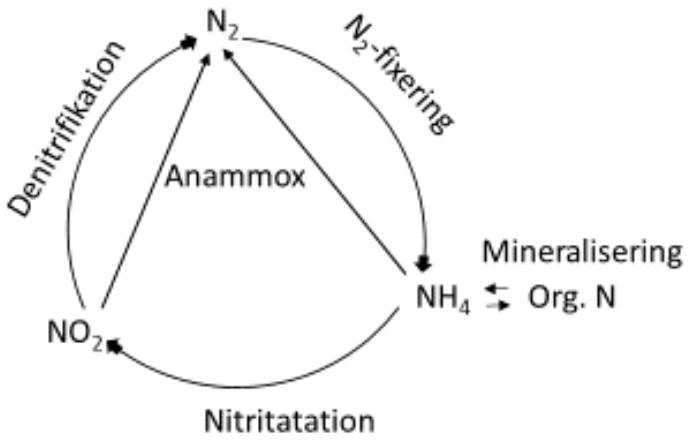
© RISE Research Institutes of Sweden

skjuvkraft och gynnar aggregeringen av slammet till granuler. Vid låga luftflöden bildas inte granuler alls, eller så är de instabila. Simultan nitrifikation och denitrifikation uppnås genom att nitrifikation sker på utsidan av granulerna medan denitrifikation sker inuti granulen där anaeroba förhållanden råder (Nancharaiah & Kiran Kumar Reddy 2018). Generellt sett har aerobt granulärt slam längre uppstartstid än konventionellt slam på grund av att stabila granuler behöver byggas upp.

3.2.1.4 Anammox/deammonifikation

Vid behandling av avloppsvatten med låg halt organiskt material finns det ofta ett behov av att tillsätta en kolkälla för få en effektiv denitrifikation. Detta behov av kolkälla en av de större nackdelarna med denitrifikations-processen. En grupp bakterier har upptäckts som kan genomföra Anammox (Anaerobic ammonium oxidation) vilken renar totalkväve utan den konventionella nitrifikation/denitrifikationsprocessen. Processen lämpar sig väl för ammoniumrika avloppsvatten (Szatkowska 2007). Jämfört med den konventionella nitrifikation/denitrifikations-processen kräver Anammox lägre syretillförsel samt mindre kolkälla, vilket sparar energi och miljöpåverkan. Mikroorganismerna är autotrofa vilket minskar behovet av organiskt kol. I Anammoxprocessen uteblir nitratationen helt, vilket minskar syrebehovet. I stället bildas kvävgas direkt från ammonium och nitrit. Ett försteg till Anammox är därför ofta att omvandla en del av ammoniumet till nitrit, så kallad partiell nitritation. Omvandlingen av kväve via Anammox beskrivs i reaktion 5 samt figur 4.

$$NH_4^+(aq) + NO_2^-(aq) \rightarrow N_2 + 2H_2O(aq) \qquad (5)$$



Figur 4. Kvävecykeln med Anammox. Nitratation av ammonium till nitrat uteblir.

En kombination av nitrifierande bakterier och Anammox-bakterier i en och samma reaktor kallas ”Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite” (CANON). I en studie från 2007 (Cema et al. 2010) beskrivs en bioreaktor med som bärarmaterial i pilotskala där partiell nitritation följs av Anammox. Genom att använda bärarmaterial för biofilmen där bakterierna växer konsumeras syret i vattnet i de yttre lagren av biofilmen, medan Anammoxbakterierna som hämmas av syretillgång växer i de inre delarna av biofilmen dit syret inte når. I studien (Cema et al. 2010) renas rejektvatten från avvattnat rötslam med denna process. Rejektvatten studerades även i en studie av Szatkowska (2007) som visade att separation av nitritation och Anammox kan resultera i en stabil process med partiell nitritation och ett lämpligt förhållande mellan nitrit och ammonium för den efterföljande Anammoxprocessen.

© RISE Research Institutes of Sweden

En annan kombinerad Anammoxprocess är DEAMOX. I ett första steg sker en anaerob mineralisering av organiskt kväve och i en separat reaktor oxideras ammonium till nitrat. I det slutgiltiga steget produceras nitrit från nitrat genom att använda sulfid som elektrondonor. Processen i det slutliga steget matas delvis med utgående vatten från det första steget (Kalyuzhnyi et al. 2006). Fördelarna med denna process är att behovet av processkontroll är lågt och att höga halter av nitrit undviks. I fallet byggprocessvatten är dock det första steget överflödigt, då organiskt kväve inte förekommer i vattnet.

Uppstartstiden för Anammoxprocessen är lång, ofta flera månader. Erfarenheter från implementering av en fullskaleanläggning för Anammox vid reningsverket i Hattingen (Rosenwinkel & Cornelius 2005) visade att uppstartstiden kan vara över ett år när Anammox ersätter nitrifierande biofilm (Szatkowska 2007). Uppstartstiden kan vara kortare om en existerande kultur av Anammoxbakterier används, vilket minskar tiden för etablering av kulturen men en viss tid kan förväntas för att kulturen ska anpassa sig till det aktuella vattnet. Vidare kan en tid för återuppstart krävas efter en allvarligare driftstörning där den mikrobiella kulturen tagit skada.

I en pilotstudie (Cema et al. 2010) var temperaturen 25 °C och reduktionen av totalkväve var över 82% vid en hydraulisk uppehållstid av endast 0,75 timmar. Men reduktionen sjönk till under 30% när temperaturen sänktes till 15 °C. Även en svenskt studie av kväverening med partiell nitritation och Anammox vid låg temperatur och kvävekoncentration visade att processen var ofördelaktig vid låga temperaturer samt låga kvävekoncentrationer. Kväveavskiljningen var stabil vid 13–16 °C med noggrann styrning av syrehalt, men då temperaturen sänktes till 10 °C blev processen instabil och kväveavskiljningen var endast 16%. Vid 13 °C och ammoniumkoncentration i inkommande vatten på 850–1 000 mg/l var reningsgraden 53%, medan vid 16 °C var den 76%. Vidare minskade kväveavskiljningen med minskande ammoniumkväve i inkommande vatten (Plaza et al. 2015). Dessa studier tyder på att uppvärmning samt uppkoncentrering av vattnet krävs för att en Anammoxprocess ska vara tillförlitlig och effektiv, vilket är förenat med ökade driftskostnader.

3.2.1.6 Biologisk kväverening med mikroalger

Intresset för odling av mikroalger har ständigt ökat de senaste åren. I många fall är det intresset för att använda mikroalgbiomassan för att utvinna bioenergi och tillverka exempelvis biodiesel. Ett sätt att göra odlingen mer kostnadseffektiv kan vara att använda olika typer av avloppsvatten som tillväxtmedium, då avloppsvatten redan innehåller näringsämnen. Mikroalger är primärproducenter och använder koldioxid och frigör syre samt organiskt material (Abraham et al. 2018). Mikroalger behöver koldioxid, solljus, kväve och fosfor för att tillväxa. Under gynnsamma förhållanden kan algbiomassan växa mycket snabbt och rena vattnet effektivt då näringsämnen bindas upp i biomassan. Studier har gjorts på mikroalgodling på kommunalt reningsverk i svenska förhållanden av Nordlander et al. (2017). Slutsatserna av deras studie var att en stor area krävs, att en stor mängd biomassa produceras och reningsgraden varierar under året som följd av årstiderna (Nordlander et al. 2017). Anledningen till att stor area krävs är att vattnet måste vara belyst av solljus, naturligt eller artificiellt för att algerna ska kunna växa, och till följd av det krävs grunda bassänger för att ljuset ska nå hela odlingen. En teknisk lösning på detta är att använda så kallade fotobioreaktorer med artificiellt ljus. Det finns även varianter där alger växer på ytor likt biofilm, samt bioreaktorer som kombinerar bakterier och alger.

© RISE Research Institutes of Sweden

3.2.2 Fysiokemiska metoder

3.2.2.1 Adsorption och jonbyte

Adsorption är ett ytkemiskt fenomen och kan beskrivas som en process där lösta ämnen ackumuleras på en yta (adsorbent) (Tchobanoglous et al. 2002; Hermassi et al. 2018). Denna process kan tillämpas för att stabilisera ett ämne (då ämnet ska stanna kvar på adsorbenten) eller extraktion av ett ämne genom att adsorbenten regenereras under kontrollerade former, det vill säga ämnet desorberar från adsorbenten och regenereringslösningen kan tas om hand. Regenereringslösningen kan en högre halt av ämnet (kvävet) än ursprungslösningen, vilket underlättar rening. Temperatur, kinetik, pH och egenskaperna hos adsorbenten och ämnet som ska adsorberas påverkar processen (Ali & Gupta 2006).

Zeoliter och andra material av aluminium-silikat har visat sig vara lovande material för att adsorbera och extrahera ammonium från kommunala och industriella avloppsvatten (Samarina & Takaluoma 2019). Adsorbenter kan installeras i lager för att skapa ett effektivt, hållbart och multifunktionellt behandlingssystem genom att använda adsorbenter med olika egenskaper (Grace et al. 2015). För att öka kvävereningseffekten kan NO_3^- med fördel reduceras till NH_4^+ för att sedan adsorberas på exempelvis zeoliter.

Det finns flera typer av adsorbenter med egenskaper som gör de lämpade för olika typer av vatten, föroreningar och förutsättningar. Utöver zeoliter inkluderar andra vanliga typer av adsorbenter aktivt kol (Kurniawan & Lo 2009), sand (Grace et al. 2015), masugnsslagg (Grace et al. 2015), geoplolymerer (Samarina & Takaluoma 2019), Polonite (Lind et al. 2000) och flygaska (Grace et al. 2015). I studien av Grace et al. (2015) testades adsorption vid temperaturerna 10 °C, 19 °C och 29 °C. Resultaten visade att sand som adsorbent för NH_4^+ och Cu^{2+} gynnades av lägre temperaturer. Zeolit adsorberade PO_4-P bättre vid högre temperaturer, i linje med vad tidigare studier kommit fram till om zeolit och adsorption av näringsämnen (Widiastuti et al. 2011). Aktivt kol gynnades av lägre temperaturer, vilket var att vänta. Detsamma gällde pyritisk fyllning som också var effektivare vid lägre temperaturer (Grace et al. 2015).

Även jonbyte baseras på adsorptionsfenomenet tillsammans med regenerering av adsorbenten för att erhålla en mer koncentrerad lösning innehållande de oönskade ämnena. Principen för jonbyte är att det oönskade ämnet, i joniserad form, byter plats med ett ämne med samma laddning på adsorbentens yta, som i sin tur går i lösning som jon. När alla laddningsytor på adsorbenten är tagna av det oönskade ämnet, regenereras det genom att återigen låta en ofarlig jon byta plats med det oönskade ämnet på adsorbentens yta. Jonbyte kan användas som en metod för uppkoncentrering av kväve vilket undersöktes av Owusu-Aygeman (2012). Jonbyte och omvänd osmos testades för att koncentrera ammonium i ett vatten med låg ammoniumkoncentration för att göra det lämpligt att använda partiell nitritation och Anammox för att rena det. I studien uppkoncentrerades vatten från en anaerob biologisk reaktor med en halt av 24–40 till en halt av 188–367 mg NH_4^+/l. Resultaten tydde dock på att omvänd osmos var lämpligare för efterföljande biologisk behandling på grund av att regenerering av jonbytaren med NaCl ledde till höga salthalter vilket påverkade den biologiska processen negativt

En nackdel med adsorptionsprocesser som baseras på en regenereringsfas är den stora mängd kemikalier, exempelvis starka syror eller baser, som krävs för att regenerera adsorbenten. Vidare bör allt partikulärt och suspenderat material reduceras i vattnet för att förhindra igensättning av adsorbenten (Owusu-Agyeman 2012).

© RISE Research Institutes of Sweden

3.2.2.2 Ammoniakstrippning

Strippning av ammoniak från förorenat vatten är en mycket vanlig metod inom industrin. pH värdet i vattnet höjs till över 10 för att ammonium ska omvandlas till ammoniak (se pE-pH diagram i figur 1), och tillsammans med en höjning av temperaturen drivs den lösta ammoniaken till gasfas. Genom att sätta vattnet i kontakt med en luftström förflyttas ammoniakgasen från vattnet till luftströmmen och därmed extraheras kvävet från vattnet (Jermakka et al. 2015a). Låga temperaturer under processen minskar reningsgraden eftersom ångtrycket av ammoniakgas är lägre och lösligheten i vatten är högre, vilket innebär att mindre strippas ur vattnet (Marttinen et al. 2002). Utsläpp direkt till omgivningen av den extraherade ammoniaken kan vara problematisk ur miljösynpunkt. Processen kan därför kompletteras med ett adsorptionstorn där ammoniaken fångas, vanligtvis med hjälp av svavelsyra. Produkten blir ammoniumsulfat vilket har ett ekonomiskt värde som växtnäring (Capodaglio et al. 2015).

Processen kräver normalt tillsats av bas och höjning av temperatur för att driva löst ammonium till ammoniak i gasfas, vilken eventuellt sedan extraheras och löses i en syra. En pH-höjning till pH 9,5–12 och temperatur på 25–85 °C för att omvandla NH_4^+ till NH_3 resulterar i en hög energikonsumption. Energikonsumption som återfinns i litteratur är 3.9–28.2 kWh kg^{-1} N (Başakçilardan-Kabakci et al. 2007; Antonini et al. 2011). Marttinen et al. studerade ammoniakstrippning med luft på ett lakvatten med 74–220 mg NH_4-N/l med ett flöde av 10 l/s i strippningskolumnen. I kolumnen fick vattnet falla från toppen och mötas av ett luftflöde från botten och vattnet recirkulerades genom kolumnen under upp till 24 timmar. Resultaten visade att 89% av ammoniumkvävet renades när ett luftflöde på 10 l/s användes och temperaturen var 20 °C. Vid 6 °C och luftflöde 10 l/s renades istället 64% av ammoniumkvävet. Reningsgraden var högre ju fler gånger vattnet recirkulerades genom kolumnen samt ju högre temperaturen var (Marttinen et al. 2002).

I studien av Zhang et al. (2018) beskrivs en reningsprocess som inkluderar ammoniakstrippning. Processen består av en elektro-avjonisering, där adsorption och elektriskt fält används för att separera joner och laddade partiklar. Efter denna separering sker strippning genom ett gaspermeabelt membran. Med denna teknik sker en simultan avjonisering av vattnet och extraktion av ammoniak från vatten med relativa låga koncentrationer av joner och kväve. I studien som beskrivs krävdes runt 20 kWh/kg kväve i form av elektricitet. Metoden är oberoende av temperatur och kvävet som extraheras kan återanvändas i exempelvis gödselmedelstillverkning (Zhang et al. 2018).

Eftersom det krävs höga pH-värden och temperaturer i vattnet så är metoden lämpligast för mindre mängd vatten med höga ammoniumkoncentrationer, för att göra metoden kostnadseffektiv då uppvärmning och kemikalietillsats krävs proportionellt mot mängden vatten som behandlas. I det fall vattnet har lägre koncentrationer av kväve kan en upp-koncentrering göras som ett inledande steg, exempelvis genom omvänd osmos (se 3.2.2.3) eller jonbyte.

3.2.2.3 Membranfiltrering

Membranfiltrering kräver ett transmembrant tryck vilket leder vätskan genom membranet. De oönskade ämnena passerar inte genom membranet, vilket leder till att de koncentreras på ena sidan. På andra sidan av membranet samlas den vätska och ämnen som passerat membranet vilket utgör den renade vätskan som kallas permeat. Det finns flera typer av membran vilka har olika porstorlekar och därmed är impermeabla för olika storlekar av ämnen, molekyler och joner. I minskande porstorlek, och därmed högre reningspotential, är microfilter, ultrafilter och nanofilter. Utöver dessa membran kan omvänd osmos eller osmos uppnås med semi-permeabla membran. Ju mindre porstorlek, desto större transmembrantryck krävs för att vätskan ska passera det. Samtidigt producerar membran men mindre porstorlek ett renare permeat, det vill

© RISE Research Institutes of Sweden

säga medför en högre reningseffekt. De största nackdelarna med membranfiltrering är de höga energikostnaderna som krävs för att skapa tillräckligt tryck för att få vattnet att passera genom membranet och den igensättning av membranens porer som sker över tid. När porerna börjar sätta igen minskar flödet genom membranet, vilket innebär att ett högre transmembrant tryck måste appliceras för att upprätthålla samma vattenflöde genom membranen. Backspolning och kemisk rengöring av membranet krävs därför oftast för att behålla membranens funktion över tid.

Framåt-osmos (eng. *forward osmosis*) baseras på skillnader i osmotiskt tryck på var sida om ett semi-permeabelt membran, vilket gör att vatten flödar genom membranet för att utjämna tryckskillnaderna. Det leder till en ansamling av lösta ämnen på ena sidan och renat vatten på den andra. Denna typ av osmos kan ha mildare problem med igensättning av membran, eftersom inget extra tryck appliceras över membranet. (Chen et al. 2014) Detta innebär också att mindre energi krävs. Omvänd osmos å andra sidan kräver stor mängd energi på grund av det stora transmembrana trycket som krävs. Tvärtom mot framåt-osmos så appliceras ett transmembrant tryck för att driva vätskan mot tryckgradienten, det vill säga från lågt tryck till högt. På samma sätt så koncentreras föroreningarna på ena sidan av membranet medan ett renat permeat bildas på den andra sidan (Stuckey 2012).

Membran används allt mer som komplement till biologiska reaktorer för avloppsvattenrening. Membranen möjliggör en längre retentionstid av slam, det vill säga en större mängd mikroorganismer i reaktorerna, vilket kan göra reningen mer effektiv samtidigt som den hydrauliska uppehållstiden för vattnet kan hållas kortare. Detta är särskilt intressant för anaeroba mikroorganismer som växer mycket långsamt och kräver en hög retentionstid i reaktorerna. Genom att komplettera den biologiska reaktorn med membranfiltrering kan bioreaktorn också vara kompaktare. Membranen kan placeras utanför reaktorn, vilket underlättar underhållet av dem men kräver pumpning av vattnet. En annan variant är att installera membranet inuti reaktorn, nedsänkta i vattnet. Genom att applicera ett vacuum på ena sidan dras permeatet genom membranet, vilket innebär att pumpning inte behövs. En tredje variant är att använda en sekvens av membranreaktorer med mindre och mindre porstorlek (Stuckey 2012).

3.2.3 Elektrokemiska metoder

3.2.3.1 Elektrokemisk oxidation och reduktion

Elektrokemisk oxidation kan mineralisera organiska föreningar och vissa inorganiska såsom ammonium och sulfat. Genom elektrokemisk reduktion kan andra oorganiska föreningar såsom nitrat och nitrit renas från vattnet (Deng et al. 2018). Reduktionen av nitrat kan till exempel åstadkommas genom att elektronöverföring med hjälp av ett katalyserande ämne (Fuentes & Hwang 2020).

Vid elektrokemisk kväverening reduceras nitrat och nitrit till ammonium vid den ena elektroden (katoden). Ammonium oxideras sedan till kvävgas vid den andra elektroden (anoden). Det finns två varianter av elektrokemisk oxidation, direkt och indirekt. Vid direkt oxidation utnyttjas hydroxylradikaler som bildas vid anoden och direkt reagerar med det ämne som ska oxideras. Vid indirekt oxidation så utnyttjas ofta aktivt klor från hypoklorit vid anoden, kloret agerar sedan som oxidationsmedel i olika reaktioner med det oönskade ämnet (Jermakka et al. 2015b).

Elektrokemisk rening kan kombineras med exempelvis jonbytesmembran. Genom att separera de anodiska och katodiska delarna i den elektrokemiska reaktorn med ett jon-selektivt membran kan olika miljöer skapas vid respektive elektrod, vilket kan öka effektiviteten av processerna trots att de sker i samma reaktor. Denna typ av reaktor kan vidare kombineras med

© RISE Research Institutes of Sweden

ammoniakstrippning för att återanvända ammoniumkväve från vattnet som exempelvis växtnäring. En av de större nackdelarna med elektrokemisk rening är hög el- och energikonsumtion. Reningsgraden kan vara hög, men det utgående vattnet kan innehålla bland annat klorföreningar som behöver renas i ett efterföljande steg. Förutom som enda reningsmetod, kan den elektrokemiska processen utnyttjas som förbehandling för omvandling av exempelvis av nitrat till ammoniumkväve och i kombination med andra reningstekniker (Deng et al. 2018).

3.2.3.2 Mikrobiell bränslecell och elektrolyscell

En mikrobiell bränslecell är ett bioelektrokemiskt system i vilket kemisk energi omvandlas av bakterier till elektrisk energi. Processen baseras på bakterier som producerar fria elektroner då de konsumerar ett substrat, organiskt eller oorganiskt. Vid den anodiska elektroden sker en oxidationsreaktion då bakterierna producerar elektroner. Elektronerna färdas genom en extern krets till katoden, där en reduktionsreaktion sker. Detta leder till att protoner färdas från den anodiska cellen, genom ett membran, till katoden, och därmed produceras elektricitet (Cameli 2016).

Bakterierna katalyserar elektronöverföringen från exempelvis organiskt material, till anoden, genom den externa kretsen till katoden, där en reduktionsreaktion äger rum där det ofta är syre som reduceras och agerar som den slutliga elektronacceptorn. En variant en mikrobiell bränslecell är användning av elektroner från anoden för att inducera en reduktion av nitrat vid katoden och således även rena kväve (Virdis et al. 2008).

Mikroorganismer vid katoden kan använda elektronerna som överförts från anoden för att denitrifiera nitrat. Mikroorganismerna kan vara i form av biofilm på anoder och katoder (Sun et al. 2016). I vissa studier används en extern nitrifikationsreaktor för att underlätta kvävereningen. I dessa fall går vattnet först genom den anodiska cellen, sedan genom nitrifikationsreaktorn och slutligen genom den katodiska cellen.

En mikrobiell elektrolyscell är designad med två celler separerade av ett jonbytesmembran. En koncentrering av ammonium vid katoden kan uppnås genom processen av laddningsutjämning i lösningen (Barua et al. 2019). Skillnaden mot elektrokemiska cellen som beskrivs i avsnitt 3.2.3.1 är att den mikrobiella cellen innehåller och baseras på mikroorganismer.

3.2.4 Kemiska metoder

Ett fåtal studier i kartläggningen innehöll beskrivningar av kemiska reningsmetoder. Ett par studier beskrev kemisk utfällning av kväve i form av struvit (magnesiumammoniumfosfat, $MgNH_4PO_4$). För tillämpning på byggprocessvatten är struvitfällning mindre lämpligt eftersom vattnet inte innehåller fosfor eller magnesium, vilket skulle behöva tillsättas i ekvimolära mängder för att ge upphov till signifikant struvitutfällning. Vidare används struvitfällning generellt för att återvinna fosfor och är generellt sett inte en kvävereningsmetod.

Studier av kemisk oxidation med exempelvis väteperoxid återfinns i kartläggningen, men i dessa studier används det främst för att förbättra nedbrytbarheten av lakvatten medan kvävet i huvudsak renas med andra metoder, exempelvis med filtrering genom aktivt kol (Kurniawan & Lo 2009). Kemisk oxidation med väteperoxid eller ozon, eller båda två, oxiderar ammonium genom att bilda hydroxylradikaler som verkar som oxidationsmedel. Även en process kallad ”breakpoint chlorination” kan rena kväve ur vatten. Då klorid tillsätts bildas först kloraminer (NH_2Cl) och efter fortsatt tillsats nås till slut en tröskel efter vilken kloraminerna i stället omvandlas till kvävgas (N_2). Processen kräver stora mängder tillsats av klor, ett förhöjt pH, och eftersom reaktionerna i sig är försurande krävs övervakning och vid behov justering av pH. Efter

© RISE Research Institutes of Sweden

behandlingen kan det finnas kvarvarande aktivt klor som behöver renas innan vattnet kan släppas ut i miljön (Capodaglio et al. 2015).

Vid kemisk denitrifiering är det ett katalyserande ämne och/eller särskilda förhållanden som gör att reduktionen av nitrat till kvävgas sker och inte mikrobiologisk metabolism. Vid låga pH-värden kan exempelvis zink användas tillsammans med sulfaminsyra (H_3NSO_3) som katalysatorer. Vid förhöjda pH-värden kan istället tvåvärt järn användas för att reducera nitratet (Capodaglio et al. 2015; Jermakka et al. 2015a).

Kemisk reduktion av nitrat kan också resultera i att nitratet omvandlas till ammonium. Kemisk reduktion av nitrat till ammonium som förbehandling till en teknik som renar enbart ammonium kan exempelvis ske med metalliskt järn. En fördel är att då binda järnpartiklarna till ett bärarmaterial, exempelvis skumglas. Skumglas är en inert produkt som används för isolering och lättfyllnadsmaterial i olika anläggningsprojekt. Skumglas impregnerad med en järn(II) lösning har visat kunna reducera både nitrat och fosfor vid behandling av förorenat vatten. Höga halter nitrat reduceras till ammonium och järnet förbrukas vid reduktionen. 2 kg järn reducerar 1 kg nitrat (0,23 kg NO_3-N). En del av nitratet avgår möjligtvis som kvävgas. Efter att nitratet reducerats till ammonium kan rening ske med exempelvis adsorption till zeolit (Imchuen et al. 2016).

4 Resultat urvalsprocess

Varje teknik poängsattes utifrån modellen som beskrivs i 2.3. Teknikerna adsorption och jonbyte poängsattes tillsammans. Membranbioreaktor poängsattes separat, trots att det är en kombination av biologisk reningsteknik och membranteknik. Detta på grund av att just membranbioreaktorer är mycket vanliga inom avloppsvattenrening, inte minst för lakvatten från deponier. Membranfiltrering som teknik täcks in i membranbioreaktor, där samtliga typer av membran kan användas, samt omvänd/framåt osmos. Biofilm poängsattes inte separat utan inkluderas som processdesign under Anammox respektive nitrifikation/denitrifikation, likaså aerobt granulärt slam vilken täcks in i konventionell biologisk rening som processdesign. Samtliga kemiska metoder poängsattes tillsammans, likaså de elektrokemiska och biologiska kväverening som baseras på nitrifikation och denitrifikation. Resultatet av poängsättningen visas i tabell 2.

Tabell 2. Resultat av poängsättningen.

	Utmaningen	Teknisk mognadsgrad	Genomförbarhet		
Metod	Poäng	Poäng	Poäng	Totalt	%
Ammoniakstrippning	100	12	24	136	91%
Adsorption	100	12	24	136	91%
Elektrokemisk	100	12	18	130	87%
Anammox	60	12	24	96	64%
Biologisk konventionell	60	12	24	96	64%
Membranbioreaktor	60	12	24	96	64%
Omvänd/framåt osmos	60	12	24	96	64%
Kemisk rening	60	12	24	96	64%
Jonbyte	60	12	18	90	60%
Bioelektrokemisk	40	8	12	60	40%
Mikroalger	20	8	18	46	31%

© RISE Research Institutes of Sweden

De tekniker som enligt urvalsmodellen är mest intressanta att gå vidare med till labbstudier är:

1. ammoniakstrippning
2. adsorption
3. elektrokemisk rening

Dessa metoder klarar varierande förutsättning generellt bättre än biologiska processer, vilka är mer beroende av jämna flöden, temperaturer och vattenkemi. Vidare har biologiska metoder en längre uppstartstid, vilket är en nackdel i sammanhanget, om än inte en avgörande faktor. Notera att poängsättningen av respektive teknik är en bedömningsfråga. Flera på samma poäng reflekterar osäkerheter i lämpligheten för just detta vatten. För de biologiska metoderna uppfylldes inte kravet att metoden fungerar väl vid låga temperaturer och för omvänd/framåt osmos bildas ett rejektvatten som kräver vidare behandling. Även adsorption ger uppkomst till en biprodukt, nämligen det spenderade filtermaterialet vilket behöver hanteras. Det är dock i fast form och anses därför mindre problematiskt att bortskaffa än ett rejektvatten varför alla bör-krav ansågs uppfyllda. Även ammoniakstrippning kan ge upphov till en biprodukt, ammoniumsulfat, men processen kan också genomföras utan att adsorbera ammoniaken till en syra varför samtliga bör-krav ansågs uppfyllda, samt att ammoniumsulfat har ekonomiskt värde som växtnäring. Viktigt att notera är dock att samtliga tre utvalda metoder (elektrokemisk rening, ammoniakstrippning och adsorption (till zeolit) fungerar bäst då kvävet huvudsakligen är i ammoniumform för att nå en god rening. Därför kan det krävas en förbehandling där nitrat omvandlas till ammonium.

5 Diskussion

En del tekniker renar ammonium och inte nitrat. Ett förbehandlingssteg för att reducera nitrat till ammonium kan vara ett alternativ för att uppnå en effektiv rening av totalkväve. Det finns ett flertal sätt att göra detta på, exempelvis genom elektrokemisk process, genom att höja pH eller tillsätta ytaktiva material såsom metalliskt järn. Vidare kan fler metoder kombineras för att uppnå en hög reningsgrad, exempelvis omvänd osmos och strippning.

En utmaning är effektiviteten på tekniken. Biologiska metoder exempelvis gynnas av högre temperaturer, det blir en kostnadsfråga ifall uppvärmning av reaktorn är aktuellt. Ammoniakstrippning kräver i regel uppvärmning för att effektivt driva ammoniakgasen ur vattenfasen för att minska kväveinnehållet, och även tekniker som inte bygger på biologiska processer gynnas i många fall av högre temperaturer än de som generellt återfinns i vattnet, eftersom temperatur påverkar kinetiken i kemiska reaktioner. Det blir således en avvägning mellan kostnad för uppvärmning och vinning i form av effektivare rening. Dessa frågor är dock något som ligger utanför det som undersökts i denna litteraturstudie, men är definitivt något som bör tas i beaktning inför eventuella pilotstudier.

Uppkoncentrering av vattnet kan vara fördelaktigt för flera reningsmetoder. Det är generellt föredraget att behandla en mindre, mer koncentrerad ström av avloppsvatten med de metoder som har identifierats för vidare labstudier. Uppkoncentrering kan ske på flera sätt, till exempel genom omvänd osmos. Dessutom kan processvattnet på byggplatsen recirkuleras, återanvändas på plats, vilket ökar koncentrationen av totalkväve på det överskottsvatten som bildas. Recirkulering på byggplatsen skulle även vara fördelaktigt ur synpunkten vattenanvändning. Recirkulering görs lämpligen med sensorer i överskottsvattnet som mäter kvävehalten. Vid höga halter kväve leds vattnet till reningen, medan det recirkuleras om halterna är låga.

Jämfört med biologisk rening är kemiska metoder (inklusive fysiokemiska och elektrokemiska) mindre känsliga för variationer i temperatur och vattenkaraktär. Detta avspeglas i att fysio- och

© RISE Research Institutes of Sweden

elektrokemiska metoder föll ut som de mest intressanta i urvalsprocessen. Faktumet att biologiska processer är mycket välstuderade, implementerade och i många fall effektiva på en mängd olika typer av avlopps- och processvatten kvarstår dock. Den konventionella biologiska processen av denitrifikation har även studerats vid låga temperaturer och på vatten av liknande karaktär, nämligen vatten från gruvindustri, både i Sverige och Finland (Herbert Roger et al. 2014; Jermakka et al. 2015a). Trots att den poängsättningsmodell som användes som stöd under urvalsprocessen inte lyfte fram biologiska metoder som de mest lovande, finns goda anledningar att ändå undersöka om en biologisk metod skulle vara effektiv för att rena kväve ur byggprocessvattnet.

6 Slutsatser

Tekniker som verkar mest lovande är (1) ammoniakstrippning, (2) adsorption och (3) elektrokemisk rening, mycket tack vare att de kan hantera varierande flöden och kvävehalter samt har kort uppstartstid. Biologiska reningsmetoder är effektiva och mycket väl etablerade, varför de är intressanta att testa i labbförsök. Biologisk denitrifikation har studerats av gruvvatten under svenska förhållanden. Dessutom finns flera olika processdesigner som kan tillämpas, exempelvis biofilm eller SBR-teknik. Ammoniakstrippning och adsorption till zeolit renar endast ammoniak respektive ammonium, medan denitrifikation renar nitrat. För att metoderna ska rena båda ammonium- och nitratkväve krävs antingen en inledande process som omvandlar kvävet till rätt form, eller en efterföljande process som renar det kvarvarande kvävet. Slutligen är det klokt att överväga recirkulation av processvatten med låga halter totalkväve på plats för att höja koncentrationerna av kväve.

© RISE Research Institutes of Sweden

Referenser

Abraham, J., Lin Y, RoyChowdhury A, Christodoulatos C, Conway M, Smolinski B, & Braida W (2018). Algae toxicological assessment and valorization of energetic-laden wastewater streams using Scenedesmus obliquus. *Journal of Cleaner Production*, 202, 838–845. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.148

Ali, I. & Gupta, V.K. (2006). Advances in water treatment by adsorption technology. *Nature Protocols*, 1 (6), 2661–2667. https://doi.org/10.1038/nprot.2006.370

Antonini, S., Paris, S., Eichert, T. & Clemens, J. (2011). Nitrogen and Phosphorus Recovery from Human Urine by Struvite Precipitation and Air Stripping in Vietnam. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 39 (12), 1099–1104. https://doi.org/10.1002/clen.201100036

Bångman, G., Forsstedt, S., Grudemo, S., Therése, O. & Sundqvist, B. (2018). *Samhällsekonomisk metod för att beakta transportsystemets påverkan på vatten. En förstudie*. (Regeringsuppdrag N2018/02189/TS)

Barua, S., Zakaria B S, Chung T, Hai F I, Haile T, Al-Mamun A, & Dhar B R (2019). Microbial electrolysis followed by chemical precipitation for effective nutrients recovery from digested sludge centrate in WWTPs. *Chemical Engineering Journal*, 361, 256–265. https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.12.067

Başakçilardan-Kabakci, S., İpekoğlu, A.N. & Talinli, I. (2007). Recovery of Ammonia from Human Urine by Stripping and Absorption. *Environmental Engineering Science*, 24 (5), 615–624. https://doi.org/10.1089/ees.2006.0412

Cameli, F. (2016). *Microbial Fuel Cell for Waste Water Treatment*. http://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:907217/FULLTEXT01.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-183074

Capodaglio, A., Hlavinek, P. & Raboni, M. (2015). Physico-chemical technologies for nitrogen removal from wastewaters: A review. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, Vol 10. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1618

Cema, G., Raszka Anna, Stachurski Arkadiusz, Kunda Katarzyna, Surmacz-Górska Joanna, & Płaza Elżbieta (2010). A one-stage system with partial nitritation and Anammox processes in Rotating Biological Contactor (RBC) for treating landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*,. http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-11942

Chen, L., Gu Y, Cao C, Zhang J, Ng J W, & Tang C (2014). Performance of a submerged anaerobic membrane bioreactor with forward osmosis membrane for low-strength wastewater treatment. *Water Research*, 50, 114–123. https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.12.009

Deng, Y., Feng C, Chen N, Hu W, Kuang P, Liu H, Hu Z, & Li R (2018). Research on the treatment of biologically treated landfill leachate by joint electrochemical system. *Waste Management*, 82, 177–187. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.028

Ellwerth-Stein, E. (2012). *Resurseffektiv kvävereduktion genom nitritation*. *UPTEC W*. http://uu.diva-portal.org/smash/get/diva2:547754/FULLTEXT02.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-180053

Fuentes, C.A.B. & Hwang, Y. (2020). Catalytic reduction of nitrate in reverse osmosis concentrate by using Pd-Cu/activated carbon felt. *Energy and Environment*,. https://doi.org/10.1177/0958305X20923115

Grace, M.A., Healy M G, & Clifford E (2015). Use of industrial by-products and natural media to adsorb nutrients, metals and organic carbon from drinking water. *Science of the Total Environment*, 518–519, 491–497. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.075

© RISE Research Institutes of Sweden

Hamel, L. (2018). *Byggproduktionsvatten I Sverige*. (Ärende id: 6443). Göteborg: Trafikverket.

Herbert Roger, Winbjörk Harry, Hellman Maria, & Hallin Sara (2014). Nitrogen removal and spatial distribution of denitrifier and anammox communities in a bioreactor for mine drainage treatment. *Water Research*, 66, 350–360. https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.038

Hermassi, M., Dosta J, Valderrama C, Licon E, Moreno N, Querol X, Batis N H, & Cortina J L (2018). Simultaneous ammonium and phosphate recovery and stabilization from urban sewage sludge anaerobic digestates using reactive sorbents. *Science of the Total Environment*, 630, 781–789. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.243

Imchuen, N., Lubphoo, Y., Chyan, J.-M., Padungthon, S. & Liao, C.-H. (2016). Using cation exchange resin for ammonium removal as part of sequential process for nitrate reduction by nanoiron. *Sustainable Environment Research*, 26 (4), 156–160. https://doi.org/10.1016/j.serj.2016.01.002

Jermakka, J., Merta, E., Mroueh, U.-M., Arkkola, H., Eskonniemi, S., Wendling, L., Laine-Ylijoki, J., Sohlberg, E., Heinonen, H., Kaartinen, T., Puhakka, J., Peltola, M., Papirio, S., Lakaniemi, A.-M., Zou, G., Ylinen, A., Di Capua, F., Neitola, R., Gustafsson, H. & Mörsky, P. (2015a). *Solutions for control of nitrogen discharges at mines and quarries*. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3507.5043

Jermakka, J., Wendling, L., Sohlberg, E., Heinonen, H., Merta, E., Laine-Ylijoki, J., Kaartinen, T. & Mroueh, U.-M. (2015b). *Nitrogen compounds at mines and quarries. Sources, behaviour and removal from mine waters*

Kalyuzhnyi, S., Gladchenko, M., Mulder, A. & Versprille, B. (2006). DEAMOX--new biological nitrogen removal process based on anaerobic ammonia oxidation coupled to sulphide-driven conversion of nitrate into nitrite. *Water Research*, 40 (19), 3637–3645. https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.010

Kurniawan, T.A. & Lo, W. h (2009). Removal of refractory compounds from stabilized landfill leachate using an integrated H2O2 oxidation and granular activated carbon (GAC) adsorption treatment. *Water Research*, 43 (16), 4079–4091. https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.06.060

Lind, B., Ban, Z. & Bydén, S. (2000). Nutrient recovery from human urine by struvite crystallization with ammonia adsorption on zeolite and wollastonite. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)90157-8

Marttinen, S.K., Kettunen R H, Sormunen K M, Soimasuo R M, & Rintala J A (2002). Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, 46 (6), 851–858. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00150-3

Nancharaiah, Y.V. & Kiran Kumar Reddy, G. (2018). Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource Technology*, 247, 1128–1143. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131

Nordlander, E., Olsson, J., Thorin, E. & Nehrenheim, E. (2017). Simulation of energy balance and carbon dioxide emission for microalgae introduction in wastewater treatment plants. *Algal Research*, 24, 251–260. https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.03.026

Owusu-Agyeman, I. (2012). *Systems for ammonium concentration for further removal in the partial nitritation/anammox technology. TRITA-LWR Degree Project*. http://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:541979/FULLTEXT01.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-99356

Personlig kommunikation (2021).

© RISE Research Institutes of Sweden

Plaza, E., Persson, F. & Wilen, B.-M. (2015). *Användning av Anammox för en förbättrad kväveavskiljning vid avloppsverk*.

Pullin, A., Frampton, G., Livoreil, B. & Petrokofsky, G. (2018). *Guidelines and Standards for Evidence Synthesis in Environmental Management. Version 5.0*.

Rosenwinkel, K.-H. & Cornelius, A. (2005). Deammonification in the Moving-Bed Process for the Treatment of Wastewater with High Ammonia Content. *Chemical Engineering & Technology*, 28, 49–52. https://doi.org/10.1002/ceat.200407070

Samarina, T. & Takaluoma, E. (2019). Simultaneous removal of nutrients by geopolymers made from industrial by-products. *Proceedings of Proceedings of the World Congress on New Technologies*, 2019. https://doi.org/10.11159/ICEPR19.169

SBUF (2007). *Rening av länsvatten vid schaktning i finkornigt material.* (Utvecklingsprojekt 11735)

SBUF (2013). *Hantering av länsvatten i anläggningsprojekt. Användbar teknik och upphandlingsfrågor*. (Utvecklingsprojekt 12655)

Stuckey, D.C. (2012). Recent developments in anaerobic membrane reactors. *Bioresource Technology*, 122, 137–148. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.138

Sun, H., Xu, S., Zhuang, G. & Zhuang, X. (2016). Performance and recent improvement in microbial fuel cells for simultaneous carbon and nitrogen removal: A review. *Journal of Environmental Sciences*, 39, 242–248. https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.12.006

SveBoFo (2006). *Vattenburna kväveutsläpp från sprängning och sprängstensmassor*

Szatkowska, B. (2007). *Performance and control of biofilm systems with partial nitritation and Anammox for supernatant treatment*. *Trita-LWR. PHD*. http://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:12390/FULLTEXT01.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-4462

Tchobanoglous, G., Burton, F.L. & Stensel, H.D. (2002). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th edition. Boston: McGraw-Hill Science/Engineering/Math.

Thomas, J., Brunton, J. & Graziosi, S. (2010). *EPPI-Reviewer 4.0: software for research synthesis*. Version: 4.0. London: Social Science Research Unit, Institute of Education, University of London.

vanLoon, G.W. & Duffy, S.J. (2010). *Environmental Chemistry: A global perspective*. 3rd edition. Oxford ; New York: Oxford University Press.

Vikan, H. & Meland, S. (2013). Purification Practices of Water Runoff from Construction of Norwegian Tunnels—Status and Research Gaps. *Urban Environment*, 475–484. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7756-9_42

Vinnova Rapport VR 2013:09*Förkommersiell upphandling - En handbok för att genomföra FoU-upphandlingar*. (Vinnova Rapport, Vinnova Rapport VR 2013:09)

Virdis, B., Rabaey, K., Yuan, Z. & Keller, J. (2008). Microbial fuel cells for simultaneous carbon and nitrogen removal. *Water Research*, 42 (12), 3013–3024. https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.017

Widiastuti, N., Wu, H., Ang, H.M. & Zhang, D. (2011). Removal of ammonium from greywater using natural zeolite. *Desalination*, 277 (1), 15–23. https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.03.030

Yao, S., Ni J, Chen Q, & Borthwick A G.L (2013). Enrichment and characterization of a bacteria consortium capable of heterotrophic nitrification and aerobic denitrification at low temperature. *Bioresource Technology*, 127, 151–157. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.098

© RISE Research Institutes of Sweden

Yu, D., Yang J, Teng F, Feng L, Fang X, & Ren H (2014). Bioaugmentation treatment of mature landfill leachate by new isolated ammonia nitrogen and humic acid resistant microorganism. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 24 (7), 987–997. https://doi.org/10.4014/jmb.1401.01066

Zhang, C., Ma J, Song J, He C, & Waite T D (2018). Continuous Ammonia Recovery from Wastewaters Using an Integrated Capacitive Flow Electrode Membrane Stripping System. *Environmental Science and Technology*, 52 (24), 14275–14285. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02743

Zhang, C., Zhang H, & Yang F (2015). Diameter control and stability maintenance of aerobic granular sludge in an A/O/A SBR. *Separation and Purification Technology*, 149, 362–369. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.06.010

Zhang, Y., Zhong F, Xia S, Wang X, & Li J (2009). Autohydrogenotrophic denitrification of drinking water using a polyvinyl chloride hollow fiber membrane biofilm reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 170 (1), 203–209. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.04.114

© RISE Research Institutes of Sweden

Appendix 1 – Poängsättningsmodell

Poängsättningsmodell urvalsprocess

Trafikverket - Rening av näringsämnen i överskottsvatten i infrastrukturentreprenader

Trafikverket saknar idag ett lämpligt sätt att hantera kväverikt processvatten från sina infrastrukturprojekt. Detta dokument är ämnat att bistå i urvalsprocessen av metoder för att behandla länshållnings- och processvatten innehållande höga halter kväve, kompilerade i en systematisk litteraturstudie. Målet är att välja ut de tre mest lovande metoderna utefter Trafikverkets behov och önskemål för vidare labstudier innan pilotförsök genomförs med den mest lovande behandlingsmetoden. Behandlingsmetoden ska kunna användas inom alla Trafikverkets framtida anläggningsprojekt som behöver behandla vatten med liknande (fysio)kemisk sammansättning men även kunna nyttjas av andra beställare/utförare av anläggningsprojekt.

SKALL-KRAV:

Reningsmetoden skall:

- Minska halten icke-partikulärt totalkväve i avloppsvatten med lågt organiskt innehåll (förutsätter att det finns förbehandling som tar det partikulära innehållet).

BÖR-KRAV:
Reningsmetoden bör (i prioriterade ordning):

1. Klara varierande flöden, samt varierande förhållanden i stort.
2. Fungera för både låga och höga inkommande kvävehalter samt varierande halter.
3. Ta liten plats. Containerlösning är optimalt, upp till 100 kvadratmeter kan vara acceptabelt (ungefär 7 st 20-fots-kontainrar). *Att reningsmetoden tar liten plats är viktigt men det är också en planeringsfråga som bör tas upp i arbetsplatsdispositionen – prioritering bland andra krav. Trafikverket kan ta den yta som behövs i anspråk, men behövs göras från början i planerings- och kravställningsskedet.*
4. Ej producera oönskade biprodukter i större mängder. Exempelvis svavel, nitrit och N_2O. *Om det inte framgår i studien ska denna inte ses som uppfylld på grund av osäkerheten, dvs alla bör-krav kan inte uppfyllas för metoden.*
5. Fungera även med kallt vatten, ska fungera i svenska förhållanden ner till 0 °C. *Denna aspekt står i relation till ytbehovet.*

MERVÄRDE
Reningsmetoden har ett mervärde om den:

6. Inte kräver hög energiåtgång. *Kopplar både till hållbarhet och kostnad*
7. Inte kräver en stora mängder tillsatskemikalier. *Kopplar både till hållbarhet och kostnad*.
8. Inte kräver en frekvent tillsyn och expertis för drift. *Ska antingen fungera utan tillsyn eller att kostnad för underentreprenör ingår.*
9. Är en mobil lösning.
10. Inte kräver lång uppstartsfas. *En rimlig uppstartsperiod på några dagar förutsätts. Om man vet i planerings- och kravställningsfasen att uppstartsfasen är lång går det att planera därefter.*

Urvalskriterier

© RISE Research Institutes of Sweden

Hur väl metoden bemöter utmaningen

Vikt: 100

I.	Hur väl metoder uppfyller Trafikverkets behov och de utmaningar som följer på en byggarbetsplats.
Maxpoäng i denna kategori är 100	
Poäng 20	Uppfyller SKALL-kravet och använder ej otillåtna kemikalier!*
Poäng 40	Uppfyller bör-krav 1 samt 2.
Poäng 60	Uppfyller bör-krav 1, 2 och 3.
Poäng 80	Uppfylla alla bör-krav (1-5)
Poäng 100	Uppfylla alla bör-krav och ger minst 1 mervärde

*REACH-klassade kemikalier

Teknisk mognadsgrad

Vikt: 20

Teknisk mognadsgrad (Technology Readiness Level, TRL[1]):

TRL 1 – basic principles observed
TRL 2 – technology concept formulated
TRL 3 – experimental proof of concept
TRL 4 – technology validated in lab
TRL 5 – technology validated in relevant environment
TRL 6 – technology demonstrated in relevant environment
TRL 7 – system prototype demonstration in operational environment
TRL 8 – system complete and qualified
TRL 9 – actual system proven in operational environment

II.	Teknisk mognadsgrad (TRL-nivå)
Maxpoäng i denna kategori är 20	
Poäng 4	TRL 4
Poäng 8	TRL 5
Poäng 12	TRL 6
Poäng 16	TRL 7
Poäng 20	TRL 8–9

[1] https://ec.europa.eu/research/participants/data/ref/h2020/wp/2014_2015/annexes/h2020-wp1415-annex-g-trl_en.pdf

© RISE Research Institutes of Sweden

Tekniskt tillvägagångssätt (kopplar till projektets genomförbarhet)

Vikt: 30

Kriterier:

1. Metod för labbförsök finns beskrivet
2. Har bevisligen testats på vatten med låg kolhalt
3. Lätt tillgängliga material, resurser och utrustning
4. Väl etablerad teknik/metod
5. Har bevisligen testats på byggprocessvatten

III.	**Finns tillräckligt med underlag, material och utrustning för att genomföra labbförsök?**
Maxpoäng i denna kategori är 30	
Poäng 6	Uppfyller kriterium nr 1
Poäng 12	Uppfyller kriterier nr 1 och 2
Poäng 18	Uppfyller kriterier nr 1, 2 och 3
Poäng 24	Uppfyller kriterier nr 1, 2, 3 och 4.
Poäng 30	Uppfyller samtliga kriterier (1–5)

© RISE Research Institutes of Sweden

Appendix 2 – Sökresultat

Källa	Söktermer	Antal sökresultat
Scopus	(low W/15 (strength OR biodegradab*) OR inorganic) AND (waste OR process OR tail* OR leach* OR excess) AND water AND (nitrogen OR ammon* OR nitrate) AND (treat OR reduc* OR remov* OR recov*)	620
Scopus	(construction OR blast* OR explosive*) AND (waste OR process OR tail* OR leach* OR excess) AND water AND (nitrogen OR ammon* OR nitrate) AND (treat OR reduc* OR remov* OR recov*)	1 206
Scopus	(blast* OR explosive*) AND min* AND (waste OR process OR tail* OR leach* OR excess) AND water AND (nitrogen OR ammon* OR nitrate) AND (treat OR reduc* OR remov* OR recov*)	101
DiVA	(construction OR blast* OR explosive*) AND (waste OR process OR tail* OR leach* OR excess) AND water AND (nitrogen OR ammon* OR nitrate) AND (treat OR reduc* OR remov* OR recov*)	23
DiVA	(low strength OR low biodegradab* OR inorganic) AND (waste OR process OR tail* OR leach* OR excess) AND water AND (nitrogen OR ammon* OR nitrate) AND (treat OR reduc* OR remov* OR recov*)	130
DiVA	(blast* OR explosive*) AND min* AND (waste OR process OR tail* OR leach* OR excess) AND water AND (nitrogen OR ammon* OR nitrate) AND (treat OR reduc* OR remov* OR recov*)	9
DiVA	(blast* OR explosive*) AND min* AND (waste OR process OR tail* OR leach* OR excess) AND water AND (nitrogen OR ammon* OR nitrate) AND (treat OR reduc* OR remov* OR recov*)	20
DiVA	(low strength OR low biodegradab* OR inorganic) AND (waste OR process OR tail* OR leach* OR excess) AND water AND (nitrogen OR ammon* OR nitrate) AND (treat OR reduc* OR remov* OR recov*)	64
DiVA	(construction OR blast* OR explosive*) AND (waste OR process OR tail* OR leach* OR excess) AND water AND (nitrogen OR ammon* OR nitrate) AND (treat OR reduc* OR remov* OR recov*)	19
Epsilon (SLU)	construction nitrogen blast treatment	25
Epsilon (SLU)	nitrogen removal explosive	24
Chalmers	construction nitrogen water	8
Chalmers	blast nitrogen	0
Chalmers	tunnel nitrogen	1
Chalmers	blast water	9
Chalmers	nitrogen water	151
US EPA	construction nitrogen blast treatment (exclude municipal)	2 979

© RISE Research Institutes of Sweden

US EPA	nitrogen treatment contruction (exclude municipal)	6 861
US EPA	nitrogen removal explosive (exclude municipal)	1 097
US EPA	nitrogen recovery construction (exclude municipal)	5 490
US EPA	construction nitrogen	115 732
US EPA	nitrogen treatment construction	80 578
Vegvesen	Screenat publikationslista	2
Google	construction+nitrogen+blast+treatment	8 710 000
Google	nitrogen+removal+explosive	7 900 000
Google	nitrogen+recovery+inorganic+blast+water	751 000

© RISE Research Institutes of Sweden

Appendix 3 – Inkluderade studier

Abraham, J., Lin Y, RoyChowdhury A, Christodoulatos C, Conway M, Smolinski B, & Braida W (2018). Algae toxicological assessment and valorization of energetic-laden wastewater streams using Scenedesmus obliquus. *Journal of Cleaner Production*, 202, 838–845. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.148

Alzate Marin, J C, Caravelli A H, & Zaritzky N E (2016). Nitrification and aerobic denitrification in anoxic-aerobic sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 200, 380–387. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.024

Anbalagan, A. (2018). *A passage to wastewater nutrient recovery units : Microalgal-Bacterial bioreactors*. *Mälardalen University Press Dissertations*. http://mdh.diva-portal.org/smash/get/diva2:1204277/FULLTEXT02.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:mdh:diva-39158

Andrade do Canto, C S, Rodrigues J A.D, Ratusznei S M, Zaiat M, & Foresti E (2008). Feasibility of nitrification/denitrification in a sequencing batch biofilm reactor with liquid circulation applied to post-treatment. *Bioresource Technology*, 99 (3), 644–654. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.12.040

Aoi, Y., Shiramasa, Y., Kakimoto, E., Tsuneda, S., Hirata, A. & Nagamune, T. (2005). Single-stage autotrophic nitrogen-removal process using a composite matrix immobilizing nitrifying and sulfur-denitrifying bacteria. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 68 (1), 124–130. https://doi.org/10.1007/s00253-005-1910-9

Barua, S., Zakaria B S, Chung T, Hai F I, Haile T, Al-Mamun A, & Dhar B R (2019). Microbial electrolysis followed by chemical precipitation for effective nutrients recovery from digested sludge centrate in WWTPs. *Chemical Engineering Journal*, 361, 256–265. https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.12.067

Bertino Andrea (2011). *Study on one-stage Partial Nitritation-Anammox process in Moving Bed Biofilm Reactors: a sustainable nitrogen removal. TRITA-LWR Degree Project*. http://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:530273/FULLTEXT01.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-96303

Broman E, Jawad A, Wu X, Christel S, Ni G, Lopez-Fernandez M, Sundkvist J E, & Dopson M (2017). Low temperature, autotrophic microbial denitrification using thiosulfate or thiocyanate as electron donor. *Biodegradation*, 28 (4), 287–301. https://doi.org/10.1007/s10532-017-9796-7

Cameli, F. (2016). *Microbial Fuel Cell for Waste Water Treatment*. http://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:907217/FULLTEXT01.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-183074

Cema, G. (2009). *Comparative study on different Anammox systems*. *Trita-LWR. PHD*. http://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:290602/FULLTEXT01.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-11933

Cema, G., Raszka Anna, Stachurski Arkadiusz, Kunda Katarzyna, Surmacz-Górska Joanna, & Płaza Elżbieta (2010). A one-stage system with partial nitritation and Anammox processes in Rotating Biological Contactor (RBC) for treating landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*,. http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-11942

© RISE Research Institutes of Sweden

Cema Grzegorz, Szatkowska Beata, Płaza Elzbieta, Trela Jozef, & Surmacz-Górska Joanna (2006). Nitrogen removal rates at a technical-scale pilot plant with the one-stage partial nitritation/Anammox process. *Water Science and Technology*, 54 (8), 209–217. https://doi.org/10.2166/wst.2006.816

Chen, H.Y., Ng K K, Lee C H, Chen T Y, Hong P K.A, Yang P Y, & Lin C F (2018a). Entrapped biomass for removal of organics and total nitrogen from anaerobic reactor effluents. *Bioresource Technology*, 267, 642–649. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.091

Chen, J., Wang X, Zhou S, & Chen Z (2019). Effect of alkalinity on bio-zeolite regeneration in treating cold low-strength ammonium wastewater via adsorption and enhanced regeneration. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (27), 28040–28051. https://doi.org/10.1007/s11356-019-06034-9

Chen, Z., Wang X, Chen X, Chen J, Feng X, & Peng X (2018b). Nitrogen removal via nitritation pathway for low-strength ammonium wastewater by adsorption, biological desorption and denitrification. *Bioresource Technology*, 267, 541–549. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.084

Chen, Z., Zheng X, Chen Y, Wang X, Zhang L, & Chen H (2020). Nitrite accumulation stability evaluation for low-strength ammonium wastewater by adsorption and biological desorption of zeolite under different operational temperature. *Science of the Total Environment*, 704. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135260

Choi, T.S., Song Y C, & Joicy A (2018). Influence of conductive material on the bioelectrochemical removal of organic matter and nitrogen from low strength wastewater. *Bioresource Technology*, 259, 407–413. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.049

Chu, L. & Wang J (2011). Comparison of polyurethane foam and biodegradable polymer as carriers in moving bed biofilm reactor for treating wastewater with a low C/N ratio. *Chemosphere*, 83 (1), 63–68. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.12.077

Cyplik, P., Marecik R, Piotrowska-Cyplik A, Olejnik A, Drozdzyńska A, & Chrzanowski Ł (2012). Biological denitrification of high nitrate processing wastewaters from explosives production plant. *Water, Air, and Soil Pollution*, 223 (4), 1791–1800. https://doi.org/10.1007/s11270-011-0984-5

Dai, R., Liu Y, Liu X, Zhang X, Zeng C, & Li L (2011). Investigation of a sewage-integrated technology combining an expanded granular sludge bed (EGSB) and an electrochemical reactor in a pilot-scale plant. *Journal of Hazardous Materials*, 192 (3), 1161–1170. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.06.028

Deng, Y., Feng C, Chen N, Hu W, Kuang P, Liu H, Hu Z, & Li R (2018). Research on the treatment of biologically treated landfill leachate by joint electrochemical system. *Waste Management*, 82, 177–187. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.028

Eldyasti, A., Chowdhury N, Nakhla G, & Zhu J (2010). Biological nutrient removal from leachate using a pilot liquid-solid circulating fluidized bed bioreactor (LSCFB). *Journal of Hazardous Materials*, 181 (1–3), 289–297. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.010

Eldyasti, A., Nakhla G, & Zhu J (2012). Influence of particles properties on biofilm structure and energy consumption in denitrifying fluidized bed bioreactors (DFBBRs). *Bioresource Technology*, 126, 162–171. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.113

Ellwerth-Stein, E. (2012). *Resurseffektiv kvävereduktion genom nitritation*. *UPTEC W*. http://uu.diva-portal.org/smash/get/diva2:547754/FULLTEXT02.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-180053

© RISE Research Institutes of Sweden

EPA (2014). *Reference Guide to Treatment Technologies for Mining-Influenced Water*. (EPA 542-R-14-001). United States Environmental Protection Agency.

Forsyth, B., Cameron, A. & Miller, S. (1995). *Explosives and Water Quality*. (Vancouver, B.C.; Sudbury, ON; Denver, CO: Golder Associates Ltd.). https://www.rosemonteis.us/documents/forsyth-1995 [2021-03-21]

Fuentes, C.A.B. & Hwang, Y. (2020). Catalytic reduction of nitrate in reverse osmosis concentrate by using Pd-Cu/activated carbon felt. *Energy and Environment*,. https://doi.org/10.1177/0958305X20923115

Ganigué, R., Gabarró J, López H, Ruscalleda M, Balaguer M D, & Colprim J (2010). Combining partial nitritation and heterotrophic denitritation for the treatment of landfill leachate previous to an anammox reactor. *Water Science and Technology*, 61 (8), 1949–1955. https://doi.org/10.2166/wst.2010.968

Golie W M & Upadhyayula S (2017). An investigation on biosorption of nitrate from water by chitosan based organic-inorganic hybrid biocomposites. *International Journal of Biological Macromolecules*, 97, 489–502. https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.01.066

Gomes A I, Santos S G.S, Silva T F.C.V, Boaventura R A.R, & Vilar V J.P (2019). Treatment train for mature landfill leachates: Optimization studies. *Science of the Total Environment*, 673, 470–479. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.027

Grace, M.A., Healy M G, & Clifford E (2015). Use of industrial by-products and natural media to adsorb nutrients, metals and organic carbon from drinking water. *Science of the Total Environment*, 518–519, 491–497. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.075

Guo Y, Zhao Y, Zhu T, Li J, Feng Y, Zhao H, & Liu S (2018). A metabolomic view of how low nitrogen strength favors anammox biomass yield and nitrogen removal capability. *Water Research*, 143, 387–398. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.052

Herbert Roger & Björnström Joakim (2009). Barrier system for the treatment of nitrogen effluents from the Malmberget iron mine. *Securing the Future. Skellefteå, Sweden*,. http://uu.diva-portal.org/smash/get/diva2:298309/FULLTEXT01.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-117758

Herbert Roger, Winbjörk Harry, Hellman Maria, & Hallin Sara (2014). Nitrogen removal and spatial distribution of denitrifier and anammox communities in a bioreactor for mine drainage treatment. *Water Research*, 66, 350–360. https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.038

Hermassi, M., Dosta J, Valderrama C, Licon E, Moreno N, Querol X, Batis N H, & Cortina J L (2018). Simultaneous ammonium and phosphate recovery and stabilization from urban sewage sludge anaerobic digestates using reactive sorbents. *Science of the Total Environment*, 630, 781–789. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.243

Hoseinzadeh E, Rezaee A, & Farzadkia M (2018). Nitrate removal from pharmaceutical wastewater using microbial electrochemical system supplied through low frequency-low voltage alternating electric current. *Bioelectrochemistry*, 120, 49–56. https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2017.11.008

Jaconelli Sebastian (2017). *Utvärdering av kvävereduktion i en passiv denitrifierande bioreaktor*. http://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:1170374/FULLTEXT01.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-220715

© RISE Research Institutes of Sweden

Jenni S, Vlaeminck S E, Morgenroth E, & Udert K M (2014). Successful application of nitritation/anammox towastewater with elevated organic carbon to ammonia ratios. *Water Research*, 49, 316–326. https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.073

Jermakka, J., Merta, E., Mroueh, U.-M., Arkkola, H., Eskonniemi, S., Wendling, L., Laine-Ylijoki, J., Sohlberg, E., Heinonen, H., Kaartinen, T., Puhakka, J., Peltola, M., Papirio, S., Lakaniemi, A.-M., Zou, G., Ylinen, A., Di Capua, F., Neitola, R., Gustafsson, H. & Mörsky, P. (2015a). *Solutions for control of nitrogen discharges at mines and quarries*. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3507.5043

Jermakka, J., Wendling, L., Sohlberg, E., Heinonen, H., Merta, E., Laine-Ylijoki, J., Kaartinen, T. & Mroueh, U.-M. (2015b). *Nitrogen compounds at mines and quarries. Sources, behaviour and removal from mine waters*

Jiaqi S, Lifen L, & Fenglin Y (2020). Successful bio-electrochemical treatment of nitrogenous mariculture wastewater by enhancing nitrogen removal via synergy of algae and cathodic photo-electro-catalysis. *Science of the Total Environment*, 743. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140738

Jo Y, Cho K, Choi H, & Lee C (2020). Treatment of low-strength ammonia wastewater by single-stage partial nitritation and anammox using upflow dual-bed gel-carrier reactor (UDGR). *Bioresource Technology*, 304. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123023

Johnson D B, Schideman L C, Canam T, Hosen J D, & Hudson R J.M (2020). Spatial and temporal differences in the composition and structure of bacterial assemblages in biofilms of a rotating algal-bacterial contactor system treating high-strength anaerobic digester filtrate. *Bioresource Technology Reports*, 10. https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100413

Khan H & Bae W (2014). Rapid start-up and efficient long-term nitritation of low strength ammonium wastewater with a sequencing batch reactor containing immobilized cells. *Water Science and Technology*, 70 (3), 517–523. https://doi.org/10.2166/wst.2014.251

Kietlinska Agnieszka & Renman Gunno (2005). An evaluation of reactive filter media for treating landfill leachate. *Chemosphere*, 61 (7), 933–940. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.03.036

Kim D I, Dorji P, Gwak G, Phuntsho S, Hong S, & Shon H (2019). Effect of Brine Water on Discharge of Cations in Membrane Capacitive Deionization and Its Implications on Nitrogen Recovery from Wastewater. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 7 (13), 11474–11484. https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b01286

Kurniawan, T.A. & Lo, W. h (2009). Removal of refractory compounds from stabilized landfill leachate using an integrated H2O2 oxidation and granular activated carbon (GAC) adsorption treatment. *Water Research*, 43 (16), 4079–4091. https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.06.060

Kwak W, Rout P R, Lee E, & Bae J (2020). Influence of hydraulic retention time and temperature on the performance of an anaerobic ammonium oxidation fluidized bed membrane bioreactor for low-strength ammonia wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 386. https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123992

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

Li W, Zhuang J L, Zhou Y Y, Meng F G, Kang D, Zheng P, Shapleigh J P, & Liu Y D (2020). Metagenomics reveals microbial community differences lead to differential nitrate production in anammox reactors

© RISE Research Institutes of Sweden

with differing nitrogen loading rates. *Water Research*, 169. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115279

Li Y, Yu T, Kang D, Shan X, Zheng P, Hu Z, Ding A, Wang R, & Zhang M (2019). Sources of anammox granular sludge and their sustainability in treating low-strength wastewater. *Chemosphere*, 226, 229–237. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.049

Liu M, Smal N, Barry J, Morton R, Tang C C, Friess P L, Bell J, & Zhao H (2014). Pilot-scale evaluation of ANITA™ MOX for centrate nitrogen removal at the joint water pollution control plant. *Proceedings of 87th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference, WEFTEC 2014*, 2014. 4460–4482. https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85052141567&partnerID=40&md5=904fa48480fb88e53d465104273c3e33

Luukkonen, T., Heponiemi, A., Runtti, H., Pesonen, J., Yliniemi, J. & Lassi, U. (2019). Application of alkali-activated materials for water and wastewater treatment: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 18 (2), 271–297. https://doi.org/10.1007/s11157-019-09494-0

Lv Y, Pan J, Huo T, Zhao Y, & Liu S (2019). Enhanced microbial metabolism in one stage partial nitritation-anammox system treating low strength wastewater by novel composite carrier. *Water Research*, 163. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114872

Ma B, Peng Y, Zhang S, Wang J, Gan Y, Chang J, Wang S, Wang S, & Zhu G (2013). Performance of anammox UASB reactor treating low strength wastewater under moderate and low temperatures. *Bioresource Technology*, 129, 606–611. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.025

Malamis S, Katsou E, Frison N, Di Fabio, S, Noutsopoulos C, & Fatone F (2013). Start-up of the completely autotrophic nitrogen removal process using low activity anammox inoculum to treat low strength UASB effluent. *Bioresource Technology*, 148, 467–473. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.134

Marttinen, S.K., Kettunen R H, Sormunen K M, Soimasuo R M, & Rintala J A (2002). Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, 46 (6), 851–858. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00150-3

Mattila, K., Zaitsev, G. & Langwaldt, J. (2007). Biological removal of nutrients from mine waters. Biologinen ravinteiden poisto kaivosvedestä. *Final report - Loppuraportti*,

Mieczkowski D, Cydzik-Kwiatkowska A, Rusanowska P, & Świątczak P (2016). Temperature-induced changes in treatment efficiency and microbial structure of aerobic granules treating landfill leachate. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 32 (6). https://doi.org/10.1007/s11274-016-2046-z

Morling Stig (2010). Nitrogen removal and heavy metals in leachate treatment using SBR technology. *Journal of Hazardous Materials*, 174 (1–3), 679–686. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.104

Nair R R, Dhamole P B, Lele S S, & D'souza S F (2008). Biotreatment of high strength nitrate waste using immobilized preadapted sludge. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 151 (2–3), 193–200. https://doi.org/10.1007/s12010-008-8170-y

Ni B J, Hu B L, Fang F, Xie W M, Kartal B, Liu X W, Sheng G P, Jetten M, Zheng P, & Yu H Q (2010). Microbial and physicochemical characteristics of compact anaerobic ammonium-oxidizing granules in an upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Applied and Environmental Microbiology*, 76 (8), 2652–2656. https://doi.org/10.1128/AEM.02271-09

© RISE Research Institutes of Sweden

Nordström Albin & Herbert Roger (2018). Determination of major biogeochemical processes in a denitrifying woodchip bioreactor for treating mine drainage. *Ecological Engineering: The Journal of Ecotechnology*, 110, 54–66. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.09.018

Öberg, E. (2017). *Ammoniumkvävereduktion vid lakvattenrening med mobil bioreaktor : vid olika temperaturer och fosfortillskott*. http://kau.diva-portal.org/smash/get/diva2:1118794/FULLTEXT01.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kau:diva-56711

Owusu-Agyeman, I. (2012). *Systems for ammonium concentration for further removal in the partial nitritation/anammox technology. TRITA-LWR Degree Project*. http://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:541979/FULLTEXT01.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-99356

Park J H, Choi O, Lee T H, Kim H, & Sang B I (2016). Pyrosequencing analysis of microbial communities in hollow fiber-membrane biofilm reactors system for treating high-strength nitrogen wastewater. *Chemosphere*, 163, 192–201. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.099

Phatak P S, Trivedi S, Garg A, Gupta S K, & Mukherji S (2016). Start-up of sequencing batch reactor with Thiosphaera pantotropha for treatment of high-strength nitrogenous wastewater and sludge characterization. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (20), 20065–20080. https://doi.org/10.1007/s11356-016-6412-z

Reino C, Suárez-Ojeda M E, Pérez J, & Carrera J (2016). Kinetic and microbiological characterization of aerobic granules performing partial nitritation of a low-strength wastewater at 10 °C. *Water Research*, 101, 147–156. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.059

Remmas N, Melidis P, Zerva I, Kristoffersen J B, Nikolaki S, Tsiamis G, & Ntougias S (2017). Dominance of candidate Saccharibacteria in a membrane bioreactor treating medium age landfill leachate: Effects of organic load on microbial communities, hydrolytic potential and extracellular polymeric substances. *Bioresource Technology*, 238, 48–56. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.04.019

Sakakibara Y & Kuroda M (1993). Electric prompting and control of denitrification. *Biotechnology and Bioengineering*, 42 (4), 535–537. https://doi.org/10.1002/bit.260420418

Samarina, T. & Takaluoma, E. (2019). Simultaneous removal of nutrients by geopolymers made from industrial by-products. *Proceedings of Proceedings of the World Congress on New Technologies*, 2019. https://doi.org/10.11159/ICEPR19.169

Schipper L A, Barkle G F, Hadfield J C, Vojvodic-Vukovic M, & Burgess C P (2004). Hydraulic constraints on the performance of a groundwater denitrification wall for nitrate removal from shallow groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology*, 69 (3–4), 263–279. https://doi.org/10.1016/S0169-7722(03)00157-8

Soler-Jofra A, Wang R, Kleerebezem R, van Loosdrecht, M C M, & Pérez J (2019). Stratification of nitrifier guilds in granular sludge in relation to nitritation. *Water Research*, 148, 479–491. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.064

Spagni A, Lavagnolo M C, Scarpa C, Vendrame P, Rizzo A, & Luccarini L (2007). Nitrogen removal optimization in a sequencing batch reactor treating sanitary landfill leachate. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 42 (6), 757–765. https://doi.org/10.1080/10934520701304435

© RISE Research Institutes of Sweden

Su Y, Mennerich A, & Urban B (2012). Coupled nutrient removal and biomass production with mixed algal culture: Impact of biotic and abiotic factors. *Bioresource Technology*, 118, 469–476. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.093

Sui Q, Jiang L, Di F, Yue W, Chen Y, Wang H, Chen M, & Wei Y (2020). Multiple strategies for maintaining stable partial nitritation of low-strength ammonia wastewater. *Science of the Total Environment*, 742. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140542

Szatkowska, B. (2007). *Performance and control of biofilm systems with partial nitritation and Anammox for supernatant treatment*. *Trita-LWR. PHD*. http://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:12390/FULLTEXT01.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-4462

Trela Jozef, Plaza Elzbieta, Szatkowska Beata, Hultman Bengt, Bosander Jan, & Dahlberg Alf Göran (2004). Deammonifikation Som En Ny Process För Behandling Av Avloppsströmmar Med Hög Kvävehalt : [Deammonification as a new process for treatment of wastewater with a high nitrogen content]. *Vatten*, 60 (2), 119–127

Trela Jozef, Yang Jingjing, Plaza Elzbieta, & Levlin Erik (2015). *Nitritation/anammox-processen för rejektvattenbehandling*. (SVU rapport). Stockholm. http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-158875

Vikan, H. (2013). *Avrenning av ammoniumnitrat fra uomsatt sprengstoff til vann – Giftvirkninger i resipient og renseløsninger*. (Vann 03)

Wang J, Zheng Y, Jia H, & Zhang H (2013). In situ investigation of processing property in combination with integration of microbial fuel cell and tubular membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 149, 163–168. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.09.055

Wang S, Chen M, Zheng K, Wan C, & Li J (2020). Promising carbon utilization for nitrogen recovery in low strength wastewater treatment: Ammonia nitrogen assimilation, protein production and microbial community structure. *Science of the Total Environment*, 710. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136306

Wang S Y, Gao D W, Peng Y Z, Wang P, & Yang Q (2004). Nitrification-denitrification via nitrite for nitrogen removal from high nitrogen soybean wastewater with on-line fuzzy control. *Water Science and Technology*, 49 (5–6), 121–127. https://doi.org/10.2166/wst.2004.0745

Wang W, Pang C, Sierra J M, Hu Z, & Ren X (2019). Performance and recovery of a completely separated partial nitritation and anammox process treating phenol-containing wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (33), 33917–33926. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2701-z

Xiong J, Zheng Z, Yang X, He J, Luo X, & Gao B (2018). Mature landfill leachate treatment by the MBBR inoculated with biocarriers from a municipal wastewater treatment plant. *Process Safety and Environmental Protection*, 119, 304–310. https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.08.019

Xu Z, Song L, Dai X, & Chai X (2018). PHBV polymer supported denitrification system efficiently treated high nitrate concentration wastewater: Denitrification performance, microbial community structure evolution and key denitrifying bacteria. *Chemosphere*, 197, 96–104. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.023

© RISE Research Institutes of Sweden

Yang Jingjing (2012). *Controlling and monitoring of deammonification process in moving bed biofilm reactor*. *Trita-LWR. LIC*. http://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:538034/FULLTEXT01.pdf http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-98624

Yao, S., Ni J, Chen Q, & Borthwick A G.L (2013). Enrichment and characterization of a bacteria consortium capable of heterotrophic nitrification and aerobic denitrification at low temperature. *Bioresource Technology*, 127, 151–157. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.098

Yin, Q., Zhang, B., Wang, R. & Zhao, Z. (2017). Biochar as an adsorbent for inorganic nitrogen and phosphorus removal from water: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (34), 26297–26309. https://doi.org/10.1007/s11356-017-0338-y

Yu, D., Yang J, Teng F, Feng L, Fang X, & Ren H (2014). Bioaugmentation treatment of mature landfill leachate by new isolated ammonia nitrogen and humic acid resistant microorganism. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 24 (7), 987–997. https://doi.org/10.4014/jmb.1401.01066

Zhang, B., Zhao J, Zuo J, Shi X, Gong J, & Ren H (2019). Realizing stable operation of anaerobic ammonia oxidation at low temperatures treating low strength synthetic wastewater. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 75, 193–200. https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.03.020

Zhang, C., Ma J, Song J, He C, & Waite T D (2018). Continuous Ammonia Recovery from Wastewaters Using an Integrated Capacitive Flow Electrode Membrane Stripping System. *Environmental Science and Technology*, 52 (24), 14275–14285. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02743

Zhang, C., Zhang H, & Yang F (2015). Diameter control and stability maintenance of aerobic granular sludge in an A/O/A SBR. *Separation and Purification Technology*, 149, 362–369. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.06.010

Zhang, Q., Ji F, & Xu X (2016). Optimization of nitrate removal from wastewater with a low C/N ratio using solid-phase denitrification. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (1), 698–708. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5308-7

Zhang, Y., Zhong F, Xia S, Wang X, & Li J (2009). Autohydrogenotrophic denitrification of drinking water using a polyvinyl chloride hollow fiber membrane biofilm reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 170 (1), 203–209. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.04.114

Zoh K D & Stenstrom M K (2002). Application of a membrane bioreactor for treating explosives process wastewater. *Water Research*, 36 (4), 1018–1024. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00284-6

© RISE Research Institutes of Sweden