

# Kväverening vid kallt vatten med MBBR-tekniken

Övergripande kunskapssammanställning och pilotförsök på  
Fillan avloppsreningsverk

Andriy Malovanyy  
Linda Kanders  
Linus Karlsson  
Anders Björk  
Malin Tuveßon  
Linda Almqvist  
Mats Bülund  
Pär Höglund  
Patrik Wennerberg  
Manuela Gómez Monsalve  
Rediet Sirgut  
Hallvard Ødegaard  
Erik Robertsson

---

# Svenskt Vatten

## UTVECKLING

---

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL [svensktvatten@svensktvatten.se](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)

---

|                     |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
|---------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| RAPPORTENS TITEL    | Kväverening vid kallt vatten med MBBR-tekniken. Övergripande kunskapssammanställning och pilotförsök på Fillan avloppsreningsverk                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
| TITLE OF THE REPORT | Treatment of cold water with MBBR: Comprehensive knowledge compilation and pilot trials at the Fillan wastewater treatment plant                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
| FÖRFATTARE          | Andriy Malovanyy, Linda Kanders, Linus Karlsson och Anders Björk, IVL Svenska Miljöinstitutet, Malin Tuveesson, Linda Almqvist, Mats Bülund, Pär Höglund och Patrik Wennerberg, MittSverige Vatten och Avfall, Manuela Gómez Monsalve, Chalmers, Rediet Sirgut, KTH, Hallvard Ødegaard, Scandinavian Environmental technology AS, och Erik Robertsson, Purac AB                                                                                                                                                                                                                                                           |
| RAPPORTNUMMER       | 2024-13                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| ANTAL SIDOR         | 87                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| SAMMANDRAG          | Reningsverk längs Östersjökusten norr om Norrtälje har i dag inga generella krav på kväverening. Kväverening är motiverat bara om det är dåliga lokala förhållanden i recipienten. Efter revidering av EU:s avloppsdirektiv kan det komma krav på kväverening även i norra Sverige. Syftet med projektet var att öka kunskapen om kväverening med MBBR-teknik (moving bed biofilm reactor) för att kunna åstadkomma kostnadseffektiv rening vid de låga vattentemperaturer som förekommer på reningsverk i norra Sverige.                                                                                                 |
| SUMMARY             | Wastewater treatment plants (WWTPs) along the east coast of Baltic Sea, north of Norrtälje, currently have no general requirements for nitrogen removal. Therefore, nitrogen removal is only motivated if poor local conditions persist in the receiving water body. However, with a changed picture of requirements after the revision of the EU Wastewater Directive, nitrogen removal from cold wastewater may become highly relevant. This project aimed to increase knowledge about nitrogen removal with MBBR technology (moving bed biofilm reactor) to enable cost-effective treatment at low water temperatures. |
| SÖKORD              | Kväverening, nitrifikation, denitrifikation, MBBR, kommunalt avloppsvatten, kallt vatten                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| KEYWORDS            | Nitrogen removal, nitrification, denitrification, MBBR, municipal wastewater, cold water                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| MÅLGRUPPER          | Processingenjörer, konsulter, entreprenörer, forskare                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
| RAPPORT             | Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. <a href="https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/">https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/</a>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    |
| UTGIVNINGÅR         | 2024                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| UTGIVARE            | ©Svenskt Vatten AB                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| REFERENS            | Malovanyy A., Kanders L., Karlsson L., Björk A., Tuveesson M., Almqvist L., Bülund M., Höglund P., Wennerberg P., Gómez Monsalve M., Sirgut R., Ødegaard H. och Robertsson E. (2024). <i>Kväverening vid kallt vatten med MBBR-tekniken. Övergripande kunskapssammanställning och pilotförsök på Fillan avloppsreningsverk</i> . SVU-rapport 2024-13. Stockholm: Svenskt Vatten.                                                                                                                                                                                                                                          |
| RAPPORTNUMMER IVL   | B2489 (ISBN: 978-91-7883-610-9)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |

Om projektet

|                         |                                                                                                                                                     |
|-------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| PROJEKTNUMMER           | 21-101                                                                                                                                              |
| PROJEKTETS NAMN         | Kväverening vid kalla vatten: långtidspilotförsök med MBBR                                                                                          |
| PROJEKTETS FINANSIERING | Svenskt Vatten Utveckling, Stiftelsen IVL, BSAP-fonden genom Nefco och Nordiska investeringsbanken, Sundsvall Vatten, Vakin, Lumire, Miva, Purac AB |

---

# Förord

Flera VA-organisationer i Norrland står inför uppgradering av sina befintliga eller etablering av nya avloppsreningsverk (ARV). Samtidigt kan krav på dessa reningsverk komma att skärpas med reduktionskrav på totalkväve och ammonium. Projektet syftar till att i teori och praktik undersöka kväverening vid kallt avloppsvatten.

Projektet har finansierats från Baltic Sea Action Plan-fonden genom Nordiska Miljöfinansieringsbolaget (NEFCO) och Nordiska Investeringsbanken, Svenskt Vatten Utveckling (SVU), Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (SIVL), Sundsvall Vatten, Miljö och Vatten i Örnsköldsvik AB (Miva), Luleå miljöresurs AB (Lumire), Vatten och Avfallskompetens i Norr AB (Vakin) samt Purac AB.

En pilotanläggning med MBBR-processen (moving bed biofilm reactor) projekterades och byggdes i samarbete mellan IVL och Purac där förutom författarna av denna rapport även Jesper Karlsson och Niclas Bornold från IVL samt Stefan Rydberg och Emil Rosencrantz från Purac medverkat. Pilotanläggningen kördes under cirka ett år på Fillan ARV i Sundsvall. Förutom författare av denna rapport har ett stort antal personer från MittSverige Vatten och Avfall (MSVA) bidragit med drift av piloten, analys av prover, felsökning och övrigt stöd, bland annat Tony Uhlin, Erika Nordin, Karolina Hilberer, Rickard Persson, Leif Holmvall, Per Stenvall, William Malmström Norgren, Niklas Norberg och Sonja Toomingas. Tack för att ni inte gav upp i början med alla barnsjukdomar i den nybyggda piloten och kämpade tillsammans med oss trots personalbrist och parallellt med andra problem i den dagliga driften av pumpstationer och reningsverk.

Vi vill också tacka medlemmar av referensgruppen för givande diskussioner och kommentarer under arbetets gång: Håkan Tallude och Erika Broström, Lumire, Sten Lundberg, Miva, Robert Hansson och Sven Thunell, Vakin, Karin Öhgren Gredegård och Staffan Indebetou, Purac, samt Christian Baresel, IVL.

Parallellt med projektet studerades även hur införandet av kväverening med MBBR-tekniken påverkar utsläpp av läkemedelsrester, hormoner och hormonstörande ämnen (Baresel et al. 2023). Dessutom har nya sensorer för mätning av lustgasutsläpp utvärderats (Baresel et al. 2024).

Målgruppen för rapporten är processingenjörer, konsulter, forskare och entreprenörer. Projektgruppen hoppas att denna rapport ska bidra till att öka kunskapsnivån avseende kväverening i kalla avloppsvatten så att kostnadseffektiva anläggningar kan byggas på de reningsverk som i framtiden får kvävekrav.

Författarna



---

# Innehåll

|                                                                                        |           |
|----------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| Förord.....                                                                            | 2         |
| Sammanfattning.....                                                                    | 4         |
| Summary .....                                                                          | 5         |
| Terminologi och förkortningar .....                                                    | 6         |
| Läsanvisning .....                                                                     | 7         |
| <b>1 Inledning.....</b>                                                                | <b>9</b>  |
| 1.1 Mål och syfte.....                                                                 | 9         |
| <b>2 Dagens reningskrav avseende kväverening och kommande reningskrav .....</b>        | <b>11</b> |
| 2.1 Gällande avloppsdirektiv .....                                                     | 11        |
| 2.2 Första förslag till reviderat avloppsdirektiv.....                                 | 12        |
| 2.3 Kompromissversion av avloppsdirektiv .....                                         | 13        |
| 2.4 Recipientens behov .....                                                           | 13        |
| <b>3 Rening av kväve i kallt vatten – kunskapssammanställning .....</b>                | <b>15</b> |
| 3.1 Temperaturberoende hos biologiska processer.....                                   | 15        |
| 3.2 Utmaningar vid kväverening av kallt vatten.....                                    | 17        |
| 3.3 MBBR för kväverening.....                                                          | 18        |
| 3.4 Forskningsläget .....                                                              | 20        |
| 3.5 Praktiska erfarenheter från fullskalanläggningar i Norge.....                      | 22        |
| <b>4 Vattentemperatur och möjligheter till uppvärmning.....</b>                        | <b>25</b> |
| 4.1 Temperatur på avloppsvatten i Norrland .....                                       | 25        |
| 4.2 Bedömning av möjligheten till uppvärmning av avloppsvatten.....                    | 26        |
| <b>5 Genomförande av pilotförsök .....</b>                                             | <b>31</b> |
| 5.1 Pilotanläggning .....                                                              | 31        |
| 5.2 Styrstrategier och driftperioder .....                                             | 32        |
| 5.3 Kompletterande aktivitetstester .....                                              | 35        |
| 5.4 Kemiska analyser .....                                                             | 36        |
| 5.5 Osäkerheter .....                                                                  | 37        |
| <b>6 Resultat av pilotförsök .....</b>                                                 | <b>39</b> |
| 6.1 Inkommande vatten .....                                                            | 39        |
| 6.2 Reningsresultat.....                                                               | 43        |
| 6.3 Aktivitetstester.....                                                              | 53        |
| 6.4 Utvärdering av separata steg i processen .....                                     | 57        |
| <b>7 Diskussion .....</b>                                                              | <b>70</b> |
| 7.1 Dimensionering av kväverening med MBBR vid olika reningskrav.....                  | 70        |
| 7.2 Praktiska förslag för planering och projektering av rening av kväve med MBBR ..... | 73        |
| 7.3 Tillämpbarhet för andra reningsverk i Norrland .....                               | 75        |
| 7.4 Uppslag till vidare studier.....                                                   | 75        |
| <b>8 Slutsatser .....</b>                                                              | <b>77</b> |
| Referenser .....                                                                       | 79        |
| Bilaga A Kompletterande data från pilotförsök .....                                    | 83        |

---

# Sammanfattning

**Reningsverk längs Östersjökusten norr om Norrtälje har i dag inga generella krav på kväverening. Kväverening är motiverat bara om det är dåliga lokala förhållanden i recipienten. Efter revidering av EU:s avloppsdirektiv kan det komma krav på kväverening även i norra Sverige. Syftet med projektet var att öka kunskapen om kväverening med MBBR-teknik (moving bed biofilm reactor) för att kunna åstadkomma kostnadseffektiv rening vid de låga vattentemperaturer som förekommer på reningsverk i norra Sverige.**

Projektet har utrett förutsättningar för kvävereduktion på olika reningsverk i Norrland utifrån temperaturer, flöden och kvävehalter samt bedömning av möjligheter att värma upp avloppsvatten med en lågradig värmekälla. Andelen ovidkommande vatten (läck-, dränerings- och dagvatten) påverkar vattentemperaturen mer än den geografiska placeringen. De lägsta vattentemperaturerna varierar för olika norrländska reningsverk från 4,5 °C till 9 °C för dem med hög respektive låg andel av ovidkommande vatten. Uppvärmning av avloppsvatten visade sig inte vara ett ekonomiskt motiverat alternativ för projektets fallstudie i Sundsvall och är även svårt att rekommendera för övriga reningsverk i Norrland.

Pilotförsök med rening av vatten vid ett av Sundsvalls avloppsreningsverk, Fillan ARV, genomfördes i en anläggning bestående av två MBBR-linjer med både för- och efterdenitrifikation som kördes vid olika temperaturer. Pilotförsöket visade att det inte finns någon stor skillnad i temperaturkänslighet hos nitrifikations- och denitrifikationsprocessen i MBBR. En minskning i reell reduktionshastighet för båda processerna med 8 % kan förväntas för varje grads minskning av temperaturen inom intervallet 5 °C–12 °C. Nitrifikationsprocessen fungerade stabilt under hela försöksperioden förutom viss minskning av effektiviteten vid driftstörningar och kraftiga belastningsökningar.

Fördenitrifikationsprocessen var det mest begränsande steget för kvävereduktion, framför allt på grund av lågt innehåll av lättnedbrytbara organiska ämnen och höga syrehalter i inkommande vatten, särskilt under snösmältningsperioden. Endast cirka 40 % av inkommande kväve reducerades i genomsnitt med den kolkälla som fanns i inkommande vatten, vilket betyder att det skulle vara svårt att klara även ett begränsningsvärde för totalkväve i utgående vatten på 15 mg N/l med endast fördenitrifikation och utan dosering av extern kolkälla. Efterdenitrifikationen kunde reducera kvävehalter till väl under 6 mg/l, dock med en hög kolkällaförbrukning.

Projektet visade att kvävereduktion från kommunalt avloppsvatten är fullt möjligt att implementera även vid vattentemperaturer under 5 °C. Vid de förutsättningar som råder vid många reningsverk i Norrland behövs dock större bassängvolymer, och beroende på önskad reningsgrad kan driftkostnaderna bli höga på grund av höga syrekoncentrationer och stor mängd tillsatt extern kolkälla. Rekommendationer för insamling av dimensionerande data, processutformning, olika driftsätt samt dimensionerande hastigheter ges i rapporten.

Förutom denna rapport har en separat rapport tagits fram i projektet av Hallvard Ødegaard, Björn Rusten och Linus Karlsson där forskningsläget kring kväverening av kallt avloppsvatten har sammanställts. Den rapporten beskriver också erfarenheter från de fullskaleanläggningar som finns i framför allt Norge. Dessa reningsverk uppgraderades under 1990-talet med kväverening, och kvävereningen har varit stabil sedan dess även vid vattentemperaturer under 5 °C.

---

# Summary

Wastewater treatment plants (WWTPs) along the east coast of Baltic Sea, north of Norrtälje, currently have no general requirements for nitrogen removal. Therefore, nitrogen removal is only motivated if poor local conditions persist in the receiving water body. However, with a changed picture of requirements after the revision of the EU Wastewater Directive, nitrogen removal from cold wastewater may become highly relevant. This project aimed to increase knowledge about nitrogen removal with MBBR technology (moving bed biofilm reactor) to enable cost-effective treatment at low water temperatures.

Conditions for nitrogen removal at various treatment plants in Norrland were investigated based on temperature variations, flows and nitrogen content as well as assessment of possibilities for heating the wastewater with low-grade heat. It was shown that the proportion of extraneous water affects water temperature more than the geographical location, and the lowest water temperatures vary for different northern treatment plants from 4.5 °C to 9 °C for those with a high or low proportion of extraneous water. Heating the wastewater was shown to be not economically motivated for the project's case study in Sundsvall and cannot be recommended even for other treatment plants in Norrland.

Pilot-scale trials were carried out at one of Sundsvall's sewage treatment plants, Fillan WWTP, using a pilot plant consisting of two MBBR lines with both pre- and post-denitrification, which were run at different temperatures. The pilot studies showed that there is no big difference in the temperature sensitivity of the nitrification and denitrification processes in MBBR. A reduction in the real reduction rate for both processes by 8% can be expected for each degree of reduction in temperature within the interval 5 °C–12 °C. The complete nitrification was maintained throughout the trials, except for short periods with operational disturbances and increased load conditions.

The denitrification process was the most limiting step for nitrogen reduction, primarily due to the low content of easily degradable organic substances and high dissolved oxygen content in the incoming water, especially during the snow melting period. Only approximately 40% of the incoming nitrogen was reduced with the carbon source in the incoming water, which means that it would be difficult to meet even a limiting value for total nitrogen in the outgoing water of 15 mg N/l with only pre-denitrification and without dosing of external carbon. Post-denitrification could reduce the nitrogen content to well below 6 mg/l, but with a high consumption of carbon source.

The project demonstrated that nitrogen removal from municipal wastewater is entirely possible to implement even at water temperatures below 5 °C. Given the conditions prevailing at many treatment plants in Norrland, however, larger basin volumes are needed and, depending on the desired treatment degree, operating costs can be high. Recommendations for design and different modes of operation are also given in the report.

Except of this report, a review on nitrogen removal at low temperatures was done within the project by Hallvard Ødegaard, Björn Rusten, and Linus Karlsson and published in a separate report. The report also describes experiences from the full-scale facilities in Norway. These WWTPs were upgraded during the 1990s to MBBR with nitrogen removal and have been in operation since then. Analysis of the WWTPs' performance showed that stable nitrogen removal could be maintained even at water temperatures below 5 °C.

---

# Terminologi och förkortningar

|                                     |                                                                                                    |
|-------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------|
| ARV                                 | Avloppsreningsverk                                                                                 |
| BOD <sub>5</sub> , BOD <sub>7</sub> | Biologisk syreförbrukning under 5 respektive 7 dygn                                                |
| COD                                 | Kemisk syreförbrukning                                                                             |
| CODfilt                             | COD i filtrerade prover                                                                            |
| CODfilt.bio                         | Biotillgänglig COD i filtrerade prover                                                             |
| CODfilt.intert                      | Inert COD i filtrerade prover                                                                      |
| Deox                                | Zon för reduktion av löst syre                                                                     |
| DO                                  | Löst syre (dissolved oxygen)                                                                       |
| ExtC                                | Extern kolkälla                                                                                    |
| EU                                  | Europeiska Unionen                                                                                 |
| EDN                                 | Efterdenitrifikation                                                                               |
| FDN                                 | Zon där fördenitrifikation sker                                                                    |
| Flex                                | Zon som drivs flexibelt som luftad eller omrörd zon                                                |
| IntC                                | Intern kolkälla                                                                                    |
| L1, L2                              | Linje 1 respektive 2                                                                               |
| Lumire                              | Luleå miljöresurs AB                                                                               |
| MBBR                                | Moving bed biofilm reactor, reaktor med suspenderade bärare                                        |
| Miva                                | Miljö och Vatten i Örnsköldsvik AB                                                                 |
| MSVA                                | MittSverige Vatten och Avfall AB                                                                   |
| N1-N2                               | Zon för nitrifikation                                                                              |
| NH <sub>4</sub> -N                  | Ammoniumkväve                                                                                      |
| NO <sub>2</sub> -N                  | Nitritkväve                                                                                        |
| NO <sub>3</sub> -N                  | Nitratkväve                                                                                        |
| NOx-N                               | Nitratekvivalent, beräknas som NO <sub>3</sub> -N + 0,6·NO <sub>2</sub> -N + 0,35·DO               |
| Qin                                 | Inkommande flöde                                                                                   |
| Tot-N                               | Totalkväve                                                                                         |
| Tot-OorgN                           | Totalt oorganiskt kväve, beräknas som NH <sub>4</sub> -N + NO <sub>3</sub> -N + NO <sub>2</sub> -N |
| SIVL                                | Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning                                           |
| SVU                                 | Svenskt Vatten Utveckling                                                                          |
| VA                                  | Vatten och avlopp                                                                                  |
| Vakin                               | Vatten och Avfallskompetens i Norr AB                                                              |

---

# Läsanvisning

Inom projektet genomfördes flera teoretiska utredningar och mycket experimentella data har samlats in från genomförande av försök i labb- och pilotskala. Projektet var uppdelat i tre delar/arbetspaket som var integrerade med varandra. Syftet med det första arbetspaketet var att ta fram en kunskapssammanställning avseende rening av kväve vid kallt vatten med huvudfokus på användning av MBBR-tekniken. Det andra arbetspaketet hade till syfte att studera tekniska möjligheter för uppvärmning av avloppsvatten med låggradig värmekälla samt utvärdera vilken uppvärmningsstrategi som förväntas att ge den lägsta livscykelkostnaden för en fullskalig anläggning. Det tredje arbetspaketet innefattade försök i pilotskala samt tillhörande kompletterande försök i labbskala för att studera hur rening av kallt vatten från kväve kan åstadkommas praktiskt och vilka faktorer som påverkar processen mest.

Det har diskuterats inom referensgruppen vilken del av resultaten som ska finnas i huvudrapporten och vilka delar som ska publiceras i separata rapporter. Vi har valt att endast sammanfatta de första två arbetspaketen i huvudrapporten och även publicera dem i sin helhet som separata rapporter. Pilotförsöken var en så stor och central del av projektet att denna del beskrivs fullständigt i huvudrapporten. Nedan följer ett kort sammandrag av vad de olika kapitlen behandlar:

*Kapitel 1.* Det inledande kapitlet som beskriver projektets syfte och mål med motivering varför projektet genomfördes.

*Kapitel 2* sammanfattar gällande och framtida reningskrav avseende reduktion av kväve med särskilt fokus på Norrland.

*Kapitel 3.* Detta kapitel sammanfattar resultaten av en kunskapssammanställning avseende rening av kväve vid kallt vatten. Kapitlet inleds med att beskriva svårigheter med att åstadkomma kväverening vid kallt vatten och en motivering ges till varför projektgruppen valt just MBBR-processen för pilotförsöken. Sedan sammanfattas resultat av vetenskapliga studier i labb- och pilotskala som genomfördes på området. I det sista avsnittet sammanfattas resultat av fyra fullskaleanläggningar i Norge som behandlar kallt vatten med MBBR-processen. En mer omfattande kunskapssammanställning återfinns på engelska i Ødegaard et al. (2023).

*Kapitel 4.* I detta kapitel sammanfattas resultaten av en teoretisk utredning som studerade variation av vattentemperaturer på olika reningsverk i Norrland samt bedömde om det är ekonomiskt motiverat att värma upp avloppsvatten för intensifiering av reningen. Utredningen återfinns i sin helhet i Malovanyy (2024).

*Kapitel 5.* Här finns beskrivning av pilotanläggningen, hur denna styrdes och följdes upp samt uppdelning av hela pilotförsöket i olika perioder. Metod för genomförande av kompletterande aktivitetstester beskrivs också i detta kapitel.

*Kapitel 6.* Resultat av praktiska försök i pilot- och labbskala redovisas i detta kapitel och inleds med beskrivning av inkommande vatten. Sedan redovisas resultat av reningen i de olika perioderna. Därefter presenteras resultat av aktivitetstester genomförda inom projektet samt dess innebörd och koppling till resultaten av kontinuerliga reningen i piloten. Slutligen diskuteras resultaten avseende de olika stegen i reningen, fördenitrifikation, nitrifikation och efterdenitrifikation.

---

*Kapitel 7.* Att uppgradera ett reningsverk med biologisk kväverening kräver insamling av dimensioneringsunderlag långt innan projektering påbörjas. I kapitlet ges förslag på vilket underlag som behöver samlas in följt av fortsatta diskussioner kring hur processen ska dimensioneras, projekteras och styras beroende på reningskrav.

*Kapitel 8* sammanfattar de viktigaste slutsatserna av projektet.

---

# 1 Inledning

Reningsverk längst Östersjökusten, norr om Norrtälje, har i dag inga generella krav på kväverening eftersom recipienten inte anses vara känslig för utsläpp av kväve. De senaste studierna visar dock att det finns en ökande tendens till kvävebegränsning i Bottenhavet (Rolff & Elfving 2015; Olofsson et al. 2021), vilket kan motivera kväverening även för reningsverk längst Norrlandskusten. Revidering av avloppsdirektivet är i full gång och även om det i skrivande stund inte finns ett formellt beslut avseende direktivet och det är oklart hur vissa grundkrav i direktivet kommer införlivas i svensk lagstiftning, är det högst troligt att kväverening kommer behöva implementeras på vissa reningsverk i Norrland. Dessutom kan nitrifikation eller kvävereduktion krävas utifrån recipientens behov, oavsett i vilken del av landet reningsverket är placerat.

Avloppsvatten i Norrland är i perioder kallt och utspätt som resultat av kallt klimat, kombinerat ledningsnät med hög andel tillskottsvatten, och gles bebyggelse. Snösmältningsperioden är också mycket mer intensiv och långvarig i jämförelse med södra Sverige. Olika utformningar av biosteget har olika förutsättningar för att åstadkomma kväverening vid kallt vatten. System som baseras på aktivslamprocessen kan åstadkomma kväverening vid kallt vatten men då måste slamåldern vara väldigt hög, vilket kräver väldigt stora reaktorvolym. Rening av kallt vatten med biofilmprocesser har flera fördelar, bland annat lägre temperaturkänslighet, lägre risk för förlust av nitrifikationsprocessen under perioder med kallt vatten, samt högre flexibilitet i styrning av processen.

Kväverening av kallt vatten med MBBR-tekniken utvärderades i flera pilotstudier redan på 1980–1990-talet (Hem et al. 1994; Rusten et al. 1995 a,b; Rusten 1996). Dessa studier ledde till att flera reningsverk i Norge byggdes om till MBBR-processen (Ødegaard 2006). Även om det finns flera fullskaleanläggningar i Norge som har liknande förutsättningar som förekommer i Norrland och som renar vatten från kväve med MBBR-tekniken saknas uppföljning av hur dessa verk fungerade sedan de byggdes. I Sverige har det genomförts ytterst få försök med kväverening av vatten vid temperaturer <10 °C och det saknas därför praktiska erfarenheter av sådan reningsprocess. Det finns således ett starkt behov av att studera möjligheter för kväverening vid kallt vatten.

Uppvärmning av industriellt avloppsvatten eller lakvatten från deponier som ett sätt att intensifiera processen används på flera ställen i Sverige. Att värma upp stora volymer av kommunalt avloppsvatten är dock mycket mer utmanande. Den möjligheten har dock utvärderats i flera studier och det har visats att det alternativet kan vara ekonomiskt gångbart om det finns tillgång till stora mängder av spillvärme och/eller om det finns synergieffekter för värmebolag som genom kallare fjärvärmeretur kan producera mer el eller kan förbränna mer avfall (Andersson et al. 2002; Arnell et al. 2004; Fortkamp et al. 2013).

## 1.1 Mål och syfte

Syftet med projektet var att öka kunskapen om kväverening av kallt avloppsvatten med MBBR-teknik för att kunna åstadkomma kostnadseffektiv kväverening vid låga temperaturer.

Specifika mål med projektet var att:

- Sammanställa resultat av tidigare pilot- och fullskaleförsök med kväverening i MBBR vid kallt vatten.
- Genomföra långtidsförsök i pilotskala med MBBR-tekniken och utifrån resultaten

---

välja optimal utformning och driftsätt av MBBR-processen för att bibehålla kväve-reduktion vid aktuella vattentemperaturer (5–12 °C).

- Utifrån resultat av pilotförsök och teoretiska utredningar välja den uppvärmningsstrategi som ger lägst total reningskostnad för olika förutsättningar (temperaturvariation, tillgång till spillvärme, mm).

Eftersom revidering av avloppsdirektivet pågick samtidigt med projektet beskrivs även olika förslag som diskuterades under processen och hur de påverkar krav för kväverening för norrländska reningsverk.



---

## 2 Dagens reningskrav avseende kväverening och kommande reningskrav

Det här kapitlet beskriver krav avseende reduktion av kväve utifrån bestämmelser i avloppsdirektivet samt utifrån bedömning av status av recipienten. Processen med revidering av avloppsdirektivet pågick samtidigt som denna rapport författades. En grundlig analys av det första förslaget av reviderat direktiv från EU-kommissionen (EU-kommissionen 2022) gjordes inom projektet och återfinns i avsnitt 2.2. När föreliggande rapport granskades innan publicering offentliggjordes kompromisstexten av direktivet som tros komma antas av EU-parlamentet (EU råd 2024). Författarna av rapporten valde därför att i avsnitt 2.3 lägga till en kort bedömning av krav enligt den senaste versionen men behålla även bedömning av det första förslaget i avsnitt 2.2.

### 2.1 Gällande avloppsdirektiv

Svensk lagstiftning och krav på rening av avloppsvatten bygger på EU-direktiv 91/271 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelser (benämns ofta som avloppsdirektivet). Direktivet anger att vatten som släpps till *känsliga områden* ska renas avseende kväve eller fosfor. Känsliga områden ska definieras av enskilda medlemsländer i följande fall: 1) om recipienten är eutrofierad eller kan bli eutrofierad inom en nära framtid, eller 2) när recipienten används för dricksvattenproduktion och det finns risk för höga nitrathalter i det producerade dricksvattnet. Direktivet anger också att det kan finnas behov för reduktion av *kväve och/eller fosfor* i olika recipienter samt att *lokala situationer* bör beaktas vid definiering av känsliga områden och vilka näringsämnen som avskiljs. Direktivet är dock ottydligt avseende mekanismen för definition av känsliga områden samt vilka näringsämnen som ska avskiljas i vilka situationer, vilket har lett till olika tolkningar och praxis i olika länder, vilket diskuteras mer nedan. Vid behov av begränsning av kvävetillförsel till recipienten ska kvävet reduceras med minst 70 % alternativt till en årsmedelhalt i utgående vatten på 15 mg/l. Detta gäller endast för avloppsreningsverk (ARV) som tar emot vatten med belastning 10 000–100 000 pe. För verk med en belastning >100 000 pe får årsmedelhalten endast nå 10 mg/l. Avloppsdirektivet medger även ett alternativt sätt att följa upp efterlevnaden av kvävereduktionskravet där dygnsmedelvärdet för totalkväve inte får överskrida 20 mg/l i något av proverna när spillvattnets temperatur vid den biologiska processen är 12 °C eller högre om det kan säkerställas att motsvarande skyddsnivå därigenom uppnås.

Sverige implementerade avloppsdirektivet i nationell föreskrift SNFS 1994:7 och senare i NFS 2016:6. Havs- och kustvattenområdet från norska gränsen till och med Norrtälje kommun utpekades som *känsligt för kväve och fosfor*, och alla övriga vatten i Sverige är utpekade som *känsliga för fosfor*. Föreskriftens text följer i övrigt de krav som ställs i avloppsdirektivet. I tillägg definierar den nationella föreskriften att den minimala kvävereduktionsgraden på 70 % behöver uppnås inklusive *kväveretention* (naturlig kväveavskiljning i vattendrag och sjöar) innan utsläppet når kustvattenområdet. Temperaturundantaget (maximal halt på 20 mg/l vid temperaturer över 12 °C) är implementerat i svensk lagstiftning men har inte använts i formulering av utsläppsvillkor i något miljötillstånd.

Som nämnts tidigare kan texten i direktivet tolkas på olika sätt vilket lett till olika tolkningar i olika länder samt flera mål från EU-kommissionen mot bland annat

---

Sverige och Finland. Finland definierar all vattenmiljö som *känsliga områden* i den mening som avses i EU-direktiv 91/271 utan att specificera om området är känsligt mot kväve eller fosfor. Behovet av kväve- och/eller fosforrening avgörs inom enskilda tillståndsprövningar och tar med lokala situationer i beaktan. Dessutom tillgodoser Finland också naturlig kväveretention som en del av kvävereningen på väg till kustvatten. Temperaturundantaget används i definition av utsläppsvillkor avseende kväve för flera reningsverk (exempelvis för Taskila ARV, Kankaanpää ARV, Päätsä ARV). EU-kommissionen har drivit ett mål mot Finland (mål C-335/07) med krav på införande av kväverening för alla reningsverk större än 10 000 pe (inklusive de som släpper ut vatten till Bottniska viken) enligt EU-direktiv 91/271 men utan att kväveretentionen tillämpas. EU-domstolen ogillade dock talan och inga ändringar infördes i samband med målet.

## 2.2 Första förslaget till reviderat avloppsdirektiv

EU-kommissionen har föreslagit revidering av avloppsdirektivet som förutom nya krav på rening av mikroföroreningar, energineutraliteten och utökad provtagning även föreslår mycket hårdare krav avseende reduktion av näringsämnen (EU-kommissionen 2022). Enligt förslaget höjs den minimala reduktionsgraden för kväve från dagens 70 % till 85 %; det maximala årsmedelvärdet av kväve sänks från dagens 10–15 mg/l till 6 mg/l. Dessutom definierar förslaget att den naturliga retentionen inte får tillgodoses samt tar bort temperaturundantaget (maximal halt på 20 mg/l vid temperatur över 12 °C i dagens direktiv). Förslaget definierar även uttryckligen hela Östersjön som känsligt område. Dessutom föreslås att reningsverk större än 100 000 pe ska rena kväve oavsett om utsläppet sker i känsligt område eller inte. Det bör dock påpekas att skriften om att antingen en parameter (fosfor eller kväve) eller båda ska begränsas och att lokala förhållanden ska tas med i bedömning av reduktionskravet finns med i det föreslagna omarbetade direktivet.

Texten av det förslaget kan dock tolkas på olika sätt. Svenskt Vatten har tolkat förslaget som att alla reningsverk i Sverige som är större än 10 000 pe behöver införa kväverening och har gjort en analys av de ekonomiska konsekvenserna av ett sådant krav (Svenskt Vatten 2022). Även IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL) har gjort en liknande bedömning på uppdrag för Naturvårdsverket (Malovanyy et al. 2022). Båda studierna visade på en tillkommande kostnad i storleksordningen på 2–5 miljarder kronor per år för att klara det föreslagna skärpta kravet avseende reduktion av kväve. Att hela Östersjön definieras som känsligt område måste dock inte innebära att hela området är känsligt mot både kväve och fosfor. Utformning av krav för reduktion av kväve och/eller fosfor kan fortfarande ske för specifika reningsverk med hänsynstagande till lokala förhållanden och recipientens behov, på samma sätt som praxis är i Finland i dag. Även retention av kväve på väg till havet skulle kunna tas med i beaktan vid bedömning om kväverening på reningsverket behövs. Skillnaden mot dagens direktiv är dock att det inte finns gradering i vilken reduktionsgrad som tillämpas, det vill säga att så fort det finns ett behov av reduktion av kväve så ska kvävet reduceras med 85 % eller till 6 mg/l i utgående vatten redan på reningsverket.

Projektgruppen har noga följt diskussionen om omarbetning av avloppsdirektivet sedan det ursprungliga förslaget presenterats. Bedömningen är att krav avseende kvävereduktion kommer vara mildare än i det presenterade förslaget. I denna rapport diskuteras dock även möjligheter att uppnå kvävereduktion enligt förslaget.

---

## 2.3 Kompromissversion av avloppsdirektiv

Kompromissversion av avloppsdirektivet publicerades den 1 mars 2024 (EU råd 2024) och har följande skillnader avseende krav för kväverening jämfört med det första förslaget:

- Gränsen för när kväve ska reduceras oavsett recipientens känslighet har höjts från 100 000 pe till 150 000 pe.
- Kvävereduktionskrav har höjts: max 8 mg/l i utgående vatten vid rening av vatten från tätbebyggelser > 150 000 pe; max 10 mg/l för tätbebyggelser 10 000–150 000 pe; alternativt 80 % kvävereduktion för tätbebyggelser > 10 000 pe.
- Retention av kväve får tillgodoräknas dock endast under de första 20 åren efter antagandet av direktivet.
- Det förtydligas att medlemsstaterna ska definiera känsliga områden för kväve *och/eller* fosfor.
- Kväve behöver endast renas vid vattentemperaturer > 5 °C eller vid temperaturer > 12 °C om det kan visas att ingen negativ miljöeffekt föreligger och reningen kräver extra hög kostnad eller energiförbrukning.

Utifrån dessa krav kommer kväverening behöva implementeras i Gävle och Umeå (> 150 000 pe) och eventuellt i Luleå beroende på vilken dimensionerande belastning som väljs i tillståndprocessen. Behov för kväverening från tätbebyggelser < 150 000 pe beror på bedömning av recipientens känslighet, vilket ännu är oklart. Det är också oklart om temperaturundantaget kommer kunna användas.

## 2.4 Recipientens behov

Om behovet av reduktion av kväve och/eller fosfor även fortsättningsvis kommer fastställas på nationell nivå för utpekade områden eller inom tillståndprocess för varje reningsverk är det viktigt att förstå om det är kväve eller fosfor som är det begränsande näringsämnet i en specifik recipient. Tidigare har hela Bottniska viken ansetts vara fosforbegränsad (Helcom 2013), vilket innebär att kväveutsläpp med renat avloppsvatten inte medför någon försämring avseende övergödning. Senare studier visar dock att det finns en ökande tendens till kvävebegränsning i Bottenhavet (Rolff och Elfving 2015; Olofsson et al. 2021), vilket kan motivera kväverening även för reningsverk längs södra Norrlandskusten.

Avloppsdirektivet definierar minimikrav för hela EU. Dock måste recipientens behov tas i beaktan vid definition av utsläppsvillkor för varje enskilt reningsverk. I Havs- och Vattenmyndighetens föreskrift HVMFS 2019:25 ingår kväve på flera sätt som bedömningsgrund för Ekologisk status och ekologisk potential. I bedömningen av de allmänna fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna ingår vinterhalter av totalkväve (Tot-N), löst oorganiskt kväve samt sommarhalter av totalkväve. I klassificeringen av den fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen (SFÄ) ingår ammoniak som ett SFÄ. Ammoniakhalten beräknas från ammoniumhalter, vattnets pH och temperatur och det kan för vissa reningsverk med låg utspädningsgrad motivera införandet av krav på reduktion av ammonium under vissa perioder.

En påverkansanalys av Tivoli avloppsreningsverks utsläpp i Sundsvallsfjärden visar på påverkan på framför allt parametern löst oorganiskt kväve och tillsynsmyndigheten har antytt att föreläggande kring kväverening kan komma.

I ett nytt tillstånd för Knorthern avloppsreningsverk som drivs av Miljö- och vatten i Örnsköldsvik (Miva) tilldelade Miljöprövningsdelegationen/Länsstyrelsen i Västernorrland ett utsläppskrav av 15 mg TN/l som årsmedelvärde. Miva överklagade beslutet och fick rätt med argumentationen att avloppsreningsverkets utsläpp av kväve

---

inte bidrar till sänkt klassning av status. Rening av kväve skulle heller inte medföra någon förändring av status på kvalitetsfaktornivå i Örnsköldsviksfjärden. Kostnaden gentemot miljönyttan skulle inte uppväga de kostnader som kvävereningen skulle ge. Fjärden är klassad som måttlig status och den största betydande orsaken är det inkommande kväverika vattnet från Moälven.

---

## 3 Rening av kväve i kallt vatten – kunskapssammanställning

I detta kapitel sammanfattas resultat av en kunskapssammanställning som gjorts inom projektet. En mer utförlig kunskapssammanställning har publicerats tidigare som en delleverans i projektet (Ødegaard et al. 2023).

### 3.1 Temperaturberoende hos biologiska processer

Kväverening av kommunalt avloppsvatten är väl studerat och är implementerat på de flesta större reningsverk i Sverige. Kunskapen om rening vid kallt vatten är dock väldigt begränsad eftersom de länder som helt eller delvis ligger i geografiska områden med kallt klimat oftast inte har några krav på reduktion av kväve. Några reningsverk i Finland som släpper ut vatten till Bottenhavet och Bottenviken har kvävereningskrav, dock endast under perioder när vattnets temperatur överstiger 12 °C. I Kanada och USA är det mest små bebyggelser som ligger i områden med kallt vatten, därför finns det sällan krav på kvävereduktion. Kväverening är implementerat på flera reningsverk i Norge som periodvis har låga vattentemperaturer. Den begränsade kunskapen gör att det alltså finns ett behov att sammanställa erfarenheterna av kväverening vid kallt vatten.

Som alla kemiska reaktioner så påverkas även den biokemiska reaktionshastigheten av temperaturen enligt Arrheniusekvationen:

$$k = A \cdot e^{\frac{-Ea}{RT}} \quad (1)$$

där  $k$  är reaktionshastigheten;  $A$  är temperaturoberoende konstant av reaktionshastigheten;  $Ea$  är aktiveringsenergin;  $R$  är den allmänna gaskonstanten; och  $T$  är temperaturen i grader Kelvin. I ekvationen är det aktiveringsenergin  $Ea$  som beskriver temperaturberoendet av processen. Även om Arrheniusekvationen används i denna form inom vetenskaplig litteratur om biologiska processer, inklusive avloppsvattenrening, är en omformulerad form av samma ekvation mer vanligt inom avloppsvattenrening:

$$k_{T_1} = k_{T_2} * \theta^{T_1 - T_2} \quad (2)$$

där  $k_{T_1}$  är reaktionshastigheten vid temperaturen  $T_1$  och  $k_{T_2}$  är reaktionshastigheten vid en referenstemperatur  $T_2$ . Ett högre värde på temperaturkoefficienten  $\theta$  i ekvationen innebär ett större temperaturberoende. Denna form är enklare att förstå och använda för omräkning av hastigheter vid en temperatur till en annan. Om exempelvis  $\theta=1,08$  innebär det att ökning av temperaturen med 1 °C ger 8 % högre reaktionshastighet. I enkla kemiska reaktioner är aktiveringsenergin oberoende av temperaturen, vilket möjliggör beräkning av hastigheten i breda temperaturintervaller. Biokemiska reaktioner är mer komplexa och det är därför i praktiken omöjligt att ta fram en temperaturkoefficient eller aktiveringsenergi för exempelvis oxidation av ammonium till nitrit, och använda den för olika bakteriella kulturer och i breda intervall av temperaturer. Henze et al. (2002) anger att en bra korrelation av experimentella data kan förväntas inom ett temperaturområde på ca 10 °C och att temperaturkoefficienten endast ska användas inom det temperaturområde som användes för dennas beräkning. Extrapolering med mer än 5 °C bör inte användas, vilket är särskilt viktigt för låga vattentemperaturer. På grund av dessa aspekter varierar temperaturkoefficienten  $\theta$  i olika studier, ofta i breda intervaller.

---

Temperaturkoefficienten  $\theta$  används flitigt i olika applikationer och det är viktigt att förstå hur den rapporterade temperaturkoefficienten tagits fram och vad den kan användas till. Reell temperaturkoefficient (*real temperature coefficient* eller *intrinsic temperature coefficient* på engelska) tas fram i kontrollerade aktivitetstester där alla andra parametrar, så som substratkoncentrationer, sammansättning av vatten, alkalinitet, pH, och struktur på biomassan, är samma och endast temperaturen varierar. Mätning av processhastigheter genom nitrifikations- och denitrifikationsförsök med suspenderad biomassa (aktivt slam) görs så att substrathalter inte är begränsande under hela försöket, vilket innebär starthalter av kväve > 20 mg/l, syrehalter > 3 mg/l under hela nitrifikationsförsök, och dosering av kolkälla tillräcklig för fullständig reduktion av nitrat vid denitrifikationsförsök (van Loosdrecht et al. 2016). Reella temperaturkoefficienter kan även beräknas från resultat av kontinuerlig rening i ett reningssystem så länge substrathalter inte är begränsande eller om påverkan av substrathalter på reaktionshastigheten är känd (Salveti et al. 2006).

För biofilmsprocesser är det svårt att säkerställa att substrathalter inte är begränsande vid aktivitetmätning. Vid tillräckligt tjock biofilm kan det finnas syrefria zoner även vid höga syrehalter (5–10 mg/l) i vattenfasen (Rusten et al. 1995a). Nitrifikationsförsök med biofilmsbiomassa körs med hög syrehalt i vatten (5 mg/l eller högre) och eventuell skillnad mellan syrehalter i olika försök måste kompenseras vid framtagande av temperaturkoefficienter. Eftersom diffusion av substrat har en så stor betydelse för biofilmsprocesser visar egentligen temperaturkoefficienter inte bara temperaturberoendet av den specifika bakteriekulturen utan inkluderar även effekter av diffusion i biofilmen. Exempelvis kan vid höga temperaturer endast det yttersta lagret av biofilmen vara aktiv vid en nitrifikationshastighetsmätning och det innersta helt syrefri. Vid låga temperaturer när hastigheten i det yttersta lagret minskar kan syret diffundera djupare in i biofilmen och delvis kompensera för aktivitetsminskning vid den lägre temperaturen.

Ett annat sätt att beräkna temperaturkoefficienten är att analysera data från kontinuerlig rening av vatten vid olika temperaturer. En temperaturkoefficient framtagen på det viset eller i andra försök där inte alla parametrar förutom temperaturen är samma kallas en *skenbar* temperaturkoefficient (*apparent temperature coefficient* på engelska). Temperaturkoefficienten kan då visa robustheten för ett specifikt reningssystem till temperaturförändringar men bör användas för andra system med stor försiktighet. Exempelvis om inkommande belastning är låg i jämförelse med maximala kapaciteten kan systemet hålla relativt konstanta utgående halter i breda temperaturintervaller vilket kommer ge en låg beräknad skenbar temperaturkoefficient. Att använda den koefficienten för dimensionering av en anläggning kommer ge en för låg kapacitet vid låga temperaturer och höga belastningar.

Temperaturkoefficienter som används för dimensionering av anläggningar bygger oftast på reella temperaturkoefficienter men kan även inkludera vissa möjligheter för annan styrning vid låga temperaturer, exempelvis möjligheten att hålla högre syrehalter i biofilmsprocesser vid låga temperaturer.

Nitrifikationsbakterier har något högre temperaturberoende än heterotrofa bakterier med temperaturekoefficienter 1,07 respektive 1,10 (Tabell 3.1). För biofilmsprocesser varierar reella temperaturkoefficienter mer än för aktivslamprocessen eftersom biofilmsstrukturen är olika och att det är svårare att exkludera effekter av substratbegränsning vid framtagande av koefficienterna. Temperaturkoefficienter för nitrifikation i MBBR är något lägre än för aktivslamprocessen i de flesta studierna medan temperaturberoendet av BOD-reduktion och denitrifikation är liknande som i aktivslamprocessen (Tabell 3.1).

| Process   | Steg i processen                                | Reell temperaturkoefficient | Källa                     |
|-----------|-------------------------------------------------|-----------------------------|---------------------------|
| Aktivslam | BOD-reduktion/denitrifikation                   | 1,074                       | Wuhrmann (1954)           |
|           |                                                 | 1,072                       | Henze et al. (2002)       |
|           |                                                 | 1,07                        | Johannessen et al. (2020) |
|           | Nitrifikation                                   | 1,103                       | Knowles et al. (1965)     |
|           | Nitrifikation, val av dimensionerande slamålder | 1,10                        | Johannessen et al. (2020) |
|           | Alla, val av dimensionerande slamålder          | 1,103                       | ATV-DVWK (2000)           |
| MBBR      | Fördenitrifikation                              | 1,05                        | Rusten et al. (2000)      |
|           | Efterdenitrifikation                            | 1,07                        | Rusten et al. (1996)      |
|           | Nitrifikation                                   | 1,107                       | Hem et al. (1994)         |
|           |                                                 | 1,09                        | Rusten et al. (2000)      |
|           |                                                 | 1,086                       | Young et al. (2017)       |
|           |                                                 | 1,058 (1,023–1,081)         | Salveti et al. (2006)     |

**Tabell 3.1**

Temperaturberoende av olika steg i aktivslam- och MBBR-processen.

Flera studier diskuterar även anpassning till låga temperaturer där en längre anpassningstid ger minskning av temperaturberoendet av processen (Ahmed et al. 2019; Delatolla et al. 2009). Det är dock inte väl studerat om det är anpassning av själva bakterierna, förändring av den bakteriella sammansättningen, eller biofilmsstrukturen (exempelvis tjocklek och porositet av biofilmen) som är de huvudsakliga mekanismerna för minskning av temperaturberoendet.

Temperaturberoende av kväverenningsprocesser i MBBR diskuteras även i den kunskapssammanställning som gjorts inom projektet (Ødegaard et al. 2023).

Vanligtvis dimensioneras avloppsreningsverk för rådande eller förväntade temperaturer och belastningar. Det är då vanligt att utgå från lägsta veckomedeltemperatur för val av aerob slamålder i aktivslamprocessen. Ett annat alternativ är att i stället värma upp inkommande avloppsvatten för att intensifiera processen. Det alternativet används i full skala för rening av lakvatten på flera avfallsanläggningar i Sverige men inte för kommunal avloppsvattenrening. Uppvärmning av kommunalt avloppsvatten har dock utvärderats i flera studier och visat sig vara ekonomiskt gångbar under vissa förutsättningar (Andersson och Arnell 2002; Arnell et al. 2004; Fortkamp et al. 2013).

## 3.2 Utmaningar vid kväverening av kallt vatten

Att rena avloppsvatten från kväve vid låga temperaturer är utmanande utifrån flera aspekter som är mer eller mindre viktiga för olika tekniker:

- **Lägre reaktionshastigheter.** Enligt beskrivning i föregående avsnitt sjunker reaktionshastigheterna vid minskning av temperaturen, vilket kräver större reaktionsvolym, eller andra styrningsmässiga åtgärder, för att bibehålla reningskapaciteten.
- **Högre slamproduktion.** Hydrolys av bioslam är också temperaturberoende; vid samma slamålder ökar slamproduktionen med sänkning av vattentemperaturen.
- **Lägre sedimenteringshastighet.** Det finns en förhöjd risk för lägre sedimenteringshastigheter av bioslam vid rening av kallt vatten, både eftersom en lång slamålder måste tillämpas, vilket stimulerar tillväxt av filamentbildande bakterier (Knoop och Kunst 1998), samt att vattnets viskositet ökar vilket ytterligare försämrar slammets sedimenteringsegenskaper.

Lägre vattentemperatur hänger ofta ihop med mer utspätt vatten vilket i sin tur skapar andra utmaningar:

- *Syretillförsel.* Ovidkommande vatten har ofta hög syrehalt, speciellt dagvatten och smältvatten. Förhöjda syrehalter i inkommande vatten gör det svårare att hålla låg syrehalt i fördenitrifikationssteget.  
Även om någon tillförsel av syre till ledningsnätet kan vara önskvärt i vissa fall för att minska luktrisken, konsumerar syret även lättnedbrytbart organiskt material som behövs för kväverening på reningsverket.
- *Lägre inkommande kvävehalter.* Biologisk aktivitet är beroende av substratkoncentrationer, inklusive halter av ammonium och nitrat i nitrifikation respektive denitrifikation. Även diffusion av substrat påverkas av substrathalterna, vilket är speciellt viktigt för biofilmsprocesser. Det är således svårare att avskilja de sista mg/l av ammonium eller nitrat jämfört med reduktion ner till 2–3 mg/l. Detta är speciellt viktigt om det är reduktionsgraden som regleras i villkoren och inte utgående kvävehalter.
- *Hydraulisk belastning.* En högre hydraulisk belastning kräver naturligtvis även uppskalning av utrustning och större bassänger för mekanisk rening. För biologisk kväverening innebär det även att mer vatten behöver återföras genom nitratreturen, vilket ökar tillförseln av syre till fördenitrifikationssteget. Nitratreturen kan även vara begränsad av dimensioner på bassänger i MBBR-processen. I så fall begränsas maximala flödet genom biosteget, och vid ett högre flöde av inkommande vatten måste nitratreturen begränsas.

### 3.3 MBBR för kväverening

I detta kapitel motiveras valet av just MBBR-processen för pilotförsök samt ges en kortfattad beskrivning av MBBR-processen som behövs för förståelse av resultat som presenteras i rapporten. För mer detaljerad beskrivning hänvisas läsaren till den sammanställning angående processen som gjorts i rapporten Ødegaard et al. (2023) eller annan speciallitteratur inom ämnet.

Det har redan i planeringen av projektet valts att studera vattenrening med MBBR-processen som enligt projektgruppen har flera fördelar jämfört med aktivslamprocessen vid lägre temperaturer:

- *Olika slamålder för nitrifierande och heterotrofa bakterier.* I en klassisk MBBR-process är bakteriekulturen väldigt olika på bärare i olika zoner, exempelvis finns det huvudsakligen nitrifierande bakterier på bärare i en nitrifikationszon medan nitrifikationsbakterier saknas nästan helt i denitrifikations- och BOD-reduktionszoner. I en aktivslamprocess är det blandslam som cirkulerar genom de olika zonerna vilket gör att slamåldern blir lika för allt slam och anpassas till behovet av det mest temperaturkänsliga nitrifikationssteget. I en MBBR-process kan slamålder för olika zoner vara olika vilket gör att med en lägre dimensionerande temperatur behöver inte alla zoner utökas i samma grad.
- *Mindre risk för totalförlust av nitrifikation.* I en aktivslamprocess måste slamåldern hållas högre än dubblingstiden av nitrifierande bakterier vid de specifika förhållandena. Vid tillräcklig slamålder sker i princip fullständig nitrifikation medan om slamåldern är för kort minskar andelen nitrifierande bakterier stadigt vilket kan leda till så kallat ”wash-out” där nitrifikationen tappas helt på väldigt kort tid. Etablering av nitrifikationen på nytt kan då kräva minst några veckor. I MBBR-processen växer nitrifierande bakterier och bildar biofilm på bärare och kan förloras endast om nitrifikationszonen överbelastas med BOD eller om det inte kommer något kväve under lång tid, båda osannolika scenarion i en väl dimensionerad process. Vid överbelastning av processen (exempelvis när kvävebelastning är samma men temperaturen minskar) minskar reduktionsgraden men bakteriekulturen förloras inte med tiden. Det går därför att använda processen för endast delvis reduktion av kväve under perioder med kallt vatten och undvika lång starttid för etablering av nitrifierande bakterier, så som det krävs för aktivslamprocessen.



- *Lägre temperaturkänslighet av nitrifikation.* Som beskrivits i föregående kapitel har en lägre reell temperaturkänslighet av nitrifikation i en MBBR observerats i flera studier, vilket troligen beror på att vid lägre temperaturer kompenseras minskning av aktiviteten på bakterienivå med diffusion av substrat djupare i biofilmen och en större andel av aktiv biomassa.
- *Möjlighet för temporär ökning av syrehalten.* Nitrifierande MBBR dimensioneras vanligtvis för en hög syrehalt vid maximal belastning (ca 5 mg/l), jämfört med aktivslamprocessen (ca 2,5 mg/l). Vid lägre vattentemperatur ökar syreöverförings-effektiviteten oavsett vilken reningsprocess som används vilket gör att det är möjligt att hålla något högre syrehalter vid samma luftflöde vid kallt vatten. Fördelen med MBBR är att om det finns ledig kapacitet i luftningssystemet eller om luftningssystemet överdimensioneras avsiktligt kan även högre syrehalter, exempelvis 8 mg/l, användas. Eftersom nitrifikationskapaciteten stiger linjärt med syrehalten (Hem et al. 1994) ger det en möjlighet för temporär ökning av kapaciteten under vissa perioder, dock till en förhöjd driftkostnad. Denna möjlighet saknas i aktivslamprocessen eftersom ökning av syrehalten över 2,5 mg/l ger endast en marginell ökning av nitrifikationshastigheten.
- *Tidigare erfarenheter.* MBBR används oftare för rening vid kallt vatten jämfört med andra processlösningar. Dessa erfarenheter beskrivs utförligt i Ödegaard et al. (2023) och sammanfattas i kapitel 2.

I en traditionell MBBR-process utgörs biosteget av flera avgränsade zoner som luftas och/eller omrörs. Den utformningen påminner även om hur aktivslambassänger är uppdelade i zoner. Skillnaden är dock att i MBBR-processen är zonerna separerade med silar för att behålla bärare i respektive zon. Varje zon fungerar då som ett separat reningssteg med unik biomassakultur på bärarna. De första zonerna domineras därför av heterotrofa bakterier medan i de sista luftade zonerna är nitrifikationsbakterier dominerande. Strukturen och tjockleken på biofilmen beror på belastning av organiskt material, ammoniumkväve och substrathalter. Så länge BOD-belastningen är hög kommer nitrifikationsaktiviteten på biofilmen vara begränsad. Nitrifikationskapaciteten kommer också vara lägre vid låga substrathalter. Det är därför mycket bättre att dela upp aeroba reningen på fler zoner där BOD-reduktion, nitrifikation vid höga ammoniumhalter och polerande rening vid låga ammonium- och syrehalter sker än att ha en stor luftad volym. Även för denitrifikation kan det vara fördelaktigt med fler zoner för att utnyttja att hastigheter är högre vid högre substrathalter. Eftersom högre syrehalter används i de luftade stegen jämfört med i aktivslamprocessen är det mer vanligt att använda oluftade zoner för reduktion av löst syre (så kallade deox-zoner) i MBBR jämfört med aktivslamprocessen.

På samma sätt som i en aktivslamprocess kan rening i MBBR utformas för kväve-reduktion genom fördenitrifikation, efterdenitrifikation, kombination av båda processer året om, eller en mer dynamisk styrning över året. Om avloppsvattnet är koncentrerat och har tillräckligt med lättillgängligt organiskt material används med fördel fördenitrifikation för att reducera behovet av extern kolkälla tillsammans med efterfällning. Om avloppsvattnet är utspädd och kallt och innehåller mycket syre kan det vara mer lämpligt att använda förfällning tillsammans med efterdenitrifikation. En kombination av för- och efterdenitrifikation kan också implementeras för att hantera förändringar i avloppsvattnets sammansättning och temperaturvariationer över året. Under snösmältningen förfälls vattnet och kväve avskiljs med efterdenitrifikation, och när temperaturen ökar övergår reningsverket till fördenitrifikation kombinerat med efterfällning.

Det finns även andra utformningar av MBBR-processen, som dock är mindre vanliga. Simultan nitrifikation/denitrifikation har studerats i ett flertal studier (Di Capua et al. 2022). Principen för processen är att alla steg av processen sker på samma bärare. Reaktorn luftas intermittent eller kontinuerligt med lågt börvärde av syrehalt i vatten.

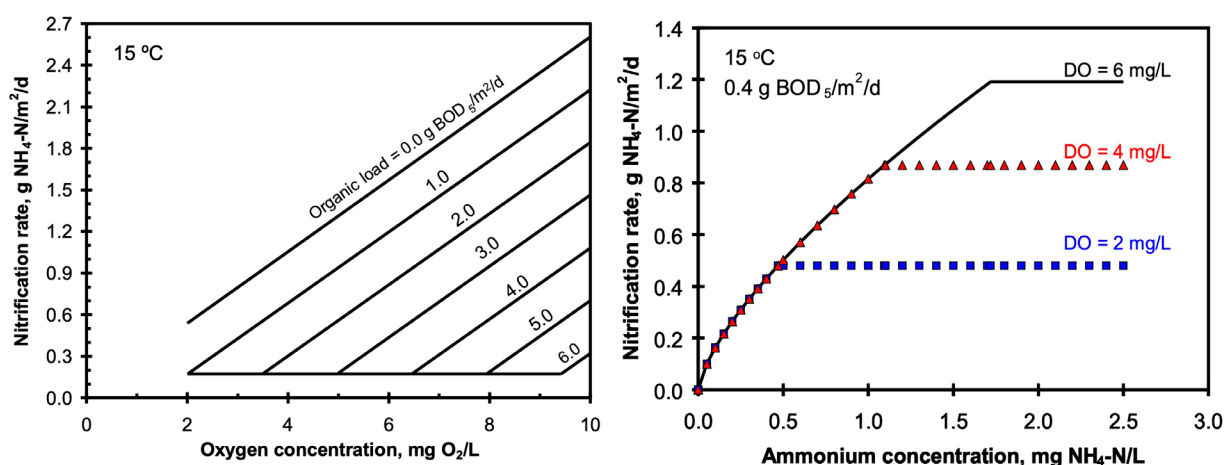
BOD-reduktion och nitrifikation sker i aeroba delen av biofilmen medan denitrifikation sker i den djupare, anoxiska delen av biofilmen närmast bärarytan.

### 3.4 Forskningsläget

Studier på MBBR-processen påbörjades i Norge i slutet av 1980-talet och visade hur betydande syrehalten i vattnet och den organiska belastningen är för nitrifikationshastigheten. Under denna period togs sambanden som presenteras i Figur 3.1 fram, som än i dag utgör grunden för design av nitrifikationsprocessen i en MBBR-anläggning (Hem et al. 1994).

**Figur 3.1**

Nitrifikationsprocessens beroende av det organiska innehållet i avloppsvattnet och samspelet mellan reaktionshastighet, syre- och ammoniumhalt i en MBBR-reaktor (modifierade från Hem et al. 1994).



I de så kallade FAN-pilotförsöken som genomfördes på Nordre Follo ARV testades också hur MBBR-processen kan implementeras med kallt utspätt avloppsvatten (Rusten et al. 1995a, b). Dessa försök visade att nitrifikationshastigheten är högre i ett förfällt vatten med låg partikelhalt och lite BOD jämfört med ett vatten som endast har genomgått försedimentering. Försöken låg till grund för den numera vedertagna regeln att designa zonen för BOD-reduktion före nitrifikationszonerna för en belastning på 5 g BOD<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>,d. FAN-projektet bekräftade också tidigare slutsatser om nitrifikationshastighetens linjära beroende av syrehalten vilket också innebär att nitrifikationskapaciteten kan styras med syretillförseln, och användning av höga syrehalter, som vanligtvis inte används i aktivslamprocessen, kan vara motiverat. Eftersom syrets löslighet ökar när temperaturen minskar samt att den endogena respirationen (och följaktigt syrebehov) minskar vid sjunkande temperaturer, kan en högre syrehalt uppnås under kalla perioder med oförändrat luftflöde. Då blir temperatureffekten på nitrifikationen heller inte så stor som man kan tro. Försöken visade att den observerade nitrifikationshastigheten var oberoende av temperaturen i intervallet 8–18 °C. I FAN-projektet undersöktes även hur utspätt avloppsvatten påverkar processen och försöken visade att en stor nitratretur kan minska fördenitrifikationen vid kalla temperaturer. Detta beror på att mer syre finns löst i nitratreturen och att anoxiska förhållanden blir svåra att uppnå när den inkommande kol/kväve-kvoten är låg.

MBBR-tekniken fortsatte att utvecklas i Norge i och med att Lillehammer ARV byggdes om inför olympiska spelen 1994. Under uppstarten av anläggningen under vintern 94/95 var temperaturen runt 6–6,5 °C. Under denna period var fördenitrifikationen begränsad och det mesta av denitrifikationen skedde med extern kolkälla (etanol) med en hastighet av 0,71 g NO<sub>x</sub>-N/m<sup>2</sup>,d. Nitrifikationshastigheten uppgick till 0,51 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>,d med en syrehalt på 5–6,5 mg/l. Reduktionen av oorganiskt kväve

---

låg under perioden på 82 %. I en annan studie på Frevar ARV ett par år senare kördes en MBBR-pilot under 2 års tid. Försöken visade att nitrifikationen berodde av temperaturen med en temperaturkoefficient på  $\theta=1.07$ .

Om syrehalten hölls konstant uppgick dock koefficienten till  $\theta=1.09$  och motsvarande temperaturkoefficient för denitrifikationen uppgick till  $\theta=1.05$  i temperaturintervallet 5–17 °C. Men även denitrifikationsprocessen påverkas av syrets ökade löslighet med minskande temperatur vilket resulterar i höga inkommanade syrehalter samt höga syrehalter i nitratreturen när avloppsvattnet är kallt. Med höga syrehalter kommer en större andel av det organiska materialet i vattnet konsumeras med syre som elektro-nacceptor av de fakultativa anaeroba mikroorganismerna som normalt återfinns i fördenitrifikationen. Den reella temperaturkoefficienten i fördenitrifikationen uppgick i Frevarstudien till  $\theta=1.10$ . I linje med tidigare experiment ökade också behovet av kolkälla när temperaturen sjönk, delvis eftersom höga syrehalter i inkommande avloppsvatten minskar möjligheten att använda BOD i avloppsvattnet för denitrifikation, men också eftersom en större mängd kol är partikulärt bundet då hydrolysisprocessen är begränsad i ledningsnätet vid låga temperaturer. Den höga SS/BOD-kvoten vid låga temperaturer, samt behovet av extern kolkälla vid kalla förhållanden utöver det organiska materialet som finns i avloppsvattnet, innebär att slamproduktionen i biosteget blir större än när avloppsvattnet är varmare (Rusten et al. 2000).

Utöver forskning i Norge har studier även genomförts i andra länder. I Alaska uppgraderades Palmer ARV med syresatta dammar till en MBBR-process för en mer driftsäker process. Reningsverket designades för en lägsta temperatur på 5 °C och MBBR-processen klarade att reducera ammoniumhalten till under 1 mg/l under testperioden på 60 dagar (Figdore et al. 2019). Dock var temperaturen i genomsnitt 8,8 °C under detta test. På Johnstown ARV installerades en MBBR-anläggning för att förbättra nitrifikationen i ett dammsystem. Under vintern 2004/05 var vattentemperaturen 4,2 °C och MBBR-processen reducerade ammoniumhalten med 40 %. Under en kort period sjönk temperaturen till 3 °C och pH ökade till 9. Nitrifikationsprocessen återhämtade sig kort efter att förhållandena återgick till normala (Wessman & Johnson 2006).

I Kanada har kväverening vid kalla temperaturer fått stort fokus då många reningsverk i landet består av dammsystem som inte kan reducera kvävehalten eller upprätthålla nitrifikationen under årets kalla månader. Studier har primärt genomförts i labb och visat att nitrifikationen är kraftigt beroende på temperaturen, även med höga syrehalter i vattnet. Studierna har också visat att nitrifierare acklimatiserar sig till låga temperaturer vilket resulterar i att nitrifikationshastigheten ökar med tiden (Delatolla et al. 2009; Delatolla et al. 2010). Vidare såg forskarna i Kanada att nitrifikation även sker vid mycket låga temperaturer, såsom 1 °C, även om en nedre gräns för nitrifikationen på runt 2–4 °C identifierades eftersom reaktionshastigheten kraftigt minskar därunder. De kanadensiska studierna föreslog en temperaturkoefficient på  $\theta=1.049$  och  $\theta=1.149$  för temperaturintervallet 4–10 °C respektive vid 1 °C (Hoang et al. 2014; Ahmed et al. 2019).

I Italien studerades MBBR-processen i full skala på ett reningsverk på en turistort i norra Italien uppgraderades. MBBR-reaktorerna placerades efter befintlig biologisk rening och två scenarier testades: ammoniumbegränsning och syrebegränsning. Vid ammoniumbegränsning kunde ingen korrelation mellan nitrifikationshastigheten och temperatur ses medan vid syrebegränsning sågs en korrelation med minskande hastigheter vid låga temperaturer, helt i linje med de norska studierna (Andreottola et al. 2000). I Sverige har en studie fokuserat på denitrifikation under kalla temperaturer och ett svagt samband identifierades då reaktionshastigheten vid 3 °C uppgick till 55 % av hastigheten vid 15 °C (Welanders och Mattiasson 2003).

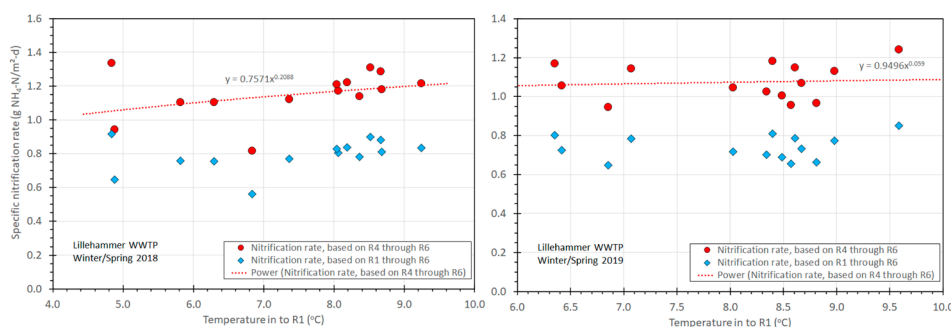
## 3.5 Praktiska erfarenheter från fullskaleanläggningar i Norge

### 3.5.1 Lillehammer avloppsreningsverk

Som tidigare nämnts så uppgraderades Lillehammer ARV till en MBBR-anläggning inför vinter-OS 1994. Anläggningens design var flexibel där både kombinationen förfällning/ efterdenitrifikation och fördenitrifikation/efterfällning var möjligt. Av 9 biologiska zoner kan 7 drivas aerobt. Reaktorerna är fyllda med K1-bärare (AnoxKaldnes) och är 5,5 m djupa.

Under 2018 var medeltemperatur i avloppsvattnet 10,8 °C och som lägst 3,9 °C och under året låg reduktionsgraden av kväve på 80 % över reningsverket. Under den kallaste perioden ökade flödet från runt 10 000 m<sup>3</sup>/d till över 50 000 m<sup>3</sup>/d. Nitrifikationshastigheten i anläggningen har beräknats både med hela den aeroba volymen och med en mindre volym baserat på att föregående reaktorer används för BOD-reduktion. Generellt var nitrifikationshastigheten hög under 2018 då verket drevs med fördenitrifikation och påverkades bara marginellt av temperaturen, se vänster graf i Figur 3.2. Hastigheten för efterdenitrifikation minskade kraftigt med temperaturen under året men om detta berodde på en utspädning av avloppsvattnet, driftstrategin eller temperaturen är osäkert.

Under 2019 var kvävereduktionen 75 %, medeltemperaturen 10 °C och den lägsta temperaturen 5,3 °C. Under den kallaste perioden ökade flödet till över 20 000 m<sup>3</sup>/dag. Nitrifikationshastigheten varierande heller inte med temperaturen under detta år och visas i den högra grafen i Figur 3.2. Värdena som presenteras i Figur 3.2 är framtagna från veckoprover från en kallare period under respektive år.



**Figur 3.2**

Nitrifikationshastighet och dess korrelation med temperatur under åren 2018 (till vänster) och 2019 (till höger) på Lillehammer ARV. Datapunkterna är framtagna med veckomedelvärden från den kallare perioden under respektive år.

När avloppsvattnet är varmare blir processen begränsad av substrat vilket gör att nitrifikationshastigheten inte ökar med högre temperatur. Under 2019 var hastigheten för efterdenitrifikation oberoende av temperaturen. Jämfört med 2018 var inkommande avloppsvatten dock mindre utspädd under 2019 vilket kan ha orsakat skillnaden i temperaturberoende jämfört med föregående år. Sammanfattningsvis visar resultaten från Lillehammer ARV att den observerade nitrifikationshastigheten kan vara stabil eller minska något vid kallare temperaturer.

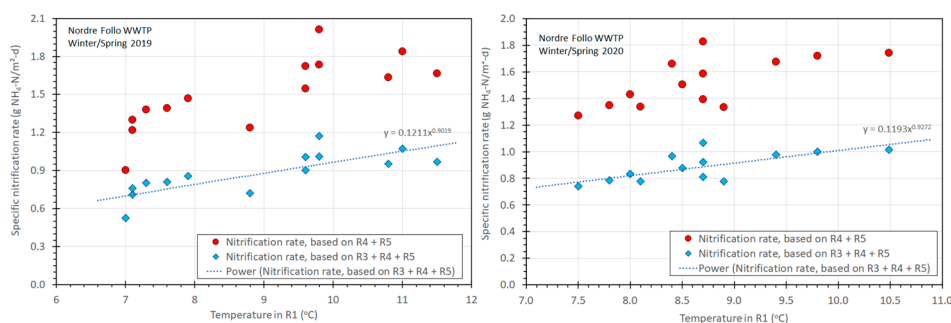
Gällande temperatureffekten på denitrifikationen är det svårt att dra slutsatser eftersom reningsverkets driftstrategi under tillfället inte är känd och utspädningen under snösmältning verkar ha haft stor påverkan på hastigheten. Även för nitrifikationshastigheten är det svårt att bedöma vilka parametrar och driftstrategier som har haft betydelse för det relativt svaga beroendet av temperaturen. Framför allt saknas syrehalterna för en djupare förståelse av processen.

### 3.5.2 Nordre Follo avloppsreningsverk

Nordre Follo ARV uppgraderades 1997 till en MBBR-anläggning med försedimentering och fördenitrifikation. Bioreaktorerna är 5,5 m djupa och fyllda med K1-bärare (AnoxKaldnes). Under slutet på 2018 togs även en deammonifikationsreaktor (AnitaMox,

Veolia) i drift för rektvattenbehandling. På reningsverket har denitrifikationsprocessen historiskt varit begränsande vilket har kompenseras genom att metanol sporadiskt tillsätts i inloppet till biologin.

För att beräkna reaktionshastigheterna i biologin har kvävebelastningen på biologin antagits vara samma som inkommande kväve till reningsverket. Under 2019 reducerades inkommande kväve med 80 % på reningsverket trots att belastningen översteg designvärdet. Motsvarande siffra för 2020 var 79 %. Även på detta reningsverk är nitrifikationsprocessen substratbegränsad förutom under årets kalla månader. Under vinterhalvåret 2019 och 2020 låg medeltemperaturen på runt 9–10 °C och ner mot ca 7–7,5 °C under höga flöden 2019. Under 2020 var den lägsta temperaturen något högre. Beräknad nitrifikationshastighet och dess korrelation med temperaturen visas i Figur 3.3 för 2019 (till vänster) och 2020 (till höger). Beräknade hastigheter baseras på den totala aeroba volymen, samt på att en zon används för BOD-reduktion.



**Figur 3.3**

Beräknad nitrifikationshastighet på Nordre Follo ARV under 2019 januari till maj (till vänster) och 2020 januari till april (till höger).

Nitrifikationen beror här på temperaturen och korrelationen med Arrhenius ekvation visar på en temperaturkoefficient på  $\theta=1,10$  under 2019 i temperaturintervallet 7,0–11,5 °C och  $\theta=1,11$  under 2020 i temperaturintervallet 7,5–10,5 °C. Denitrifikationens beroende är svårt att bedöma eftersom befintliga data inte möjliggör att separera kväve avskilt med fördenitrifikation med kväve avskilt med efterdenitrifikation. Vidare har metanol sporadiskt tillsatts till inloppet, vilket ytterligare komplicerar en bedömning av denitrifikationshastigheten.

### 3.5.3 Nedre Romerike avloppsreningsverk

Nedre Romerike avloppsreningsverk byggdes 2003 med försedimentering och kombinerad för- och efterdenitrifikation följt av efterfällning och avskiljning av bildade flockar med sedimentation. För efterdenitrifikation används vanligtvis metanol, förutom under vissa perioder då denna kolkälla kompletteras med beslagtagen etanol. MBBR-anläggningen är fylld med bärare av typen K1 (AnoxKaldnes) och under 2018 ersattes försedimenteringen med så kallade bandfilter (Salsnes).

I detta projekt har data från kalla perioder under åren 2013, 2014, 2016 och 2018 analyserats närmare för att bedöma hur den biologiska reningsprocessen fungerar med kallt avloppsvatten. Medeltemperaturen under dessa perioder låg på 8,6 °C och den lägsta temperaturen på mellan 5,2–7,4 °C. Nitrifikationshastigheten varierade mellan 0,31–0,41 g  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^3\cdot\text{d}$  beräknat på hela den aeroba volymen då reningsverket inte har någon separat zon för BOD-reduktion. Reaktionshastigheten i fördenitrifikationen beräknades till mellan 0,18–0,22 g  $\text{NO}_x\text{-N}/\text{m}^3\cdot\text{d}$  och i efterdenitrifikationen till 1,0–1,1 g  $\text{NO}_x\text{-N}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ . Temperaturkoefficienten för båda processerna uppskattades till  $\theta=1,07\text{--}1,11$  i temperaturintervallet 5–10 °C.

Kvävereduktionen har generellt varit god på reningsverket under kalla temperaturer förutom då även inkommande flöden är höga och avloppsvattnet utspädd. Då minskar reduktionen kraftigt till runt 50 % över reningsverket vilket indikerar att effekten av ett utspädd avloppsvatten är mer betydande för kväveavskiljningen än temperaturen.

---

### 3.5.4 Gardemoen avloppsreningsverk

Gardemoen ARV färdigställdes 1998 samtidigt som Oslos nya flygplats öppnade nästgårds. Reningsverket behandlar kommunalt avloppsvatten och flygplatsens avloppsvatten, samt uppsamlad avisningsvätska sedan 2004. Den mest utspädda avisningsvätskan genomgår en biologisk förbehandling i en separat MBBR-anläggning innan den når reningsverket. Den mer koncentrerade strömmen används på reningsverket som extern kolkälla. Eftersom insamlad avisningsvätska är mycket kall har en värmeväxlare installerats för att värma denna ström med renat avloppsvatten. Huvudprocessen på Gardemoen ARV består av rensgaller och sand- och fettfång följt av försedimentering. Det biologiska steget drivs med kombinerad för- och efterdenitrifikation i MBBR. Efter biosteget tillsätts fällningskemikalier och partiklar avskiljs i en flotationsanläggning. Innan avloppsvattnet når recipienten desinficeras det med UV-ljus under badsäsongen.

För bedömning av reningsverkets prestanda finns ett stort antal dygnsprov på ingående och utgående vatten att tillgå från 2019 och 2020. Under dessa år reducerades inkommande kvävehalt med 85 %, trots att kvävebelastningen översteg designvärdet. Data visar att denitrifikationshastigheten beror av ett flertal faktorer och ett temperaturberoende därför ibland är svårt att identifiera. Data indikerar dock att reaktionshastigheten i fördenitrifikationen under perioden låg på i genomsnitt  $0,88 \text{ g NO}_x\text{-N/m}^2\text{,d}$  i temperaturintervallet  $8,0\text{--}16,5 \text{ }^\circ\text{C}$  och minskade till  $0,68 \text{ g NO}_x\text{-N/m}^2\text{,d}$  i temperaturintervallet  $5,4\text{--}8 \text{ }^\circ\text{C}$ . Dessa hastigheter är något högre än förväntat. Hastigheterna i efterdenitrifikationen kunde inte korreleras med temperaturen och låg i genomsnitt på  $1,2 \text{ g NO}_x\text{-N/m}^2\text{,d}$ , vilket kan jämföras med  $1,4 \text{ g NO}_x\text{-N/m}^2\text{,d}$  som är den högsta förväntade reaktionshastigheten med den använda kolkällan. Nitrifikationshastigheten varierade svagt med temperaturen under perioden och en temperaturkoefficient på  $\theta=1,015$  i temperaturintervallet  $6\text{--}16 \text{ }^\circ\text{C}$  har beräknats för de stunder när processen inte har varit begränsad av tillgången på ammonium. Även i detta fall verkar det som att syrets ökade löslighet i kallt avloppsvatten, lägre endogen respiration samt högre syrehalter döljer reaktionens reella temperaturberoende. Eftersom reningsverkets driftstrategi inte är dokumenterad kan det svaga temperaturberoendet också bero på t ex ökad luftning i de aeroba biostegen vid kalla temperaturer.

## 4 Vattentemperatur och möjligheter till uppvärmning

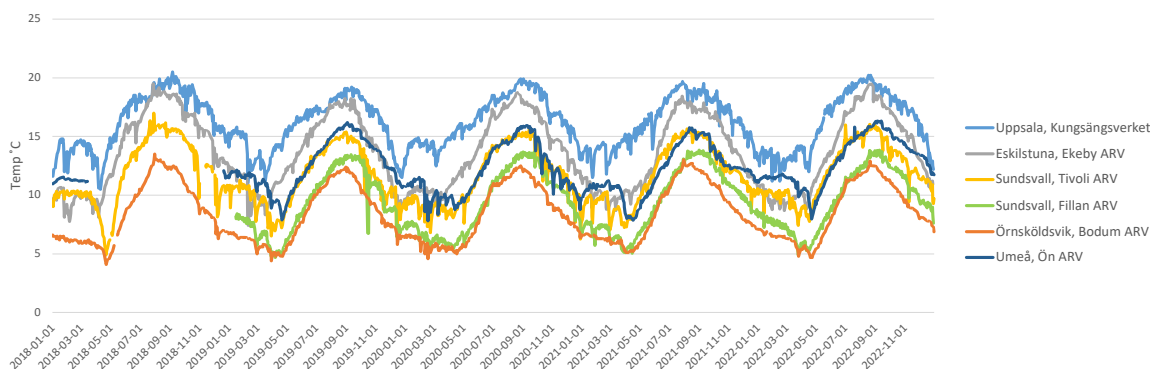
I detta kapitel sammanfattas resultat av ett arbetspaket i projektet som handlade om att studera variation av vattentemperaturer på olika reningsverk i Norrland samt bedöma ekonomiska konsekvenser av uppvärmning av avloppsvatten för intensifiering av reningen. Fullständig rapport återfinns i en tidigare publicerad dellerans (Malovany 2024).

### 4.1 Temperatur på avloppsvatten i Norrland

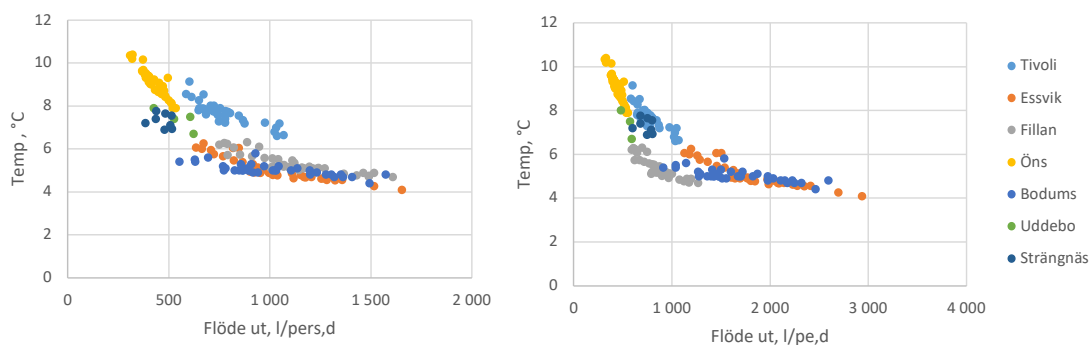
Vattentemperaturer på inkommande vattnet från fem olika reningsverk i Norrland (tre stycken i Sundsvall och en var i Umeå, Luleå och Örnsköldsvik) under 2019–2020 studerades inom projektet och jämfördes med flera reningsverk i Svealand. Som förväntat ligger vattentemperaturer på reningsverk i Norrland vanligtvis lägre än på reningsverk i Svealand (Figur 4.1).

**Figur 4.1**

Vattentemperaturer på utvalda reningsverk i Norrland och Svealand.

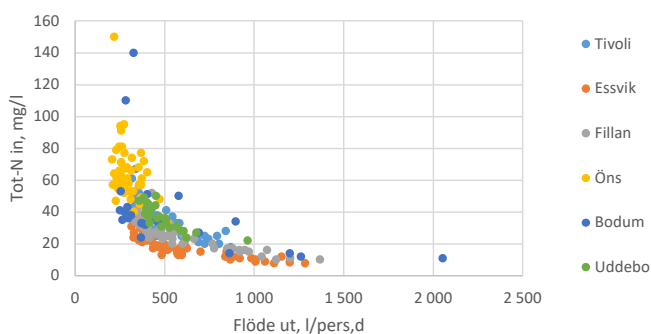


Vattentemperaturer på reningsverk i Norrland är dock väldigt varierande från reningsverk till reningsverk. Även om det kan finnas samband mellan geografisk placering av ett reningsverk och vattentemperaturen, är det största sambandet som observerats att vattentemperaturer är starkt beroende av andelen ovidkommande vatten och följaktligen specifika flödet per person eller pe (Figur 4.2). De reningsverk som har ett lågt specifikt flöde har även högre vattentemperaturer. Exempelvis sjunker vattentemperaturer på Öns reningsverk i Umeå till som lägst 7,5 °C som dygnsmedel under enstaka år men understiger annars sällan 8,5 °C som veckomedel. Reningsverk med ett högt specifikt flöde (exempelvis Fillan ARV och Essvik ARV i Sundsvall, Bodum ARV i Örnsköldsvik) har vattentemperaturer ner till 4–5 °C under snösmältningsperioden. Dock är perioder med snösmältning längre i norra än i södra Sverige varför en geografisk koppling ändå finns.



**Figur 4.2**

Temperaturer under kallaste perioden i förhållande till specifik tillrinning per ansluten person (till vänster) och per genomsnittlig årsbelastning i pe (till höger). Data för temperatur i inkommande vatten under 25/3–3/5 2019 med följande undantag: Uddebo ARV – 15/4–22/5 2020; Bodum ARV – temperatur i utgående vatten; Strängnäs ARV – temperatur i utgående vatten under 4–11/3 2019.



**Figur 4.3**

Halt totalkväve i inkommande vatten som funktion av specifik tillrinning.

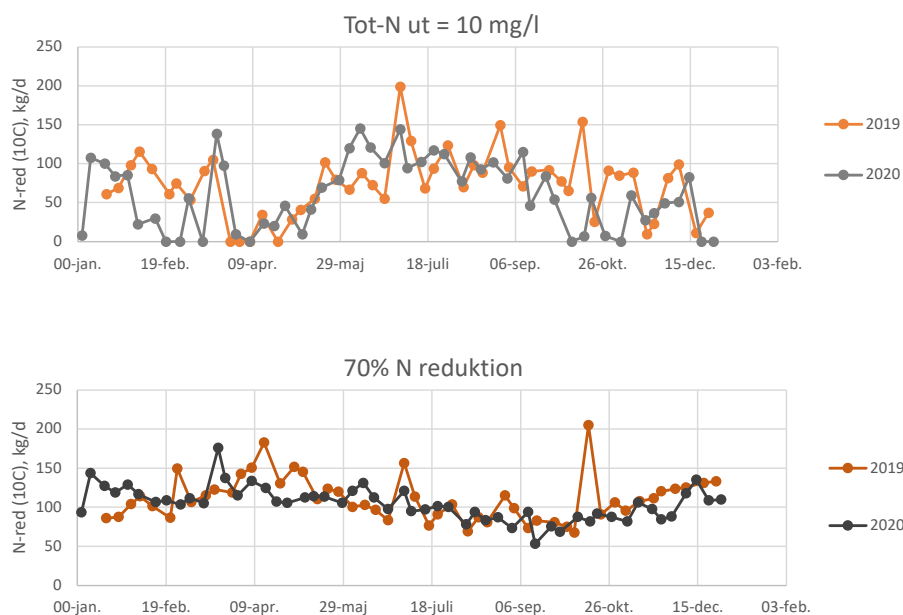
## 4.2 Bedömning av möjligheten till uppvärmning av avloppsvatten

### 4.2.1 Kapacitetsbehov under olika årstider vid olika reningskrav

Det finns flera möjliga strategier för uppvärmning av vatten. Det första och mest uppenbara alternativet är att värma upp vattnet när det är som kallast för att bibehålla en viss lägsta temperatur. Den strategin kan vara speciellt motiverad för anläggningar med en aktivslamprocess. Aktivslamprocessen dimensioneras för en viss minimal temperatur/slamålder. Om slamåldern är lägre än minsta erforderliga slamåldern för en specifik temperatur kommer andelen av nitrifierande bakterier minska snabbt i slammet och nitrifikationen förloras helt (så kallat wash-out). I MBBR-processen, till skillnad från aktivslamprocessen, växer nitrifierande bakterier på bärare i andra zoner och det är lättare att undvika att spola ut nitrifierare från systemet genom att lufta en zon som normalt används för fördenitrifikation och därigenom utöka BOD-reduktionskapaciteten. Att bibehålla viss minimal temperatur är därför inte så viktigt för MBBR som för aktivslamprocessen. Som visades tidigare är vattnet som kallast vid snösmältning när även flödet är högt och kvävehalten är låg. Med denna strategi kommer det därför behövas en investering i en anläggning med hög effekt som används under bara någon månad per år och värmer upp höga volymer av vatten för att kunna reducera kvävet som ändå har låga halter i vattnet.



Kvävekrav utformas oftast som årsmedel på reduktionsgrad eller utgående kvävekrav. Vid dagens förväntade begränsningsvärde på 8–15 mg/l finns det möjlighet att jämna ut kvävereduktionen över året och reducera mindre kväve när vattnet är som kallast och mer när vattnet är varmt. Den erforderliga kvävereduktionen för att möta olika reningskrav beräknades i kg N/d och kompenserades för vattnets temperatur med en temperaturkoefficient på 1,08. Ett exempel på resultat av en sådan beräkning för Fillan ARV och ett krav på reduktion av kväve till 10 mg/l samt reduktion med 70 % visas i Figur 4.4. Resultaten visar att vid haltkrav är kapacitetsbehovet lägst i perioder med kallast vatten (mars-maj) samt vid kraftig nederbörd på hösten, eftersom vattnet är så utspätt att mindre kväve behöver reduceras för att nå begränsningsvärdet. Vid krav på reduktionsgrad är behovet störst just när vattnet är utspätt och kallt.



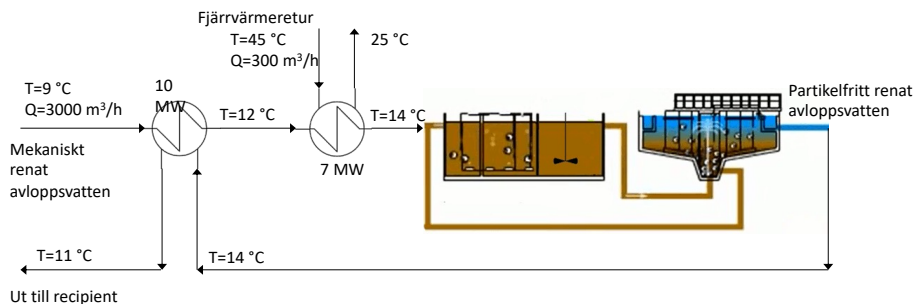
**Figur 4.4**

Beräkning av kvävereduktionskapacitet för Fillan ARV som behövs vid olika årstider vid haltkrav på 10 mg/l och reduktionsgradkrav på 70 %. I detta exempel antas att kravet måste uppfyllas vid varje provtagningstillfälle; i verkligheten ställs kvävekrav på årsbasis.

Om det ställs väldigt höga krav på reduktion av kväve, exempelvis ner till ett begränsningsvärde på 6 mg/l eller reduktionsgrad på 85 % enligt förslaget till avloppsdirektivet (EU-kommissionen 2022), bör reningsverket dimensioneras för fullständig nitrifikation och liknande denitrifikation året om. För sådant alternativ krävs det mer kapacitet vintertid och det kan vara mer motiverat att värma upp avloppsvatten bara när det är som kallast.

#### 4.2.2 Ekonomisk utvärdering av uppvärmning

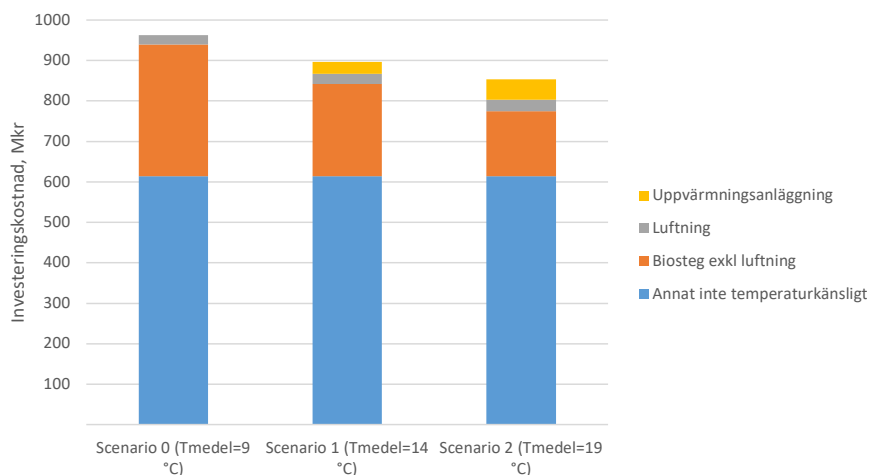
En ekonomisk utvärdering av uppvärmning av avloppsvatten gjordes med hjälp av en befintlig kalkyl för ett eventuellt nytt centraliserat reningsverk i Sundsvall som Ramboll tog fram för MSVA i ett tidigare projekt. Två scenarion för uppvärmning av vatten studerades: (1) uppvärmning av vatten med 2 °C och värmeåtervinning med 50 % effektivitet, vilket ger 5 °C varmare vatten på reningsverket (Figur 4.5); (2) uppvärmning av vatten med 2 °C och värmeåtervinning med 80 % effektivitet, vilket ger 10 °C varmare vatten. Det andra scenariot kräver väsentligt större värmeåtervinningsanläggning men ger även större minskning av erforderliga bassängvolymen.



**Figur 4.5**

Värmebalans för scenario 1.

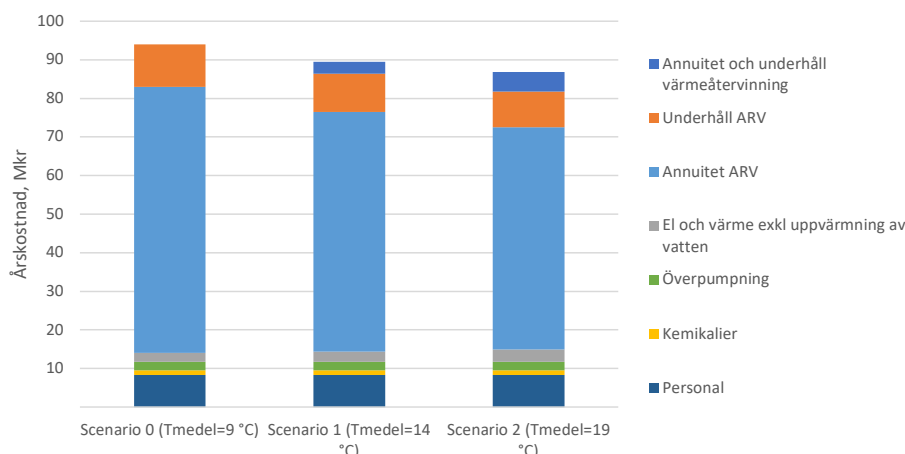
Det varmare vattnet ger högre reduktionshastigheter, vilket i sin tur kräver mindre bassängvolym. Bassängerna har antagits minska med 8 % för varje 1 °C, det vill säga att temperaturkoefficienten 1,08 antagits för hela biosteget. Varmare vatten ger också lite mindre effektiv syreöverföring, vilket kräver högre luftningskapacitet. Investeringskostnaden för biosteget minskade med 46 % i scenario 2 jämfört med scenario 0 (Figur 4.6). Dock, sett till totala investeringskostnaden som inkluderar även uppvärmningsanläggningen och andra steg på reningsverket som inte är temperaturkänsliga så är minskningen av investeringen endast 11 % i scenario 2.



**Figur 4.6**

Investeringskostnad för alternativ med och utan uppvärmning.

När investeringskostnaden omräknas till annuitetskostnad står den för hela 73 % av totala årskostnaden i scenario 0 och överskuggar alla andra kostnadsposter, som energi-användning eller kemikalier (Figur 4.7). För scenario 1 och 2 inkluderas inte kostnaden för uppvärmning i Figur 4.7. Potentiell minskning av årskostnaden, dvs den minskning som kunde erhållits vid kostnadsfri värme, är ca 4,5 Mkr/år i scenario 1 och 7,1 Mkr/år i scenario 2, vilket utgör 5 % respektive 8 % av årskostnaden i scenario 0.



**Figur 4.7**

Årskostnad Kubikenborg ARV för olika uppvärmningsscenarion. OBS: kostnad för uppvärmning av vatten är inte medräknat i scenario 1 och 2.

I båda scenariona antas att avloppsvattnet värms upp med 2 °C med fjärrvärme. Om avloppsvatten värms upp året om krävs en energimängd av 33,6 GWh/år (mot-svarar 370 kWh/pe,år). Scenario 1 blir lönsam jämfört med scenario 0 vid värmepris <134 kr/MWh och scenario 2 blir lönsam vid värmepris <212 kr/MWh. Känslighetsanalysen visade att de parametrar som påverkar utfallet mest i den ekonomiska utvärderingen är temperaturkoefficienten, pris på bärare samt sättet att beräkna påslag på maskinkostnaden (i huvudsak på bärare). Det högsta takpriset för värme enligt känslighetsanalysen hamnar på 270 kr/MWh medan den lägsta på -29 kr/MWh, det vill säga det blir inte ekonomiskt motiverat att värma vattnet även vid gratis spillvärme eftersom besparing i minskade bassängvolymen kommer vara lägre än den extra kostnaden för värmeåtervinningsanläggningen.

Det ovan beräknade pristaket för värmekostnad är i paritet med vad som rapporterats i en tidigare studie där uppvärmning av avloppsvatten testades på Sjöstads ARV i Karlstad och ekonomiska kalkyler gjordes utifrån resultat av pilotförsöken (Arnell et al. 2004). Avloppsvattnet värmdes upp till 20–25 °C och värmeåtervinning föreslogs för att minska värmebehovet. Det är dock oklart vilken effektivitet av värmeåtervinningen som antogs i studien. I studien har ett pristak på 240 kr/MWh beräknats för verk med låga flöden och ca 120 kr/MWh för medelstora verk.

Uppvärmning av avloppsvatten för intensifiering av kväverening testades även i ett annat projekt där möjligheten undersöktes för Nykvarnsverket i Linköping (Andersson och Arnell 2002). Olika uppvärmningsalternativ utvärderades i rapporten. För uppvärmning av vatten från 10 °C till 15 °C respektive 20 °C föreslås endast uppvärmning med fjärrvärmereturen medan för uppvärmning till 25 °C och 30 °C föreslås även värmeåtervinning från utgående avloppsvatten. Slutsatsen av rapporten är att uppvärmning till 20 °C är mest lönsam. Inget pristak har angivits i det projektet men rapporten visar att uppvärmning av vatten ger tre gånger lägre årskostnad i jämförelse med utbyggnad av biosteget.

I båda projekten som nämnts ovan har det visats att uppvärmning av avloppsvatten kan vara ett lönsamt alternativ till utbyggnad av biosteget. Slutsatserna gäller dock endast om värmen kan fås för en låg kostnad. I båda fallen antogs att fjärrvärmereturen används som värmekälla, vilket inte bara ger positiva effekter för reningsverken men även för fjärrvärmenätet/energibolagen.

Inom projektet har det förts diskussioner med Sundsvall Energi för att utreda förutsättningar för uppvärmning av avloppsvatten med returvärme. Det visade sig dock att förutsättningarna i Sundsvall är helt annorlunda jämfört med vad som rapporterats för Linköping och Karlstad. Uttag av värme från returvärmeledningen leder till att Sundsvall Energi behöver tillföra samma mängd energi i form av bränsle eller köpa in den extra värmen från närliggande industri för marknadspriser. Värmen kan därför bara säljas till reningsverket för marknadspris, eventuellt till något rabatterat pris ifall reningsverket

---

kan ta emot stora mängder värme sommartid och därigenom möjliggöra förbränning av mer avfall på förbränningsanläggningen. Värmepriset varierar under året beroende på tillgång/behov. Enligt Sundsvall Energi kan man preliminärt räkna på ett genomsnittligt värmepris 350 kr/MWh. Det värmepriset är mycket högre än takpriserna på 134–212 kr/MWh som beräknats i den här studien, vilket gör att värmning av avloppsvattnet inte är ekonomiskt motiverat.

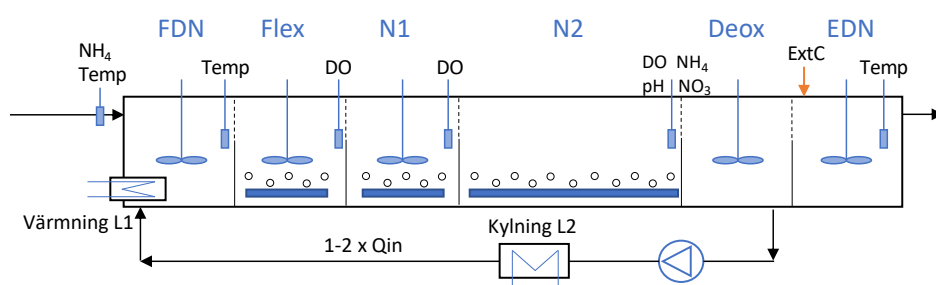
Det finns dock fall där värmning av vatten kan vara ekonomiskt motiverat, exempelvis om en närliggande industri har mycket spillvärme som kan fås för ett väsentligt lägre pris eller när förutsättningar i fjärrvärmenätet är annorlunda. För ett reningskrav där en väldigt hög reduktionsgrad behöver uppnås (exempelvis enligt förslag i revidering av avloppsdirektivet) kommer kapacitetsbristen vara just under den kallaste perioden. Om det antas att besparing i investeringskostnaden är samma som beräknats i scenario 1 och 2 (enligt Figur 4.6 och Figur 4.7) men avloppsvatten värms endast under 2 månader kommer takpriset för värmnet vara 6 gånger högre, dvs 800–1200 kr/MWh och uppvärmningen vara motiverad. Detta scenario har dock inte studerats i detalj inom projektet eftersom även investeringskalkylen för reningsverket som kan uppfylla de väldigt hårda kvävekraven skulle behövt omarbetas.

Sammanfattningsvis visade den ekonomiska utvärderingen att det inte fanns ekonomiska förutsättningar för uppvärmning av avloppsvatten i Sundsvall för att uppnå de förväntade reningskraven, och inga sådana förutsättningar i andra Norrlandsorter identifierades. Den ekonomiska kalkylen är dock svår att göra generell och det kan finnas fall då det kan vara ekonomiskt motiverat att värma upp avloppsvatten. Målet med den ekonomiska utvärderingen i det här projektet var att välja den uppvärmningsstrategi som skulle testas i piloten. Även om uppvärmning inte bedöms som realistiskt i fullskala beslutade projektgruppen att uppvärmning i en av linjerna skulle ske med +4 °C, vilket ger bra förutsättningar för att studera temperaturpåverkan på reningsprocessen.

# 5 Genomförande av pilotförsök

## 5.1 Pilotanläggning

En pilotanläggning dimensionerades och byggdes inom projektet i samarbete mellan IVL, Purac AB och flera underleverantörer. Anläggningen byggdes i en 40-fot container och bestod av två MBBR-linjer med nästan identisk utformning (Figur 5.1). Anläggningen placerades på Fillan ARV och behandlade avloppsvatten efter steget av mekanisk rening, försedimentering eller förfällning och sedimentering i olika driftperioder, enligt beskrivning i avsnitt 5.2.



**Figur 5.1**

Processchema som visar utformning av pilotanläggningen samt bilder från utsidan och insidan.



Varje linje bestod av 6 zoner:

- *FDN*. Används för fördenitrifikation, utrustad med en omrörare, ingen luftning.
- *Flex*. Kan användas antingen för fördenitrifikation eller aerob polerande rening från BOD. Utrustad både med luftning och omrörning.
- *N1*. Används för aerob rening från BOD och/eller nitrifikation beroende på om Flex-zonen luftas och hur mycket BOD som finns i inkommande vatten. Utrustad både med luftning och omrörning.
- *N2*. Används enbart för nitrifikation och luftas kontinuerligt för att undvika sedimentering av bärare. Zonen är den enda som inte är utrustad med omrörning.
- *Deox*. Används för att reducera syrehalten i det nitrifierade vattnet och på det sättet minska förbrukning av kolkälla för syrereduktion i FDN och EDN. Zonen är utrustad med en omrörare.
- *EDN*. Används för efterdenitrifikation och är utrustad med en omrörare.

Bärare av typen K3 (AnoxKaldnes) användes i piloten med en initial fyllnadsgrad av 50 %. På grund av problem med sönderslagning av bärare, som diskuteras senare i

rapporten, var dock fyllnadsgraden något lägre under majoriteten av försöksperioden (Tabell 5.1).

| Zon           | Vattenvolym, m <sup>3</sup> | Yta bärare vid fyllning, m <sup>2</sup> | Yta bärare sept 2022–maj 2023, m <sup>2</sup> |              |
|---------------|-----------------------------|-----------------------------------------|-----------------------------------------------|--------------|
|               |                             |                                         | L1                                            | L2           |
| FDN           | 0,65                        | 162                                     | 155                                           | 156          |
| Flex          | 0,65                        | 162                                     | 145                                           | 142          |
| N1            | 0,65                        | 162                                     | 146                                           | 146          |
| N2            | 1,37                        | 342                                     | 342                                           | 342          |
| Deox          | 0,65                        | 162                                     | 141                                           | 150          |
| EDN           | 0,65                        | 162                                     | 145                                           | 145          |
| <b>Totalt</b> | <b>4,61</b>                 | <b>1 152</b>                            | <b>1 074</b>                                  | <b>1 081</b> |

**Tabell 5.1**

Volym och bärare i pilotanläggningen.

Syrehalten mättes i zonerna Flex, N1 och N2 med fluorescerande optiska givare (Hach LDO 2 sc). Halten av ammonium och nitrat i N2 samt ammonium i inkommande vatten mättes med jonselektiva givare (Hach AN-ISE sc respektive Hach A-ISE sc). Dessutom mättes pH i zon N2 i varje linje Hach pH 5338). Temperaturen mättes med dedikerade PT100-givare (Endress+Hauser RTD TR10).

## 5.2 Styrstrategier och driftperioder

### Uppvärmning

Båda linjerna värmdes upp vid uppstarten för att få en snabbare etablering av biofilmen. Senare var det planerat att värma upp vattnet med +4 °C i en av linjerna (linje 1, L1) och kyla ner vattnet i den andra linjen (linje 2, L2) till samma temperatur som i inkommande vatten till biosteget på Fillan ARV. Anledningen till att kylningen behövdes var att i ett fullskaligt reningsverk kan endast minimal uppvärmning av vatten i biosteget förväntas medan i en nerskalad storlek av en pilotanläggning är uppvärmning av vatten mycket mer betydande. Utan kylningen skulle det inte vara möjligt att studera reningen vid den aktuella vattentemperaturer utan temperaturen skulle vara 1–2,5 °C högre.

### Flöden

Vid uppstarten av anläggningen tillämpades konstant flöde till linjerna. Efter uppstarten av processen styrdes flödet proportionellt mot inkommande flöde till reningsverket för att fånga in flödesvariationer under dygnet och flödestoppar vid nederbörd och snösmältning. Under den största delen av försöksperioden behandlade L1 0,135 % av inkommande flödet till Fillan ARV medan L2 behandlade 0,1 %. Den högre belastningen av L1 tillämpades för att kompensera för den högre temperaturen i linjen. I den avslutande delen av pilotkörningen ökades belastningen stegvis till som högst 0,2 % i L1 och 0,14 % i L2.

Vatten från Deox recirkulerades till FDN med ett flöde motsvarande 200 % av inkommande flöde under de första två månaderna. Därefter minskades recirkuleringsflödet till 100 % för att minska recirkulering av syre och eftersom det uppdagades att det var tillgängligheten av organiskt material och inte brist på nitrat som var begränsande för fördenitrifikationen.

### Luftning

Luftningen styrdes fram till 17 sept 2022 med fasta syrebörvärden. Fram till 14 juni 2022 luftades alla zoner med luftning med syrebörvärden på 3 mg/l, 5 mg/l och 5 mg/l i respektive Flex, N1, och N2. Därefter luftades Flex inte och syrebörvärden var 3 mg/l i N1 och 5 mg/l i N2. Efter 17 sept 2022 användes ammoniumåterkoppling för styrning av

luftningen, det vill säga syrebörvärden ändrades automatiskt beroende på ammoniumhalt i slutet av N2. Flex-zonerna luftades inte när ammoniumhalten var låg för att få en större oluftad volym och bättre fördenitrifikation (Tabell 5.2). Syftet med ammoniumåterkoppling var dels att inte lufta för mycket i onödan men framför allt att styra processen så att det alltid finns lite ammonium kvar i vatten efter N2 som kan användas för syreförbrukning i Deox-zonerna.

| NH <sub>4</sub> -N, mg/l | Syrebörvärde, mg/l |    |    |
|--------------------------|--------------------|----|----|
|                          | Flex               | N1 | N2 |
| <1 (<2)                  | 0                  | 2  | 4  |
| 1–2 (2–3)                | 0                  | 3  | 5  |
| 2–4 (3–5)                | 0                  | 5  | 5  |
| >4 (>5)                  | 2                  | 5  | 5  |

**Tabell 5.2**

Syrebörvärden beroende på ammoniumhalt i N2. Värden i parentes användes efter 1 feb 2023.

### Extern kolkälla

Extern kolkälla doserades i EDN, först med en fast hög dos och senare proportionellt mot nitrathalten i N2 (så kallad feed-forward styrning). I det senare fallet ställdes dosen som g COD/g NO<sub>3</sub>-N i styrsystemet och kolkälldoseringen räknades ut utifrån nitrathalten och flödet genom piloten. Mätning av ammonium och nitrat i N2 gjordes med en kombinerad elektrod som mätte båda parametrarna, vilket gjorde att nitratmätningen inte kunde flyttas till EDN och det var något svårare att styra mot ett nitratbörvärde i utgående vatten. Som kolkälla användes Brenntagplus VP1 (Brenntag). Kolkällan är relativt ovanlig för kommunala reningsverk men är den enda kommersiellt tillgängliga kolkällan som inte är brandfarlig (EX-klassad), vilket förenklade hanteringen i pilotförsöket.

### Driftperioder

Hela driften av pilotanläggningen kan delas på sex perioder. Perioderna beskrivs kortfattat nedan avseende det vatten som behandlats, vilket driftsätt som tillämpats och vilka driftmässiga problem som uppkom under perioden samt hur de har hanterats. Samma löpnummer av perioderna används senare vid beskrivning av resultat.

1. *Uppstart.* 12 feb–10 juni 2022. Anläggningen kördes med minimalt luftflöde efter uppstart fram till 24 mars 2022. Efter att luftningen förbättrats och nitrifikationen startats upp började extern kolkälla doseras, först som dosering med fast flöde och senare proportionellt mot nitrathalten i N2. Inledningsvis värmdes vatten i båda linjerna för att kunna starta processen snabbare. Uppvärmningen stängdes av i L2 och ställdes på +4 C uppvärmning i L1 den 20 maj 2022.
2. *Sommar 2022.* 11 juni–17 sept 2022. Inte alla styrfunktioner fungerade under perioden. Framför allt var det problem med kylning och luftning i piloten enligt beskrivning nedan. Problemen var svåra att åtgärda under perioden på grund av sommarledigheter hos leverantörer, MSVA och IVL.
3. *Mekaniskt renat vatten.* 18 sept–2 dec 2022. Generellt stabil drift med mekaniskt renat vatten där det mesta i pilotanläggningens styrfunktionalitet fungerade normalt.
4. *Förfällt vatten.* 3 dec 2022–8 jan 2023. På Fillan ARV används förfällning för fosforering. Det valdes därför ursprungligen att använda mekaniskt renat vatten utan försedimentering i pilotförsöken för att inte begränsa möjligheten till fördenitrifikation. Det upptäcktes dock att inkommande syrehalter i det mekaniskt renade avloppsvattnet oftast var väldigt höga, vilket i sig begränsar fördenitrifikationen. Enligt enstaka syremätningar var syrehalterna mycket lägre efter försedimenteringen. Förfällt vatten användes som inkommande vatten till piloten under ca 1 månad.



- 
5. *Försedimenterat vatten.* 9 jan–11 apr 2023. I januari 2023 installerades en extra pump som pumpade ett delflöde av inkommande vatten förbi fällningssteget till en av de fyra försedimenteringsbassängerna på Fillan ARV. Vattnet pumpades med ett konstant flöde som motsvarade en ytbelastning av 0,3–0,4 m/h i den ena försedimenteringsbassängen medan resterande tre bassänger tog emot resten av flödet med en varierande belastning på 0,6–2,9 m/h (1,16 m/h som medel). Det försedimenterade vattnet användes som inkommande vatten till piloten till slutet av försöken.

Under perioden följdes det upp hur processen i de båda linjerna reagerar på allt kallare vatten. Vattentemperaturen och det inkommande flödet varierade beroende på utomhustemperatur och nederbörd.

6. *Stressperiod.* 12 apr–30 maj 2023. I mitten av snösmältningsperioden inleddes en stressperiod där belastningen på linjerna ökades stegvis genom ökning av skalfaktorn mellan det inkommande flödet till Fillan ARV och flödet till respektive linje. Målet med dessa försök var att nå kapacitetsgränsen för linjerna för att bättre förstå vilken belastning som bör användas för dimensionering av de olika zonerna i en MBBR-anläggning beroende på den förväntade lägsta vattentemperaturen.

### **Begränsningar och tekniska utmaningar**

Pilotanläggningen projekterades och byggdes speciellt för detta projekt. Det var ursprungligen planerat att anläggningen skulle startas och trimmas in under den varma perioden och köras totalt under ett års tid. Vissa utmaningar med projektering och budgetmässiga begränsningar gjorde att anläggningen var på plats i Sundsvall senare än planerat, först i februari 2022. Anläggningen behövde också byggas om, förbättras och kompletteras med annan/ny utrustning under de första månaderna vilket gjorde att under perioden med det kallaste vattnet i mars-maj 2022 var anläggningen inte tillräckligt stabil för att utvärdera driften. Därför förlängdes driften till slutet av maj 2023 för att kunna fånga in den nästkommande perioden med kallast vatten. Luftförsörjningen visade sig vara grovt underdimensionerad på grund av för liten kompressor när piloten startades upp, därför var luftningen starkt begränsad under de första ca 6 veckorna av period 1. Kompressorn byttes därför ut mot en fläkt med högre kapacitet.

Kylning av linje 2 fungerade sporadiskt efter den startades med frekventa stopp av kylmaskinen. En temporär lösning med en extra pump som installerades under juli 2022 förbättrade funktionen, dock var problemen helt lösta först i slutet av period 2 när rörsystem från kylmaskinen byggdes om och kylmedia byttes.

Syremätare var ursprungligen inte utrustade med luftspolning och satte igen snabbt efter manuell rengöring. Installation av renspolningsanordning genomfördes till mitten av sept 2022. Luftningen styrdes mot fasta syrebörvärden och igensättning av elektroder ledde till för mycket luftning i N1 och ibland otillräcklig luftning i N2 fram till dess. Luftflödesmätningen fungerade inte vilket försvårade inställningen av luftningen.

I slutet av sommaren 2022 upptäcktes att bärare slets sönder i piloten. Många små plastdelar upptäcktes i utloppet. Bärare var mest skadade i zoner med både omrörning och luftning (Flex, N1) men även zoner med endast omrörning hade skadade bärare. Det säkerställdes att omrörarnas spets hastighet var inom det rekommenderade för MBBR från uppstarten av piloten, dvs att omrörarna dimensionerats enligt de tumregler som finns för MBBR-anläggningar. Efter att frekvensomformarna installerats kunde omrörarnas varvtal minskas ännu mer, vilket enligt visuell bedömning minskade eller eliminerade vidare slitage av bärare. Förlust av bärarytan till september 2022 bedömdes/uppmättes till 0–13 % i de olika zonerna och ca 6 % som medel över linjerna (Tabell 5.1). Även om förlusten var försumbar efter att problemet åtgärdats (0,01–0,1 %/mån per linje enligt olika mätningar) satte plastbitarna igen rör och värmeväxlare ofta, vilket ledde till stopp i nitratreturen och kylningen av L2.

Eftersom det var många störningar på grund av ostabil drift av piloten de första två perioderna beskrivs resultaten av dessa perioder bara översiktligt i rapporten med



---

fokus på de viktigaste slutsatserna och observationerna som bedömts inte påverkats av driftstörningarna. Fokuset i utvärderingen ligger dock på de fyra sista perioderna. Även under dessa perioder har det uppkommit störningar på grund av driftproblem. Resultat som bedöms ha påverkats av driftstörningar har exkluderats från alla figurer och tabeller om inte annat anges i figur- och tabelltexten.

## 5.3 Kompletterande aktivitetstester

Förutom att driva piloten kontinuerligt med given sammansättning och med proportionellt flöde från Fillan ARV genomfördes aktivitetstester under kortare tidsperioder både i piloten och i separata labbförsök. Syftet med aktivitetstesterna var att mäta nitrifikations- och denitrifikationshastigheter med batchförsök under mer kontrollerade former och vid olika temperaturer.

### 5.3.1 Aktivitetstester i pilotanläggningen

De flesta aktivitetstester som genomfördes inom projektet gjordes i själva pilotanläggningen. Vanligtvis startades aktivitetstesterna i en av linjerna i alla zoner förutom Deox samtidigt. Inflöde och recirkulering av vatten stängdes då av, vattennivå sänktes något i alla zoner för att separera zonerna helt från varandra, substrat för respektive process tillsattes de olika zonerna, och prover togs var 25:e min från varje zon, filtrerades på plats, och analyserades sedan avseende kväveformer och COD.

I zon N1 och N2 gjordes nitrifikationsförsök. Ammonium tillsattes i form av ammoniumvätekarbonat till en koncentration av ca 20 mg/l. Även natriumvätekarbonat tillsattes med 0,5 mol per mol tillsatt ammoniumvätekarbonat för att ha tillräcklig alkalinitet i vattnet enligt stökiometri av nitrifikationsprocessen. Syrebörvärdet ändrades till 5 mg/l oavsett vad som användes för tillfället i den kontinuerliga reningen.

I zon FDN och EDN gjordes denitrifikationsförsök. Natriumnitrat tillsattes till en koncentration av ca 22 mg/l. Även kolkälla tillsattes, i de flesta försök i form av Brenntagplus VP1 (Brenntag) med en dos av 110 mg COD/l, vilket motsvarar en kvot på 5 COD/g  $\text{NO}_3\text{-N}$ .

Zonen Flex användes mestadels för denitrifikation under den kontinuerliga reningen och under de perioderna gjordes aktivitetstester för denitrifikation i zonen. Det har dock gjorts även några nitrifikationsförsök under perioden när zonen luftades kontinuerligt.

Linjär minskning av ammonium- och nitrathalten användes för beräkning av nitrifikations- respektive denitrifikationshastigheten i enheter g  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\text{,d}$  respektive g  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{m}^2\text{,d}$ . Denitrifikationshastigheten beräknades även som reduktion av nitrat-ekvivalenter (g  $\text{NO}_x\text{-N}/\text{m}^2\text{,d}$ ) enligt metodiken i van Loosdrecht et al. (2016) för att kompensera för producerad nitrit i processen. Syrehalten i denitrifikationsförsöken var relativt stabil under denitrifikationsförsöken och reduktion av syre inkluderades därför inte i beräkning av nitratekvivalenter. Vid beräkning av faktiska reduktioner i piloten under den kontinuerliga driften inkluderades även reduktion av syre i beräkning av nitratekvivalenter genom användning en omräkningsfaktor 0,35 g  $\text{NO}_x\text{-N}/\text{g O}_2$  (Johannessen et al. 2020).

Följande aktivitetstester gjordes under projektet:

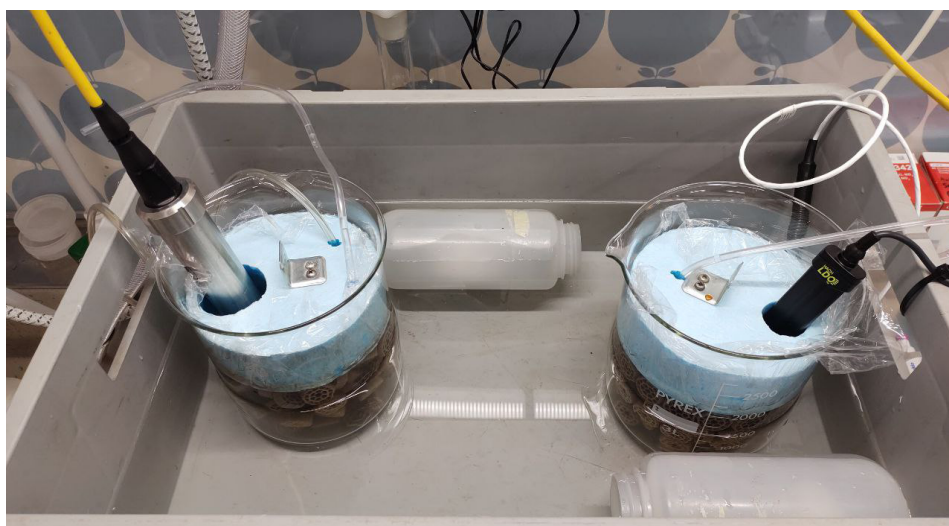
- Aktivitetstester i alla zoner med extern kolkälla och samma temperatur som i respektive linje: 4 tester i L1 och 6 tester i L2. Målet med dessa tester var att följa upp aktiviteten i olika zoner av pilotanläggningen.
- Denitrifikationsförsök i FDN med inkommande vatten som kolkälla – 4 tester i vardera L1 och L2. Målet med dessa försök var att jämföra hastigheten vid användning av extern kolkälla, avloppsvatten förbehandlat genom mekanisk rening, förfällning och försedimentering.

- Aktivitetstester vid olika temperaturer: tre omgångar av försök med temperaturer på ca 4, 8 och 12 °C (totalt 9 tester). Försöken gjordes endast i L2. Temperaturen i linjen ändrades en dag innan försöket skulle genomföras för att undvika att en snabb ändring av temperaturen skulle påverka resultaten.

### 5.3.2 Aktivitetstester i labbskala

Aktivitetstester i piloten kompletterades med flera omgångar av denitrifikationstester i labbskala. Syftet med dessa tester var att undersöka påverkan av löst syre på denitrifikationsprocessen. Eftersom det saknades luftningssystem i denitrifikationszonerna i piloten kunde inte försöken utföras i själva piloten.

I varje omgång av försök gjordes två parallella tester med samma bärare, vatten och substratdoser. Försöken gjordes i 2 l glasreaktorer som stod i ett temperaturreglerat vattenbad som kylades till 8–10 °C under olika försök (Figur 5.2). Reaktorerna täcktes med cellplast för att minska syresättning genom vattenytan. Skillnaden mellan de två testerna var att en av reaktorerna luftades med låg intensitet för att hålla syrehalten i vatten på ca 1,0 mg/l medan den andra inte luftades. Syrehalten i reaktorn utan luftning var <0,15 mg/l under alla genomförda försök.



**Figur 5.2**

Denitrifikationsförsök med olika syrehalter i labbskala.

## 5.4 Kemiska analyser

Processen i pilotanläggningen följdes upp med kemiska analyser på stick- och dygnsprover som togs två gånger per vecka. Ena gången per vecka analyserades endast dygnsprover på inkommande vatten och utgående vatten medan det under den andra omgången togs även stickprover från olika zoner (Tabell 5.3). Vissa prover/analyser gjordes endast under en begränsad period beroende på hur resultaten såg ut och vad som var mest intressant att undersöka under olika perioder. Analyser avseende  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  och  $\text{NO}_3\text{-N}$  gjordes alltid på prover filtrerade genom 0,45 µm filter. Även COD-analysen på prover från de olika zonerna gjordes på filtrerade prover (betecknas som CODfilt vidare i rapporten). Det antogs att all löst bionedbrytbar COD reducerats fullständigt i  $\text{N}_2$  och CODfilt-halten i  $\text{N}_2$  utgör därför den inerta COD-fraktionen (CODfilt.inert). Med det antagandet visar skillnaden mellan CODfilt i inkommande vatten och CODfilt i  $\text{N}_2$  biotillgänglig löst COD (CODfilt.bio) som finns i inkommande vatten. På liknande sätt beräknades CODfilt.bio efter fördenitrifikations- och efterdenitrifikationssteget.

$\text{BOD}_7$ , COD och Tot-N i inkommande vatten analyserades på ofiltrerade prover. Analysen av Tot-N i utgående vatten utfördes på en klarfas från dekantering av provet

för att undvika att sedimenterbart bioslam som finns i utgående vatten påverkade analysresultaten.

| Provtagningspunkt | Provtyp                                    | BOD <sub>7</sub> | COD | COD <sub>filt</sub> | Tot-N | NH <sub>4</sub> -N | NO <sub>2</sub> -N | NO <sub>3</sub> -N |
|-------------------|--------------------------------------------|------------------|-----|---------------------|-------|--------------------|--------------------|--------------------|
| Inlopp            | Flödesproportionellt dygnsprov             | X                | 2   |                     | 2     | 2                  | –                  | –                  |
| Inlopp            | Stickprov                                  | –                | –   | 1                   | –     | –                  | –                  | –                  |
| FDN               | Stickprov                                  | –                | –   | X                   | –     | –                  | –                  | 1                  |
| FLEX              | Stickprov                                  | –                | –   | 1                   | –     | 1                  | –                  | 1                  |
| N1                | Stickprov                                  | –                | –   | –                   | –     | 1                  | –                  | 1                  |
| N2                | Stickprov                                  | –                | –   | 1                   | –     | 1                  | X                  | 1                  |
| EDN               | Stickprov                                  | –                | –   | 1                   | –     | –                  | 1                  | 1                  |
| EDN/utlopp        | Tidsproportionellt dygnsprov, sedimenterat | –                | –   | –                   | 2     | 2                  | 2                  | 2                  |

Förutom de ordinarie veckovisa analyserna gjordes även vissa enstaka kompletterande analyser avseende alkalinitet, fosfatfosfor, suspenderat material, samt Tot-N i filtrerade prover.

Kompletterande mätningar av mängden biofilm på bärare gjordes två gånger under försöksperioden. Metoden och resultat av dessa mätningar redovisas i Bilaga A.

**Tabell 5.3**

Analysschema: "1" – analys gjordes 1 gång per vecka; "2" – analys gjordes två gånger per vecka; "x" – analys gjordes minst 10 gånger i varje linje under hela projektet; "–" analys gjordes mer sällan eller gjordes inte.

## 5.5 Osäkerheter

### Provtagning

Dygnsprover på utgående vatten togs med en automatisk provtagare från EDN-zonen. Piloten hade inget slutsteg med efterluftning och sedimentering av slam och därför innehöll vattnet restmängder av kolkälla samt suspenderat material. Analyser gjordes på dekanterat vatten för att simulera den sedimentering som skulle ha skett i en fullskalig anläggning med slamavskiljning. På grund av platsbrist i piloten förvarades prover utan kylskåp under provtagning. En närmare analys och kompletterande försök visade dock att det sker en viss denitrifikation så att summan av nitrit och nitrat reducerades med ca 1 mg/l i provtagningskärlet under provtagningsdygnet. Dessutom är andel organiskt bundet kväve väldigt varierande i olika provtagningar (0,5–5 mg/l). Kompletterande analyser av Tot-N i filtrerade prover som analyserades vid två omgångar visade att löst organiskt bundet kväve i utgående vatten låg på ca 0,9 mg/l. Vanligtvis ligger halten total organiskt kväve i utgående vatten på 2 mg/l (Johannessen et al. 2020). Vatten som behandlades i försöken var utspädd och en något lägre halt av total organiskt kväve skulle förväntas, ca 1,5 mg/l. Det betyder att i de flesta provtagningarna hade analyserat vatten mer bioslam än vad som kan förväntas efter en väl fungerande slamavskiljning. Analyser av utgående vatten överskattar därför andelen organiskt bundet kväve men underskattar halten av nitrit och nitrat. I rapporten har det valts att presentera utgående halter som totalt oorganiskt kväve (Tot-OorgN) beräknat som summa av utgående halter av ammonium, nitrit, och nitrat. I första hand användes analyser av stickprover avseende nitrit och nitrat från EDN i beräkningen av Tot-OorgN och vid redovisning av halter nitrit och nitrat i utgående vatten. För de provtagningstillfällen där analyser i EDN saknades användes resultat av dygnsprovtagning. Faktiska analysresultat av Tot-N i utgående vatten visas dock i Bilaga A.

En annan osäkerhet avseende provtagning är att prover på det inkommande vattnet togs som flödesproportionella dygnsprover och på det utgående vattnet som tidsstyrda dygnsprover, vilket ger viss osäkerhet i beräkning av kvävereduktionsgrader.

---

### Syrehalter i inkommande vatten

Som nämnades i avsnitt 5.2 användes en separat sedimenteringsbassäng på Fillan ARV för att producera försedimenterat vatten utan fosforfällning. På grund av den längre uppehållstiden i den enskilda försedimenteringsbassängen och högre innehåll av organiskt material var syrehalter i det utgående försedimenterade vattnet lägre än i det förfälda vattnet från de andra tre bassängerna. Det är dock osäkert om det var den längre uppehållstiden eller det högre innehållet av organiskt material som påverkade syrehalten mest. Om uppehållstiden har störst betydelse innebär det att förhållandena i piloten var mer fördelaktiga än vad som kan förväntas i fullskala. Vid de högsta flödena var dock fördenitrifikationen redan mycket begränsad i piloten och en högre inkommande syrehalt skulle därför inte påverka resultatet mycket. Även temperaturen i det försedimenterade vattnet var något högre än i det förfälda vattnet, vilket dock kompenseras genom kylning av vattnet för att efterlikna så bra den inkommande vattentemperaturen som möjligt.

### COD-dos i efterdenitrifikation

Produkten Brenntapplus VP1 användes som kolkälla i efterdenitrifikationssteget och i alla aktivitetstester. Enligt produktdatabladet är COD-innehållet 1 kg/l och produkten är helt biologiskt nedbrytbar. Produkten doserades från 25 l dunkar som fylldes från en IBC (1 m<sup>3</sup>) under projektets gång. Dosering av kolkällan till efterdenitrifikationssteget beräknades utifrån det i produktbladet angivna COD-innehållet. I slutet av projektet analyserades två prover av produkten som visade på en COD-halt av 0,83 kg/l i produkten och en BOD-halt på 0,58 kg/l. Även vid genomförande av aktivitetstester noterades en COD-halt på ca 20 % lägre än vad som förväntats från den doserade mängden av produkten. En lägre COD-halt i Brenntapplus VP1 noterades även tidigare i IVL:s försök med membranbioreaktor på Hammarby Sjöstadswerk (inte publicerade data, den lägsta uppmätta COD-halten 799 g/l). Alla COD-doser som redovisas i rapporten har därför räknats om till den analyserade COD-halten av 0,83 kg/l.

## 6 Resultat av pilotförsök

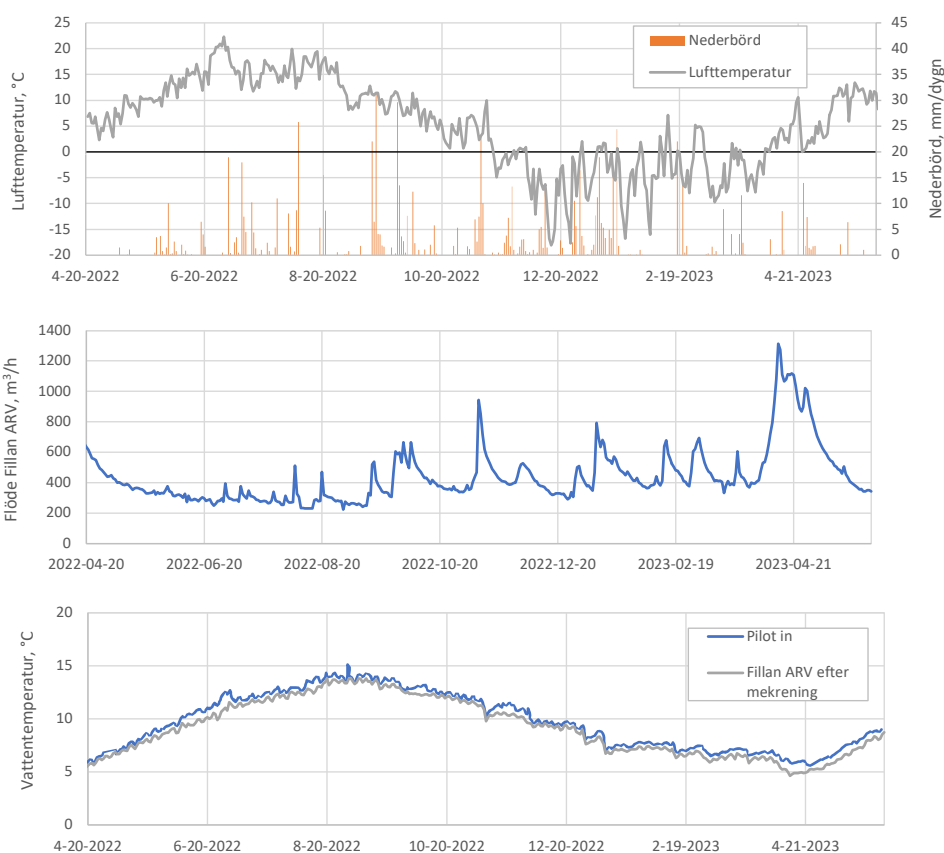
Resultat av pilotförsöken redovisas i följande kapitel först avseende inkommande vattnets sammansättning. Sedan görs genomgång av analysresultat under olika perioder. Därefter presenteras resultat av aktivitetstester genomförda inom projektet samt dess innebörd och koppling till resultaten av den kontinuerliga reningen i piloten. Slutligen diskuteras resultaten avseende de olika stegen i reningen, fördenitrifikation, nitrifikation, och efterdenitrifikation.

### 6.1 Inkommande vatten

#### 6.1.1 Flöde och vattentemperatur

Inkommande flöde till Fillan ARV varierade under året beroende på nederbörd och utomhustemperatur (Figur 6.1). Under årsperioden när lufttemperaturen var högre än 0 °C ses en tydlig ökning av inkommande flöde efter större regn. Under vintern och våren ökar inkommande flödet när dygnsmedeltemperaturer överstiger 0 °C speciellt om det regnar samtidigt. Vid de temporärt varmare perioderna kan flödet dubblas på väldigt kort tid samtidigt som vattentemperaturen minskar med ca 1,0–1,5 °C.

Flödesmönstret kan se olika ut på olika reningsverk under olika år. Vintern 2022/2023 var relativt kall i Sundsvall vilket ledde till en sen och intensiv snösmältningsperiod som började kring 4 april och pågick fram till mitten av maj. Dygnsmedelflödet ökade under 10 dagar till ett högsta dygnsmedelflöde på ca 1 300 m<sup>3</sup>/h, vilket är tre gånger högre än innan snösmältningsperioden. Vattentemperaturen sjönk samtidigt till som lägst 4,5 °C.

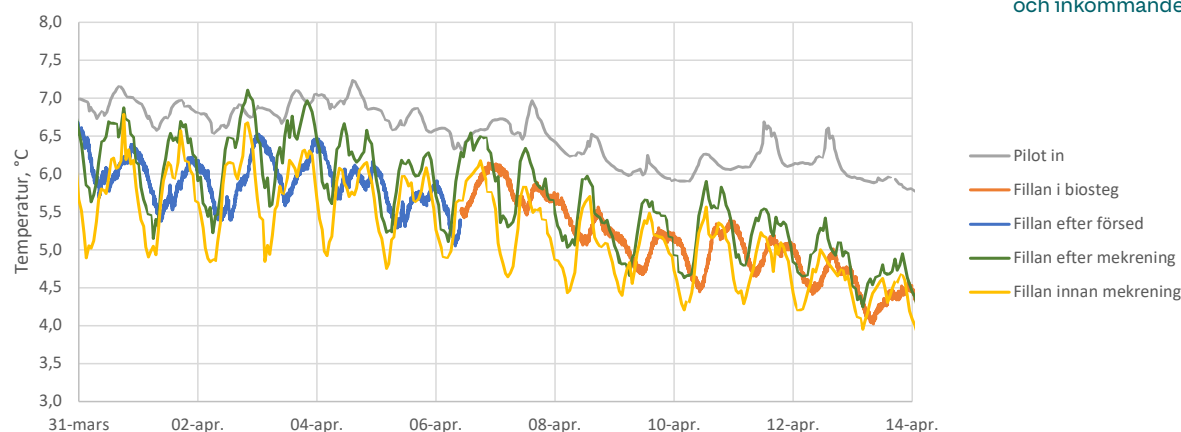


**Figur 6.1**

Flöde och temperatur hos vatten på Fillan ARV och dess beroende på lufttemperatur och nederbörd. Alla värden är dygnsmedel.

Det är tydligt från Figur 6.1 att inkommande vattentemperatur till piloten var något varmare än utgående från den mekaniska reningen på Fillan ARV, med ca 0,5 °C i medel. Det beror på en lång ledning inomhus till piloten där vatten hunnits värmas. Sådan liten skillnad påverkar inte processen mycket, speciellt när vattentemperaturen är hög. I början av snösmältningsperioden, april 2023, noterades att skillnaden i vattentemperaturen steg till ca 1 °C. Temperaturökningen på ca ytterligare en halv grad berodde troligtvis på den längre uppehållstiden i den separata försedimenteringsbassängen som användes för förbehandling av vatten till piloten jämfört med de tre andra sedimenteringsbassängerna. Styrning av kylningen i L2 anpassades (genom att kyla mer) för att bättre följa den inkommande vattentemperaturen till Fillans biosteg.

Under den kallaste perioden gjordes även jämförande mätningar med en portabel temperaturmätare som mätte först temperaturen på vatten efter försedimenteringen under en vecka och sedan temperaturen på vatten i biosteget under ca 1,5 månad. De fast installerade temperaturmätarna på Fillan ARV innan och efter den mekaniska reningen visade liknande dygnsvariationer, 1–1,6 °C, under olika perioder (Figur 6.2). Temperaturen efter mekaniska reningen var alltid ca 0,5 °C högre än temperaturen innan mekaniska reningen. Mätning med den portabla temperaturmätaren visade en mindre dygnsvariation, vanligtvis 0,5–0,7 °C och låg i medeltal mellan temperaturerna av de fast installerade mätarna både vid mätning efter försedimenteringen och i biosteget. Från dessa mätningar kunde ingen märkbar uppvärmning av vatten i biosteget noteras. Mätningarna bekräftade också att temperaturen i inkommande vatten till piloten var högre, speciellt vid höga flöden på Fillan ARV, och även mer utjämnat under dygnet. Med stöd av dessa resultat justerades strategin för kylning av vatten i L2 för att bättre representera förhållandet på Fillan ARV.



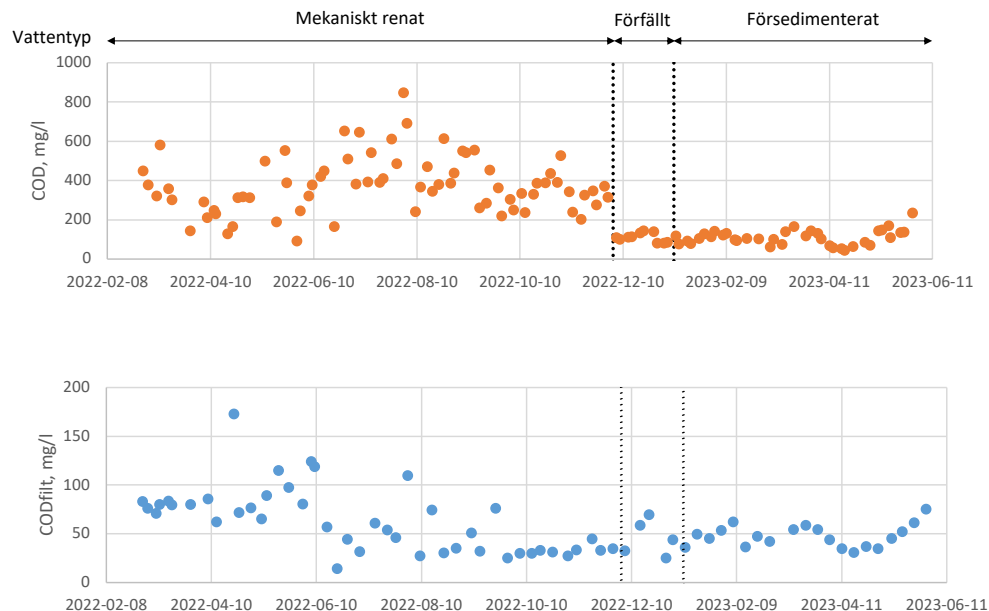
**Figur 6.2**

Jämförande temperaturmätningar på flera punkter på Fillan ARV och inkommande till piloten.

### 6.1.2 Organiskt material

Inkommande avloppsvatten förbehandlades på olika sätt i olika perioder, vilket påverkade inkommande COD-halter (Figur 6.3). Mekaniskt renat vatten hade väsentligt högre COD-halter med en medelhalt av 375 mg/l, medan förfällt och försedimenterat vatten hade ett liknande COD-innehåll med en medelhalt av 109 mg/l. Att så mycket COD reduceras i försedimenteringen tyder på att en stor del av inkommande COD är partikelbundet, vilket även kan ses på inkommande halter av löst COD (CODfilt) (Figur 6.3). Inkommande halter av löst COD borde vara samma oavsett förbehandling. CODfilt-halter ligger också på ungefär samma nivå under perioden 2022-06-01 till 2023-05-31 med en medelhalt av 49 mg/l. De högre halter CODfilt under februari till juni 2022 är dock svåra att förklara. Eftersom det inte gjordes en grundlig utvärdering av pilotdriften under den perioden på grund av alla uppstartsproblem exkluderas denna period från vidare beräkningar av COD-fraktioner.

Det inkommande lösta COD består av en biologiskt nedbrytbar och en inert fraktion. Halten inert löst COD (CODfilt.inert) varierade mellan 20 mg/l och 50 mg/l med en medelhalt av 29 mg/l. Den beräknade halten av löst bionedbrytbar COD (CODfilt.bio) varierade ännu mer, mellan 0 mg/l och 85 mg/l, dock var medelvärdet liknande under olika perioder (Tabell 6.1). För försedimenterat vatten utgjorde CODfilt.bio således ca 18 % av total inkommande COD-halt.



**Figur 6.3**  
COD-halter i inkommande vatten.

|                         |      | Period 2-3      | Period 4 | Period 5-6      |
|-------------------------|------|-----------------|----------|-----------------|
| Vattentyp               |      | Mekaniskt renat | Förfällt | Försedimenterat |
| Antal prover            | st   | 52              | 9        | 37              |
| Temperatur              | °C   | 12,0            | 8,7      | 6,5             |
| BOD <sub>7</sub> *      | mg/l | 193             | 47       | 50              |
| COD                     | mg/l | 403             | 103      | 109             |
| CODfilt                 | mg/l | 50              | 46       | 48              |
| CODfilt.inert           | mg/l | 31              | 20       | 28              |
| CODfilt.bio             | mg/l | 18              | 26       | 20              |
| PO <sub>4</sub> -P      | mg/l | 0,9             | 0,3      | 1,2             |
| Tot-N                   | mg/l | 33              | 27       | 22              |
| NH <sub>4</sub> -N      | mg/l | 21              | 21       | 15              |
| COD/Tot-N               | g/g  | 12              | 4        | 5               |
| CODfilt.bio/Tot-N       | g/g  | 0,6             | 0,9      | 0,9             |
| BOD <sub>7</sub> /Tot-N | g/g  | 5,8             | 1,7      | 2,3             |

**Tabell 6.1**  
Sammansättning av inkommande vatten.

\* BOD<sub>7</sub> analyserades vid färre provtagningar än COD och kväve. En fastställd omräkningsfaktor från COD till BOD<sub>7</sub> användes för beräkning då BOD<sub>7</sub>-analysen saknades.

Det är intressant att jämföra sammansättning av det renade vattnet med kommunala avloppsvatten vid andra reningsverk. Under projektiden gjordes kompletterande analyser på Uddebo ARV (Luleå) där avloppsvatten behandlas genom förfällning och rening från organiskt material i en MBBR-anläggning. Andelen CODfilt.bio av total inkommande COD halt beräknades till 26 %, det vill säga 40 % högre än för Fillan ARV.

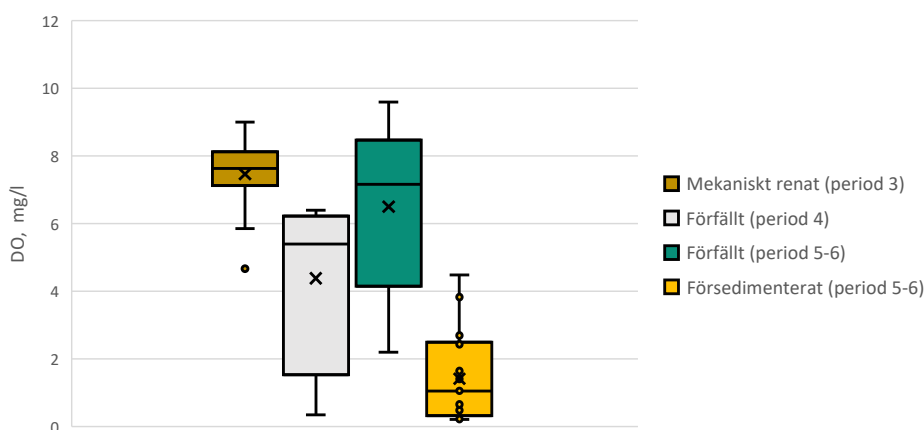


Kvoten  $BOD_7/Tot-N$  i det mekaniskt renade vatten respektive det inkommande vattnet till biosteget beräknats till 4,4 g/g och 1,5 g/g, det vill säga även om andelen av löst bionedbrytbar COD är högre i inkommande avloppsvatten på Uddebo ARV jämfört med vatten från Fillan ARV, är kvoterna  $BOD_7/Tot-N$  något lägre. Detta indikerar att även avloppsvatten från Uddebo ARV har en begränsad mängd lättbrytbart organiskt material, speciellt om förfällt vatten skulle renas.

Inom ett pågående projekt *Karakterisering av kommunalt avloppsvatten*, som delfinansieras av Svenskt Vatten Utveckling, SVU, sammanställs innehåll av olika COD-fraktioner i inkommande avloppsvatten på olika reningsverk. I en litteraturstudie som görs inom projektet har olika COD-fraktioner i inkommande vatten sammanställts för 48 reningsverk från 15 olika litteraturkällor (Lundbom E., personlig kommunikation 2023). Enligt denna sammanställning ligger en medel COD-halt i inkommande vatten på 490 mg/l, det vill säga ca 25 % högre än inkommande halt till Fillan ARV under period 2–3. Medelhalten av CODfilt.inert (33 mg/l) ligger nära vad som analyserats i föreliggande studie (29 mg/l). Halten av löst lättillgänglig COD enligt sammanställningen ligger på 118 mg/l (54 värden) och halten av fermenterbar löst COD ligger på 66 mg/l (3 värden). Halten av total löst bionedbrytbar COD ligger således enligt sammanställningen ca 9 gånger högre än vad som analyserats i föreliggande studie, vilket bekräftar att just avloppsvatten till Fillan ARV hade ovanligt låg halt av löst bionedbrytbart organiskt material. Två bidragande faktorer till detta är att det troligen sker en stor nedbrytning av löst COD i ledningsnätet med det syre som kommer in med ovidkommande vatten (se nästa avsnitt) och att hydrolys av partikelbundet COD är låg på grund av låga vattentemperaturer.

### 6.1.3 Löst syre

Inkommande vatten till Fillan ARV hade ovanligt höga syrehalter (Figur 6.4). Syrehalter var höga redan i den inkommande pumpsumpen och ökade ytterligare när vattnet lyftes med snäckpumpar och behandlats i silar. Syrehalter efter försedimenteringsbassängerna var periodvis mycket lägre än i det mekaniskt renade vattnet, och låg på 4,4 mg/l som medel under period 4 och 5,2 mg/l som medel på alla utförda mätningar. Syrehalten i det försedimenterade vattnet var relativt lågt, vilket kan bero på en lägre ytbelastning och/eller en högre biologisk aktivitet i försedimenteringen (se avsnitt 5.5). Syrehalter i det förfälda vattnet mättes även under period 5–6 trots att det försedimenterade vattnet användes i piloten.



**Figur 6.4**

Syrehalter i inkommande vatten till piloten.

Det inkommande vattnet var således utspädd, hade höga syrehalter och en låg andel av lättillgängligt organiskt material.



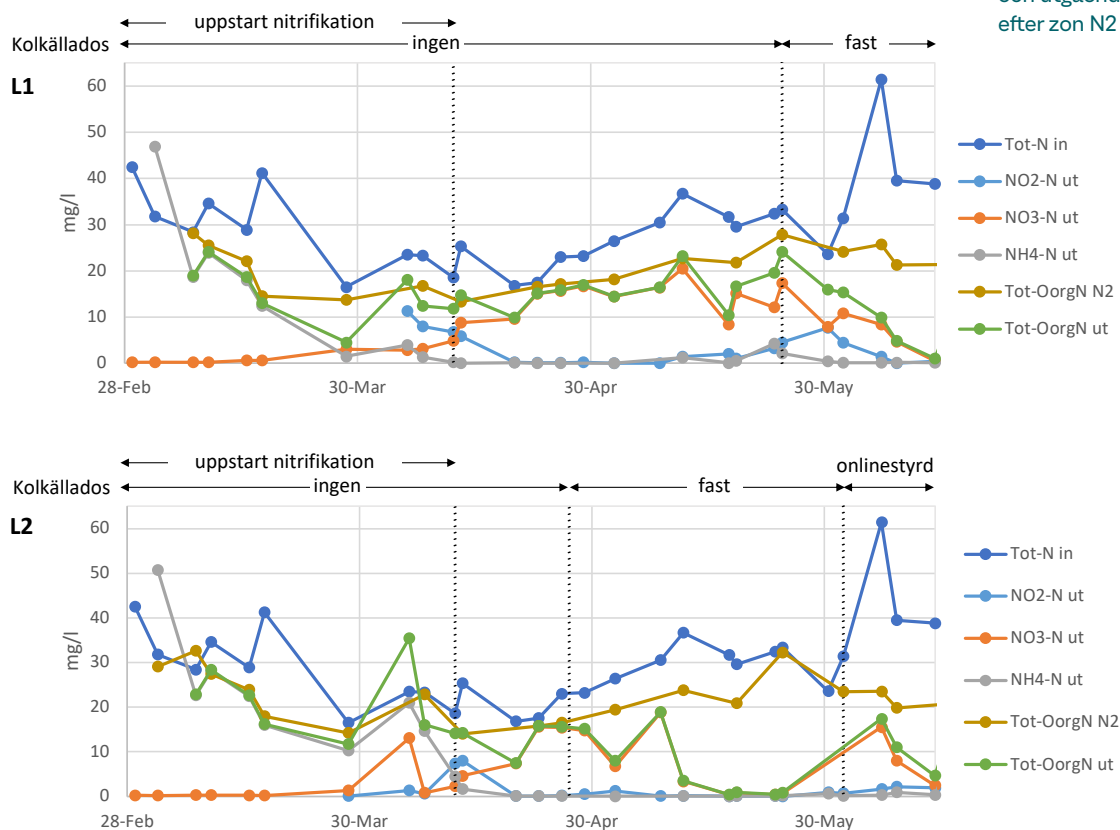
## 6.2 Reningsresultat

### 6.2.1 Period 1. Uppstart

Perioden pågick från den 12 februari till den 10 juni 2022. Efter uppstart av piloten upptäcktes det att luftningen var otillräcklig. Syrehalter i luftade zoner lägre än 0,5 mg/l fram till den 24 mars när en ny blåsmaskin installerats. Nitrifikation var obefintlig i båda linjerna och COD-reduktion var låg. Det var dock visuellt synligt att färgen på bärare ändrades under perioden vilket tyder på att etablering av biofilmen av heterotrofa bakterier började redan under denna period. Efter att den nya blåsmaskinen installerats sjönk utgående ammoniumhalter till under 5 mg/l efter ca 2 veckor i L1 och efter ca 3 veckor i L2 (Figur 6.5). Skillnaden i uppstartstiden beror troligtvis på olika luftflöden i linjerna i den inledande perioden. Vattentemperaturen i linjerna var ca 12 °C under uppstartsperioden. Man bör således räkna med minst 1 månad för uppstart av nitrifikationsprocessen vid denna temperatur, vilket stämmer överens med tidigare erfarenheter av medlemmar av projektgruppen.

**Figur 6.5**

Kvävehalter i inkommande och utgående vatten samt efter zon N2 under period 1.



Uppstarten av nitrifikationsprocessen skedde utan dosering av extern kolkälla och med recirkulering av nitrifierat vatten till fördenitrifikationen med ett flöde 2xQ<sub>in</sub>. Under uppstarten av nitrifikationen och direkt därefter noterades höga halter nitrit i utgående vatten från N2 och utgående från piloten i båda linjerna. Efter fullständig etablering av nitrifikationsbiomassa på bärare sjönk dock nitrithalterna till < 1 mg/l och förblev låga i det nitrifierade vattnet till slutet av pilotkörningen.

Det noterades tidigt att fördenitrifikationen i piloten var väldigt begränsad. Eftersom nitrathalter i utgående från FDN var höga minskades recirkulationen till 1xQ<sub>in</sub> för att minska recirkulering av löst syre till fördenitrifikationen. Nitrathalten i vatten ut från sista oluftade fördenitrifikationzonen (FDN eller Flex när denna inte luftades) var, förutom några undantag, alltid högre än 3 mg/l under resten av pilotkörningen, vilket visar att fördenitrifikationen var begränsad av tillgång till kolkälla och inte tillgång till nitrat. Därför användes recirkulationsflödet 1xQ<sub>in</sub> under resten av pilotkörningen.

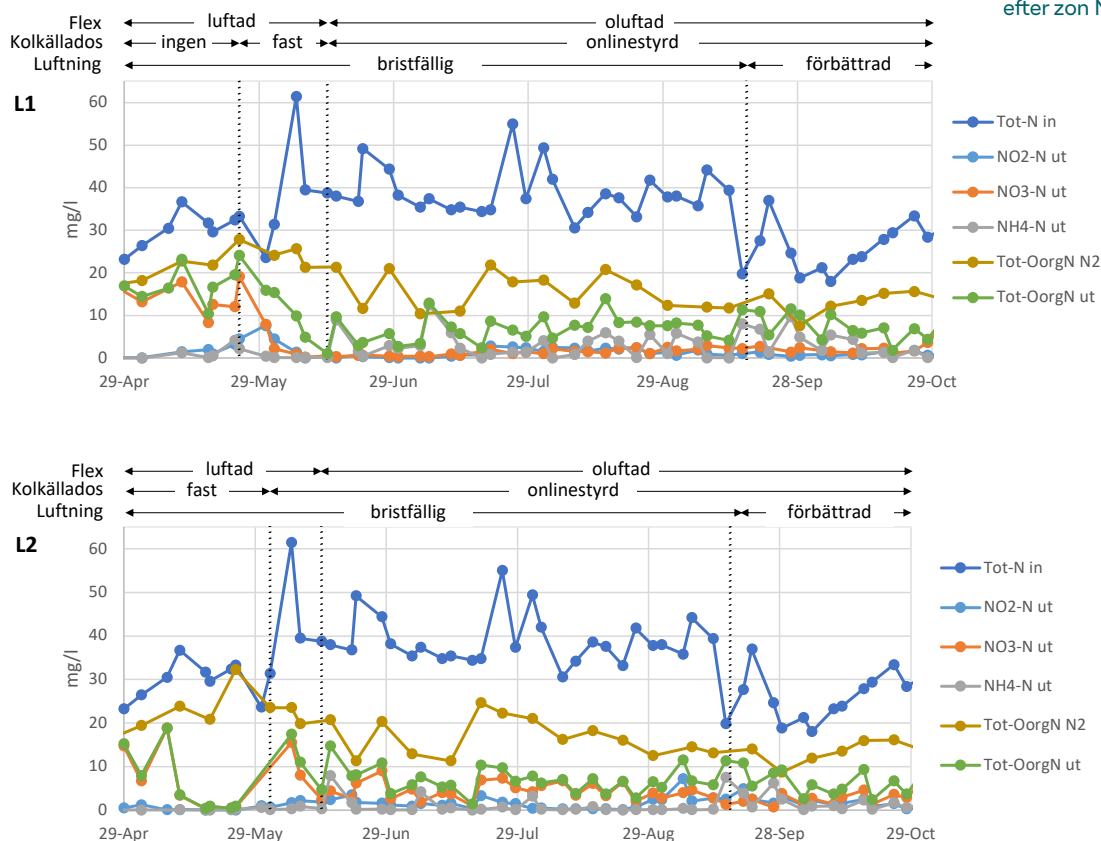
Dosering av kolkälla startades i de två linjerna vid olika tidpunkter. Det berodde på att en av niträtmätarna inte fungerade vid leveransen och fick bytas samt att den andra mätaren blev igensatt väldigt snabbt efter rengöring, vilket ledde till att den uppmätta halten sjönk till noll och kolkälldosering stoppades. Vid manuell dosering var den lägsta dosen av kolkälla som kunde ställas på doserpumpen alldeles för hög, vilket ledde till kraftig överdosering. Dock var utgående nitrathalter stabilt lägre än 1 mg/l och utgående halter av oorganiskt kväve kunde hållas på <3 mg/l under perioden med manuell dosering (överdosering). Uppstarten av efterdenitrifikation var väldigt snabb, endast ca 1 vecka. Även vid uppstart av efterdenitrifikationen märktes förhöjda nitrithalter i L1, något som noterades periodvis även i senare försöksperioder.

### 6.2.2 Period 2. Sommar 2022

Perioden pågick från den 11 juni till den 17 september 2022. Generellt var reningsresultaten bra under denna period trots att styrning av luftningen var oprecis på grund av syreelektroder som satte igen och luftflödesmätning som inte fungerade (Figur 6.6).

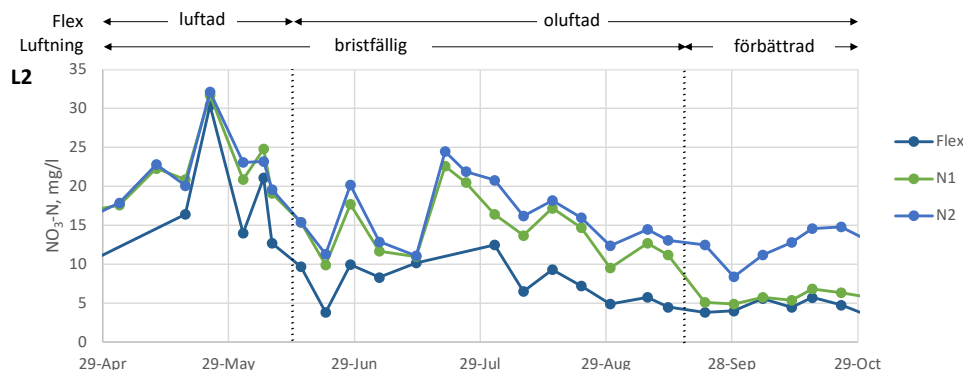
**Figur 6.6**

Kvävehalter i inkommande och utgående vatten samt efter zon N2 under period 2.



Igensättning av syreelektroder ledde till att verkliga syrehalter i de första luftade zonerna (Flex och N1) var högre än vad som sensorerna visade (ca 7 mg/l i medel vid manuell mätning, börvärde på 3 mg/l, medel uppmätt syrehalt online ca 2 mg/l i bägge linjerna, periodvis ner till 0,5 mg/l). Vid för låga uppmätta syrehalter i första zonerna öppnades reglerventilerna helt vilket ledde till ojämn fördelning av luften mellan L1 och L2 och högre luftning i N1 jämfört med N2. För hög luftning i N1 ledde till att det mesta av ammonium oxiderades redan i N1 och endast polerande rening skedde i N2 (Figur 6.7). Nitrifikationskapaciteten i N2 var därför låg och vid belastningstoppar räckte den inte för reduktion av ammonium. På grund av dessa problem var nitrifikationen i piloten väldigt varierande under perioden och under enstaka dygn. Generellt observeras högre utgående ammoniumhalter under denna period, speciellt för L1 som fick lägre luftflöde

under belastningstoppar. Det är därför svårt att utvärdera nitrifikation under denna period. Efter att luftspolning av syreelektroderna infördes och styrning av luftningen optimerades sjönk syrehalten i N1 och det mesta av nitrifikationen skiftades till N2 (Figur 6.7).



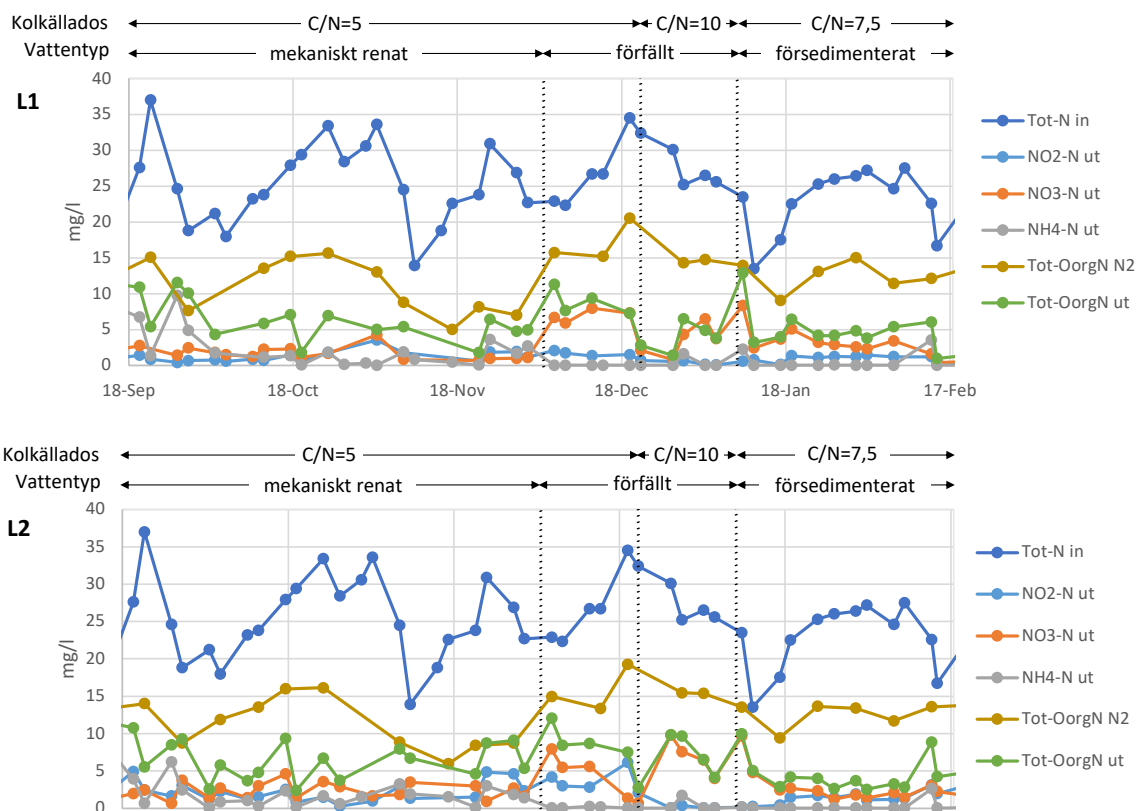
**Figur 6.7**

Nitrathalter i olika zoner av L2 under period 2. Notera att huvuddelen av nitrathalten i Flex härrör från nitratreциrkulation.

I mitten av juni 2022 stängdes luftningen av i Flex för att utöka fördenitrifikationsvolymen och öka reduktion av kväve med intern kolkälla. Effekten av den större fördenitrifikationsvolymen är dock svår att utvärdera. Halter oorganiskt kväve i N2 i förhållande till inkommande totalkvävehalter i Figur 6.6 visar vilken kvävereduktion som uppnåtts i processen exklusive reduktionen i efterdenitrifikationszonerna. Kvävereduktionen är högre under juni-augusti jämfört med i maj, dock förbättras reduktionen redan en vecka innan luftningen i Flex stoppades. Skillnaden i reduktionen kan därför också bero på att tillgång till intern kolkälla var lägre i maj på grund av snösmältningsperioden.

### 6.2.3 Period 3. Mekaniskt renat vatten

Perioden pågick från den 18 december till den 2 december 2022. Efter att luftningen optimerades i mitten av september 2022 och kylning av vatten kunde startas i L2 kunde kväverening av mekaniskt renat vatten utvärderas under relativt stabila förhållanden. Vattentemperaturen på inkommande vatten minskade under perioden från ca 14 °C (den högsta temperaturen under året) till ca 10 °C i december. Luftning i Flex-zonerna styrdes automatiskt utifrån ammoniumhalten vilket ledde till intermittent luftning i Flex under perioden. Medelsyrehalter i de olika luftade zonerna var stabila under hela perioden och ingen skillnad mellan linjerna kunde noteras. Detta visar att den minskande temperaturen under perioden inte hade någon större effekt på nitrifikationen, vilket i sin tur visar att nitrifikationskapaciteten av systemet var högre än vad det belastats med. Luftflöde i L1 var dock ca 25 % högre på grund av högre kväve- och BOD-belastning (högre inkommande flöde till L1) (Tabell 6.2). Nitrifikationen var fullständig (<0,5 mg/l) i båda linjerna under den stora delen av perioden. Utgående ammoniumhalter var dock höga under några dagar i september 2022 när kvävebelastningen var ovanligt hög (Figur 6.8) samt vid några provtagningar när problem med spolning av ammoniumelektroder ledde till för låg luftning i processen (exkluderat från utvärderingen och figurer).



Som även noterades i tidigare perioder, var fördenitrifikationen ganska begränsad, vilket ledde till att utgående halter av oorganiskt kväve från N2 vanligtvis låg på 7–16 mg/l med 11 mg/l som medel (samma i båda linjer). Vid antagande att organiskt kväve i utgående vatten tillkommer med ca 1,5 mg/l innebär det att utgående kvävehalter i en process utan efterdenitrifikation beräknas till ca 13 mg/l som medel, vilket motsvarar ca 50 % kvävereduktion. Genom dosering av kolkälla kunde utgående halter oorganiskt kväve sänkas till ca 6,5 mg/l som medel (samma i båda linjer), vilket ger en förväntad utgående halt totalkväve på 8 mg/l. Fosfatfosfor analyserades i flera prover av inkommande och renade vatten och den låg inom intervallet 0,8–1,0 mg/l (Tabell 6.1). Tillgång på fosfor var därför troligtvis inte begränsande i denna period samt i period 5 när försedimenterat vatten användes. Med bättre styrning av luftning och kolkälldosering bedömer projektgruppen att ännu lägre utgående halter skulle kunna åstadkommas.

**Figur 6.8**

Kvävehalter i inkommande och utgående vatten samt efter zon N2 under period 3 och 4. C/N avser dos av extern kolkälla som g COD per g NO<sub>3</sub>-N i N2.

|                          |                                        | Period 3        |      | Period 4 |      | Period 5        |      |
|--------------------------|----------------------------------------|-----------------|------|----------|------|-----------------|------|
| Vattentyp                |                                        | Mekaniskt renat |      | Förfällt |      | Försedimenterat |      |
| Linje                    |                                        | L1              | L2   | L1       | L2   | L1              | L2   |
| <b>Inkommande vatten</b> |                                        |                 |      |          |      |                 |      |
| Flöde                    | m <sup>3</sup> /h                      | 0,66            | 0,49 | 0,55     | 0,40 | 0,65            | 0,48 |
| Temperatur               | °C                                     | 11,6            |      | 8,9      |      | 6,6             |      |
| NH <sub>4</sub> -N       | mg/l                                   | 16              |      | 20       |      | 17              |      |
| Tot-N                    | mg/l                                   | 25              |      | 27       |      | 23              |      |
| COD                      | mg/l                                   | 329             |      | 103      |      | 111             |      |
| CODfilt                  | mg/l                                   | 36              |      | 46       |      | 46              |      |
| CODfilt.bio              | mg/l                                   | 9               |      | 26       |      | 21              |      |
| COD/Tot-N                | g/g                                    | 13              |      | 4        |      | 5               |      |
| CODfilt.bio/Tot-N        | g/g                                    | 0,4             |      | 0,9      |      | 0,9             |      |
| Tot-N                    | kg/d                                   | 0,40            | 0,30 | 0,36     | 0,27 | 0,36            | 0,26 |
| <b>Driftparametrar</b>   |                                        |                 |      |          |      |                 |      |
| Vattentemperatur         | °C                                     | 15,9            | 12,1 | 13,2     | 9,2  | 10,6            | 7,1  |
| DO Flex                  | mg/l                                   | 0,8             | 0,8  | 0,3      | 0,5  | 0,4             | 0,6  |
| DO N1                    | mg/l                                   | 3,5             | 3,8  | 3,8      | 3,1  | 2,3             | 3,0  |
| DO N2                    | mg/l                                   | 4,4             | 4,6  | 4,9      | 4,6  | 4,2             | 4,5  |
| pH N2                    | -                                      | 6,7             | 6,7  | 6,1      | 6,2  | 6,4             | 6,4  |
| Luftflöde                | m <sup>3</sup> /h                      | 17,5            | 14,2 | 14,5     | 7,9  | 16,4            | 9,2  |
| Luftflöde                | m <sup>3</sup> /kg Tot-N <sub>in</sub> | 44              | 47   | 40       | 30   | 46              | 35   |
| Dos kolkälla             | ml/h                                   | 25              | 22   | 62       | 45   | 61              | 41   |
| Dos kolkälla             | mg/l                                   | 38              | 44   | 114      | 111  | 93              | 86   |
| <b>Reningsresultat</b>   |                                        |                 |      |          |      |                 |      |
| Tot-OorgN N2             | mg/l                                   | 11              | 13   | 16       | 16   | 12,5            | 12,6 |
| N reduktion exkl EDN *   | %                                      | 51 %            | 44 % | 36 %     | 37 % | 39 %            | 38 % |
| NH <sub>4</sub> -N ut    | mg/l                                   | 2,4             | 2,0  | 0,2      | 0,2  | 0,3             | 0,2  |
| NO <sub>2</sub> -N ut    | mg/l                                   | 1,2             | 2,2  | 1,0      | 2,1  | 1,1             | 1,3  |
| NO <sub>3</sub> -N ut    | mg/l                                   | 2,3             | 2,3  | 4,9      | 5,4  | 3,0             | 2,2  |
| Tot-OorgN ut             | mg/l                                   | 6,5             | 6,7  | 6,1      | 7,7  | 4,5             | 3,7  |
| N reduktion totalt *     | %                                      | 68 %            | 68 % | 72 %     | 66 % | 74 %            | 77 % |

\* Med antagen halt av organiskt bundet kväve på 1,5 mg/l

**Tabell 6.2**

Sammanfattning av resultat under period 3–5.

#### 6.2.4 Period 4. Förfällt vatten

Perioden pågick från den 3 december 2022 till den 8 januari 2023. Vattentemperaturen fortsatte att sjunka under perioden och var som lägst ca 8 °C i slutet av perioden. Nitrifikationen var dock fullständig vid de provtagningstillfällen när utgående vattenprover tagits. Flex-zonen luftades endast under några korta perioder till skillnad från period 3 när mer luftning av Flex-zonen behövdes (se medel syrehalter i Flex under olika perioder i Tabell 6.2). Det kan förklaras av en lägre BOD-belastning vid behandling av förfällt vatten.

Den lägre halten av organiska ämnen i inkommande vatten påverkade reduktion av kväve negativt, både genom att mindre kväve assimilerats med slamproduktion och att det fanns mindre kolkälla för fördenitrifikationen. Reduktion av kväve exklusive efterdenitrifikationssteget beräknades till ca 36 % i båda linjerna.

---

På grund av den lägre kvävereduktionen genom slamproduktionen och fördenitrifikation steg belastningen på efterdenitrifikationen och utgående nitrathalter ökade. Även utgående nitrithalter (speciellt i L2) ökade; dock steg nitrithalter i L2 redan i slutet av november, innan förfiltrerat vatten började användas. Halten CODfilt.bio i EDN var något högre än i tidigare perioden (12–16 mg/l fram till 20/12 2022 i period 4; 5–12 mg/l i period 3), vilket tyder på att tillgång till kolkälla inte var begränsande för efterdenitrifikationen. Fördubbling av dosen kolkälla den 21/12 2022 ledde till utgående halter CODfilt.bio på ca 70 mg/l, dock fortfarande relativt höga utgående nitrathalter under flera provtagningar. Nitrithalten i utgående vatten minskade dock kraftigt efter att kolkälladosen ökades.

Eftersom reduktion i efterdenitrifikationssteget var väsentligt lägre än vad som observerats tidigare misstänktes att andra faktorer, så som fosforbrist eller för lågt pH, låg bakom den låga reduktionen. Fosfatfosfor analyserades därför under två provtagningstillfällen i filtrerade prover av inkommande vatten till piloten och utgående vatten från båda linjerna vid slutet av perioden. Fosfatfosfor var 0,2–0,3 mg/l i inkommande vatten och i alla prover av utgående vatten låg under detektionsgränsen (<0,1 mg/l). Enligt onlinemätning i N2 var pH lägre under perioden (6,1–6,2) jämfört med mätningar innan och efter perioden (6,4–6,7). Fosfatbrist utgjorde definitivt en begränsning för denitrifikationsprocessen under denna period samtidigt som lågt pH troligen bidrog till lägre aktivitet då pH-värdet var lägre än vad som är optimalt för denitrifikationsprocessen. Ytterligare undersökningar för att bekräfta detta gjordes dock inte. Projektgruppen prioriterade i stället snabbare övergång till rening av försedimenterat vatten eftersom det inte var planerat att behandla förfällt vatten under en längre period.

### **6.2.5 Period 5–6. Försedimenterat vatten och stresstest**

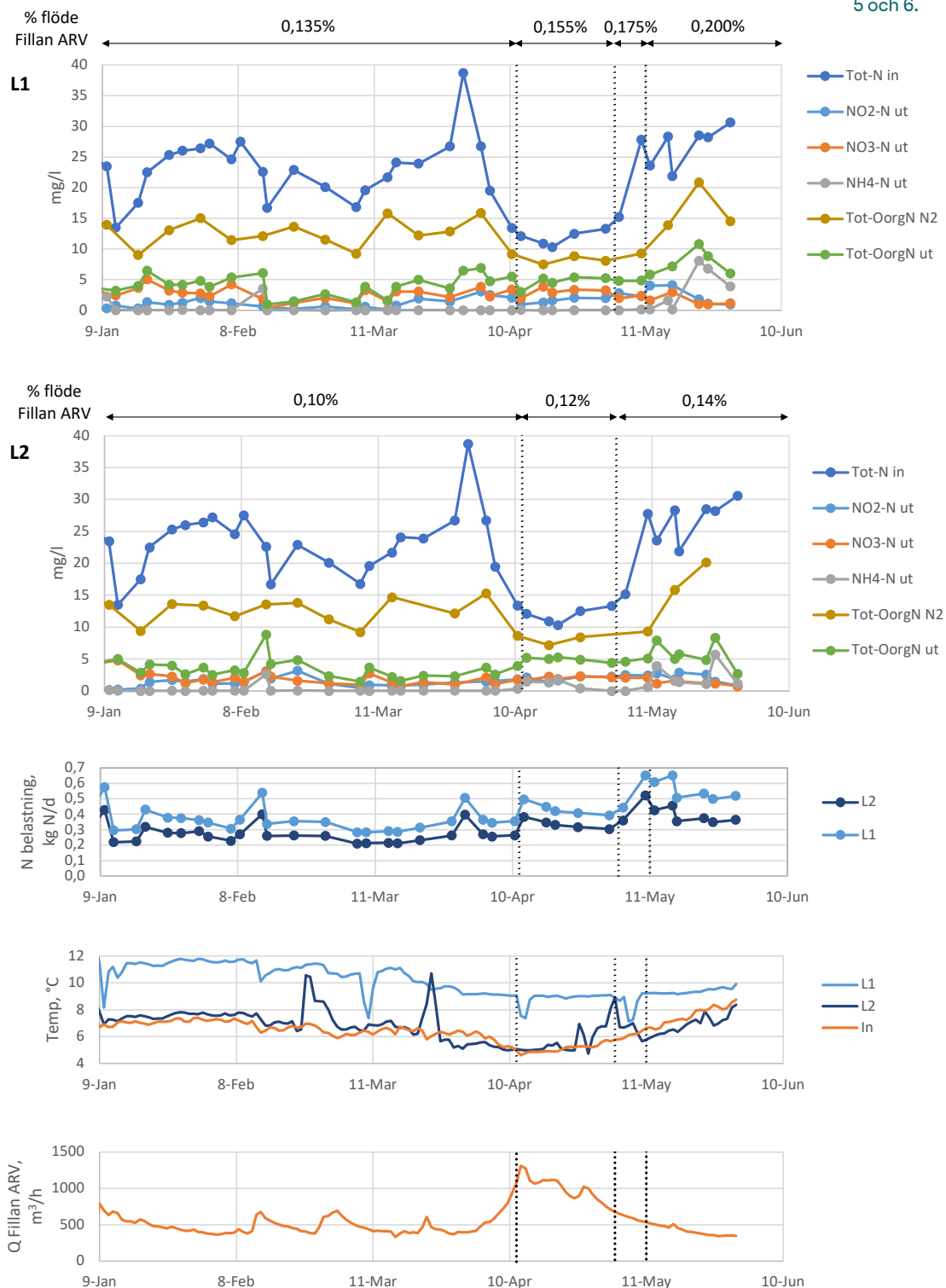
Period 5–6 pågick från den 9 januari till den 30 maj 2023.

#### **Nitrifikation**

Enligt ammoniumanalyser i utgående vatten var nitrifikationen fullständig under större delen av period 5 förutom vid en provtagning den 14 februari 2023 där utgående ammoniumhalten i båda linjerna var ca 3 mg/l (Figur 6.9). Anledningen till de förhöjda utgående ammoniumhalterna var att inkommande flöde ökade vid det provtagningsdygnet med ca 85 % medan inkommande COD- och Tot-N-halten minskade med endast ca 20 %. En lägre minskning av COD- och Tot-N halter i jämförelse med ökning av flödet kan förklaras av att det kraftigt ökade flödet spolade rent ledningsnätet från sediment som ackumulerats under lågflödesperioden. Detta resulterade i en 57 % högre kvävebelastning och 0,5 °C kallare inkommande vatten jämfört med veckorna innan. Det höga inkommande flödet berodde på kraftig snösmältning då lufttemperaturen i Sundsvall ökade till +7 °C som dygnsmedel efter att ha legat på negativa värden eller strax över 0 °C under ca 3 månader. Det fanns även flera mindre flödestoppar under perioden där något förhöjda ammoniumhalter registrerats av onlinegivarna.

**Figur 6.9**

Belastning och  
reningsresultat under period  
5 och 6.



Den mest intensiva snösmältningsperioden började ca 5 april med de högsta flödena den 14 april. Flödet ökade med ca 150 % på 10 dagar. Dock minskade inkommande halter av Tot-N och COD proportionerligt mot det ökade flödet vilket ledde till att kvävebelastning under högflodesperioden var samma som tidigare i period 5. Temperaturen i inkommande vatten minskade under högflodesperioden med ca 1,5 °C till den lägsta

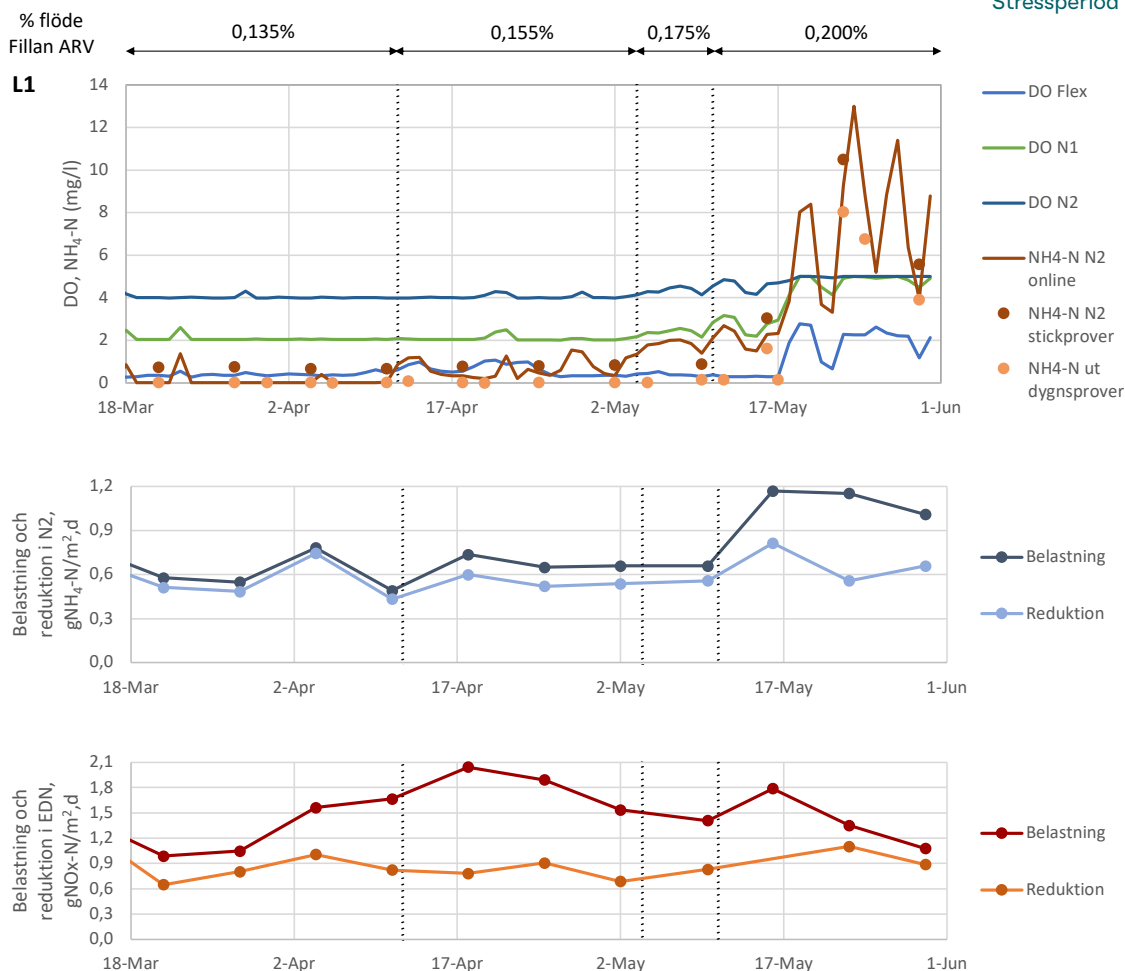
---

dygnsmedeltemperaturen på ca 4,6 °C. Vattentemperaturen i L2 sänktes dock till 5–5,2 °C redan några veckor innan högflödesperioden och temperaturen minskade därför inte i linjen vid början av högflödesperioden så mycket som den gjorde i det inkommande vattnet. Temperaturen i L2 höjdes under vissa dagar för att kunna genomföra de aktivitetstester som beskrivs i avsnitt 5.3.1. Temperaturen i L1 hölls ca 4 °C högre än normaltemperaturen i L2 förutom under några dagar när doppvärmaren i linjen inte fungerade. Den största temperaturminskningen på grund av driftproblem med värmaren inträffade 8–10 mars när temperaturen minskade med ca 3 °C. Inte heller under denna period noterades några förhöjda ammoniumhalter eller högre luftbehov i linjen.

Inga förhöjda halter av ammonium noterades i slutet av period 5 trots låga vattentemperaturer och det togs beslut att öka belastningen på linjerna genom att stegvis ändra skalningsfaktorerna mellan inkommande flödet till linjerna och flödet till Fillan ARV. I L1 steg ammoniumhalter i N2 och utgående vatten först efter att skalningsfaktorn ändrades från ordinarie 0,135 till 0,2 % (Figur 6.10). Inte heller vid luftning i Flex-zonen och höga syrehalter i zoner N1 och N2 kunde all ammonium oxideras i de luftade stegen. Ammoniumhalten i N2 var under slutet av delperioden 3–11 mg/l, vilket innebär att hastigheterna var syrebegränsande och inte ammoniumbegränsande. Från Figur 6.10 kan avläsas att nitrifikationshastigheten var högre direkt efter att skalningsfaktorn ändrades till 0,2 % för att sedan minska i efterföljande provtagningar. En närmare undersökning visade att den verkliga syrehalten i N2 var högre den 16 maj på grund av bristande syremätning med onlinegivaren (ca 7 mg/l i stället för 5 mg/l). Om alla tre punkter från delperioden med skalningsfaktorn 0,2 % normaliseras till syrehalt på 5 mg/l (linjär skalning utifrån manuellt uppmätta syrehalter) och vattentemperatur på 9 °C (antagande att  $\theta=1,08$ ) ligger de normaliserade nitrifikationshastigheterna på 0,56–0,65 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>,d med svagt uppåtgående trend. Resultaten visar därför på *en maximal skenbar nitrifikationshastighet av ca 0,6 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>,d vid vattentemperatur 9 °C och syrehalt 5 mg/l*. Denna hastighet stämmer överens med rekommendation i den norska dimensioneringsmanualen som anger dimensionerande belastning i nitrifikationssteget på  $\leq 0,65$  gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>,d vid 10 °C för reningsverk med både försedimentering och fördenitrifikation.



**Figur 6.10**  
Stressperiod i L1.

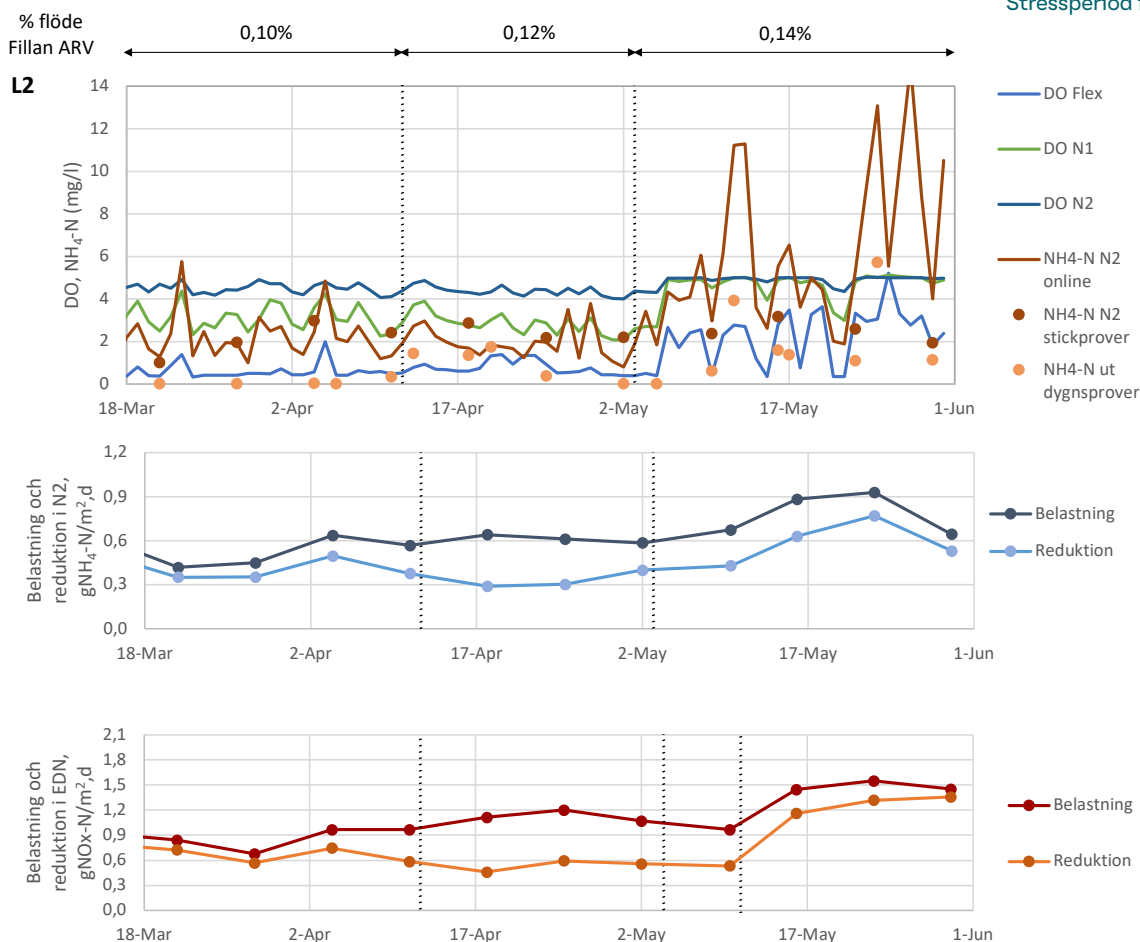


Syrebörvärdena i olika zoner ändrades automatiskt för att ha en resthalt av ammonium på 2–3 mg/l efter N2. I L1 låg dock ammoniumhalterna lägre vid skalningsfaktorn 0,135 % redan vid de lägsta syrebörvärdena. I L2 kunde däremot ammoniumhalten efter N2 hållas inom intervallet vid skalfaktorn 0,10 % (Figur 6.11). Ingen förändring av ammoniumhalter eller luftningsintensiteter noterades vid höjning av skalningsfaktorn till 0,12 %. På grund av att vattnet var som mest utspädd under denna period är det dock störst skillnad mellan belastning och reduktion just i den här perioden. Vid höjning av skalningsfaktorn till 0,14 % började Flex-zonen att luftas och syrebörvärdet i N1 och N2 ökade. Även ammoniumhalten i N2 ökade både enligt onlinemätning och i vissa utgående prover. Halterna i N2 enligt labbproverna var dock på ungefär samma nivå som tidigare, vilket beror på att belastningen var något lägre under dessa provtagningsdygn och även att stickprover togs på morgonen när belastning var något lägre. Förhållandena i N2 var därför på gränsen från att vara ammoniumbegränsande till syrebegränsande. Vid högre ammoniumhalter hade troligtvis en något högre nitrifikationshastighet kunnat uppnås. Den observerade ammoniumreduktionen i den sista delperioden var 0,45–0,77 gN/m<sup>2</sup>,d eller 0,40–0,53 gN/m<sup>2</sup>,d om värdena normaliseras till en syrehalt av 5 mg/l och en temperatur av 5 °C. Resultaten visar därför på en maximal nitrifikationshastighet av ca 0,46 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>,d vid vattentemperatur 5 °C och syrehalt 5 mg/l. Även detta värde stämmer överens med den norska dimensioneringsmanualen (<0,65 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>,d vid 10 °C samt  $\theta=1,09$  ger en rekommenderad belastning på 0,42 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>,d vid 5 °C).

Temperaturen i L2 minskade från ca 7 °C i början av period 5 till ca 5 °C i mitten av period 6. Den temperaturminskningen borde teoretiskt ge en 4 % bättre syreöverföring

och ett lägre luftflöde. Den skillnaden kunde dock inte synas i luftflödesmätning och över-  
skuggades av andra faktorer. Generellt var luftförbrukningen relativt konstant under  
period 5–6 bortsett från de förväntade ökningarna vid höjning av skalningsfaktorn samt  
vid ökade syrehalter i slutet av pilotkörningen.

**Figur 6.11**  
Stressperiod i L2.



## Denitrifikation

Reduktion av kväve genom assimilering (upptag av kväve i biomassan, slamproduktion) och fördenitrifikation var fortsatt låg under perioden och var endast marginellt bättre än vid rening av förfällt vatten (se Tabell 6.2; 38–39 % i period 5; 36–37 % i period 4). Även inkommande COD-halter under dessa perioder var väldigt lika (Tabell 6.2). Det tyder på att förfällning på Fillan ARV inte reducerar mycket mer COD än vad en försedimentering gör. Endast aluminiumsalt doseras till förfällningen. Möjligtvis, skulle dosering av polymer öka COD-avskiljning i försedimenteringen och skillnaden mellan det försedimenterade och det förfällda vattnet skulle vara större. Även vid en högre ytbelastning på försedimenteringen skulle skillnaden i försedimentering med och utan förfällning troligen varit större. Denna analys försvåras dock av att det förfällda vattnet endast analyserats vid ett fåtal tillfällen och under en annan period än det försedimenterade vattnet.

Vid den mest intensiva höglödesperioden kunde även lägre reduktion av kväve genom slamproduktion och fördenitrifikation observeras. Reduktionen beräknas till 24 % och 29 % för respektive L1 och L2 och förklaras mest av assimilering till slam och inte av fördenitrifikation (se beräknad fördelning i avsnitt 6.4.2).

Under hela period 5 och 6 doserades kolkällan automatiskt proportionellt mot uppmätt nitrathalt i zon N2. En COD-dos av 9 g COD/g NO<sub>3</sub>-N tillämpades. Denna dos är högre än i tidigare perioder (förutom slutet av period 4) och är generellt högre än vad

---

som vanligtvis förbrukas i en efterdenitrifikationsprocess. Under tidigare perioder var det ett flertal problem med nitratgivaren som ledde till för låg dosering av kolkälla. Dessutom var nitratmätningen inte så exakt trots upprepade omkalibreringar. Det beslutades därför att hålla något högre kolkälldosering och snarare ha en överdosering av kolkälla än att begränsa efterdenitrifikationskapaciteten med för låg dosering. Det visade sig även att kolkällan hade en lägre COD halt än vad som förväntats (diskuteras mer i avsnitt 6.4.3). Efterdenitrifikation fungerade bra under period 5–6 i båda linjerna och kunde reducera nitrathalter till  $< 4$  mg/l i utgående vatten. Under höglödesperioden var det mer utspätt vatten som belastade EDN-zonerna. Utgående nitrathalter var dock samma som i perioder med ett lägre flöde vilket ledde till att reduktionsgraden i EDN under höglödesperioden var lägre. En närmare analys av efterdenitrifikationsprocessen görs i avsnitt 6.4.3. Utgående halter av oorganiskt kväve under period 5 och den första delperioden av period 6 var 4,1 mg/l i L1 och 3,7 mg/l i L2. Det innebär att utgående halter av totalkväve skulle kunna hållas  $< 6$  mg/l i båda linjerna även under den kallaste perioden på året. Utan efterdenitrifikation skulle utgående totalkvävehalter vara ca 14 mg/l i båda linjerna under samma period.

## 6.3 Aktivitetstester

Förutom utvärdering av den kontinuerliga driften gjordes kompletterande aktivitetstester i kontrollerade förhållanden för att bättre kunna studera påverkan av temperaturen och löst syre på processen.

### 6.3.1 Tester vid olika temperaturer

Aktivitetstesterna genomfördes under februari-april 2023, under perioden när temperaturen hos inkommande vatten minskade stadigt inför och under snösmältningsperioden från ca 7,5 °C i omgång 1 till ca 5 °C i omgång 3. Testerna genomfördes i tre omgångar där det vid varje omgång genomfördes tre tester med vattentemperatur på ca 4, 8, och 12 °C. Inom en omgång genomfördes testerna så nära varandra i tid som möjligt.

Nitrifikations- och denitrifikationshastigheter som togs fram vid de olika temperaturerna användes för beräkning av temperaturkoefficienten  $\theta$ . För varje zon beräknades temperaturkoefficienten för varje omgång separat samt även för alla datapunkter från de tre omgångarna. Exempel på framtagna hastigheter och temperaturkoefficienter visas för tre zoner i Figur 6.12 och alla resultat sammanställs i Figur 6.13. Själva storleken på temperaturkoefficienterna i varje enskild zon stämmer överens med vad som rapporterats i tidigare studier, som tillsammans rapporterat en bred spridning av temperaturkoefficienter från olika studier och olika reningssystem baserade på MBBR-tekniken (se avsnitt 1.2, kapitel 4 och Ødegaard et al. 2023).

Temperaturkoefficienten för nitrifikation i N2 på 1,08 är något lägre än vad som observerats i försök i flera norska studier (1,09 i Rusten et al. 2000 och 1,107 i Hem et al. 1994) och vad som rekommenderas av norska riktlinjer för dimensionering av MBBR (1,09 i Johannessen et al. 2020). Det är intressant att temperaturkoefficienten i N1 på 1,042 är mycket lägre än vad som observerats i N2. I en fullskalig anläggning skulle zonen ändå dimensionerats för BOD-belastning med väldigt låg antagen nitrifikation. Även om det är intressant att förstå varför temperaturberoendet i N1 var mycket lägre än i N2 har det ganska liten praktisk betydelse. Av den anledning gjordes inga kompletterande tester för att bättre kunna förklara temperaturberoendet i zon N1.

Vid denitrifikationsförsök i EDN var det tydligt att nitritackumulering var högre vid lägre temperaturer, något som diskuteras även i avsnitt 6.4.3. Denitrifikationshastigheter beräknades därför för EDN som reduktion av nitrat, nitrit, och reduktion av nitrategvivalenter, och separata temperaturkoefficienter för dessa beräknades. Temperaturkoefficienten beräknad för NO<sub>x</sub>-N på 1,07 är samma som observerats i

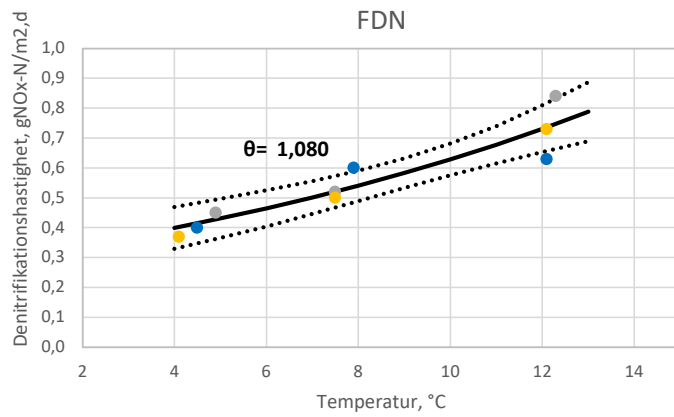
---

Rusten et al. (1996) vid försök med tre olika kolkällor (metanol, etanol och etylenglykol). Omfördelning av aktiviteten av heterotrofa bakterier till reduktion av nitrat till nitrit gjorde dock att temperaturkoefficienten för nitritreduktion var högre (1,086) och temperaturkoefficienten för nitratreduktion var lägre (1,053) än vad som rapporterats tidigare.

Vid försök i FDN var nitritackumulering försumbar i alla försök och hastigheten för endast nitratekvivalenter beräknades. Rusten et al. (2000) använde data från kontinuerlig rening av vatten vid olika temperaturer och beräknade att temperaturkoefficienten för reduktion av nitrat i fördenitrifikationssteget var 1,10. Det höga temperaturberoendet förklarades av att inflödet av syre var mycket högre vid kallt vatten vilket minskade denitrifikationshastigheten. Den reella koefficienten som exkluderar effekten av högre syretillförsel beräknades till 1,05. I denitrifikationstester genomförda i den här studien användes extern kolkälla för försöken och syrehalten var därför låg ( $<0,15$  mg/l) i alla försök. Ingen kompensering för syrehalten gjordes i föreliggande studie och temperaturkoefficienten beräknades till 1,08. Att koefficienten i denna studie och i Rusten et al. (2000) skiljer sig åt kan förklaras av olika metodiker för framtagandet av koefficienter och att extern kolkälla användas i den här studien.

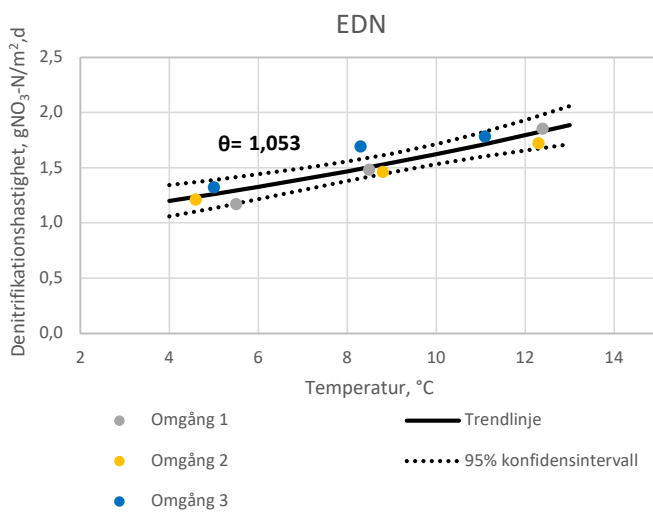
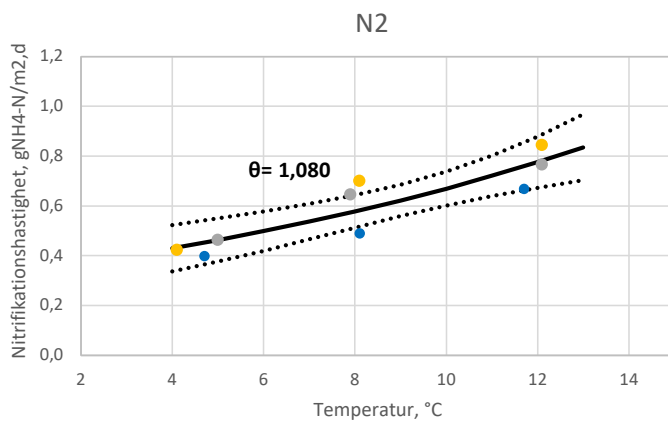
Denitrifikationsaktiviteten i zonen Flex var mycket lägre än i FDN och det fanns därför större osäkerhet/spridning i de beräknade hastigheterna. Temperaturkoefficienten beräknades till 1,04, dock är konfidensintervallet så brett att skillnaden mellan FDN och Flex inte är signifikant.

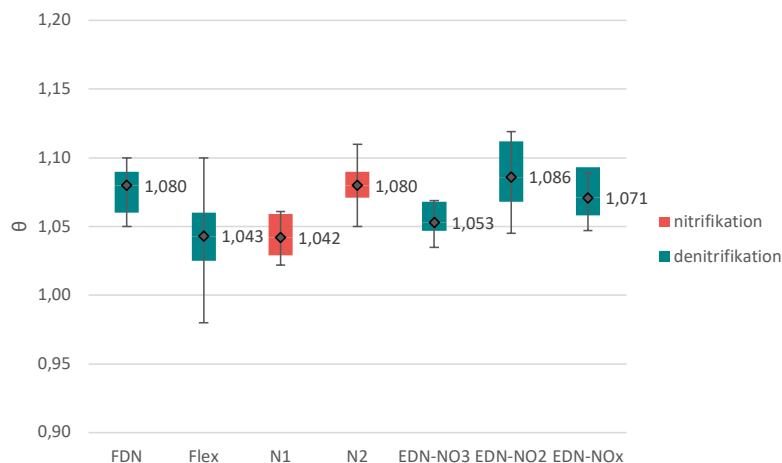
Även om temperaturkoefficienter beräknades separat i de tre separata omgångarna är osäkerhetsintervallet så högt att det inte går att säkerställa att skillnaden mellan dem är statistiskt signifikanta. Från absoluta värden av koefficienterna observerades dock ingen tendens på anpassning av biomassa till låga temperaturer.



**Figur 6.12**

Temperaturkoefficienter för  
denitrifikation i FDN och  
EDN samt nitrifikation i N2.



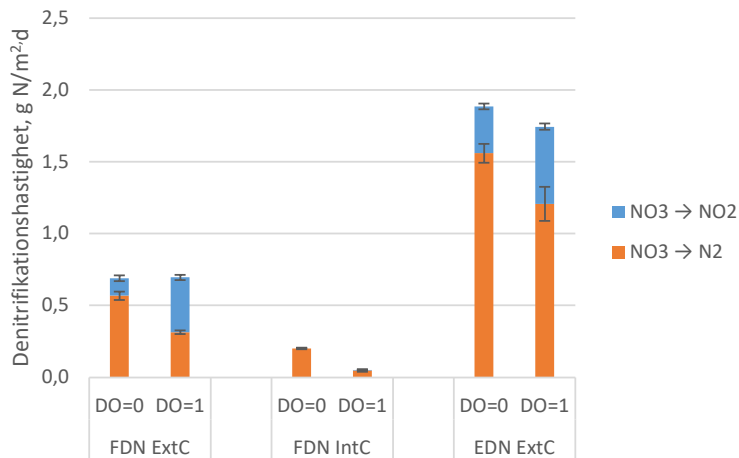


**Figur 6.13**

Temperaturskoefficienter  $\theta$  framtagna i aktivitetstester vid olika temperaturer. Lådan visar spridning av koefficienter beräknade i enskilda omgångar av försök, mittenpunkten visar koefficienter beräknade från data i alla försök, felstaplarna visar 95 % konfidensintervall beräknad på data i alla försök.

### 6.3.2 Tester vid olika syrehalter

Aktivitetstester som gjordes i labbskala vid två olika syrehalter (0 mg/l och 1 mg/l) visade att löst syre påverkar denitrifikationshastigheten olika, beroende på typ av biomassa och tillgång till kolkälla. I Figur 6.14 går att utläsa att vid användning av extern kolkälla i form av Brenntapplus VP1 (ExtC), ledde ökning av syrehalten från 0 mg/l till 1 mg/l till en marginell minskning av nitratreduktion, 0 % respektive 7 % minskning i försök med bärare från FDN och EDN. Det var dock tydligt att vid högre syrehalt var ackumulering av nitrit högre. I försök med bärare från FDN har drygt hälften av allt nitrat reducerats till nitrit som slutprodukt vid syrehalten 1 mg/l medan vid syrehalten 0 mg/l reducerades endast 18 % till nitrit. Skillnaden vid försök med EDN var inte så stor, dock observerades en större nitritackumulering också.



**Figur 6.14**

Påverkan av löst syre på denitrifikationsprocessen. Hastigheter visas för försök med löst syre på 1 mg/l (DO=1 i figuren) och 0 mg/l (DO=0 i figuren). IntC avser intern kolkälla i inkommande vatten och ExtC avser extern kolkälla (Brenntapplus VP1).

I försök med bärare från FDN och intern kolkälla (IntC) i form av inkommande vatten observerades ingen nitritackumulering. Dock minskade reduktion av nitrat med hela 75 %, från 0,2 gN/m<sup>2</sup>.d till 0,05 gN/m<sup>2</sup>.d. Det är värt att notera att försök med intern kolkälla genomfördes under snösmältningsperioden när inkommande vatten var utspädd och hade väldigt lite lättnedbrytbart organiskt material (bionedbrytbart löst COD i början av försöken på 2–7 mg/l) och representerar värsta-fall-scenariot.

I en tidigare studie har effekten av syrehalten på denitrifikationshastigheten diskuterats utifrån resultat av kontinuerlig rening av vatten i en pilotanläggning (Rusten et al. 2005). En kraftig minskning av reduktion av NO<sub>x</sub>-N observerades vid högre syrehalter i fördenitrifikationssteget. Vid syrehalten på 0,3 mg/l minskade hastigheten med 35 % och vid syrehalten 1,0 mg/l observerades en minskning på 66 %.

---

Även om dessa resultat i Rusten et al. (2005) stämmer överens med resultat av försök med biomassa från FDN och intern kolkälla i föreliggande studie visar våra resultat att syrehalten kan ha väldigt olika effekt på denitrifikationshastigheten beroende på biomassa och tillgång till kolkälla. För biomassa med hög aktivitet och bra tillgång till bionedbrytbart material är den negativa effekten inte så stor. Det kan förklaras av att organiska ämnen kan diffundera djupare till syrefria delar av biofilmen där denitrifikationen kan fortsätta. Vid lågt innehåll av lättnedbrytbart organiskt material når det organiska materialet aldrig de djupare delarna av biofilmen och minskningen i hastigheten är därför större. Det måste dock inte betyda att det är mer viktigt att reducera syrehalten i FDN vid snösmältningsperioden än i EDN under andra perioder. Även om den procentuella skillnaden är störst för FDN när endast intern kolkälla används, finns det så lite kolkälla i det inkommande vattnet att även om syrehalten kommer minska blir inte reduktionen så hög ändå. Det är således lika viktigt att reducera syrehalten i alla denitrifikationszoner. Vid kapacitetsbrist måste avvägning mellan optimering av förhållanden i olika zoner göras. Vid snösmältningsperioden kan det vara bättre att inte använda fördenitrifikation alls och lufta de första zonerna och samtidigt minimera syret till efterdenitrifikationszonen än att försöka ”spara” på extern kolkälla genom drift av både för- och efterdenitrifikation.

## 6.4 Utvärdering av separata steg i processen

### 6.4.1 Nitrifikation

Ammoniumkväve oxiderades till nitrat i zonerna N1 och N2 som luftades kontinuerligt under försöksperioden. Även zonerna Flex luftades intermittent vid höga belastningar men ammoniumreduktion följdes inte i zonen och ingen märkbar nitrifikation noterades, förutom för perioderna 2 och 3 när luftningsintensiteten var för hög.

Den första luftade zonen i MBBR-processen används mest för polerande rening från BOD, särskilt om fördenitrifikation inte används. Dock kan viss nitrifikation förväntas beroende på BOD-belastning, temperatur och syrehalt. Alla dessa tre parametrar varierade under försöksperioden i zonerna N1. Dessutom luftades Flex-zonen intermittent beroende på ammoniumhalten i N2. Det är ytterst svårt och osäkert att beräkna BOD-belastning på N1 eftersom det endast gjordes analyser av löst COD i olika zoner. Därför presenteras endast total COD belastning på linjerna som beräknas från COD-halter i ofiltrerat och filtrerat inkommande vatten.

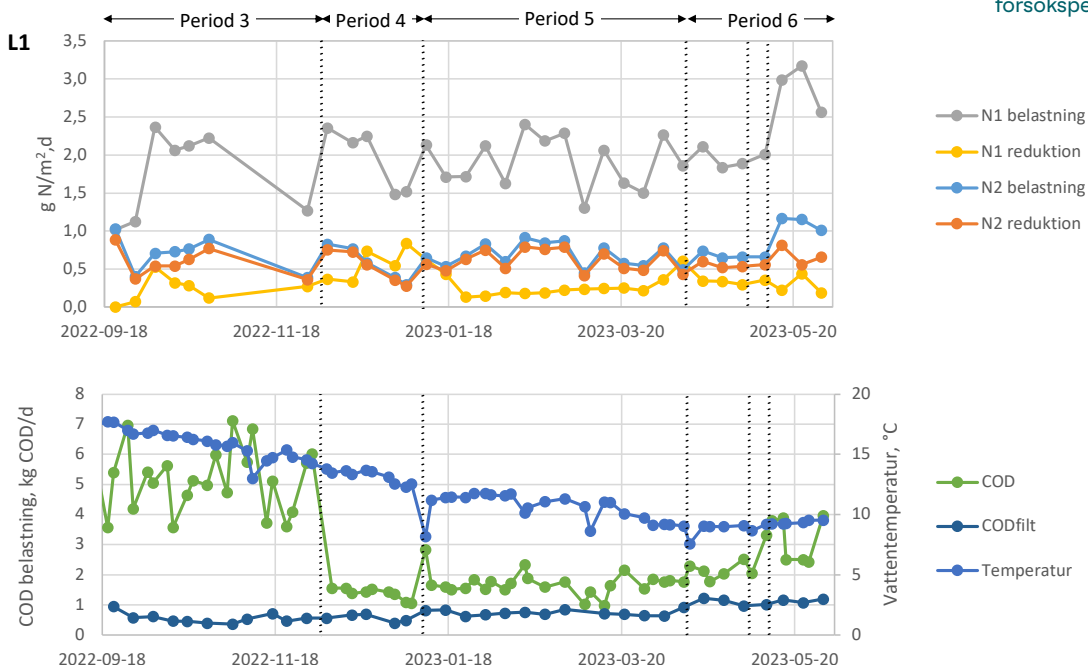
Nitrifikation i N1 i L1 var varierande under period 3–6 (Figur 6.15). När COD-belastningen var högre vid behandling av mekaniskt renat vatten under period 3 observerades både låga ( $0-0,1 \text{ g N/m}^2\text{,d}$ ) och relativt höga ( $\text{ca } 0,5 \text{ g N/m}^2\text{,d}$ ) nitrifikationshastigheter. Efter att COD-belastningen minskade i period 4 ökade hastigheterna till, som högst,  $0,8 \text{ g N/m}^2\text{,d}$ . Under vissa provtagningstillfällen var nitrifikationshastigheten i N1 även högre än i N2. När försedimenterat vatten började behandlas steg COD-belastningen endast marginellt. Dock minskade även vattentemperaturen och en resulterande effekt blev att nitrifikationshastigheten i N1 minskade under de första 10 dagarna av period 5 för att sedan ligga på  $0,22 \text{ g N/m}^2\text{,d}$  som medel fram till starten av höglödesperioden. Under höglödesperioden observerades högre nitrifikationshastigheter (upp till  $0,6 \text{ g N/m}^2\text{,d}$ ), vilket kan förklaras av att syrehalter i vattnet var höga och det bionedbrytbara COD reducerats i ledningsnätet och i zonerna FDN och Flex. Även syrehalter i luftade zoner var högre och luftning av Flex-zonen bidrog till en låg BOD-belastning på zon N1.

Nitrifikation i N1 i L2 hade ett liknande mönster som i L1 med högre reduktionsgrader vid varmare vatten och låga reduktionsgrader under det mesta av period 5 och 6 ( $0,1 \text{ g N/m}^2\text{,d}$  som medel, Figur 6.16). Endast i slutet av period 6, när Flex-zonen luftades och syrehalter var höga steg nitrifikationshastigheten till  $\text{ca } 0,3 \text{ g N/m}^2\text{,d}$ . Det är viktigt

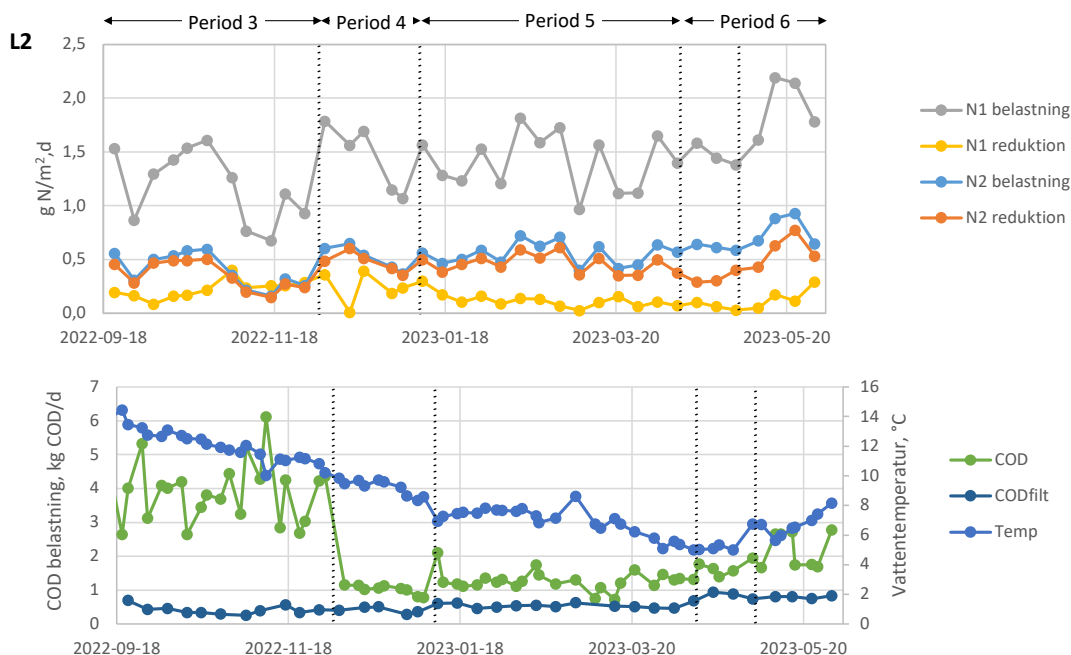
att notera att trots att nitrifikationshastigheten i N1 var väldigt låg i slutet av period 5 och början av period 6 (ca 0,05 g N/m<sup>2</sup>,d) hade biomassan en mycket högre nitrifikationsaktivitet (0,33 g N/m<sup>2</sup>,d vid 4,7 °C och syrehalt 5 mg/l enligt ett aktivitetstest den 28 april 2023; endast ca 20 % lägre än i N<sup>2</sup>). Kulturen av nitrifikationsbakterier behövde därför inte byggas upp utan kunde aktiveras snabbt genom höjning av syrehalten och förbehandling genom luftning av Flex-zonen.

**Figur 6.15**

COD, ammoniumbelastning och -reduktion i zoner N1 och N2 av L1 samt temperaturen under försöksperioden.







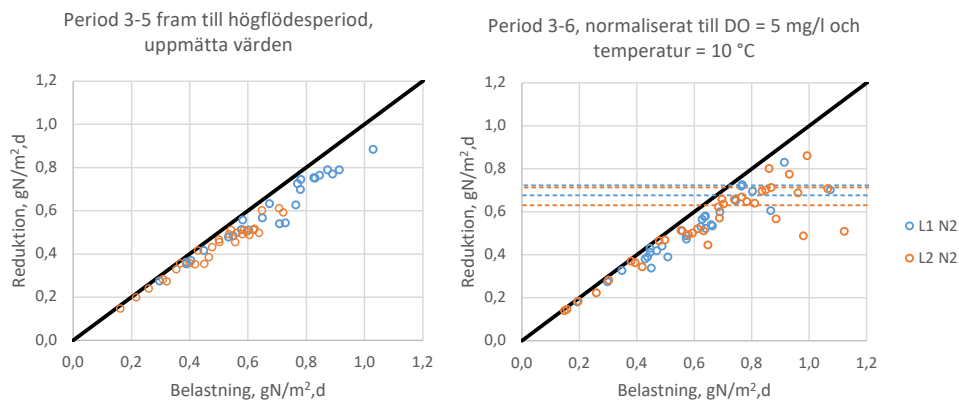
**Figur 6.16**

COD, ammoniumbelastning och -reduktion i zoner N1 och N2 av L2 samt temperaturen under försöksperioden.

Belastningen på N2 varierade i båda linjerna beroende på inkommande kvävebelastning och reduktion i N1. Generellt kan en hög reduktion under hela försöksperioden noteras förutom under stressperioden.

Det kunde inte ses någon korrelation mellan vattentemperaturen och nitrifikationen i N1 och N2 från data av kontinuerliga försök. Det förklaras av att i N1 var påverkan av andra parametrar, så som BOD-belastning, syrehalt och luftning av Flex-zon, högre än temperaturpåverkan. I N2 var förhållandena oftast ammoniumbegränsande, det vill säga nästan all inkommande ammonium nitrifierades oavsett temperatur. Det kan därför inte ses någon avtagande trend i reduktion vid höga belastningar under hela den stabila driftperioden mellan september 2022 och april 2023, fram till början av höglödesperioden (Figur 6.17 till vänster). Kapacitetsgränsen i N2 kunde endast ses under stressperioden när temperaturvariationen i varje linje inte var så stor (se avsnitt 6.2.5). Kapaciteten var  $0,6 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2/\text{d}$  vid vattentemperatur  $9^\circ\text{C}$  för L1 och  $0,46 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2/\text{d}$  vid vattentemperatur  $5^\circ\text{C}$  för L2. Dessa värden motsvarar en temperaturkoefficient  $\theta$  på 1,07 och är således nära den temperaturkoefficienten på 1,08 som tagits fram med hjälp av aktivitetstester (se avsnitt 6.3.1). Kapacitetsgränsen kan även ses från nitrifikationshastigheter i N2 av båda linjerna under period 5 och 6 som räknas om till samma syrehalt (5 mg/l, linjär skalning) och samma temperatur ( $10^\circ\text{C}$ ,  $\theta = 1,08$ ). Vid belastningar högre än  $0,8 \text{ g N/m}^2/\text{d}$  ligger medel reduktionshastighet på  $0,65 \text{ g N/m}^2/\text{d}$  (Figur 6.17 till höger), vilket stämmer överens med resultat av aktivitetstester och är samma som maximal hastighet enligt den norska dimensioneringsmanualen (Johannessen et al. 2020).

Det är värt att notera att nitrifikationshastigheter främst beror på halter av substrat (ammonium, syre och alkalinitet), BOD-belastning, och temperatur. Så länge det råder syrebegränsande förhållanden i nitrifikationssteget (det vill säga ammoniumhalten  $>1\text{--}2 \text{ mg/l}$ , se Figur 3.1) kommer utspädning och kortare uppehållstid inte påverka nitrifikationshastigheten i biofilmen. Nitrifikationsgraden kommer dock vara lägre eftersom inkommande halter också är lägre. Även andra negativa effekter, som överbelastning av bärarsilar eller uppsamling av bärare vid utloppsdelen av bassängen kan eventuellt uppkomma. Dessa problem kan dock undvikas vid rätt dimensionering och projektering av en MBBR-anläggning.



**Figur 6.17**

Belastning och reduktion av ammoniumkväve i N2. Värden i figur till höger omräknade till syrehalt på 5 mg/l genom linjär skalning och temperatur på 10 °C ( $\theta=1,08$  enligt slutsatser av aktivtetsrester med olika temperaturer beskrivna i kapitel 6.3). Fyllda områden visar 90 percentil av alla aktivitetstester som genomfördes under period 5–6 (3 st i L1 och 9 st i L2) omräknade till 10 °C.

Förutom kapaciteten i de två linjerna vid olika temperaturer finns det även andra intressanta aspekter avseende nitrifikationssteget som är värt att notera.

**Nitritackumulering.** Förhöjda nitrithalter noterades vid uppstart av processen, dock minskade dessa snart efter att nitrifikationen var fullständig och låg därefter alltid under detektionsgränsen, även när nitrifikationssteget överbelastades med ammonium. Det betyder att omvandling av ammonium till nitrit är det hastighetsbegränsande steget, även under perioder med hög belastning.

**Alkalinitet och pH.** Analys av vattnets alkalinitet gjordes endast sporadiskt under projektet. I tre mätningar utförda under period 4–5 låg alkaliniteten som lägst på 73 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$  i zon N2 (Tabell 6.3). Gränsen för när alkaliniteten börjar bli begränsande för nitrifikationen i aktivslamprocessen anges av ATV (1997) till 75 mg/l. Rusten et al. (1995) studerade påverkan av alkaliniteten på nitrifikationshastighet i MBBR-processen och kom fram till att alkalinitet lägre än 1,4 mekv (motsvarar 70 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ ) ledde till minskning av nitrifikationshastigheten i sista luftade zonen medan i den näst sista luftade zonen minskade nitrifikationshastigheten först vid 0,7 mekv (motsvarar 35 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ ). Skillnaden i de olika gränserna förklarades i studien av en tunnare biofilm i den sista luftade zonen, vilket förväntades ge en lägre pH-minskning jämfört med en tjockare biofilm i den näst sista zonen.

Även om avskiljning av kväve med fördenitrifikation var låg under försöksperioden bidrog processen till att hålla tillräcklig alkalinitet i vattnet. Från de fåtal analyser av alkalinitet som gjordes under försöksperioden kan det beräknas att även om fördenitrifikation inte användes skulle alkaliniteten inte understiga 0,7 mekv/l, det vill säga justering av alkaliniteten verkar inte behövas vid behandling av försedimenterat eller mekaniskt renat vatten även om kvävet ska reduceras endast med efterdenitrifikationsprocessen. Ingen analys av alkaliniteten gjordes under period 4, när förfällt vatten behandlats. Eftersom fosforfällning förbrukar lite alkalinitet bedöms det att vid behandling av förfällt vatten bör det även finnas möjlighet för dosering av lut, eller annan alkalinitetshöjande kemikalie, för att undvika risken för alkalinitetsbrist. pH-värdet i N2 var under hela försöket över 6,2 i båda linjerna förutom när förfällt vatten behandlats vilket också tyder på att alkaliniteten inte var begränsande för nitrifikationen.

|                       | Alkalinitet, mg/l CaCO <sub>3</sub> |     |            |     |            |     |
|-----------------------|-------------------------------------|-----|------------|-----|------------|-----|
|                       | 2023-02-21                          |     | 2023-04-11 |     | 2023-05-10 |     |
|                       | L1                                  | L2  | L1         | L2  | L1         | L2  |
| Inkommande Fillan ARV | 173                                 |     | 127        |     | 154        |     |
| FDN                   | –                                   | –   | 112        | 121 | 132        | 127 |
| FLEX                  | 153                                 | 149 | 120        | 116 | 129        | 120 |
| N1                    | –                                   | –   | 97         | 117 | 120        | 122 |
| N2                    | 73                                  | 79  | 83         | 101 | 89         | 103 |
| EDN                   | 119                                 | 104 | 99         | 112 | 109        | 106 |

**Tabell 6.3**

Alkalinitet i inkommande vatten och i olika zoner av pilotanläggningen.

*Ammoniumreduktion i Deox-zon.* Syftet med Deox-zoner var att reducera syretillförsel till för- och efterdenitrifikation genom oxidation av resthalten av ammonium efter de luftade zonerna. Luftningen i zonerna Flex, N1, och N2 styrdes för att ha en resthalt av ammonium på ca 1 mg/l fram till den 1 feb 2023 och 2 mg/l därefter. Det visade sig dock att reduktion av syrehalten var oberoende av resthalten ammonium. Syrehalten reducerades i medel med ca 3,6 mg/l, vilket motsvarar en teoretisk reduktion av ammonium med 0,8 mg NH<sub>4</sub>-N/l. Något lägre reduktion av syrehalten noterades under högflödesperioden. Under perioder när nitrifikationen inte var överbelastad sjönk ammoniumhalter från 0,6–2,0 mg/l i N2 till <0,1 mg/l i utgående vatten. Både reduktion i Deox och assimilering i EDN har dock bidragit till den reduktionen.

#### 6.4.2 Fördenitrifikation

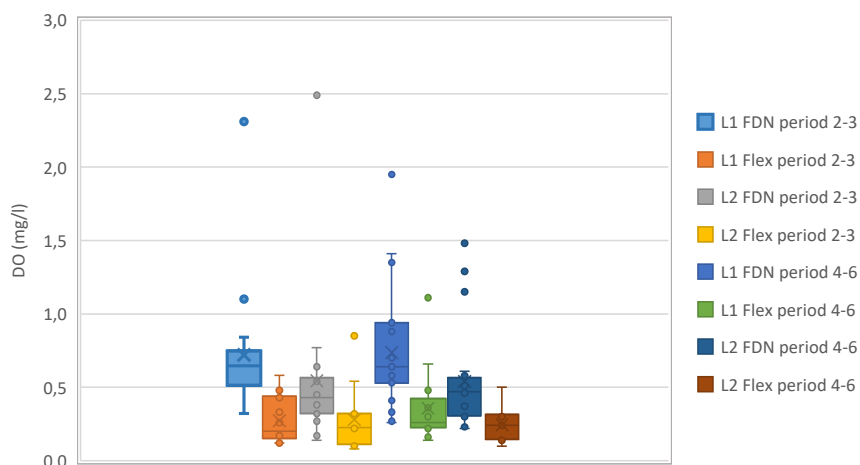
Som diskuterats tidigare i rapporten var reduktion av kväve med fördenitrifikation väldigt begränsad. De mest troliga förklaringarna till detta var en förhöjd syrehalt i inkommande vatten och i fördenitrifikationssteget och begränsad tillgång till lättnedbrytbart organiskt material i vattnet. Dessa parametrar samt deras inverkan på reduktionsgraden diskuteras i följande avsnitt.

#### Syrehalt

Dessa parametrar beror även på varandra: en hög syrehalt i inkommande vatten leder till förbrukning av organiskt material; ett lågt innehåll av lättnedbrytbart material ger en lägre förbrukning av löst syre och som resulterar i en hög syrehalt i vatten.

Syrehalten i ett fördenitrifikationssteg kan bero på en mängd olika faktorer, som typ av inkommande vatten (mekaniskt renat, förfällt, försedimenterat), syrehalt i inkommande vatten, inkommande flöde, massflöde av syre med inkommande vatten och nitratreturen, inkommande halter av COD och CODfilt, samt vattentemperaturen. Ingen signifikant skillnad mellan perioderna med olika typer av vatten kunde observeras, trots en stor skillnad i vattnets syrehalt. Exempelvis var medel syrehalt i mekaniskt renat vatten 7,5 mg/l och i försedimenterat vatten 1,4 mg/l. Trots den stora skillnaden var syrehalter i FDN-zoner av L1 och L2 0,72 mg/l respektive 0,54 mg/l vid behandling av mekaniskt renat vatten och 0,77 mg/l respektive 0,56 mg/l vid behandling av försedimenterat vatten. Vattentemperaturen var dock högre när det mekaniskt renade vattnet behandlades i piloten, vilket kunde bidragit till sänkning av syrehalten i FDN-zoner.

Syrehalter i Flex-zonerna (så länge dessa inte luftades) var generellt lägre än i FDN-zonerna och låg vanligtvis på ca 0,2–0,3 mg/l (Figur 6.18). Under högflödesperioder ledde dock kombinationen av hög inkommande syrehalt, högt flöde och lågt innehåll av COD till att syrehalten även i Flex-zonerna steg periodvis till >1,5 mg/l trots att zonerna inte luftades och syrehalter i FDN-zonen översteg 2 mg/l. Vid så höga syrehalter kan ingen denitrifikation förväntas, vilket förklarar den lägre kvävereduktionen under högflödesperioden som observerades.



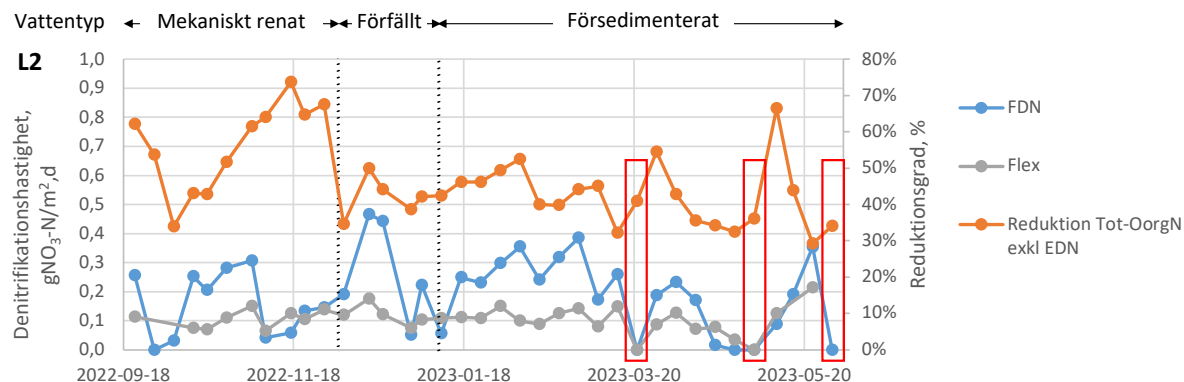
**Figur 6.18**  
Syrehalter i  
fördenitrifikationszoner  
under olika perioder.

Reduktion i fördenitrifikationssteget beräknades i nitratekvivalenter ( $\text{NO}_x\text{-N}$ ) som är en summa av reducerat nitrat och reducerat löst syre i inkommande vatten och nitratreturen ( $\text{NO}_3\text{-N} + 0,35 \cdot \text{O}_2$  enligt Johannessen et al. (2020)). Detta eftersom både nitrat och syre förbrukas i denitrifikationssteget. Förbrukning av COD för reduktion av löst syre motsvarade ca 20 % av totala COD-förbrukningen vid behandling av förfällt och försedimenterat vatten och ca 35 % av totala COD-förbrukningen vid behandling av mekaniskt renat vatten. Som diskuterades i avsnitt 5.5 var inkommande syrehalter till piloten i period 5–6 lägre än i inkommande avloppsvatten till Fillan ARV. Om syrehalter till piloten varit lika höga som i inkommande vatten till Fillan ARV skulle nitratreduktion i fördenitrifikationen teoretiskt kunnat vara ytterligare 30 % lägre. Detta visar vikten av att försöka reducera inflöde av löst syre till fördenitrifikationssteget genom användning av en Deox-zon och minimering av syresättning av vatten i den mekaniska reningen.

### Reduktionsgrad och massbalans

Reduktion av kväve till och med zon N2 visar hur stor del av kvävet som skulle ha reducerats utan dosering av kolkälla. En medelreduktion under period 3–5 beräknades till 36–51 % (Tabell 6.2). Dessa värden bör dock inte blandas ihop med reduktion i fördenitrifikationssteget eftersom de även inkluderar assimilering av kväve för slamproduktion. Det blir således felaktigt att utvärdera fördenitrifikationen utifrån dessa reduktionsgrader. Som ett exempel visas reduktionsgrader av Tot-OorgN exklusive efterdenitrifikationszonen i L2 samt beräknade denitrifikationshastigheter i FDN- och Flex-zonerna i Figur 6.19. Under tre provtagningstillfällen (markerade med röda rektanglar i Figur 6.19) var nitratreturflödet avstängt på grund av igensättningar i returledningen. Ingen fördenitrifikation var därför möjlig under dessa dagar. Dock kan ingen tydlig skillnad i reduktionsgraden mot andra provtagningar observeras.

**Figur 6.19**  
Denitrifikationshastigheter  
i L2 samt reduktionsgrad av  
kväve med intern kolkälla.  
Vid de rödmarkerade  
provtagningarna var det  
ingen nitratrecirkulation  
från N2 till FDN på grund av  
driftproblem.

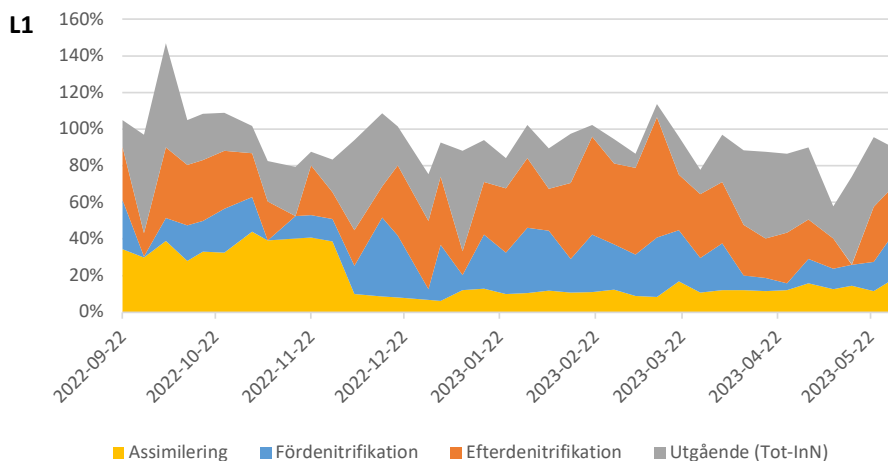


---

Reduktionsgrader i fördenitrifikationssteget utvärderades från en upprättad massbalans av kvävereduktion över de olika processtegen. Massbalansen bygger på analysresultat av stickprover i de olika zonerna, totalkvävehalten i inkommande vatten enligt dygnsprovtagning, medelflöden vid provtagning samt vissa antaganden. Det gjordes endast enstaka analyser för att se hur mycket slam som produceras och hur mycket kväve som assimileras i processen. Därför har assimilering av kväve beräknats utifrån litteraturvärden på slamproduktion i MBBR-processen (Johannessen et al. 2020), VS/TS kvot på 75 %, och ett kväveinnehåll i bioslam på 8 % av VS-mängden.

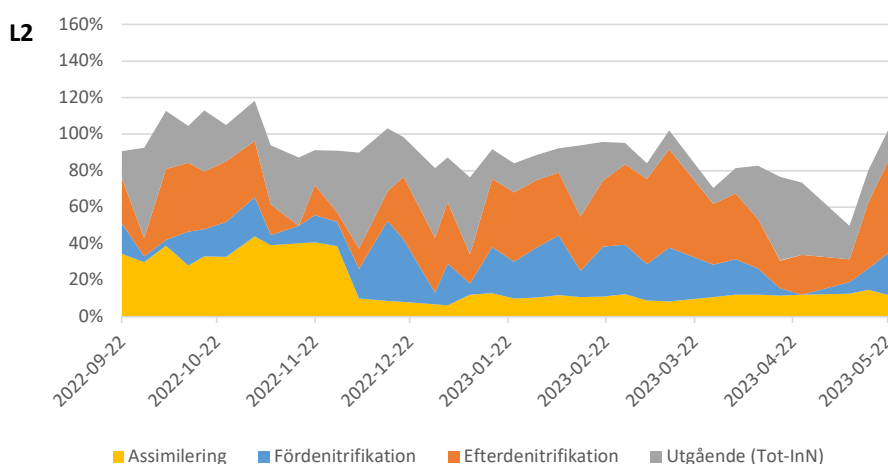
Massbalanser för L1 och L2 visar på en väldigt varierande grad av fördenitrifikation i processen (Figur 6.20). Från massbalanserna är det svårt att se någon skillnad i andel kväve som reduceras med fördenitrifikationen beroende på typen av vatten som renades. Trots att inkommande COD-halter var mycket högre under period 3 när mekaniskt renat vatten behandlades ledde det inte till en högre reduktion av kväve med fördenitrifikation, jämfört med andra perioder. Reduktion av kväve med den interna kolkällan var dock högre på grund av en högre assimilering av kväve. Möjligtvis var assimilering av kväve inte så hög vid behandling av mekaniskt renat vatten eftersom assimileringen beräknades med antagandet att all inkommande BOD bryts ner biologiskt och bildar biomassan. I verkligheten kunde större partiklar passera igenom systemet utan att brytas ner fullständigt.

Massbalanserna visar även att fördenitrifikationen var mycket lägre under högflodesperioden, men återhämtade sig i slutet av försöksperioden när flödet minskade, trots den högre belastningen på linjerna. En annan observation är att massbalanserna inte stämmer till 100 %, vilket beror på osäkerheter och förenklingar i framtagandet av massbalansen samt att löst organiskt kväve inte inkluderats. I medel är det 95 % respektive 91 % av Tot-N i inkommande vatten som förklaras av massbalanserna. Löst organiskt kväve i utgående vatten motsvarade ca 5 % av Tot-N i inkommande vatten enligt flera provtagningar genomförda inom projektet. Massbalanserna ger därför någorlunda bra bild över kvävereduktion i processen.



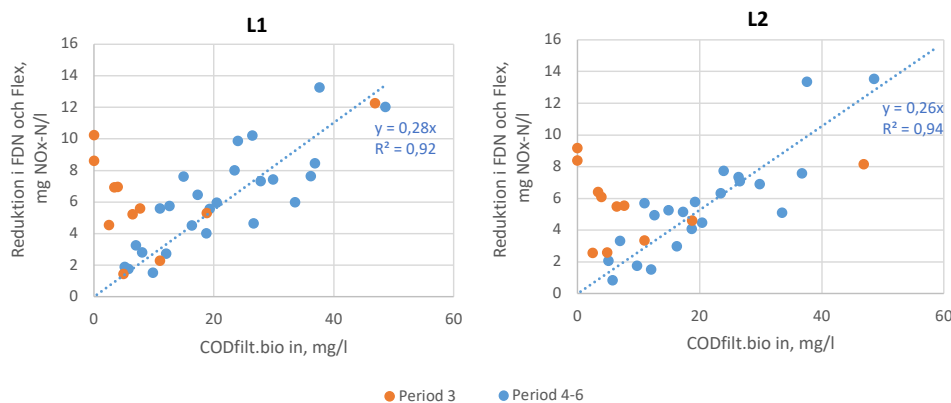
**Figur 6.20**

Massbalans för kväve under period 3–6. Provtagningar med driftstörning i fördenitrifikation har exkluderats, dock inte provtagningar med driftstörning i N1-EDN.



### Organiskt material

Som diskuterades i avsnitt 6.1.2 hade inkommande vatten väldigt låg andel löst bionedbrytbart material jämfört med vad som förekommer i avloppsvatten vid andra reningsverk. Partikelbundet COD behöver först hydrolyseras för att användas i denitrifikationsprocessen och hydrolys av organiska föreningar i kallt vatten är långsam. Reduktion i fördenitrifikationssteget berodde därför starkt på hur mycket löst bionedbrytbart material (COD<sub>filt.bio</sub>) som fanns i inkommande vatten, speciellt när förfällt och försedimenterat vatten behandlades (Figur 6.21). Enligt sambandet i Figur 6.21 reducerades 2,6–2,8 g NO<sub>x</sub>-N för varje 10 g COD<sub>filt.bio</sub> i inkommande vatten. Cirka 65 % av inkommande COD<sub>filt.bio</sub> reducerades i fördenitrifikationssteget, vilket resulterade i förbrukning av 2,7 g COD<sub>filt.bio</sub>/g NO<sub>x</sub>-N i L1 och 2,9 g COD<sub>filt.bio</sub>/g NO<sub>x</sub>-N i L2 som medel vid behandling av förfällt och försedimenterat vatten. Förbrukning av bionedbrytbar partikelbunden COD är inte möjligt att beräkna eftersom inga BOD-analyser gjordes på prover från de olika zonerna. Johannessen et al. (2020) anger en förväntad förbrukning av 3 g BOD<sub>5</sub><sub>filt</sub>/g NO<sub>x</sub>-N i fördenitrifikationssteget, vilket grovt motsvarar ca 4,5 g COD<sub>filt.bio</sub>/g NO<sub>x</sub>-N. De observerade förbrukningarna av löst organiskt material är således lägre än vad som rapporteras i litteraturen och är på gränsen till vad som teoretiskt behövs för denitrifikationsprocessen. Det betyder att även partikelbunden COD delvis hydrolyserades och användes i processen. Hydrolysen av partikelbunden bionedbrytbar COD i fördenitrifikationen vid behandling av förfällt och försedimenterat vatten beräknades grovt till 17 %, vilket är något lägre än de 25 % som anges i Johannessen et al. (2020).



**Figur 6.21**

Reduktion av nitrat-kvävekvivalenter ( $\text{NO}_3\text{-N} + 0,35\text{-O}_2$ ) i fördenitrifikation som funktion av inkommande halt av löst bionedbrytbar COD.

Det kan även ses från Figur 6.21 att vid samma inkommande halt CODfilt.bio var reduktionen under period 3 högre. Detta beror troligen på delvis högre vattentemperaturer under perioden och delvis på högre halter av partikelbundet COD. Hydrolys av partikelbundet COD i fördenitrifikationen vid behandling av mekaniskt renat vatten beräknades dock till endast ca 8 % av inkommande mängd, vilket är mycket lägre än de 25 % som anges i Johannessen et al. (2020).

### Denitrifikationshastighet

Förutom inverkan av inkommande COD-halter var inga andra faktorer korrelerade med fördenitrifikationsgraden. Ingen påverkan av temperaturen noterades från resultat av den kontinuerliga reningen. Lägre reduktionsgrader noterades vid höga syrehalter i FDN-zonen, dock berodde de höga syrehalterna mest på låga halter av CODfilt.bio, som visades tidigare. Denitrifikationshastigheten i Flex-zonerna var mer stabil under perioden och var lägre än reduktion i FDN (se variation för L2 i Figur 6.19, liknande mönster även i L1). Det är svårt att ge några rekommendationer på maximal eller dimensionerande hastighet i fördenitrifikationen eftersom hastigheten i pilotförsöken var begränsad av tillgång till kolkälla. Dimensionering av fördenitrifikationen bör således göras utifrån mängd lättillgänglig kolkälla. Från aktivitetstester (Figur 6.12) och resultat av kontinuerliga reningen (Figur 6.19) kan en maximal hastighet för den första denitrifikationszonen (FDN) på 0,6 g  $\text{NOx-N}/\text{m}^2\text{,d}$  vid 10 °C och 0,4 g  $\text{NOx-N}/\text{m}^2\text{,d}$  vid 5 °C observeras. För den andra denitrifikationszonen (Flex) uppgår maximala hastigheter enligt aktivitetstester till 0,3 g  $\text{NOx-N}/\text{m}^2\text{,d}$  och 0,2 g  $\text{NOx-N}/\text{m}^2\text{,d}$  vid 10 °C respektive 5 °C, dock var reduktionen i den kontinuerliga reningen ca 50 % lägre än uppmätta aktiviteter på grund av brist på kolkälla i inkommande vatten.

För att sammanfatta diskussioner i detta avsnitt har utspädning av vatten och höga flöden vid kraftig nederbörd och snösmältning en stor inverkan på hastigheten i fördenitrifikationssteget. En direkt påverkan av utspädning av vatten är att denitrifikationshastigheten sjunker vid nitrathalter  $< 3 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$  och halten lättbionedbrytbar COD  $< 10 \text{ mg/l}$  (Rusten et al. 1995b). En kortare uppehållstid i fördenitrifikationsbassängen innebär också att hydrolys av organiskt material begränsas. Än större påverkan på hastigheten har dock indirekta faktorer av höga flöden: förbrukning av lättbionedbrytbart material i ledningsnätet med det syre som kommer in med ovidkommande vatten, kortare uppehållstid i Deox-zonen vilket ger sämre reduktion av syre, och större mängd syre som kommer in med inkommande vatten och nitratreturen på grund av högre flöden och högre halter.

### 6.4.3 Efterdenitrifikation

Som diskuterats i kapitel 4 var reduktionen i efterdenitrifikationssteget begränsad under period 4 när förfällt vatten renades, troligtvis på grund av fosforbrist. I detta kapitel exkluderas därför perioden från utvärderingen och endast perioderna 3, 5 och 6 utvärderas.

---

## Nitritproduktion

Under försöksperioden noterades periodvis förhöjda nitrithalter i det renade vattnet. Nitritproduktion i efterdenitrifikationssteget var som medel något högre i utgående vatten från L2 (1,8 mg NO<sub>2</sub>-N/l) jämfört med L1 (1,2 mg NO<sub>2</sub>-N/l), dock varierade det mellan provtagningsomgångarna och under vissa perioder var ackumulering av nitrit högre i L1. Som högst uppgick nitrithalter till >7 mg NO<sub>2</sub>-N/l i utgående vatten. Nitritackumulering vid anoxiska förhållanden kan ske då efterföljande reduktion av nitrit till kvävgas (via NO och N<sub>2</sub>O) sker långsammare än denitrifikationen (NO<sub>3</sub>-N till NO<sub>2</sub>-N) och denitrifikationsprocessen blir därmed ofullständig. I den traditionella efterdenitrifikationsprocessen är det inte önskvärt att ha en hög nitritackumulering eftersom kolkälla förbrukas för reduktion av nitrat till nitrit utan att utgående totalkvävehalten sjunker.

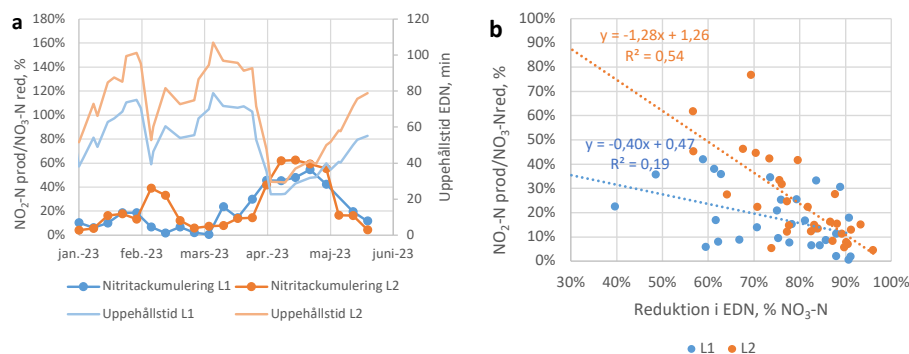
I tidigare studier visades att nitritackumulering som andel av reducerat nitrat är högre vid högre utgående nitrathalter (Le et al. 2019a), och är olika beroende på typ av kolkälla där ackumulering av nitrit är högst vid användning av flyktiga syror (särskilt acetat) och lägst vid användning av metanol (Le et al. 2019b). Det betyder att sammansättningen av extern kolkälla kan vara av betydelse för att åstadkomma en balanserad hastighet i denitrifikationens alla steg som kan utföras av många och olika bakteriegrupper.

I denna studie visade aktivitetstester även att nitritackumulering är högre vid förhöjda syrehalter i denitrifikationssteget (se avsnitt 5.3.2). Från resultat av den kontinuerliga reningen kunde ett svagt samband med inkommande flöde och syrehalter i Deox och EDN noteras där högre flöden ledde till högre syrehalter (Figur 6.23) och i sin tur en högre nitritackumulering. Särskilt tydligt kan den högre nitritackumuleringen observeras under högflödesperioden där 45–62 % av allt omvandlat nitrat reducerades endast till nitrit och inte till kvävgas (Figur 6.22a). Nitritackumulering vid förekomst av syre beror dock på att många av denitrifikationsbakterierna är fakultativt anaeroba, dvs de använder hellre syre som elektronacceptor i sitt energiutbyte än nitrit/nitrat. Det betyder att reduktionen av NO<sub>3</sub>-N till NO<sub>2</sub>-N, eller NO<sub>2</sub>-N till N<sub>2</sub>, avstannar så snart det finns syre men återgår så snart syretillgången är begränsad.

Reduktion av nitrat kan vara låg av flera anledningar, bland annat hög syrehalt, låg inkommande nitrathalt, för låg kolkälldosering och för hög belastning i relation till kapaciteten. Det kunde dock inte hittas något starkt samband med andelen producerat nitrit och temperaturen på vatten, belastningen, inkommande nitrathalt, nitrathalten i denitrifikationssteget, eller halten av löst bionedbrytbar COD i vatten. Även om de enskilda faktorerna som kan påverka balansen i denitrifikationssteget inte kunde korreleras mot nitritackumulering var nitritackumulering högre när reduktion av nitrat i efterdenitrifikationen var låg (Figur 6.22b), vilket tyder på att en kombination av dessa faktorer som leder till låg reduktion är viktigare än de enskilda parametrarna.

Även om nitritackumulering periodvis var hög under pilotförsöken är det oklart om samma hög nitritproduktion kan förväntas även i fullskala. Som visades i Le et al. (2019b) finns det en stark koppling mellan nitritproduktion och vilken typ av kolkälla används. Brenntaplus VP1 valdes endast av den anledningen att den inte är brandfarlig, vilket förenklade byggnation av piloten. I en fullskaleanläggning skulle troligtvis metanol användas, vilket troligtvis skulle ge en lägre nitritackumulering.





**Figur 6.22**

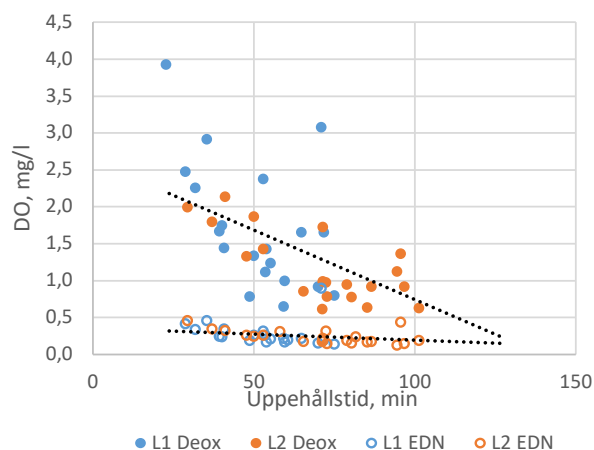
Nitritackumulering i efterdenitrifikationszon: a) utveckling i tid under period 5–6; b) som funktion av reducerat nitrat (period 3, 5 och 6).

Nitritackumulering i efterdenitrifikationssteget kan vara önskvärt om den heterotrofa denitrifikationen kombineras med anammoxprocessen (så kallad partiell denitrifikation-anammox processen, se Holmin 2020).

### Förbrukning av kolkälla

Förbrukning av kolkälla för efterdenitrifikation under pilotförsöket är osäker på grund av osäkerheten avseende innehåll av BOD och COD i den externa kolkällan (se avsnitt 5.5). Förbrukningen beräknades som mängd *doserad* COD per mängd reducerade nitratekvivalenter (g CODdos/gNO<sub>x</sub>-Nred) och som mängd *förbrukad* COD per mängd reducerade nitratekvivalenter (g CODförb/gNO<sub>x</sub>-Nred). När endast nitrat och nitrit inkluderas i beräkning av nitratekvivalenter uppgår medel COD-förbrukning till 5,8 respektive 5,9 g CODförb/gNO<sub>x</sub>-Nred i L1 och L2.

Det är tydligt att COD-förbrukningen var högre när haltreduktionen var lägre. Det beror på att syrehalter i vatten till efterdenitrifikationssteget var högre vid höga flöden och utspätt vatten (Figur 6.23) och en större andel av doserat COD förbrukats för reduktion av syrehalten. Vid höga flöden spåds kolkällan också mer och det krävs högre dosering för att nå en viss COD-halt i vattnet. Vid de högsta flödena under snösmältningsperioden var syrehalten i efterdenitrifikationssteget ca 0,4–0,5 mg/l, medan syrehalterna vid torrvädersflöden vanligtvis var <0,3 mg/l (Figur 6.23). Syresättning i de luftade zonerna styrdes för att få en resthalt av ammonium på 1–3 mg NH<sub>4</sub>-N/l så att det fanns tillräckligt med substrat för syrereduktion i Deox-zonerna. Dock kunde inget samband mellan resthalten av ammonium i det nitrifierade vattnet och syrehalten i Deox-zon observeras för L1. För L2 var korrelationen omvänd – vid höga ammoniumhalter var även syrehalten hög i Deox-zonen. Det beror på att höga ammoniumhalter i L2 inträffade vid stresstesten under högflödesperioden. Vid höga ammoniumhalter hölls även en högre syrehalt i N2, vilket ledde till en högre syretillförsel i Deox-zonen. De höga syrehalterna i Deox-zonen under högflödesperioden förbrukade 22 % och 16 % av all kolkälla som doserats till L1 respektive L2. Under resterande period var förbrukningen av kolkälla för syrereduktion endast 5–6 %. Om nitrat, nitrit, och löst syre inkluderas i beräkning av nitratekvivalenter uppgår medel COD-förbrukning till 5,3 respektive 5,5 g CODförb/gNO<sub>x</sub>-Nred i L1 och L2. COD-förbrukning enligt resultat av aktivitetsförsök var i medel 4,7 g CODförb/gNO<sub>x</sub>-Nred.



**Figur 6.23**

Syrehalter i Deox- och EDN-zoner som funktion av inkommande flöde.

Kolkällan doserades i överskott med målet att ha 10–20 mg/l CODfilt.bio i efterdenitrifikationssteget eftersom det visades tidigare att vid halter <10 mg/l begränsas denitrifikationshastigheten (Rusten et al. 1995b). Halter CODfilt.bio låg vanligtvis inom intervallet 5–30 mg/l. Utgående halter av nitrat- och nitritkväve var något lägre vid höga halter CODfilt.bio, dock var det låg korrelation mellan dessa två parametrar. På grund av överdoseringen var COD-dosen relativt hög, 7,7 respektive 7,3 g CODdos/gNOx-Nred i medel i L1 och L2. Om reduktion av nitrat till nitrit inte tas med i beräkningen kan dosen beräknas till 8,6 respektive 9,0 g CODdos/gNred i L1 och L2. Från ett praktiskt perspektiv är den senare COD-dosen mest viktig eftersom den visar hur många g COD som förbrukades i pilotförsöken för att reducera utgående kväve med 1 g. Under höglödesperioden var den kvoten ännu högre på grund av utspätt syrerikt vatten, ca 14,4 g CODdos/gNred.

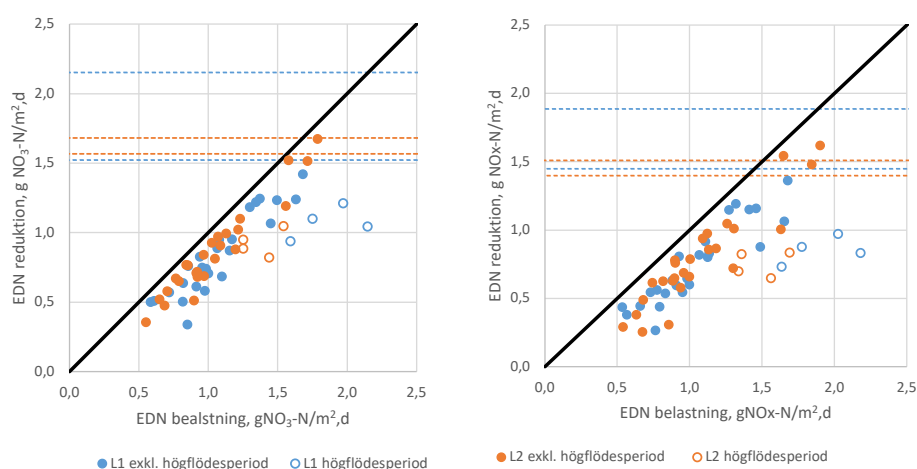
Kolkällaförbrukning för efterdenitrifikation som redovisas i detta kapitel är väsentligt högre i medel än vad som redovisas i litteraturen. Enligt Henze et al. (1997) kan det förväntas kolkällaförbrukning motsvarande 3,4–5,1 g CODdos/gNred i efterdenitrifikationssteget av aktivslamprocessen. Johannessen et al. (2020) anger kolkällaförbrukning av 4,5 g CODdos/gNOx-Nred i efterdenitrifikationssteget av MBBR-processen. Den beräknade kolkällaförbrukningen i pilotförsöken var således ca 65 % högre i medel än vad som anges i litteraturen, vilket beror på det utspädda vattnet, inte optimal styrning, och vissa osäkerheter avseende COD-halten och bionedbrytbarheten av Brenntapulus VP1, den kolkälla som användes i projektet. Brenntapulus VP1 användes också som kolkälla i efterdenitrifikationssteget i en MBR-pilot med ca 90 % högre förbrukning per reducerad kg nitratkväve jämfört med natriumacetat (Westling et al. 2016). I satsvisa denitrifikationsförsök med aktivslam var dock COD-förbrukningen med Brenntapulus VP1 endast ca 7% högre jämfört med etanol (Tejde 2022).

Som sammanfattning visar resultaten att vid höglödesperioden skapas förutsättningar för väldigt resurskrävande reduktion av kväve med efterdenitrifikationen: flöden är höga vilket leder till låg reduktion av syre i Deox-steget, vilket i sin tur bidrar till en högre nitritackumulering; vid höga flöden krävs högre dosering för att kunna hålla en rekommenderad resthalt av CODfilt.bio i efterdenitrifikationssteget.

### Denitrifikationshastighet

Belastning på efterdenitrifikationssteget var vanligtvis lägre än kapaciteten och med tillräcklig dosering av kolkälla kunde utgående nitrathalter reduceras till låga nivåer. Av den anledningen kan inget samband mellan vattnets temperatur och reduktion av kväve observeras under försöksperioden. Om alla belastningar och reduktioner i båda linjerna normaliseras till en vattentemperatur på 10 °C ligger de flesta punkter, förutom de som avser provtagningar under höglödesperioden, nära den diagonala linjen som motsvarar fullständig reduktion (Figur 6.24). Det bekräftar att denitrifikationskapaciteten inte var

en begränsande faktor för kvävereduktion i efterdenitrifikationssteget. Punkter som avser högflödesperioden avviker från den generella trenden på grund av (1) en högre syrehalt i efterdenitrifikationssteget, och (2) mer utspätt vatten som kräver reduktion till en lägre utgående halt för att bibehålla samma reduktionsgrad. Kapaciteten enligt aktivitetstester ligger på 1,5–2,0 g N/m<sup>2</sup>,d både som reduktion av nitrat och nitratekvivalenter. Notera att spridning av aktiviteter är högre i L1, som dock bygger endast på resultat av 3 tester. Högre aktiviteter i L1 i vissa tester kan också förklaras av att linjen belastades högre än L2 och vid högre belastning kan även högre aktivitet förväntas (till viss gräns). Att ansätta en dimensionerande hastighet till 1,5 g NO<sub>x</sub>-N/m<sup>2</sup>,d vid 10 °C och korrigera till en dimensionerande vattentemperatur med  $\theta=1,07$  ger således en bra säkerhetsmarginal enligt resultat av denna studie. Det är samma hastighet och  $\theta$  som rekommenderas av den norska dimensioneringsmanualen vid användning av etanol som kolkälla (Johannessen et al. 2020). Förmodligen kunde även högre reduktionshastigheter uppnås i efterdenitrifikationen vid högre belastning och högre resthalt nitrat i denitrifikationssteget.



**Figur 6.24**

Belastning och reduktion av nitrat och nitratekvivalenter under perioderna 5–6. Alla värden är omräknade till temperatur på 10 °C ( $\theta=1,053$  för nitratreduktion och 1,071 för reduktion av nitratekvivalenter enligt slutsatser av aktivitetsrester med olika temperaturer beskrivna i kapitel 6.3). Fyllda områden visar 90 percentil av alla aktivitetstester som genomfördes under perioderna (3 st i L1 och 9 st i L2) omräknade till 10 °C.

För att sammanfatta diskussioner i detta avsnitt begränsas denitrifikationsgraden och -hastigheten vid utspädning av vatten och höga flöden. Samma som för fördenitrifikation sjunker efterdenitrifikationshastigheten vid nitrathalter <3 mg NO<sub>3</sub>-N/l och halten lättbionedbrytbar COD <10 mg/l (Rusten et al. 1995b), vilket innebär att man måste dosera mer kolkälla för att ha samma COD-halt vid höga flöden och att denitrifikationsgraden begränsas. En indirekt påverkan på denitrifikationshastigheten och reduktionsgraden är att uppehållstiden i Deox-zon är kort, vilket ger höga syrehalter in till efterdenitrifikationssteget. Det resulterar i att mer syre i förhållande till nitrat kommer in till efterdenitrifikationssteget, vilket ger högre kolkällaförbrukning och högre nitritproduktion.

---

# 7 Diskussion

## 7.1 Dimensionering av kväverening med MBBR vid olika reningskrav

### 7.1.1 Dimensionerande hastigheter

Det mest detaljerade underlaget för dimensionering av reningsanläggningar med MBBR-processen finns i den norska dimensioneringsmanualen (Johannessen et al. 2020), där för jämförs resultat av föreliggande studie med dessa dimensioneringsgrunder. Som visades i tidigare kapitel stämmer resultaten från den föreliggande studien väl överens med den norska dimensioneringsmanualen. Nitrifikationshastigheten i den sista luftade zonen enligt föreliggande studie ( $0,65 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2\text{,d}$  vid en syrehalt av  $5 \text{ mg/l}$ , en temperatur av  $10^\circ\text{C}$ , och temperaturkompensering med  $\theta=1,08$ ) är i princip samma som i den norska dimensioneringsmanualen för försedimenterat vatten ( $0,65 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2\text{,d}$  vid samma syrehalt och temperatur; temperaturkompensering med  $\theta=1,09$ ).

De högsta nitrifikationshastigheterna, normaliserade till en syrehalt av  $5 \text{ mg/l}$  och en temperatur av  $10^\circ\text{C}$ , vid behandling av mekaniskt renat respektive förfällt vatten var  $0,5 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2\text{,d}$  (3 provtagningstillfällen) respektive  $0,8 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2\text{,d}$  (1 provtagningstillfälle, annars  $0,55 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2\text{,d}$ ). Ammoniumhalten vid dessa provtagningar var  $<1 \text{ mg/l}$ , vilket innebär att hastigheterna var ammoniumbegränsade och även högre hastigheter borde kunna uppnås vid en högre belastning.

De ovan angivna kapaciteterna gäller för zoner som behandlar vatten med låga BOD-halter. Den zon som används för BOD-reduktion innan nitrifikationssteget rekommenderas i den norska manualen att dimensioneras till en BOD-belastning av  $<5 \text{ BOD}_5/\text{m}^2\text{,d}$ . För vatten med så lite löst BOD som användes i denna studie kunde den första luftade zonen bidra förutom till BOD-reduktion även till nitrifikationen. Vid de generellt låga syrehalter som användes i N1 (ca  $2 \text{ mg/l}$  under det mesta av försöksperioden) var nitrifikationshastigheten ca  $0,1 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2\text{,d}$  vid temperaturer  $6\text{--}10^\circ\text{C}$ . Vid en syrehalt samma som i den sista luftade zonen ( $5 \text{ mg/l}$ ) kan dubbelt så höga hastigheter förväntas.

Möjligheten att använda höga syrehalter ( $>5 \text{ mg/l}$ ) för att öka nitrifikationshastigheten studerades inte i detalj i denna studie under kontrollerade former. Dock, när luftningsintensiteten var för hög i period 2 av försöken skedde huvuddelen av nitrifikationen i den första tredjedelen av luftade volymen som även reducerade BOD. Påverkan av syrehalten på nitrifikationshastigheten är väl studerad och en proportionerlig ökning av hastigheten med ökad syrehalt kan förväntas, exempelvis ger dubbling av syrehalten från  $5 \text{ mg/l}$  till  $10 \text{ mg/l}$  dubbling av hastigheten (Rusten et al. 2000). Även om rening med kontinuerligt höga syrehalter kan användas i en pilotstudie (Rusten et al. 1995) är det inte ekonomiskt försvarbart att hålla syrehalter på  $8\text{--}10 \text{ mg/l}$  under en längre period i fullskala. En teoretisk beräkning enligt dimensioneringsgrunder i Metcalf & Eddy: Wastewater Engineering (2003) visar att syreöverföring vid en syrehalt av  $8 \text{ mg/l}$  och en temperatur av  $10^\circ\text{C}$  kräver ca 95 % högre luftflöde (och energianvändning) jämfört med en syrehalt av  $5 \text{ mg/l}$ . Syresättning av kallare vatten kan göras mer effektivt, dock krävs det ändå ca 50 % högre luftflöde vid en temperatur  $5^\circ\text{C}$  och en syrehalt av  $8 \text{ mg/l}$  jämfört med syresättning till  $5 \text{ mg/l}$  vid  $10^\circ\text{C}$ . Höga syrehalter kan inte användas kontinuerligt på grund av hög energianvändning. Det rekommenderas ändå att överväga att dimensionera luftningssystemet till något högre luftflöden och använda högre syrehalter under kortvariga perioder med hög belastning.

Den dimensionerande hastigheten för efterdenitrifikationen anges i den norska dimensioneringsmanualen till  $1,5 \text{ g NOx-N/m}^2\text{,d}$  vid  $10^\circ\text{C}$  och temperaturfaktorn  $\theta=1,07$  vid användning av metanol som kolkälla. Detta är samma hastighet och temperaturfaktor som observerats i föreliggande studie för Brenntapplus VP1. Det har dock visats

---

att en lägre temperaturkoefficient,  $\theta=1,053$ , kan användas så länge nitritproduktionen förväntas vara låg. Nitritproduktionen kan förväntas vara högre vid högflödesperioder när syrehalten inte hinner reduceras i Deox-steget. Denna observation från pilotförsöket och kompletterande labbstudier behöver dock bekräftas även för andra kolkällor eftersom nitritackumulering enligt litteraturen är väldigt beroende av typen av kolkälla som används.

Enligt den norska dimensioneringsmanualen ska fördenitrifikationen dimensioneras till en reduktionshastighet av  $\leq 0,5 \text{ g NOx-N/m}^2\text{,d}$  vid  $10^\circ\text{C}$  så länge  $\text{BOD}_5/\text{NOx-N}$  kvoten är högre än 4. Manualen rekommenderar att beräkna tillgänglig BOD för fördenitrifikation vid behandling av försedimenterat vatten som summan av löst BOD (ca 25 % av total BOD i inkommande vatten) och den andel av BOD som hydrolyseras i processen (ca 25 % av partikelbundet BOD). Detta betyder att 44 % av inkommande BOD borde kunna användas för fördenitrifikationen.

Som diskuterades tidigare i avsnitt 6.4.2 hade det vatten som behandlades i pilotförsöken väldigt lite löst bionedbrytbar BOD. Därför är det svårt att jämföra resultat av försöken med de norska dimensioneringsgrunderna och överföra slutsatser av denna studie på andra vatten med annan fördelning av inkommande COD. Hydrolys av partikelbundet organiskt material visades vara lägre än vad som anges i litteraturen, speciellt vid behandling av mekaniskt renat vatten. Denitrifikationshastigheter enligt aktivitetstester korrigerade till temperatur av  $10^\circ\text{C}$  låg i medel på  $0,63 \text{ g NOx-N/m}^2\text{,d}$ , vilket är högre än enligt den norska dimensioneringsmanualen. Dock begränsades reduktionen av tillgång till lättnedbrytbart organiskt material, och reduktionen i den kontinuerliga reningen var sällan högre än  $0,4 \text{ g NOx-N/m}^2\text{,d}$  i den första anoxiska zonen. Det är således rimligt att utgå från den av norska dimensioneringen föreslagna reduktionshastigheten, men det rekommenderas att anta en lägre grad av hydrolys av partikelbundna organiska ämnen eller att studera för det specifika vattnet vilken hydrolysggrad som kan förväntas (se avsnitt 7.2).

Det är viktigt att poängtera att de flesta hastigheterna som redovisas i denna rapport bygger på stickprover från olika zoner och är de faktiska hastigheterna som uppnått vid förhållanden som rådde vid respektive provtagning. Inkommande belastning varierar under dygnet. Vid relativt höga begränsningsvärden ( $>8 \text{ mgTot-N/l}$ ) kan kvävereduktion jämnas ut under dygnet med högre utgående halter vid belastningstoppar och lägre halter under övriga perioder. Vid låga begränsningsvärden är det svårare att jämma ut kvävehalter eftersom reduktionshastigheterna sjunker vid lägre substrathalter. För dessa krav är det lämpligt att använda en säkerhetsfaktor för reduktionshastigheter alternativt dimensionera volymer med hjälp av dynamisk modellering som tar hänsyn till belastningsvariation under dygnet.

## **7.1.2 Processutformning och drift**

### **Förbehandling innan biosteget**

I denna studie testades rening i en anläggning med för- och efterdenitrifikation bestående av sex zoner. En av zonerna (Flex) styrdes dynamiskt under andra halvan av försöksperioden till att vara oluftad/luftad beroende på utgående ammoniumhalt. Även om inkommande vatten förbehandlades på olika sätt under pilotförsöken (mekanisk rening, förfällning, försedimentering) berodde inte typ av förbehandling på vattnets sammansättning, temperatur och flöde under olika årstider. Vid behandling av mekaniskt renat vatten var reduktion av kväve utan extern kolkälla något bättre än i övriga perioder, främst på grund av en högre kväveassimilering. Även om det går att behandla mekaniskt renat vatten i en MBBR-anläggning och uppnå långtgående kvävereduktion är det inget som kan rekommenderas av projektgruppen för större avloppsvattenanläggningar eftersom det begränsar möjligheten att producera biogas.

Generellt är det väl känt att mer organiskt material kan avskiljas från inkommande

---

avloppsvatten med förfällning jämfört med endast försedimentering. Det har tidigare visats att vid behandling av förfällt vatten kan nitrifikationshastigheten i en MBBR-anläggning vara något högre som ett resultat av en lägre halt av organiskt suspenderat material i luftade stegen (Rusten et al. 1995). Det finns således potential för rening av förfällt vatten under perioder när mer kapacitet behövs i biosteget och när fördenitrifikation redan är låg på grund av höga flöden, låga temperaturen, höga syrehalter och lågt innehåll av lättnedbrytbart löst organiskt material i inkommande vatten. Under dessa perioder kan man även överväga att använda endast efterdenitrifikation och utöka luftade volymer genom luftning av de första zonerna i processen.

I försök genomförda i föreliggande studie var dock reduktion av organiskt material liknande vid förfällning och försedimentering. Dessutom var syrehalterna lägre i det försedimenterade vattnet, vilket dock kunde bero på periodvis längre uppehållstid i försedimenteringsbassängen. Nyttan med omställning till rening av förfällt vatten under höglödesperioder är därför begränsad för Fillan ARV och andra reningsverk med liknande förutsättningar. Den teoretiska vinsten med en högre kapacitet och möjligtvis bättre utnyttjande av den höga inkommande syrehalten måste ställas i proportion till en ökad komplexitet för driften, övervakning och prediktering av högbelastningsperioder, uppföljning av fosforhalter och eventuell dosering av alkalinitetskälla till processen.

### **Utökning av luftade volymer vid låga temperaturer**

Fördenitrifikation var särskilt begränsad under höglödesperioden på grund av lågt innehåll av löst organiskt material, höga syrehalter och korta uppehållstider i de första zonerna. Dessutom observerades en högre nitritproduktion i efterdenitrifikationssteget under höglödesperioden som ett resultat av förhöjda syrehalter. Det kan vara motiverat att stänga av nitratreturen under höglödesperioden för att minska den hydrauliska belastningen i anläggningen, öka nedbrytning av organiskt material med de höga syrehalterna i inkommande vatten, samt förlänga uppehållstiden i deox-steget.

För vatten med lågt innehåll av kolkälla skulle nitrifikationssteget kunnat dimensioneras för en högre vattentemperatur och succesivt börja lufta fler zoner när temperaturen sjunker, det vill säga nitrifikationssteget skulle utökas vid låga temperaturer på bekostnad av minskad fördenitrifikation. För att översätta till benämning av zoner i piloten kunde anläggningen dimensioneras för polerande avskiljning av BOD i zon N1 och fullständig nitrifikation i N2 vid 10 °C. I så fall skulle zonerna FDN och Flex var oluftade under ca 6 månader per år. När vattentemperaturen sjunker till under 10 °C skulle luftning i Flex-zonen behövas, vilket skulle innebära att nitrifikationsvolymen utökas med 50 % (N1+N2), vilket är tillräckligt för fullständig nitrifikation vid 5 °C. Fördenitrifikationen skulle minska under denna period, dock inte väsentligt eftersom det mesta av fördenitrifikationen ändå sker i den första oluftade zonen (FDN). Under höglödesperioden (ca 1 månad per år) skulle även den första zonen vara aerob på grund av det syre som kommer in med inkommande vatten, eventuellt med extern luftning om zonen utrustas med ett luftningssystem.

### **Styrning av luftning**

Styrning av luftning i Flex-zonen och justering av syrenivåer i de olika luftade zonerna utifrån ammoniumhalten i slutet av nitrifikationssteget fungerade bra för att styra kapaciteten för BOD- och ammoniumreduktion. I en fullskalanläggning bör dock en förfinad strategi med en mer dämpad styrning implementeras för att undvika frekventa start/stopp av luftning i Flex-zonen. Dessutom bör det övervägas att ha mer lika syrehalter i alla luftade zoner, eventuellt med minskning mot slutet av processen. Mer forskning och utprovning behövs dock för att se hur energianvändning och lustgasproduktion beror på luftningsintensiteten i olika zoner. Möjligheten av att temporärt höja syrehalter över 5 mg/l för att öka nitrifikationskapaciteten, som diskuterats i avsnitt 7.1.1, bör övervägas vid dimensionering av luftningssystemet.

---

### Utformning för olika reningskrav

Uppdelning av processsteg på flera separerade zoner är viktigare i en MBBR-anläggning jämfört med aktivslamprocessen eftersom kulturen av bakterier på bärare är olika i olika zoner och att högre processhastigheter kan förväntas vid högre substrathalter. Vid konstruktion av pilotanläggningen gjordes av kostnadsskäl vissa kompromisser avseende fördelning på olika zoner vilket resulterade i att det mesta av nitrifikationen skedde i den största zonen (N<sub>2</sub>). Vid styrning mot en relativt hög resthalt av ammonium på 2–3 mg/l kunde en hög nitrifikationshastighet hållas i zonen. Hastigheten minskade dock vid minskning av ammoniumhalten. Vid väldigt hårda reningskrav kan det vara fördelaktigt att dela upp den delen av processen som alltid luftas på tre zoner (inte på två som i pilotanläggningen). I den första zonen kan resterande BOD som inte förbrukats i fördenitrifikationen reduceras och en viss nitrifikation påbörjas under den varma perioden. I den andra zonen kan höga nitrifikationshastigheter hållas vid höga syrehalter. I den tredje zonen kan polerande avskiljning av ammonium ske vid lägre syrehalter. Syrereduktion i deox-zonen kan då vara mer effektiv, vilket förbättrar förutsättningarna för effektivt utnyttjande av den interna kolkällan i fördenitrifikationen och externa kolkällan i efterdenitrifikationen.

Vid den vattensammansättning, flöden och temperaturvariationer som observerats för Fillan ARV under försöksperioden kunde oorganiskt kväve reduceras till ca 14 mg/l på årsbasis. En stor del av försöksperioden renades dock mekaniskt renat vatten, vilket gav större kvävereduktion på grund av större assimilering av kväve. Om det antas att det tillkommer organiskt bundet kväve med ca 1,5 mg/l och med hänsyn till att det krävs lite säkerhetsmarginal till utsläppskravet är det osannolikt att det med säkerhet går att uppfylla utsläppskrav avseende totalkväve på 15 mg/l som medel under året utan tillsats av extern kolkälla. Med en liten dosering av extern kolkälla i fördenitrifikationssteget skulle dock ett sådant krav kunna uppfyllas. Vid ett hårdare krav måste andelen lättillgängligt organiskt material i inkommande vatten ökas, exempelvis genom den process som studerats i projektet *ICU-Förbehandling* (Bengtsson et al. 2023), och/eller en extern kolkälla doseras till ett separat efterdenitrifikationssteg. I föreliggande studie doserades kolkällan proportionerligt mot nitrathalten i slutet av det luftade steget. Även om styrningen resulterade i en tillräckligt låg medelhalt av nitrat i utgående vatten rekommenderas att kolkällan doseras mot nitratmätning i utgående vatten, speciellt vid hårda reningskrav. Om nitratkväve ska reduceras till konstant låga nitrathalter <3 mg NO<sub>3</sub>-N/l rekommenderas för större anläggningar att dela efterdenitrifikationen på två zoner där nitrat reduceras till 3–4 mg/l i den första zonen och polerande reduktion av nitrat sker i den andra. Vid hårda reningskrav rekommenderas även att dimensionera efterdenitrifikationen för att kunna reducera allt nitrat som bildas i nitrifikationssteget för att inte vara beroende av fördenitrifikationen under högflödesperioden. Processen bör avslutas med ett litet efterluftningssteg för reduktion av överskott av kolkälla.

## 7.2 Praktiska förslag för planering och projektering av rening av kväve med MBBR

### Insamling av dimensioneringsunderlag

Optimal utformning och rätt dimensionering av en avloppsreningsanläggning är beroende av ett detaljerat dimensioneringsunderlag som behöver börja samlas in flera år innan förprojektering påbörjas. Det rekommenderas att följande parametrar mäts eller analyseras om det kan bli relevant med ombyggnad av ett reningsverk som endast har rening från BOD och fosfor till kväverening med MBBR-processen (eller andra processlösningar).

---

## Mätning och loggning

- Inkommande flöde, tim-medel och dygnsmedel.
- Vattentemperatur inkommande till biosteget, dygnsmedel. Det rekommenderas att använda sig av separata temperaturgivare (exempelvis PT100- eller PT1000-givare), då dessa har bättre linjäritet och stabilitet än de givare som är inbyggda i en sensor (syrehalt, susphalt, pH). Alternativt kan mätning i biosteget eller ut från biosteget användas.
- Syrehalt i inkommande vatten till biosteget, manuell mätning med en portabel mätare ca varannan vecka, både vid torrsvattenflöde och vid högre inflöde i samband med regn och snösmältning. Vid höga syrehalter bör mätningen även kompletteras med mätning i fler punkter i den mekaniska reningen.

## Provtagning och analyser

- Inkommande vatten efter mekanisk rening, analyseras avseende på BOD<sub>7</sub>, COD, Tot-N, NH<sub>4</sub>-N samt suspenderat material.
- Vatten efter försedimentering, analyseras avseende på BOD<sub>7</sub>, COD, Tot-N, och suspenderat material i ofiltrerade prover samt BOD<sub>7</sub>, COD, och alkalinitet i filtrerade prover. Om förfällning används på reningsverket kan kompletterande försök med sedimentering i labbskala användas för att uppskatta reduktion av BOD, COD och kväve vid sedimentering utan förfällning.
- Utgående vatten från biosteget (efter avskiljning av bioslam), analyseras avseende BOD<sub>7</sub>, COD, Tot-N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, och NO<sub>3</sub>-N i filtrerade prover.
- Prover i alla punkter bör tas under samma tidsperiod som flödesproportionerlig dygnsprovtagning, minst en provtagning varannan vecka. Det är lämpligt att kombinera med ordinarie provtagning enligt kontrollprogram. Eventuell filtrering bör helst göras direkt efter provtagning.

Förutom ovan standardanalyser rekommenderas även att följa rekommendationer på analyser och specialtester som utvecklas i ett pågående av SVU delfinansierat projekt *Karakterisering av kommunalt avloppsvatten*. Det projektet ämnar ge underlag för kalibrering av modeller eller digitala tvillingar men ger även ett mycket bra underlag inför dimensionering.

## Minskning av syresättning av inkommande vatten

Efter att det upptäcktes konstant höga syrehalter i inkommande vatten till piloten under inledande delen av försöksperioden följdes syrehalten över mekaniska reningen upp under flera omgångar, både på Fillan ARV och på Uddebo ARV (Luleå). Syrehalten i inkommande pumpsumpen på Fillan ARV var redan hög (>7 mg/l) vid ett flertal tillfällen. Även när den inkommande syrehalten var låg i inkommande vatten skedde syresättning i olika steg i processen, som snäckpumpar, silar, luftade kanaler och överfall. Exempelvis kunde ökning av syrehalten ses från 2,1 mg/l i inkommande pumpsumpen på Fillan ARV till 8,2 mg/l efter snäckpumpning och renssilar. På Uddebo ARV uppmättes en ökning från 0,3 mg/l i inloppet till 2,3 mg/l efter renssilar i en luftad kanal och sedan ytterligare en ökning från 0,7 mg/l i utloppet av försedimenteringsbassängen till 4,8 mg/l efter 30 cm fall i en gemensam kanal. I dessa två exempel har inkommande vatten syresatts med 6 mg/l, vilket kommer förbruka lättnedbrytbart organiskt material som annars kunde reducera ca 2 mg/l kväve i fördenitrifikationssteget. Det är således ytterst viktigt att vid projektering av mekaniska reningen undvika onödig syresättning av vatten i mekanisk utrustning, vid överfall och luftning i de fall processen ämnas designas med en fördenitrifikation.



---

## Mätinstrument

Många driftstörningar som förekom under pilotdriften berodde på felaktig mätning av syre, ammonium och nitrat i vatten samt luftflöde till processen. Syremätare utrustades inte med luftspolning när piloten byggdes för att inte störa syremätning i de små reaktorvolymerna. Trots låg slamhalt sattes mätarna dock igen väldigt snabbt. Därför bör luftspolning installeras på alla mätare i processen. Vid diskussion med flera personer på Hach förekom olika uppgifter huruvida jonselektiva ammonium- och nitratmätare kan placeras direkt i MBBR-zoner och om mät huvudet på sikt kan påverkas/skadas av bärare. För att minska risken placerades mätarna först i små zoner/kanaler utan bärare mellan N<sub>2</sub> och Deox-zoner. Mätningen blev dock väldigt ostabil på grund av låg turbulens i zonerna, även när luftspolning av mätare hade implementerats. Leverantören hade ingen specialdesignad skyddsanordning för mät huvudet som passar för MBBR. Mätarna skyddades med ett grovt plastnät, vilket dock försvårade rengöring och kontroll av mätarna. För installation i en fullskaleanläggning rekommenderas att ta en tidig dialog med olika leverantörer, installera mätarna i själva MBBR, och skydda mät huvuden med en eventuell standardskyddsanordning eller en specialbyggd nätkorg.

## 7.3 Tillämpbarhet för andra reningsverk i Norrland

Det nämndes flera gånger i rapporten att vissa resultat eller slutsatser gäller för det specifika vattnet eller för reningsverk som har samma vattensammansättning, temperatur- och flödesmönster som på Fillan ARV. Vilka resultat kan då tillämpas på andra reningsverk i Norrland och på vilket sätt? Enligt projektgruppen kan resultat från nitrifikationssteget och efterdenitrifikationssteget användas för alla andra reningsverk, dock med temperaturkompensering av hastigheter enligt de temperaturkoefficienter som tagits fram i studien. Nitritackumulering i efterdenitrifikationssteget kan dock vara mindre problematiskt för reningsverk med mer koncentrerat vatten eftersom med samma belastning blir uppehållstiden i Deox-zon och efterdenitrifikation längre. Även den faktiska kolkälförbrukningen förväntas vara lägre för mer koncentrerat vatten eftersom mindre syre i förhållande till nitrat ska behöva reduceras.

Resultat av fördenitrifikationssteget i denna studie bör dock användas med stor försiktighet för avloppsvatten från andra reningsverk. Vid liknande andel av COD<sub>filt.bio</sub>/COD i inkommande vatten, liknande kvoter BOD<sub>5</sub>/Tot-N och liknande syrehalter i inkommande vatten kan reduktionshastigheter och reduktionsgrad av kväve med den interna kolkällan användas även för avloppsvatten från andra reningsverk. För andra reningsverk kan man utgå från halten COD<sub>filt.bio</sub> och ett pessimistisk antagande om hydrolys av 15 % av inkommande partikelbundet COD eller BOD med kompensering för inkommande syrehalt för beräkning av andelen kväve som kan reduceras i fördenitrifikationen.

## 7.4 Uppslag till vidare studier

Inom projektet uppkom flera intressanta frågor som är värda att titta närmare på i framtida projekt, bland annat:

- Hur påverkar andelen tillskottsvatten syrehalter i inkommande vatten och innehåll av löst bionedbrytbart organiskt material?
- Hur påverkas hydrolys av svårnedbrytbart organiskt material av vattnets temperatur – både i ledningsnätet och i fördenitrifikationssteget? Finns det skillnader i hydrolysgrad mellan MBBR och aktivslam?
- Kan hydrolys av primärslam användas för kvävereduktion vid låga vattentemperaturer? Hur ska hydrolysteget utformas för att ge bästa balansen mellan biogasproduktion, kvävereduktion och ekonomin?

- 
- Vid vilka förutsättningar kan uppvärmning av vatten för intensifierad kväverening vara motiverat? Kan överskottsvärme från nya industrier som etablerar sig i Norrland användas (batteritillverkning, vätgasproduktion)? Kan samma utrustning användas för att värma vattnet under mars-maj och plocka värme från utgående vatten med värmepumpar resten av året?
  - Beroendet av nitritproduktion i efterdenitrifikationssteget av typ av kolkälla. Kommer samma problem med nitritackumulering uppstå vid användning av metanol? Uppstår det även högre utsläpp av lustgas vid nitritackumulering? Kan nitritackumulering intensifieras i stället och användas i kombination med anammoxprocessen?

Vissa av dessa frågeställningar kommer studeras vidare i ett nystartat projekt *Resurseffektiv rening av avloppsvatten från näringsämnen i kall klimat* som finansieras till stor del av Formas inom det nationella forskningsprogrammet för Hav och vatten (Dnr 2023-01984), även benämnt Kall-PN.

---

## 8 Slutsatser

De teoretiska utredningar och praktiska försök som genomfördes inom projektet visar tydligt att även kommunalt avloppsvatten i Norrland, med dess låga temperatur och periodvis höga flöde i samband med snösmältning effektivt kan renas från kväve med MBBR-tekniken. En kunskapssammanställning över praktiska erfarenheter och genomförd forskning inom området visar att det finns flera fullskaleanläggningar i Norge som behandlar kallt utspätt avloppsvatten sedan de uppgraderades under 1990-talet och som håller stabil kväverening även vid vattentemperaturer under 5 °C.

Tidigare utredningar visade på potential för uppvärmning av avloppsvatten med låggradig värme, bland annat returvärme i fjärrvärmenät. Även om det finns potential för den typen av processintensifieringar på vissa platser visades att detta inte är ett ekonomiskt motiverat alternativ för Sundsvall. Det beror mest på att för den moderna värmeinfrastrukturen i Sundsvall blir vinsterna av uttag av låggradig värme från fjärrvärmenätet tämligen små och värme behöver då köpas in för ett marknadsstyrt pris om det ska användas för uppvärmning av avloppsvatten.

Pilotförsök genomfördes på Fillan ARV, som är ett reningsverk med en av de sämre förutsättningarna för kväverening i Norrland: avloppsvattnet är väldigt utspätt, det förekommer stora flödesvariationer vid kraftiga skyfall och snösmältning, vattentemperaturerna sjunker periodvis till under 5 °C, syrehalten i inkommande avloppsvatten är hög och det finns lite löst lättnedbrytbar organiskt material i vattnet. Även vid dessa förutsättningar kunde fullständig nitrifikation upprätthållas under hela året, förutom under perioder med driftstörningar, kortvariga perioder med kraftigt ökad belastning, och en period där ökad belastning testats. Det är just nitrifikationssteget som i litteraturen beskrivs som mest temperaturkänsligt och det förekommer även skrivningar att nitrifikationen är omöjligt att uppnå under vissa temperaturer (exempelvis < 10 °C). Projektet motsäger dessa påståenden och vid rätt dimensionering är det fullt möjligt att uppnå fullständig nitrifikation vid vattentemperatur på 5 °C. Temperaturkoefficienten av nitrifikationsprocessen enligt aktivitetstester beräknades till 1,08, det vill säga att ökning av vattentemperaturer med 1 °C ger 8 % högre nitrifikationshastighet. Det temperaturberoendet kunde också bekräftas genom jämförelse av resultaten i de två pilotlinjerna som kördes vid olika temperaturer.

Temperaturberoendet av denitrifikationsprocessen var något lägre än för nitrifikationsprocessen enligt resultat av aktivitetstester, dock var det mest andra utmaningar och inte temperaturen som påverkade nitratreduktionen. Fördenitrifikationssteget var starkt begränsat av tillgång till lättnedbrytbar kolkälla och höga syrehalter i det inkommande vattnet, särskilt under högflödesperioden. När försedimenterat vatten renades i pilotanläggningen kunde endast cirka 40 % av inkommande kväve reduceras med det organiska material som fanns i inkommande vatten, där cirka 1/3 av kvävereduktionen berodde på assimilering av kväve och resten på fördenitrifikation. Det skulle vara svårt att klara även ett begränsningsvärde för totalkväve på 15 mg/l för det specifika vattnet med endast den interna kolkällan, trots de relativt låga inkommande halterna.

Vid användning av extern kolkälla kunde halter av oorganiskt kväve reduceras till <4 mg/l, vilket visar att även ett begränsningsvärde avseende totalkväve på 6 mg/l skulle kunna klaras på årsbasis. Detta skulle dock kräva en hög dosering av extern kolkälla och leda till en hög reningskostnad per kg kväve. Vid behandling av försedimenterat vatten förbrukades ca 9 g COD för varje g reducerat oorganiskt kväve, vilket är en hög förbrukning jämfört med vad som kan förväntas vid traditionell dimensionering av en efterdenitrifikationsprocess oavsett processlösningen. Den höga förbrukningen berodde främst på närvaro av syre, vilket ledde till att relativt mycket kolkälla förbrukades aerobt, reduktion av nitrat endast till nitrit samt för att hålla viss minimal halt av löst COD i det

---

utspädda vattnet. Kolkällans doseringsalgoritm var inte optimal vilket också påverkade förbrukningen. Nitritackumulering i efterdenitrifikationssteget var ett återkommande problem under driften och som högst uppgick till 60 % av reducerat nitrat under snösmältningsperioden. Nitritackumulering var högst när den procentuella nitratreduktionen var låg och kunde korreleras med höga flöden och höga syrehalter i vatten in till efterdenitrifikationssteget.

De maximala hastigheterna som observerades i pilotförsöken under olika temperaturer stämmer väl överens med de dimensioneringsgrunder som finns sedan tidigare. Pilotförsöken demonstrerade dock vikten av en bra karakterisering av vatten och risken med att endast utgå från nyckeltal i dimensioneringsgrunder, som andel löst bionedbrytbart organiskt material eller hydrolysgrad av partikelbundet organiskt material, för beräkning av de parametrar som påverkar driftkostnaden. För reningsverk med en hög andel av ovidkommande vatten rekommenderas därför att dimensionera efterdenitrifikationssteget för en högre belastning, så att kvävehalten kan sänkas till målvärdet även om ingen fördenitrifikation sker, speciellt under perioder av snösmältning och kraftig nederbörd.

Projektet demonstrerade att kvävereduktion från kommunalt avloppsvatten är fullt möjlig att implementera även i Norrland. Vid de förutsättningar som råder vid många reningsverk i Norrland behövs dock större bassängvolym och, beroende på önskad reningsgrad, kan driftkostnaderna bli höga. I jämförelse med reningsverk i södra Sverige, som oftast dimensioneras för en lägsta vattentemperatur på 10 °C, kommer dimensionering enligt samma grunder leda till behov av cirka 45 % större bassängvolym, om anläggningen dimensioneras till ca 5 °C. Volymökningen kan begränsas genom en mer flexibel drift, med syresättning av fler zoner och högre syrehalter vid perioder med högst belastning. Vid stränga reningskrav kommer dock dessa åtgärder leda till högre driftkostnader på grund av högre användning av energi och kolkälla.

Det har dock visats i projektet att vissa reningsverk i Norrland med låg andel ovidkommande vatten har temperaturvariationer nära till vad som förekommer i södra Sverige. Dessa reningsverk står mer rustade för eventuell implementering av kväverening. Det visar även vikten av arbete med minskning av tillskottsvatten för resurseffektiv kväverening av avloppsvatten i kallt klimat.

---

# Referenser

- Ahmed W., Tian X. och Delatolla R. (2019). *Nitrifying moving bed biofilm reactor: Performance at low temperatures and response to cold-shock*. *Chemosphere*, 229, 295-3102.
- Andersson H. och Arnell J. (2002). *Värmning av avloppsvatten med spillvärme för att förbättra kvävereningen: Fördjupad studie*. Elforsk rapport 03:20.
- Arnell, J., Bergström, R., Ek, M. och Hansen, B. (2004). *Energi och miljöinventering genom utnyttjande av lågvärdigt värme från kraftvärmeverk och fjärrvärmeanläggningar för effektivisering av avloppsvattenrening*. IVL rapport B1587.
- ATV - Handbuch. (1997). *Biologische und weitergehende Abwasserreinigung (4th ed.)*. Ernst and Sohn.
- ATV-DVWK (2000). *Standard A 131E. Dimensioning of single-stage activated sludge plants*. Publishing company of ATV-DVWK, Hennef.
- Baresel C., Önnby L., Winkens Pütz K., Karlsson L., Esfahani E., Thorsén G. och Tuveesson M. (2023). *Rening av hormoner vid avloppsreningsverk i kalla klimat: En kunskapssammanställning och lärdomar från pilottester vid Fillan ARV i Sundsvall*. IVL Rapport C797.
- Baresel C., Bornold N., Lundwall T., Björk A., Borzooei S., Tuveesson M. och Kanders L. (2024). *Ny teknik för mätning av lustgasutsläpp vid avloppsreningsverk. Vid behandling av kallt avloppsvatten och vid avsaknad av kväverening*. SVU-rapport 2024-6. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Di Capua F., Iannacone F., Sabba F. och Esposito G. (2022). Simultaneous nitrification–denitrification in biofilm systems for wastewater treatment: Key factors, potential routes, and engineered applications. *Bioresource Technology*, 361, 127702.
- EU-kommissionen (2022). *Proposal for a Directive concerning urban wastewater treatment (recast)*.
- EU råd 2024. *Proposal for a Directive concerning urban wastewater treatment (recast)*.
- Fortkamp U., Junestedt C., Baresel C., Westling K. och Ek M. (2013). *Increased total efficiency in sewage treatment – ITEST Evaluation report*. IVL rapport B2149.
- Helcom (2013). *Summary report on the development of revised Maximum Allowable Inputs (MAI) and updated Country Allocated Reduction Targets (CART) of the Baltic Sea Action Plan*. Background document for the 2013 HELCOM Ministerial Meeting 1–23.
- Hem L., Rusten B. och Ødegaard H. (1994) Nitrification in a Moving Bed Biofilm Reactor. *Water Research*, 28 (6), 1425-1433.
- Henze M., Harremoës P., Arvin E. och Jansen J.C. (1997). *Wastewater treatment: biological and chemical processes*. 2. ed. Springer, Berlin.
- Henze M., Gujer W., Mino T. och van Loosdericht M. (2002). *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. IWA Publishing, London.
- Holmin F.W. (2020). *Partial denitrification as nitrite provider for mainstream anammox*. Examensarbete Lund Tekniska universitet.
- Johannessen E., Rusten B., Ødegaard H., Bjørn E. och Paulsrud B. (2020). *Veiledning for dimensjonering av avløpsreanseanlegg*. Norsk Vann rapport 256/2000.
- Knoop S. och Kunst S. 1998. Influence of temperature and sludge loading on activated sludge settling, especially on *Microthrix parvicella*. *Water Science and Technology*, 37 (4-5), 27-35.

- 
- Le T., Peng B., Su C., Massoudieh A., Torrents A., Al-Omari A., Murthy S., Wett B., Chandran K., DeBarbadillo C., Bott C. och De Clippeleir H. (2019a). Nitrate residual as a key parameter to efficiently control partial denitrification coupling with anammox. *Water Environment Research*, 91(11), 1455-1465.
- Le T., Peng B., Su C., Massoudieh A., Torrents A., Al-Omari A., Murthy S., Wett B., Chandran K., DeBarbadillo C., Bott C. och De Clippeleir H. (2019b). Impact of carbon source and COD/N on the concurrent operation of partial denitrification and anammox. *Water Environment Research*, 91(11), 1455-1465.
- van Loosdrecht M., Nielsen P.H., Lopez-Vazquez C.M. och Brdjanovic D. (2016). *Experimental methods in wastewater treatment*. IWA Publishing, London.
- Malovanyy A., Kandars L. och Olshammar M. (2022). *Underlag för konsekvensbedömning av skärpta kväverenskapskrav i reviderat avloppsdirektiv*. SMED rapport 18-2022.
- Malovanyy A. (2024). Behov och förutsättningar för uppvärmning av avloppsvatten i Norrland. IVL rapport B2490.
- Metcalf & Eddy (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse (fourth ed.)*, McGraw-Hill, New York.
- Olofsson M., Klawonn I. och Karlson B. (2021). Nitrogen fixation estimates for the Baltic Sea indicate high rates for the previously overlooked Bothnian Sea. *Ambio*, 50, 203–214.
- Rolff C. och Elfving T. (2015). Increasing nitrogen limitation in the Bothnian Sea, potentially caused by inflow of phosphate-rich water from the Baltic Proper. *Ambio*, 44, 601–611.
- Rusten B., Hem L. och Ødegaard H. (1995a). Nitrification of municipal wastewater in moving-bed biofilm reactors. *Water Environment Research*, 67(1), 75-86.
- Rusten B., Hem L. och Ødegaard H. (1995b). Nitrogen removal from dilute wastewater in cold climate using moving-bed biofilm reactors. *Water Environment Research*, 67(1), 65-74.
- Rusten B., Wien A. och Skjefstad J. (1996). Spent aircraft deicing fluid as external carbon source for denitrification of municipal wastewater: From waste problem to beneficial use. *51st Purdue Industrial Waste Conference Proceeding*, Ann Arbor Press, Inc., Chelsea, Michigan, USA, 359–369.
- Rusten B., Hellström B.G., Hellström F., Sehested O., Skjelfoss E. och Svendsen B. (2000). Pilot testing and preliminary design of moving bed biofilm reactors for nitrogen removal at the FREVAR wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, 41(4–5), 13–20.
- Salvetti R., Azzellino A., Canziani R. och Bonomo L. (2006). Effects of temperature on tertiary nitrification in moving-bed biofilm reactors. *Water Research*, 40, 2981-2993.
- Svenskt Vatten (2022). *Avloppsdirektiv med konsekvenser: Svenskt Vattens analys och värdering av EU-kommissionens förslag den 26 oktober 2022 till nytt avloppsdirektiv*.
- Tejde L. (2022). *Satsvisa laboratorieförsök för utvärdering av kolkällor i denitrifikation*. Examensarbete Uppsala Universitet.
- Westling K., Andersson S.L., Baresel C., Royen H., Ottosson E., Bergström R., Björk A., Andersson S., Dahlén N., Lindbom E. och Laurell C. (2016). *Pilotförsök med membranreaktor för avloppsvattenrening: Delrapport 2 - försöksår 2*. IVL rapport B2271.
- Young B., Delatolla R., Kennedy K., Laflamme E. och Stintzi A. (2017). Low temperature MBBR nitrification: microbiome analysis. *Water Research* 111, 224-233.
-

---

Ødegaard H. (2006). Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. *Water Science and Technology* 53(9), 17-33.

Ødegaard H., Rusten B. och Karlsson L. (2023). *En kunskapssammanställning: Avloppsvattenrening för att reducera kväve i kalla avloppsvatten med MBBR-processen*. IVL rapport B2464.

---

# Bilaga



# Bilaga A Kompletterande data från pilotförsök

## Biomassa på bärare

Mängden biomassa på bärare i varje zon av de två linjerna analyserades vid två tillfällen i mars och april 2023. Analysen gjordes genom att 20 st bärare torkades vid 100 °C och vägdes, sedan tvättades från biomassan, torkades, och vägdes igen. Biomassan tvättades bort genom att låta bärarna stå i 1M NaOH under 2 dygn varefter bärarna sköljdes med vatten och fick stå i 32 vol% HCl i ytterligare 2 dygn.

Resultat av mätningar av torrsubstans på bärare presenteras i Tabell A1. Mängden biomassa på bärare var högst på bärare från de luftade zonerna N1 och N2, ca 50 % lägre i denitrifikationszonerna FDN, FLEX och EDN, och lägst på bärare i Deox. Den andra mätningen visar ökning av torrsubstansmängden jämfört med den första mätningen nästan i alla zoner. I genomsnitt ökar torrsubstansen med 15 % i den andra mätningen. Den andra mätningen genomfördes under perioden med de högsta flödena och de lägsta temperaturerna. Dessutom var belastningen 15 % högre i L1 och 20 % högre i L2 jämfört med den första mätningen, som ett resultat av ett kapacitetstest som genomfördes under perioden. Den högre belastningen och de lägre temperaturerna kan ha bidragit till en större mängd biomassa på bärare. Eftersom endast två mätningar genomfördes under försöksperioden är dock dessa observationer och ett eventuellt samband osäkra.

Mängden biomassa på bärare är svårt att relatera till processmässiga parametrar, så som aktivitet och reduktionshastighet, både i denna och andra studier eftersom endast en liten del av biofilmen är aktiv under processen.

| Zon  | Biofilm på bärare, g TS/m <sup>2</sup> |      |          |      |
|------|----------------------------------------|------|----------|------|
|      | 14/03/23                               |      | 25/04/23 |      |
|      | L1                                     | L2   | L1       | L2   |
| FDN  | 8,7                                    | 9,7  | 11,8     | 9,4  |
| FLEX | 7,2                                    | 7,3  | 8,5      | 8,6  |
| N1   | 15,1                                   | 15,4 | 14,6     | 17,7 |
| N2   | 15,0                                   | 16,5 | 17,5     | 24,0 |
| Deox | 6,3                                    | 6,9  | 6,6      | 7,7  |
| EDN  | 7,7                                    | 9,8  | 10,0     | 10,2 |

**Tabell A1**

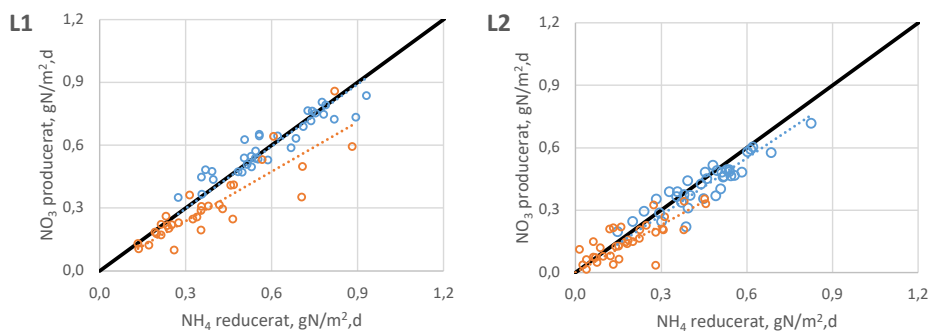
Mätningar av biofilm på bärare.

## Beräkning av nitrifikationshastighet

I luftade zoner skedde i huvudsak assimilering av kväve (med slamproduktion) samt nitrifikation. Simultan denitrifikation kan också ske beroende på biofilmens tjocklek, syrehalt samt till zonen mängd inkommande BOD. Reduktion av kväve med assimilering och simultan denitrifikation kan försvåra bedömning av nitrifikationshastigheten i luftade zoner och det var därför viktigt att säkerställa att ammoniumreduktion stämmer överens med nitratproduktion i N1 och N2.

Reduktion av ammonium var något högre än nitratproduktion i zonerna N1, särskilt i L1, vilket troligtvis är på grund av assimilering av kväve för slamproduktion (Figur A1). Reduktion av ammonium och produktion av nitrat i zonerna N2 stämde bättre överens med varandra (Figur A1). Det bekräftar att ingen märkbar simultan nitrifikation-denitrifikation har skett i zonerna N2 i båda linjerna och att assimilering av kväve mest har

skett tidigare i processen. Ett medelvärde av ammoniumreduktion och nitratproduktion vid respektive provtagning användes som nitrifikationshastighet i vidare utvärdering.



**Figur A1**

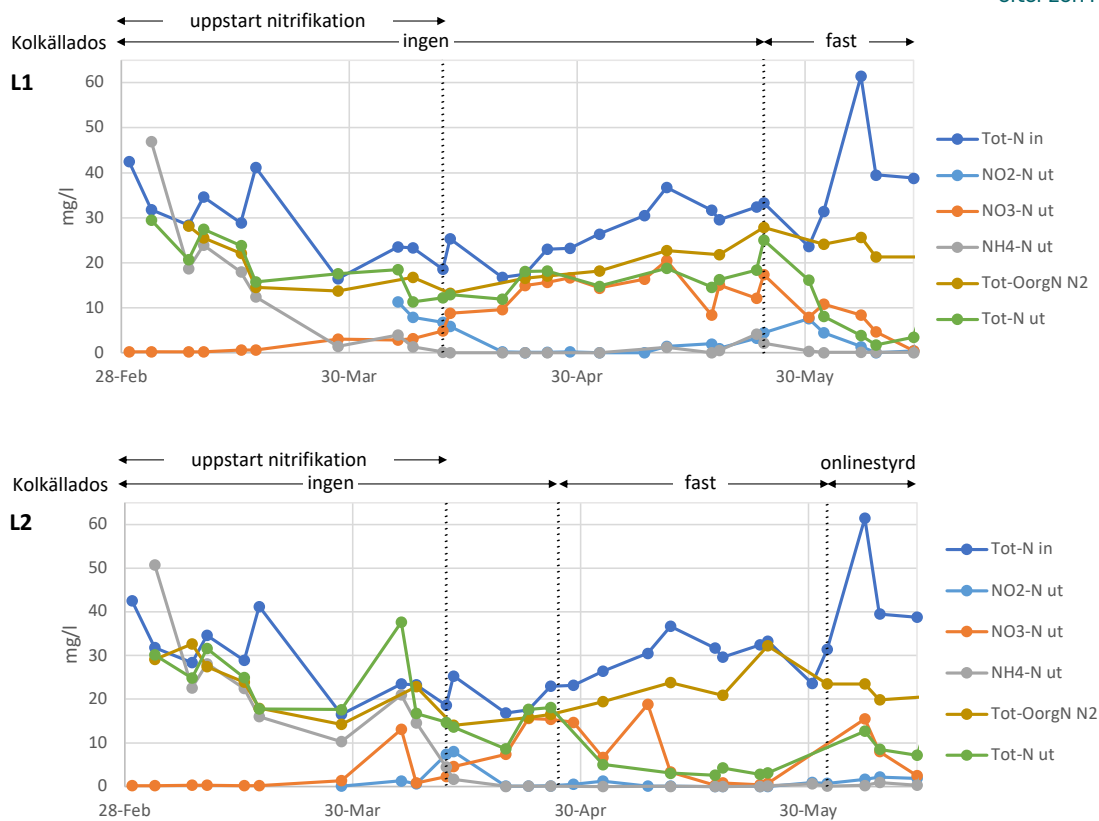
Reduktion av ammonium och produktion av nitrat i zoner N1 och N2 av L1 och L2 under period 3–6.

## Resultat av Tot-N

I följande figurer redovisas halten totalkväve i inkommande vatten samt olika kväveformer och Tot-N i utgående vatten under olika perioder.

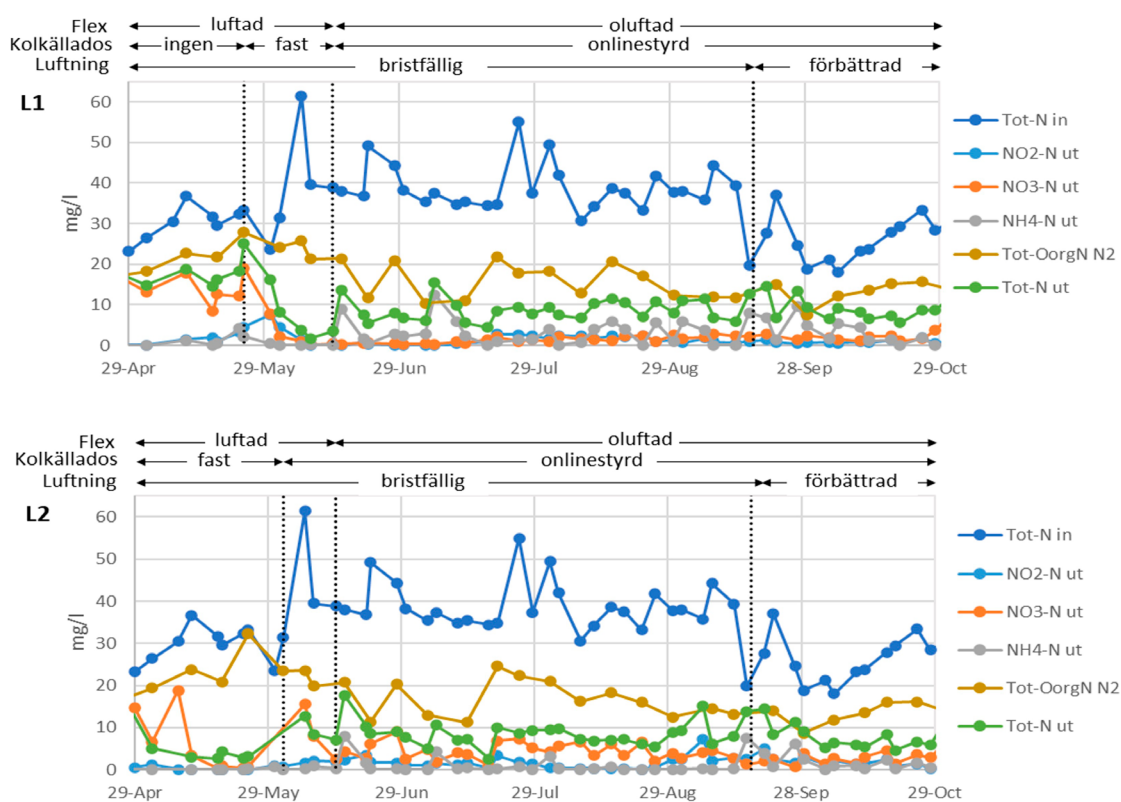
**Figur A2**

Kvävehalter i inkommande och utgående vatten samt efter zon N2 under period 1.



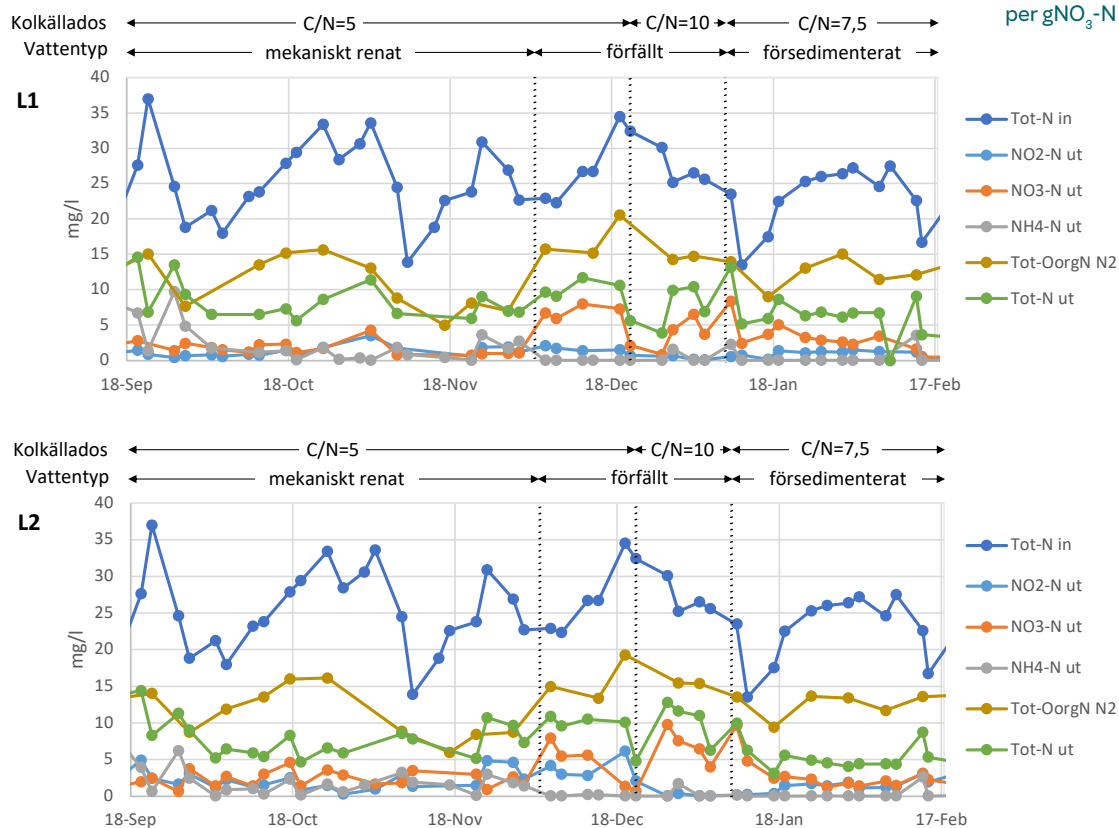
**Figur A3**

Kvävehalter i inkommande och utgående vatten samt efter zon N2 under period 2.



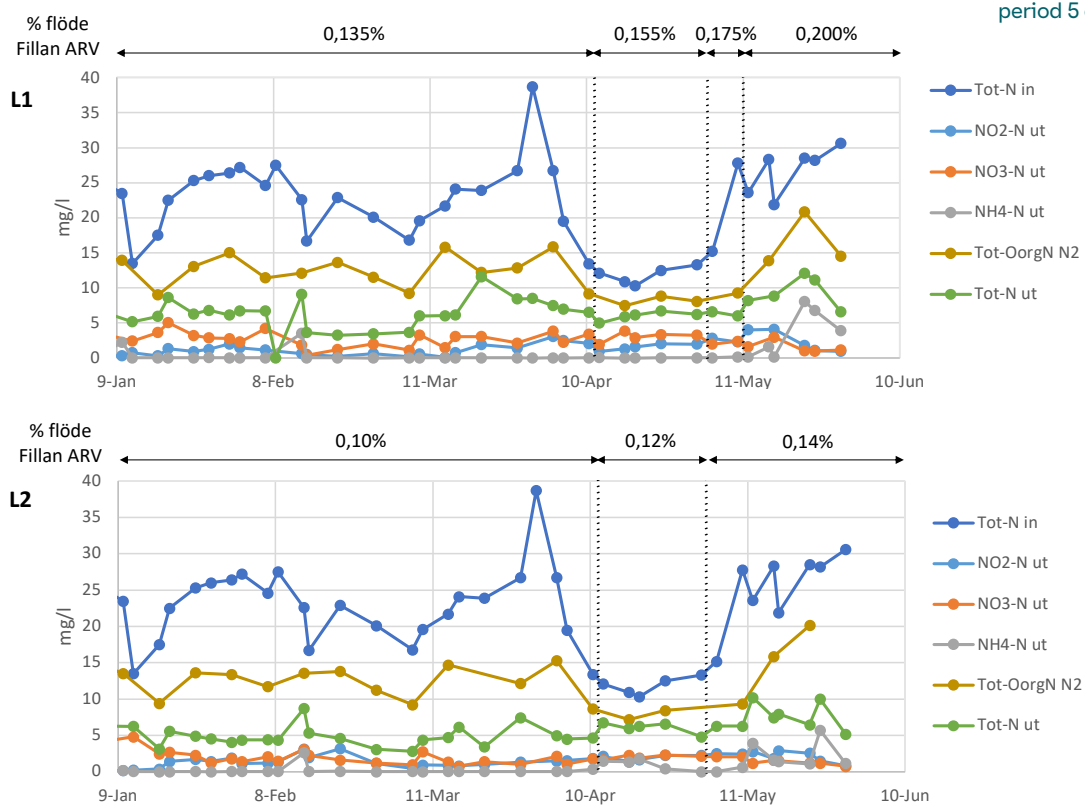
**Figur A4**

Kvävehalter i inkommande och utgående vatten samt efter zon N2 under period 3 och 4. C/N avser dos av extern kolkälla som g COD per gNO<sub>3</sub>-N i N2.



**Figur A5**

Reningsresultat under  
period 5 och 6.



# Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL [svensktvatten@svensktvatten.se](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)