

Pilotstudie av reningsmetoder för kväve och läkemedelsrester i avloppsvatten vid Främby ARV, med Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) och Granulerat Aktivt Kol (GAK)

Benjamin Lagermalm

Examinator, Peter Nilsson
Handledare, Melviana Hedén

**Avdelning, institution**

Division, Department

Department of Physics, Chemistry and Biology

Linköping University

Datum

Date

2019 06 12

Språk

Language

- Svenska/Swedish
 Engelska/English

 _____**Rapporttyp**

Report category

- Licentiatavhandling
 Examensarbete
 C-uppsats
 D-uppsats
 Övrig rapport

 _____**ISBN****ISRN: LITH-IFM-G-EX--19/3680--SE****Serietitel och serienummer**

Title of series, numbering

ISSN

URL för elektronisk version**Titel**

Title

Pilotstudie av reningsmetoder för kväve och läkemedelsrester i avloppsvatten vid Främby ARV, med Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) och Garnulerat Aktivt Kol (GAK)

Författare

Author

Benjamin Lagermalm

Sammanfattning

Abstract

A pilot project was started in Falun by Falu Energi och Vatten AB in cooperation with IVL Swedish Environmental Research Institute. The aim of the project is to investigate the possibilities of removing pharmaceutical residues and other substances in the effluent of the sewage plant at Främby ARV, using a pilot plant. During the start of the project, a study was made with the intention of analysing the impact on the pharmaceutical residues and substances containing nitrogen, caused by the pilot plant. Effluent water from Främby ARV was connected to a MBBR combined with several GAC filters with different interaction times, as well as an independent GAC filter without connection to the MBBR. Samples were collected from the incoming and outgoing water to the MBBR during a period of three weeks and analysed. The levels of nitrogen and oxygen demanding substances, affected by MBBR, were quantified using a spectrophotometer. A comparison to a similar study with pharmaceutical residues was made in order to find indicating results. The results were showing decreasing levels of ammonia and chemical oxygen demand (COD) indicating a successful nitrification process, which can be used in future projects to optimise the efficiency of the sewage plant at Främby ARV.

Nyckelord

Keyword

Läkemedelsrening, Reningsverk, Pilotstudie, Moving Bed Biofilm Reactor, MBBR, Granulerat Aktivt Kol, GAK,

Sammanfattning

Ett pilotprojekt har startats i Falun av det kommunala bolaget Falu Energi och Vatten AB i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet. Pilotprojektets syfte är att, med hjälp av en pilotanläggning, utreda möjligheterna att rena utgående vatten från Främby ARV från läkemedelsrester och mikroföroreningar som idag inte kan renas bort i det befintliga reningsverket. En pilotstudie gjordes i samband med pilotprojektets start, med intentionen att studera påverkan på läkemedelsrester och kväve under uppstartsprocessen av pilotanläggningen. Ett vattenflöde kopplat till en MBBR användes i kombination med GAK-filter, med olika uppehållstider, samt ett flöde med endast ett GAK-filter. Vattenprover togs under tre veckors tid på inkommande och utgående vatten från MBBR. Analyser på vattenproverna gjordes där påverkan på halter av kväveföreningar och syreförbrukande ämnen av MBBR studerades med spektrofotometer. Analyserna visade en reduktion av ammonium och kemiskt syreförbrukande ämnen vilket påvisade en fungerande nitrifikation. En jämförelse med en liknande studie för läkemedelsrening gjordes för att finna indikationer på kommande resultat. Resultaten kan användas som material i framtida studier av kvävereduktion och reduktion av syreförbrukande material Främby ARV.

Förkortningar

Förkortning

ARV
BAF
BOD
CAS
COD
DOC
FEV
GAK
GC
IBC
IVL
LC
LOQ
MBBR
MBR
MS
MS/MS
Pe
TC
TIC
TOC
UF

Svenska

Avloppsreningsverk
Biologiskt aktivt filter
Biokemisk syreförbrukning
Aktivslam
Kemisk syreförbrukning
Löst organiskt kol
Falun Energi och Vatten
Granulerat aktivt Kol
Gaskromatografi

Institutet för vatten- och luftvårdsforskning
Vätskekromatografi
Kvantifieringsgräns

Membranbioreaktor
Masspektrometri
Tandemmasspektrometri
Personekvivalent
Totalt kol
Totalt oorganiskt kol
Totalt organiskt kol
Ultrafiltrering

Engelska

Biochemical oxygen demand
Conventional activated sludge
Chemical oxygen demand
Dissolved organic carbon

Granular activated carbon
Gas chromatography
Intermediate bulk container

Liquid chromatography
Limit of quantification
Moving bed biofilm reactor
Membrane bioreactor
Mass spectrometry
Tandem mass spectrometry

Total carbon
Total inorganic carbon
Total organic carbon

Innehållsförteckning

1. Introduktion.....	7
1.1 Bakgrund ARV	7
1.2 Främby ARV	7
1.2.1 Mekanisk rening	8
1.2.2 Kemisk rening.....	8
1.2.3 Biologisk rening	9
1.3 Läkemedel.....	11
1.4 Syfte och mål	11
1.5 Frågeställning.....	12
2. Process	13
3. Material och metod	14
3.1 Metodteori.....	14
3.1.1 Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR).....	14
3.1.2 Kväveavskiljning	15
3.1.3 Granulerat Aktivt Kol (GAK)	17
3.1.4 Alternativa reningsmetoder.....	18
3.2 Utförande	20
3.2.1 Pilotanläggningen	20
3.2.2 Provtagning.....	22
3.2.3 Provupparbetning.....	22
3.2.4 Analys.....	24
4. Resultat.....	25
4.1 Slutresultat.....	25
4.1.1 Totalfosfor (PH ₄ -P).....	27
4.1.2 Löst fosfor (PH ₄)	27
4.1.3 Dissolved Organic Carbon (DOC).....	28
4.1.4 Chemical Oxygen Demand (COD).....	29
4.1.5 Ammoniumkväve (NH ₄ -N).....	29
4.1.6 Nitritkväve (NO ₂ -N).....	30
4.1.7 Nitratkväve (NO ₃ -N).....	31
4.1.8 Totalkväve (Tot-N)	31
4.1.9 Temperatur MBBR	32
5. Diskussion.....	33
5.1 Resultatanalys	33
5.1.1 Fosfor	33

5.1.2 Dissolved Organic Carbon (DOC).....	33
5.1.3 Chemical Oxygen Demand (COD).....	33
5.1.4 Kväve.....	33
5.1.5 Temperatur MBBR.....	34
5.2 Processanalys.....	34
5.3 Liknande studier.....	35
6. Slutsats	36
Tack.....	37
Referenser	31
Bilagor	31
Bilaga 1. Tidsplan	31

1. Introduktion

I varje kommun i Sverige finns idag avloppsreningsverk (ARV) som tar hand om det förbrukade vattnet från samhällena och renar detta innan det återförs till naturen. Vattnet som leds till reningsverken kan komma från exempelvis hushåll, skolor och sjukhus och innehåller orenheter som syreförbrukande ämnen och mikroförureningar som måste renas bort för att inte smutsa ner och skada den recipient där det släpps ut eller angränsande miljöer. Idag finns det olika krav och restriktioner på vad ett ARV får släppa ut efter rening beroende på dess geografiska läge och recipient. [1][2]

1.1 Bakgrund ARV

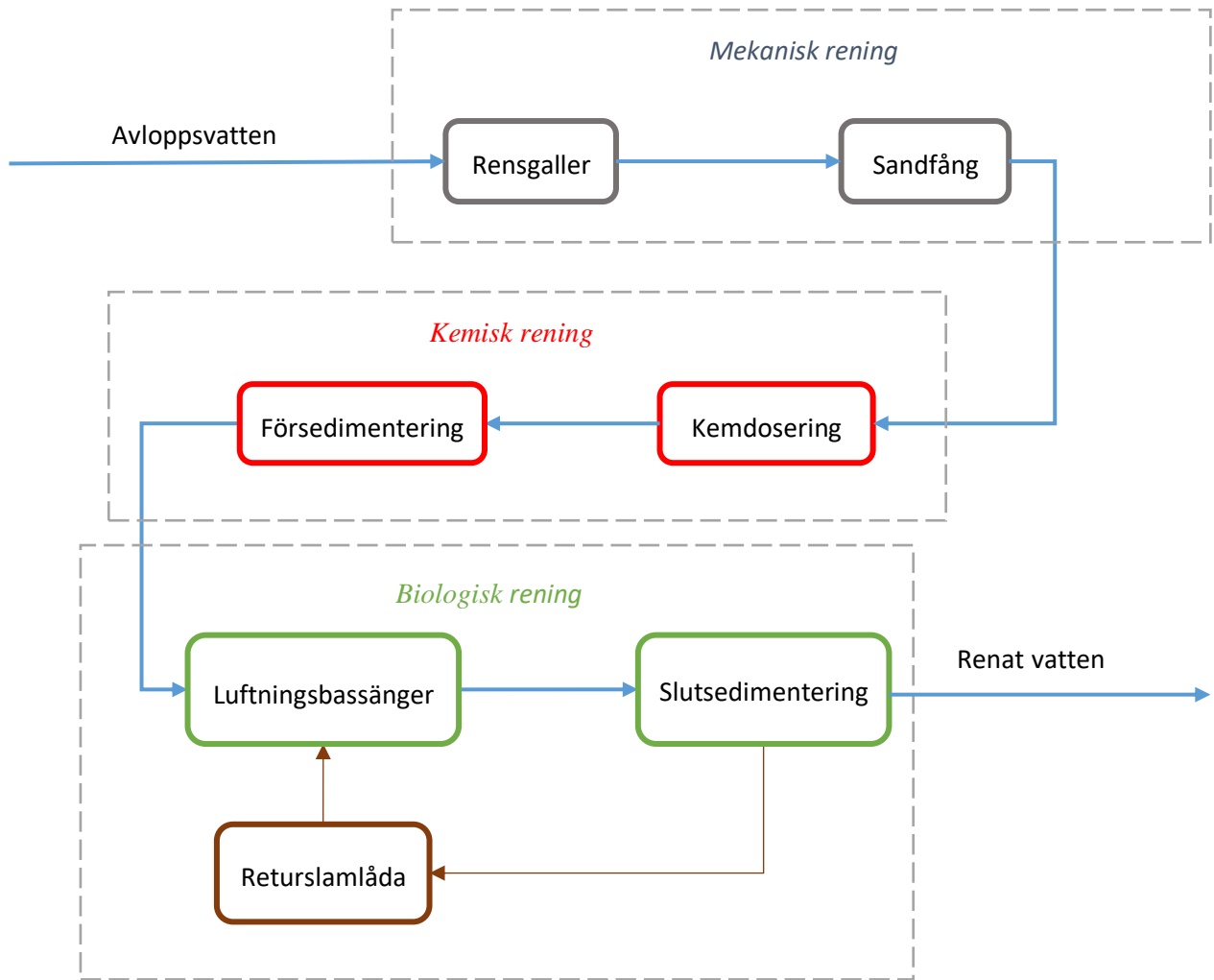
Avloppssystem har funnits runt om i världen under en lång tid och ett av de äldre kända avloppssystemet är från 500-talet i det antika Rom. I Gamla Stan i Stockholm har det funnits bestämmelser kring hantering av avloppsvatten sedan 1500-talet. Avloppstrummor för avledning av avloppsvatten har påträffats från 1600-talet men först på slutet av 1800-talet fanns avloppslösningar för alla bebyggda gator som kunde bestå av rörledningar som transporterade vattnet till närmaste sjö eller hav. [3]

Då orenat avloppsvatten släpptes ut direkt till recipienten uppstod miljöproblem i början av 1900-talet där försämringar av vattenområdena upptäcktes runt staden. Syrebrist uppstod i sjöarna och sjukdomar spred sig och åtgärder för att förbättra vattenkvaliteten började tillkomma. Det första kommunala reningsverket med biologiskt reningssteg anlades 1911 i Skara och var det första av sitt slag i Sverige. År 1934 stod det första reningsverket klart i Stockholm, 1953 i Göteborg och 1963 i Malmö. I Falun stod reningsverket i Främby klart 1963. [3][4]

1.2 Främby ARV

Av tätorternas avloppsvatten är det idag cirka 95 % som genomgår en rening med både biologiska och kemiska reningssteg i kommunala ARV. Främby ARV i Falun är det största av flera reningsverk i Falu kommun och renar avloppsvattnet från innerstaden samt de närliggande orterna Danholm, Blixbo, Toftbyn och Sundborn. Främby ARV drivs av det kommunala bolaget Falu Energi och Vatten AB (FEV) som är baserat i Falun. [5][3]

Idag renas cirka 6 miljoner m³ vatten på Främby ARV varje år. Vattnet går igenom flera reningssteg på reningsverket innan det når recipienten Runn som är den närliggande sjön vid Faluns södra ände. Avloppsvattnet renas till mer än 95 % i olika reningssteg innan det släpps ut i naturen igen. Den sista andelen som inte renas bort utgörs av bland annat kväve och läkemedelsrester som för tillfället inte går att rena bort med det befintliga reningssystemet. Den befintliga reningsprocessen på Främby ARV består av tre huvudsakliga behandlingar. Dessa kan delas upp i mekanisk, kemisk och biologisk rening enligt figur 1 nedan. [5][3]



Figur 1. Schematisk bild över den befintliga reningsprocessen med mekanisk, kemisk och biologisk rening på Främby ARV idag.

1.2.1 Mekanisk rening

Den mekaniska reningen är det första steget i processen och benämns ofta som grovrening. I grovningen skiljs större partiklar och föremål från avloppsvattnet med syftet att skydda kommande reningssteg från att ta skada eller störas i processen. Reningen utförs med fysikaliska metoder, där inkommande vatten passerar två rengaller som fungerar som silar och tar bort de största föremålen. Vattnet förs vidare till ett sandfång där tyngre partiklar som inte är av organisk karaktär sorteras bort. Sand och grus som hamnar i avloppet sliter på mekanisk utrustning och sorteras därför bort i ett tidigt stadi i processen genom sedimentering. Det organiska materialet hålls från att sedimentera med hjälp av omrörning och transporteras vidare med vattnet till nästa reningssteg där den kemiska reningen tar vid. [2]

1.2.2 Kemisk rening

Den kemiska reningen består av kemisk förfällning med polyaluminiumklorid. Polyaluminiumklorid är en lösning med polymera former av aluminium som resulterar i molekyler med högre jonladdningar än i andra flockningsmedel som järnklorid och aluminiumsulfat. Huvudsyftet med flockningen är att minska mängden fosfor i avloppsvattnet. Andra syften är att även minska syreförbrukande material och inverkan av eventuella gifter på den efterföljande biologiska processen.

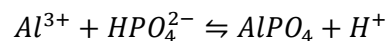
Fosfor förekommer som ortofosfat i avloppsvattnet, se tabell 1.

Tabell 1. De kemiska formelerna för de fyra olika formerna av ortofosfat med tillhörande pH-intervall och namn.

H_3PO_4	$H_2PO_4^-$	HPO_4^{2-}	PO_4^{3-}
Fosforsyra, pH < 2,1	Divätefosfatjon, pH 2,1 – 7,2	Vätefosfatjon, pH 7,2 – 12,3	Fosfatjon, pH > 12,3

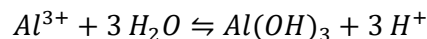
Då polyaluminiumkloriden tillförs i sandfånget och löses i vattnet, frigörs aluminiumet och reagerar med fosfatjoner. Tillsammans bildar de aluminiumfosfater, se formel 1.

Formel 1. Reaktionsformel för aluminiumfosfatfällning.



Utöver fosfatutfällningen sker en partikelfällning samt hydroxidfällning med aluminiumet. Vid reaktionerna bildas slamflockar där ortofosfatet är bundet, se formel 2.

Formel 2. Reaktionsformel för aluminiumhydroxidfällning.



Då fällningsreaktionerna är en snabbare process än flockningen, leds vattnet vidare till fyra försedimenteringsbassänger där flockning sker. När flockningen är slutförd sedimenterar flockarna och skiljs från vattnet som fortsätter i avdragsrännor till den biologiska reningen. Sedimentet skrapas ihop med slamskrapor till en grop i bassängen och pumpas ut ur bassängen där det tas till rötningsprocesser för slamhantering. [2][5]

1.2.3 Biologisk rening

Den biologiska reningen är baserad på aktivslam (CAS) och har syftet att få mikroorganismer att bryta ner det organiska materialet i vattnet. I den biologiska reningen förekommer även rening från kväve och fosfor. Processen delas upp i två steg, luftning och sedimentering.

1.2.3.1 Conventional Activated Sludge (CAS)

Aktivslamprocessen är en biologisk teknik som idag är den vanligaste typen av rening för avloppsvatten. Tekniken bygger på att näringsämnen och organiskt material i avloppsvattnet bryts ner av mikroorganismer, främst bakterier, som tillsätts till vattnet och bildar ett aktivt slam. När mikroorganismerna bryter ner det organiska materialet klumpas de ihop och bildar flockar som sedimenterar och kan skiljas från det renade vattnet. [2]

1.2.3.1.1 Luftning

För att mikroorganismerna ska kunna bryta ner de näringsämnen och organiska material som finns i avloppsvattnet krävs syre i aktivslamprocessen. Syresättning sker med hjälp av flera luftningsbassänger som drivs parallellt eller i serie där inkommande vatten samlas och olika metoder för lufttillförsel kan användas. Det vanligaste sättet att tillföra luft vid reningsverk i Sverige är med bottenmonterade luftningsmembran som pumpar in luft med hjälp av olika typer av blåsmaskiner.

Vid Främby ARV används en annan metod. Inkommande vatten från den kemiska reningen delas upp i sex luftningsbassänger där vattnet cirkulerar med hjälp av undervattensomrörare och kommer upp till ytan där kontakt med luft sker. Utöver syretillförseln har luftningen även effekten av att hålla slammet suspenderat och förhindrar slamavsättningar. Turbulensen som skapas i bassängen hindrar även slam från att sedimentera för tidigt.

Luftningsprocessen kontrolleras med hjälp av syremätare kopplat till ett styrsystem, som kan ändra inställningar i luftning och omrörning vid behov för att hålla en stabil nivå i den biologiska reningen. [2][5]

1.2.3.1.2 Sedimentering

Då luftningen är klar förflyttas vattnet till tio slutsedimenteringsbassänger som fungerar på samma sätt som försedimenteringen. När det organiska materialet har brutits ned klumpas mikroorganismerna ihop och bildar flockar som sedimenterar. Flockningen är en kritisk del i aktivslamprocessen eftersom den påverkar sedimenteringsförmågan och reningen av lösa partiklar genom adsorption. I flockningen sker den biologiska aktiviteten i slammet och därför är ett viktigt steg i reningsprocessen att återinföra en del av det aktiva slammet från sedimenteringsbassängen till luftningsbassängen som returslam. Med returslammet återinförs viktiga mikroorganismer som skapar ny tillväxt i luftningsbassängen och mikroorganismerna får en längre uppehållstid i processen än vattnet, vilket är principen bakom aktivslamprocessen. Överskottsslammet tas ur sedimenteringsbassängen och skickas till slambehandling. [2][5]

1.2.3.2 Biochemical Oxygen Demand (BOD)

För att bryta ner det organiska materialet i aktivslamprocessen krävs stora mängder syre vilket tillgodoses i luftningsbassängerna. För att ange halten syreförbrukande material används parametern biokemisk syreförbrukning (BOD) som indikerar vattnets renhet. BOD₅ och BOD₇ anger mängden syre som förbrukas under 5 respektive 7 dygn. Syreförbrukning anges i mg O₂/l. I en väl fungerande aktivslamprocess reduceras mängden BOD med 90-95 %. [6][2]

1.2.3.3 Chemical Oxygen Demand (COD)

Ett annat viktigt mått vid avloppsvattentrening är kemisk syreförbrukning (COD). Med COD-analyser kan en generell indikation fås på om det organiska ämnena minskar i vattnet. COD är ett mått på hur mycket av ett specifikt oxidationsmedel som oxiderar de organiska föreningarna i ett vattenprov. Vid COD-analyser oxideras samtliga lösta och suspenderade organiska föreningar till oorganiska slutprodukter och mängden förbrukat oxidationsmedel anges i syreekvivalenter. De metoder och oxidationsmedel som används vid COD-analyser är permanganatoxidation (COD_{Mn}) och kromatoxidation (COD_{Cr}). [7][8]

1.3 Läkemedel

Mycket av de orenheter som finns i avloppsvattnet renas bort i ARV innan vattnet når recipienten. I Falun renas vattnet vid Främby ARV med vattenreningstekniker som är utvecklade för att rena bort fosfor och andra partiklar men inte läkemedelsrester eller kväve. Läkemedelsrester i avloppsvattnet blir ett allt större problem då befolkningen ökar i städerna vilket leder till högre utsläpp som påverkar miljön och vattenlevande organismer. Antibiotikarester som släpps ut i naturen skapar även problem då dessa kan bidra till antibiotikaresistens. [5][9][10]

Vid konsumtion av läkemedel bryts dessa ner i kroppen och omvandlas till metaboliter. Metaboliterna utsöndras ur kroppen via avföring och urin och transporteras med avloppssystemen vidare till reningsverken. Av de inkommande läkemedelsresterna är det ca 50 % som renas bort i reningsverken genom nedbrytning eller ansamling i slammet. De resterande ca 50 % påverkas inte av den befintliga reningen och blir därför kvar i vattnet och fortsätter ut ur reningsverket till recipienten. För att rena bort de resterande läkemedelsresterna utvecklas nya tekniker och vissa testas i reningsanläggningar runt om i Sverige. Bland de läkemedelsrester som påträffats i naturen, till följd av utsläpp från utgående avloppsvatten, har antibiotika och hormonpreparat kunnat kopplas till antibiotikaresistens respektive hormonstörande effekter hos djur. [11]

1.4 Syfte och mål

Då Falun är en växande stad innebär det att på sikt kommer belastningen på Främby ARV att öka. FEV beslutande 2013 att de närliggande reningsverken i Bjursås, Grycksbo, Bergsgården och Vika ska läggas ner och kopplas till Främby ARV vilken även det innebär en ytterligare belastning på reningsverket. [5]

Med dagens reningsssystem kommer Främby ARV inte klara av att möta de framtida krav som förväntas på reduktion av kväve och mikroföroreningar. Dagens reningstekniker på Främby ARV betraktas som gamla och måste därför ersättas vid uppgradering av reningsverket. Med nya tekniker finns möjligheter att påverka reningen och minska utsläppen av de substanser som idag inte är möjliga att rena bort med det befintliga reningsverket som kväve och läkemedelsrester. Detta innebär en möjlighet till att minska förekomsten av kväveföreningar samt läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. På sikt innebär det att Främby ARV kan användas som ett exempel för att andra kommuner som står inför samma val. [5]

FEV har därför startat ett pilotprojekt i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet för att se över möjligheterna för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar. I projektet används teknikerna Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) och Granulerat Aktivt Kol (GAK) med syftet att utvärdera om de utvalda teknikerna kan användas för att rena bort vissa utvalda läkemedel som idag finns kvar i vattnet efter den befintliga reningsprocessen. Pilotprojektet började i mars 2019 och sträcker sig över ett halvår. [5]

I pilotprojektet kommer hormoner, antibiotika, olika typer av läkemedel samt andra föreningar som siloxaner, fenoler, perfluorerade föreningar, bromerade difenyletrar och kvävehalt analyseras. Fyra provtagningar för analyser kommer att utföras under pilotprojektets gång och eftersom att den här studien endast är en tidsbegränsad del av pilotprojektet.

Studien kommer att fokusera på möjligheterna för reducering av löst organiskt kol (DOC), COD, fosfor och kväve med MBBR och rening av endast vissa typer av läkemedel i processen. MBBR kommer huvudsakligen användas för reducering av DOC och COD för att minska belastning på GAK-kolonnerna. Fosfor och kväve kommer att analyseras för att undersöka om någon påverkan kommer

att ske av MBBR samt för att se MBBR-processens utveckling. En övergripande lista på de läkemedel som kommer att behandlas i pilotprojektet kan ses i tabell 2 nedan.

Tabell 2. Lista över hormoner, läkemedel och antibiotika som analyseras under pilotprojektet. I listan finns namn på de aktuella substanserna tillsammans med respektive funktion.

Östrogena hormoner		Vanligt förekommande läkemedel		Antibiotika	
Substans	Funktion	Substans	Funktion	Substans	Funktion
Östron	Hormon	Amlodipin	Blodtryckssänkande	Bensylpenicillin	β-laktamer
Östradiol	Hormon	Atenolol	Blodtryckssänkande	Fusidinsyra	Fusidaner
Etinylöstradiol	Hormon	Bisoprolol	Blodtryckssänkande	Rifampicin	Antimycobakteriel
		Koffein	Stimulerande	Sulfametoxazol	Sulfonamider
		Karbamazepin	Sömn- och rogivande	Ciprofloxacina	Fluorokinoloner
		Citalopram	Antidepressivt	Klaritromycin	Makrolider
		Diklofenak	Antiinflammatoriskt	Klindamycin	Linkosamider
		Fluoxetin	Antidepressivt	Doxycyklin	Tetracyklin
		Furosemid	Urindrivande	Linezolid	Oxazolidinoner
		Hydroklortiazid	Blodtryckssänkande	Moxifloxacin	Fluorokinoloner
		Ibuprofen	Antiinflammatoriskt	Norfloxacin	Fluorokinoloner
		Ketoprofen	Antiinflammatoriskt	Tetracyklin	Tetracyklin
		Metoprolol	Blodtryckssänkande	Trimetoprim	Folsyraantagonister
		Naproxen	Antiinflammatoriskt	Erytromycin	Makrolider
		Oxazepam	Sömn- och rogivande		
		Paracetamol	Smärtstillande		
		Propranolol	Blodtryckssänkande		
		Ramipril	Blodtryckssänkande		
		Ranitidin	Magsårsmedel		
		Risperidon	Antipsykosmedel		
		Sertralin	Antidepressivt		
		Simvastatin	Lipidreglerande		
		Terbutalin	Astmamedicin		
		Warfarin	Blodförtunningsmedel		

De planerade provtagningarna som utförs utanför tidsramen för den här studien kommer därför inte att behandlas.

1.5 Frågeställning

Studien kommer att utgå ifrån följande frågeställningar:

- Hur påverkas de olika läkemedelstyperna av reningsteknikerna?
 - Utgår från tabell 2 där de substanserna som detekteras efter dagens befintliga reningssteg används för att ha ett lämpligt utgångsvärde. Kommer att framgå först efter analysresultaten redovisas.
- Vilken metod ger den mest effektiva reningen?
 - I pilotanläggningen kommer två processlinjer att upprättas. I den ena processen behandlas vattnet med MBBR följt av GAK och i den andra processen behandlas vattnet endast med GAK. Provtagningar kommer att utföras innan pilotanläggningen samt efter GAK-steget i respektive processlinje för jämförelse mellan samma läkemedel som genomgått olika reningssteg med olika reningstekniker.
- Hur påverkas kvävehaltererna av reningprocesserna med MBBR-tekniken?
 - MBBR-steget används i syfte att sänka halterna av organiskt material i vattnet vilket inte kan ske utan nitrifikation. Nitrifikationen påverkar i sin tur kväveföreningarna i utgående vatten.

2. Process

Under studiens inledningsfas upprättades en tidsplan samt projektplan för arbetets gång genom hela studien. I tidsplanen framgår indelningen av studiens faser och detaljerad information om innehållet samt målen med dessa, se bilaga 1. Projektplanen innehöll bakgrundsinformation om studien, syfte och frågeställning, delmål och leveranser, information kring utförande samt avgränsningar.

De inledande två första veckorna användes till projektplanering och litteraturstudier kring de tekniker och metoder som användes under studiens praktiska fas parallellt med introduktion på arbetsplatsen. Följande fyra veckor användes till praktiskt och laborativt arbete och därefter två veckor av rapportskrivning om sammanställande av resultat. Under de sista två veckorna innan den muntliga framläggningen fokuserades arbetet på opponering på en annans students examensarbete och avslutningsvis en revidering av den slutgiltiga rapporten.

3. Material och metod

3.1 Metodteori

I följande avsnitt beskrivs de reningsmetoder som används i den befintliga pågående processen samt de två reningsmetoder som varit under utredning som alternativ. I avsnittet beskrivs även kväveavskiljning som kan tillämpas med en av de valda reningsmetoderna.

3.1.1 Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)

MBBR är en reningsprocess där nedbrytande bakterier används i kombination med suspenderade biofilmsbärare. Biofilmsbäraren består ett bärarmaterial täckt med mikroorganismer som bildar ett filmliknande lager på ytan. Storleken på bärarna kan variera mellan 1-5 cm. Det finns flera olika modeller av bärarna som oftast består av högdensitets polyetylen med hjulformation. De olika modellerna har olika stor yta i relation till volymen och kan variera från 200-500 m²/m³. Densiteten på bärarna är på 0,96–0,98 g/cm³ vilket gör att de lätt kan hållas i ständig rörelse då densiteten är lik vatten.



Figur 2. Luftad bassäng innehållande biofilmsbärare i rörelse även kallad MBBR.



Figur 3. Biofilmsbärare i polyetylen.

Likt CAS är det bakteriernas egenskaper som används i den nedbrytande processen med skillnaden att bakterierna i MBBR växer på biofilmsbärarna istället för i flockar i det aktiva slammet. Därför utformas biofilmsbärarna så att en stor yta som möjligt finns tillgänglig för biofilmen att växa på i förhållande till volymen. Då bakterierna växer på biofilmsbärarna krävs ingen återinförsel av returslam som vid CAS, endast ett filtreringssystem som låter tillåter vatten att vandra genom processen och lämnar biofilmsbärarna. [2][12]

Biofilmsbärarna förflyttas runt i bassänger med aerob och anaerob omrörning som möjliggör cirkulation och skapar kontakt mellan biofilmsbärarna och föroreningarna som är utspridda i vattnet. Den aeroba processen, med tillgång till luft, skapar en cirkulation i bassängen med hjälp av

luftströmmar när luft pumpas ut under ytan. Anaerob omrörning, utan tillgång till luft, skapas istället av en undervattensrotor som cirkulerar innehållet i bassängen. För att cirkulationen av biofilmsbärarna ska fungera, rekommenderas fyllnadsgraden i en bassäng med vatten att inte överstiga 70 % biofilmsbärare. Standarden är 67 % biofilmsbärare i en bassäng. Vid för dålig cirkulation i bassängen kan mikroorganismer växa till och orsaka en biofilm som är tjockare än önskvärt. Detta leder till att cirkulationen av vattnet försämras ytterligare. [2][12]

Syftet med MBBR i pilotprojektet är att bryta ner rester från DOC i utgående vatten i Främby ARV så att vatten till GAK-kolonnerna har en så låg DOC-halt som möjligt. Reningsverk utan nitrifikationsprocess eller MBBR-rening som endast dimensionerats för BOD-reduktion, har en högre slambelastning vilket innebär allt BOD inte hinner brytas ner i reningsprocessen. Ett reningsverk som har en väl fungerande nitrifikations- eller kvävereningssteg släpper ut lägre halter BOD vilket automatisk betyder även att halterna för DOC är lägre. En väl fungerande nitrifikationsprocess indikerar att allt biologiskt nedbrytbart DOC är reducerat och samtidigt påvisa nedbrytning av ammonium. [8][2]

Då pilotanläggningen är mobil innebär det att den MBBR som finns i anläggningen måste gå igenom en uppstartningsprocess för att få en tillräcklig nitrifikation. Under uppstarten måste nitrifikationsbakterierna öka till en nivå då nitrifikationen anses vara tillräckligt effektiv vilket är då utgående ammoniumhalter understiger 1 mg/l. För att starta processen används en doppvärmare med ställbar termostat. Nitrifikationsbakterierna förökar sig snabbare vid högre temperaturer än de 10-12 °C som inkommande vatten till pilotanläggningen har och utnyttjar därför värmen från doppvärmaren för att föröka sig fortare. Med tiden sänks temperaturen och med analyser av inkommande och utgående vatten från MBBR kan processens förlopp observeras. [8][2]

3.1.2 Kväveavskiljning

MBBR är en teknik som utvecklades då det fokuserades mycket på kväveavskiljning. Kväve är ett livsviktigt ämne som används som bland annat gödningsmedel men skapar problem i haven då det gynnar tillväxt av alger. I mitten på 80-talet infördes krav på kväveavskiljning på kommunala reningsverk nära kusten i södra Sverige vid personekvivalenter (Pe) större än 10 000 som följd av övergödningproblemet. Pe är en måttenhet som främst används för att beräkna belastningen på kommunala reningsverk. [2]

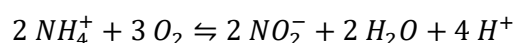
Vid höga belastningar är kväveavskiljning nödvändigt i reningsverken då problem som kan uppstå i recipienten vid för höga kväveutsläpp är syrebrist och eutrofiering, övergödning. Vid övergödning ökar tillväxten av mikroorganismer som vid nedbrytning förbrukar stora mängder syre vilket i sjöar och hav leder till syrebrist och döda botten. Något som uppstått ibland annat östersjön. [2]

3.1.2.1 Nitrifikation

När kväveföreningarna når reningsverket förhåller sig kvävet som ammonium och organiskt bundet kväve. Vid CAS frigörs det organiskt bundna kvävet som ammonium vid nedbrytningsprocesser av mikroorganismer. För att avlägsna kvävet från vattnet krävs nitrifikation.

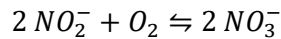
Nitrifikationen är ett tvåstegsförlopp som börjar med att ammoniumjonerna omvandlas med hjälp av ammoniumoxiderande bakterier till nitritjoner enligt formel 3 nedan.

Formel 3. Omvandling av ammonium till nitrit som första steg i nitrifikationsprocessen.



Omvandlingen till nitrit kräver oxidation med syre och är därför beroende av en aerob miljö. I en MBBR krävs en nivå på 2-3 mg O₂/l för att starta nitrifikationen. Efter ammoniumoxidationen sker en ny oxidation av nitrit till nitrat med hjälp av bakterier enligt formel 4 nedan.

Formel 4. Omvandling av nitrit till nitrat som andra steget i nitrifikationsprocessen.



Totalförloppet vid nitrifikationsprocessen brukar skrivas ihop enligt:

Formel 5. Totalförloppet för nitrifikationsprocessen från ammonium till nitrat.



Nitrifikationsprocessen är syrekrävande och förbrukar 4,6 g syre per gram kväve som oxideras.

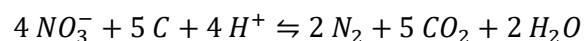
Energin till bakterierna utvinns genom oxidationen av ammonium eller nitrit till skillnad från de flesta andra bakterier som utvinner energi från oxidation av organiskt material. För att bygga sin biomassa använder nitrifikationsbakterierna oorganiskt kol från koldioxid vilket gör bakterierna autotrofa. Tillväxtprocessen är energikrävande vilket gör att tillväxten är långsammare än den för heterotrofa bakterier, som bygger biomassa med hjälp av organiskt kol. Tillväxthastigheten går att påverka med högre syre- och ammoniumhalter samt högre temperatur. I ett CAS-system som tillämpas för kvävereduktion innebär det att nitrifikationsbakteriernas tillväxt kompenserar för det slam som tas ur processen för att undvika att bakterierna inte hinner återbildas.

Vid nitrifikationen frigörs 0,14 g vätejoner per gram oxiderat kväve. Detta ökar vätejonkoncentrationen och gör att processen är försurande. På sikt innebär det att miljöer med dålig buffringsförmåga kommer minska i pH vilket hämmar nitrifikationen. Nitrifikationsprocessen är stabilast i neutrala miljöer med ett idealt pH mellan 7,5–8,6 vilket gör att alkaliniteten i vattnet är viktig för buffringsförmågan och som därmed håller processen stabil. [2][6][12]

3.1.2.2 Denitrifikation

Denitrifikation är en process där bakterier omvandlar nitrat till kvävgas. Processen bygger på att denitrifierande bakterier hålls i en syrefri miljö och i brist på syre istället reducerar nitrat (nitratrespiration), i flera sammanhängande steg, till kvävgas. Eftersom att bakterierna utvinner mer energi på att andas syre, i kombination med utnyttjad energikälla, måste processen ske under förhållanden utan fritt syre, anoxiska, för att nitraten ska reduceras. Denitrifikationen omvandlar nitraten till kvävgas enligt formel 6 nedan.

Formel 6. Totalförloppet för denitrifikation som omvandlar nitrat till kvävgas med nitratrespiration.



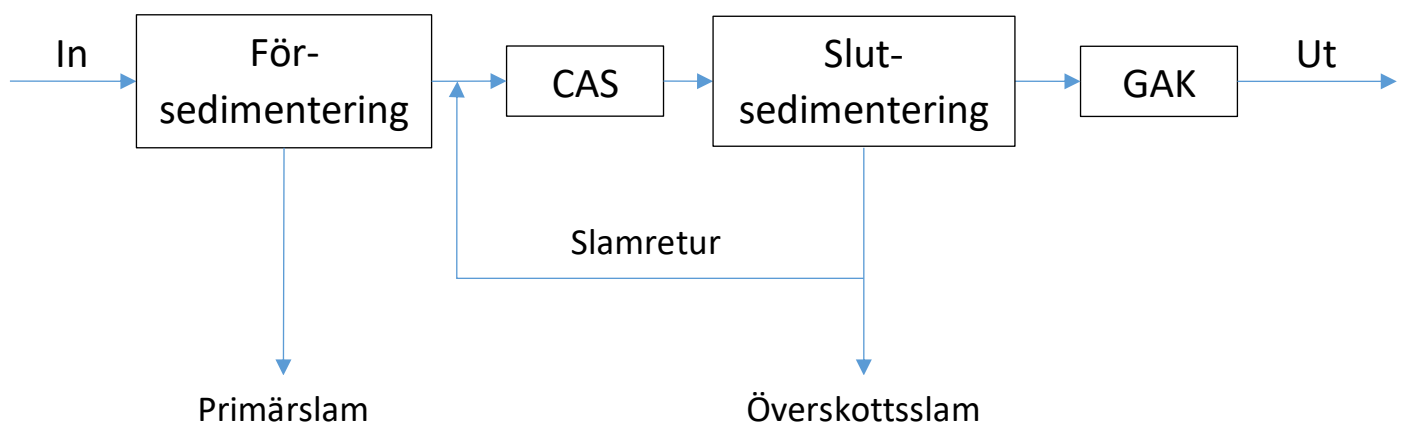
Denitrifikationsbakterierna är heterotrofa vilket innebär att det krävs en organisk kolkälla som oftast används som energikälla. I reningsverk utgörs den kolkällan av inkommande avloppsvatten. Respirationshastigheten hos bakterierna påverkas av flera faktorer som temperatur, kolkällans kvalitet och mängd, tillgång till nitrat och frånvaro av syre. Denitrifikationshastigheten beror i sin tur på hur bra respirationen fungerar. Under bra förhållanden med tillräckligt stora ansamlingar av biomassa kan anoxiska zoner uppstå inuti biomassan i luftade bassänger.

Då denitrifikationsprocessen förbrukar vätejoner kommer den, i motsats till nitrifikationen, att höja pH i den omgivande miljön. Höjningen kan till viss del kompensera för pH-sänkningen vid nitrifikationsprocessen om dessa är sammanhängande i en biologisk kvävereduktion. [2][6]

3.1.3 Granulerat Aktivt Kol (GAK)

Behandling med GAK är en adsorbktiv teknik som har använts länge vid rening av förorenat vatten. Tekniken har visat sig fungera bra i samband med läkemedelsrening och har testats i kombinationer med andra reningstekniker som membranbioreaktorer (MBR) och ozonrening. GAK-filtrer fungerar som fysiska barriärer för det utgående vatten mot recipienten.

Tekniken bygger på kolets adsorbtiva förmåga att binda in föroreningar till den aktiva ytan. GAK-filtret placeras efter eftersedimenteringen i ett sista separat reningssteg innan vattnet når recipienten enligt figur 4 nedan.



Figur 4. Flödesschema för reningsanläggning med placering av GAK-filtrer som slutsteg vid en anläggning motsvarande Främby ARV.

Kolet placeras i filterbäddar och vattnet renas genom kolfiltret. För föreningar med låg löslighet och hög molekylvikt har filtret en högre effektivitet då dessa adsorberas bättre jämfört med vattenlösliga föreningar. När kolet blivit mättat är de aktiva ytorna blockerade och kolet behöver ersättas för att filtreringen ska fungera. Det mättade kolet kan genomgå en regenerering vilket innebär att det efter behandling kan återanvändas. Regenereringen är däremot energikrävande och talar för en av nackdelarna med GAK.

Vid användning av GAK-filtrer i avloppsreningsanläggningar utvecklas en biofilm med tiden som består av en anpassad mikroflora. Mikrofloran anpassar sig till de specifika föreningarna och kommer att utvecklas så länge det finns nedbrytbara ämnen i vattnet vilket leder till att ett GAK-filtrer kommer att utveckla ett biologiskt aktivt filter (BAF) med tiden. Den specifika reningseffekten för GAK-filtret utan påverkan av BAF gäller därför för den perioden innan BAF har utvecklats. Fördelen med kombinationen med ett BAF(GAK)-filtrer blir två reningsprocesser som ger en bred och effektiv rening. [13][11][10]

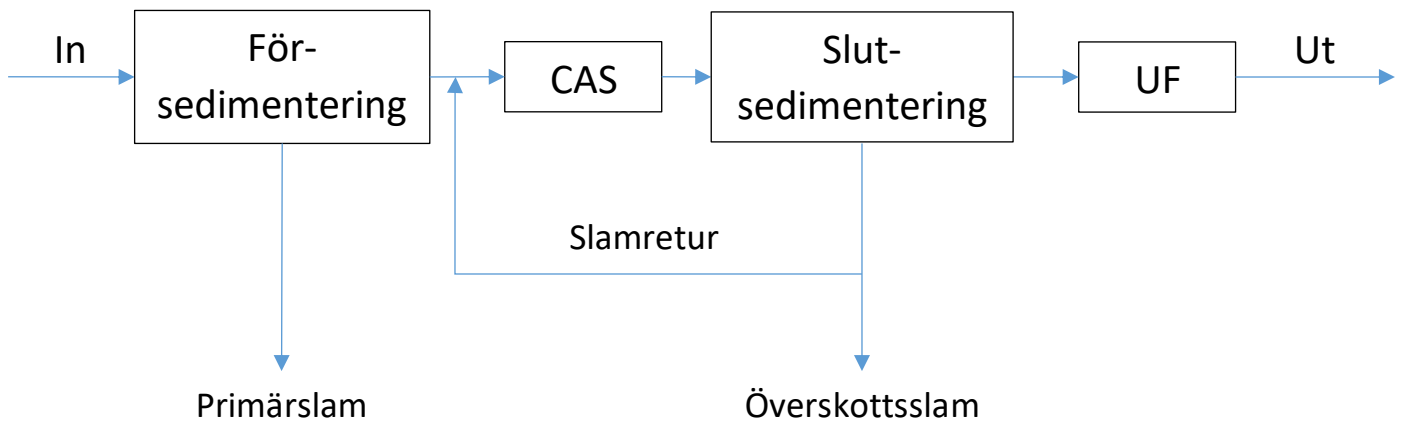
3.1.4 Alternativa reningsmetoder

Inför pilotprojektet diskuterades flera olika reningsmetoder innan MBBR och GAK slutligen valdes. Dessa metoder redovisas här.

3.1.4.1 Ultrafiltrering (UF) och Membranbioreaktor (MBR)

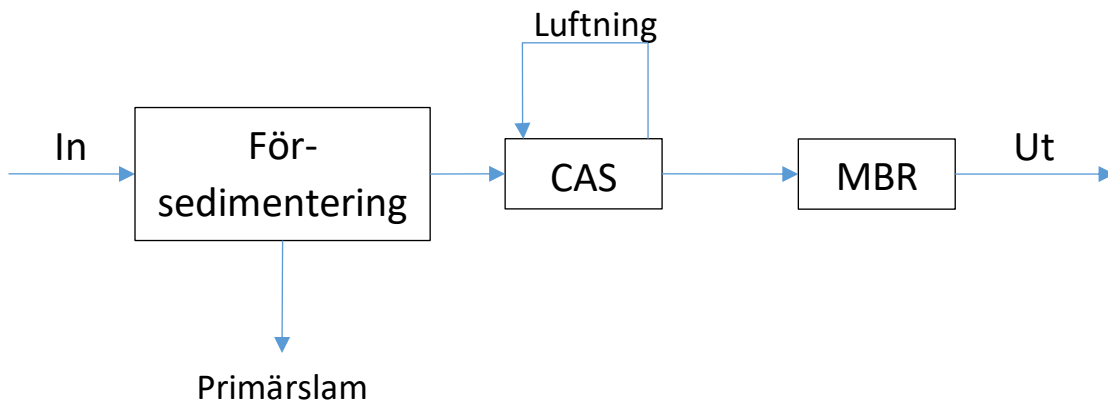
Ultrafiltrering (UF) är en fysikalisk reningsmetod som använder membranfilter för separering av föroreningar. Det är en metod som redan används inom dricksvattenrening för att avlägsna mikroorganismer. UF använder membran med porstorlekar mellan 0,01-0,1 μm vilket innebär att de minsta föreningarna som filtreras bort är så små som 10 nm i storlek. Vid rening tvingas vattnet genom filtret med över- eller undertryck. Med tiden sätts filtret igen och kräver regelbunden rengöring beroende på flöden, kvaliteten på inkommande vatten och effektivitet vid reningsprocessen.

UF kan integreras i en befintlig CAS-process på två olika sätt. I en CAS-process kan UF användas som kompletterande reningssteg till processen som en slutfiltrering enligt figur 5 nedan.



Figur 5. Flödesschema för reningsanläggning med placering av UF som slutsteg efter eftersedimenteringen vid en anläggning motsvarande Främby ARV.

Ett annat alternativ är att ersätta eftersedimenteringen i CAS-processen som en MBR. Vid en MBR-process luftas även systemet vilken leder till att nitrifikation sker enligt figur 6 nedan.



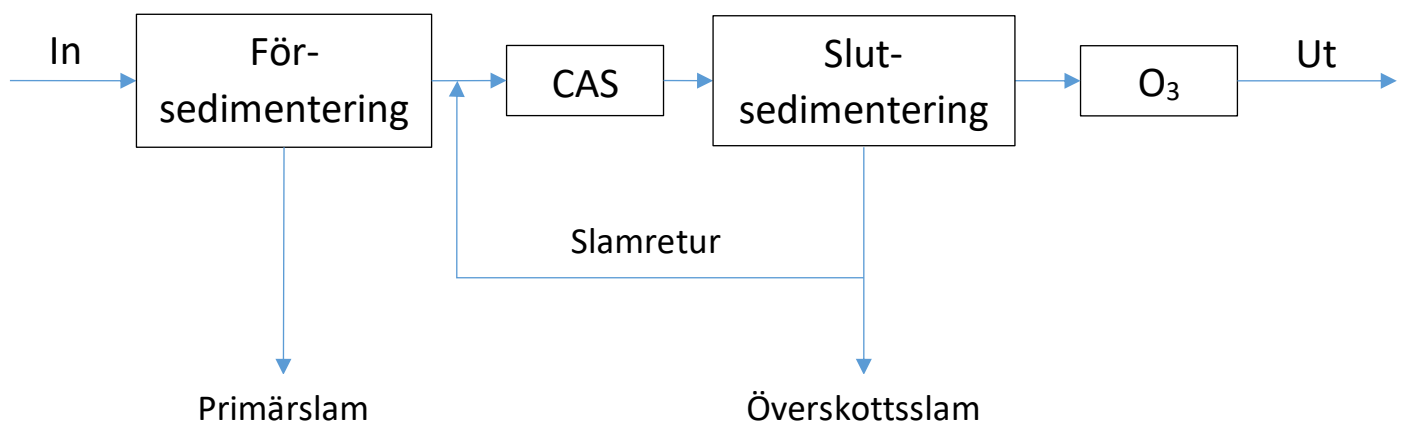
Figur 6. Flödesschema för reningsanläggning med MBR som slutsteg efter CAS vid en anläggning motsvarande Främby ARV.

En fördel med metoden är att de täta membranet filtrerar bort små partiklar som mikroplaster och även partikelbundna läkemedelsrester. Däremot avlägsnas inte de vattenlösliga läkemedelsresterna vilket kräver att tekniken måste kompletteras med en annan metod i syfte att rena bort dessa. [11]

3.1.4.2 Ozonering (O_3)

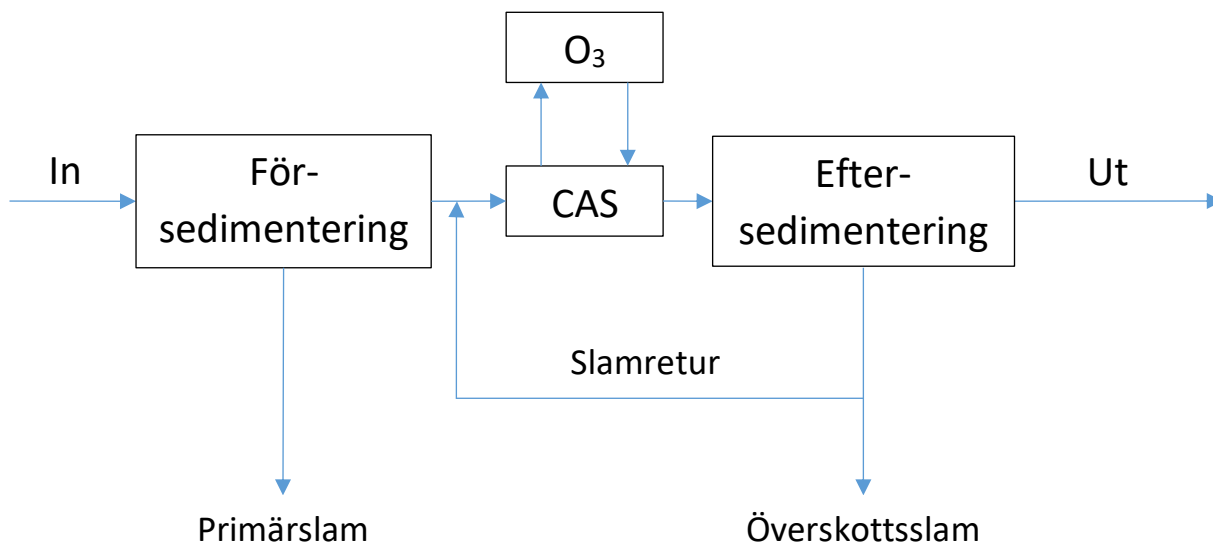
Ozonering är en kemisk reningsteknik som använder ozonoxidation för att bryta ner kemiska bindningar i substanser. Det är en effektiv reningsteknik som tar mindre plats än motsvarande GAK-system men som likt de övriga reningsteknikerna inte bryter ner alla föroreningar. Ozonering används i fullskaleanläggningar vid både Knivsta reningsverk och vid Tekniska verken i Linköping samt på flera reningsverk utanför Sverige.

Ozoneringen kan integreras på olika sätt i ett reningsverk. Det vanligaste sättet är som slutpoleringssteg. Slutpoleringen innebär att ozoneringen placeras efter den befintliga reningsanläggningen som ett sista steg i reningsprocessen enligt figur 7 nedan.



Figur 7. Flödesschema för reningsanläggning med placering av ozonering som slutsteg efter eftersedimenteringen vid en anläggning motsvarande Främby ARV.

Ett annat alternativ är att placera ozoneringen mellan för- och eftersedimenteringen som en kompletterande del av det biologiska steget i CAS enligt figur 8 nedan.



Figur 8. Flödesschema för reningsanläggning med placering av ozonering som komplettering till CAS vid en anläggning motsvarande Främby ARV.

Fördelen med den senare metoden är att de restprodukter som bildas vid ozoneringen kan tas om hand av det kommande biosteget i eftersedimenteringen. Dessutom hjälper ozoneringen till att öka reningen vid de vanliga föroreningarna i CAS-processen.

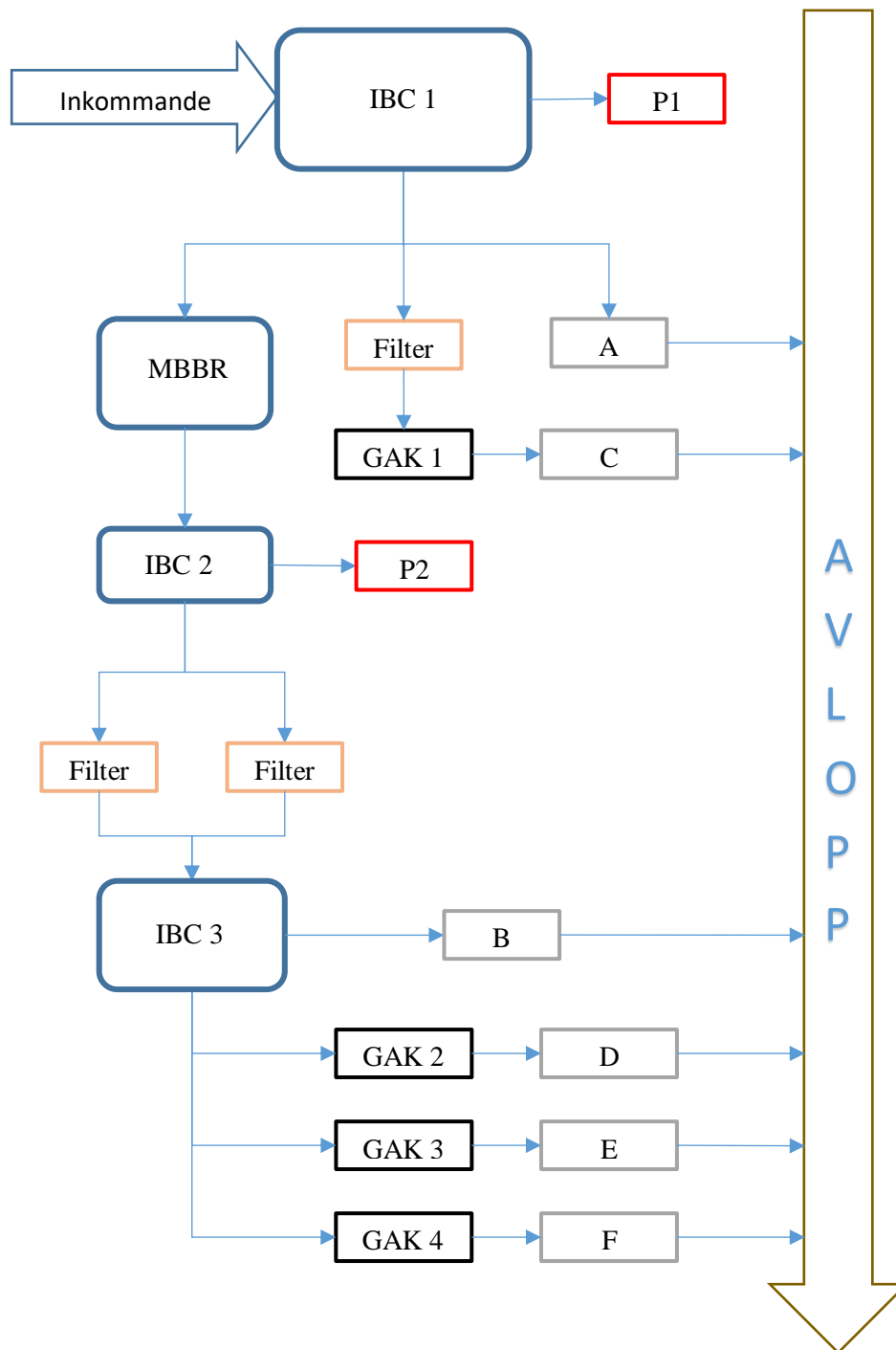
En av nackdelarna med ozon är att det bildas toxiska biprodukter som bromat och formaldehyd. För att begränsa effekterna av dessa biprodukter kan ett biologiskt reningssteg införas efter ozoneringen alternativt öka uppehållstiden efter ozoneringen. [11]

3.2 Utförande

Provtagningarna och analyserna som utfördes under studien begränsades till uppstartstiden för projektet vilket resulterade i att endast ett fåtal av provpunkterna (P1 och P2) i pilotanläggningen användes, se figur 9 nedan. Resterande provpunkter användes vid senare provtagningar efter uppstartsperioden.

3.2.1 Pilotanläggningen

Pilotanläggningen var konstruerad som en portabel anläggning och monterad i en isolerad container. För att undvika skador på anläggningen, orsakat av det skiftande klimatet i form av temperaturförändringar, under pilotprojektets gång användes en värmefläkt kopplad till anläggningen. Fläkten användes endast under nätterna med syftet att hålla temperaturen på en nivå över 0 °C. En pump från reningsverkets utlopp kopplades med en ledning till pilotanläggningen och försåg anläggningen med ett konstant vattenflöde under pilotprojektets gång. I figur 9 nedan redovisas flödet i anläggningen från inlopp till utlopp i en schematisk bild.



Figur 9. Flödesschema för pilotanläggningen. Provtagningspunkterna för pilotprojektet är markerade A-F. Provtagningspunkterna för uppstartstiden i studien är markerade P1 och P2.

Utgående vatten från reningsverket pumpades in till en 1 m³ stor Intermediate Bulk Container (IBC) som första steg i processen. Denna benämndes som IBC 1 och vattnet i tanken motsvarade det färdigrenade vattnet från Främby ARV som reningsverket är utformat idag och användes i syfte att undvika risk för frysning och igensättning i inkommande slangar samt som bufferttank.

Från IBC 1 delades vattnet upp i tre olika flöden. Flöde 1 till GAK 1, flöde 2 till MBBR och flöde 3 till provtagningspunkt A och vidare till bräddningsavloppet. Bräddningsavloppet hindrade IBC 1 från att svämma över vid höga inflöden.

Flöde 1 kopplades direkt till GAK 1 och flöde 2 kopplades till MBBR-tanken.

I flöde 1 fördes vattnet från bufferttanken med hjälp av en pump (WatsonMarlow, Qdos60) med ett inställt flöde på 241 ml/min genom två seriekopplade patronfilter (50 µm och 5 µm) vidare till GAK 1 kolonnen. Patronfiltrena användes vid alla flöden för att skydda GAK-kolonnerna från eventuella partiklar som potentiellt skulle kunna skada kolonnerna. Viktigt är att notera att dessa patronfilter inte användes som en del av reningsprocessen utan endast som skydd för kolonnerna. Efter att ha passerat GAK 1 leddes vattnet förbi provtagningspunkt C och vidare ut till avloppet.

I flöde 2 fördelades vattnet från IBC 1 till MBBR-tanken med en pump (WatsonMarlow, Qdos120) med ett inställt flöde på 1500 ml/min. Till MBBR-tanken kopplades även en pump för lufttillförsel (för luftning och omrörning) samt en doppvärmare med termostat (för att hålla en jämn temperatur). Från MBBR-tanken fördes vattnet vidare, med självfall, till en sedimenteringstank, IBC 2, med storleken 1 m³. Från sedimenteringstanken fördes vattnet vidare med en pump (WatsonMarlow, Qdos120) via två parallella linjer med två patronfilter i serie (50 µm och 5 µm) till en sista bufferttank (IBC 3). Från IBC 3 kopplades fyra olika flöden där de olika flödena innebar olika uppehållstider i kolonnerna. Flödena som användes var: GAK 2 (241 ml/min), GAK 3 (481 ml/min), GAK 4 (120 ml/min) och till provtagningspunkt B och vidare ut till avlopp. GAK 2,3 och 4 utformades likt GAK 1 med provtagningspunkt efter kolonnen innan avloppet.

3.2.2 Provtagning

Vid uppstart av pilotanläggningen genomfördes ett antal provtagningar av ingående vatten till MBBR samt utgående från MBBR. Provtagningarna utfördes under tre veckors tid vid tre till fyra tillfällen per vecka. För provtagning av inkommande vatten användes vattenprover från IBC 1 (P1). Utgående vatten togs från IBC 2 (P2). Vid provtagningen noterades tidpunkt, datum, temperatur, inkommande eller utgående vatten samt provtagare.

3.2.3 Provupparbetning

Provupparbetningen bestod av två olika delar, filtrering och upparbetning av de specifika proverna.

Filtrering av vattenproverna skedde i direkt anslutning till provtagningen. De filtrerade vattenproverna sugfiltrerades genom ett 1,6 µm glasfiberfilter (VRW European Cat. No. 516-0861) och fraktionerna samlades i separata bägare för inkommande samt utgående vatten. De ofiltrerade vattenproverna sparades separerat.

Upparbetningen för de olika analyterna baserades på användning av färdigpreparerade kyvetter och färdigt reagens. Vid provupparbetning för analys användes kyvetter tillverkade av HACH. Kyvetterna levererades med reagens och tillbehör specifikt för varje analyt med tillhörande instruktioner för hantering. För detaljerade beskrivningar av kyvetterna samt provupparbetningsmetoder för respektive kyvett se [Hach - Kyvetter](#).

3.2.3.1 Totalfosfor (PH₄-P)

Vid analys av totalfosfor användes ofiltrerade vattenprover tillsammans med kyvett LCK 349.

Skyddsfolien för reagenset på kyvettlockets ovansida togs bort och locket skruvades av. 2,0 ml prov tillsattes i kyvetten och kyvettlocket skruvades på upp och ner med reagenset ner i kyvetten. Kyvetten skakades om och placerades i värmeblock i 120 °C i 30 minuter. Efter värmebadet svalnade provet till rumstemperatur och skakades. Kyvettlocket togs av och 0,2 ml av tillhörande reagens B tillsattes till kyvetten och ett tillhörande kyvettlock, DosiCap C, med reagens förslöt kyvetten. Kyvetten vändes tre gånger och lämnades stående i tio minuter innan analysen utfördes.

3.2.3.2 Löst fosfor (PH_4)

Vid analys av totalfosfor användes filtrerade vattenprover tillsammans med kyvett LCK 349.

Kyvettlocket skruvades av och 2,0 ml prov tillsattes följt av 0,2 ml av tillhörande reagens B. Ett tillhörande DosiCap C förslöt kyvetten som vändes tre gånger för omrörning. Kyvetten lämnades i tio minuter innan analys genomfördes.

3.2.3.3 Dissolved Organic Carbon (DOC)

Vid DOC-bestämning användes LCK 380 kyvetter tillsammans med filtrerade vattenprover. LCK 380 är avsedd för totalt organiskt kol (TOC) men kan användas vid DOC-analyser om filtrerade vattenprover används. Metoden mäter totalt kol (TC) och totalt oorganiskt kol (TIC) i separata kyvetter och beräknar TOC-halten som skillnaden mellan dessa två.

Kyvettlocket skruvades av till TC-kyvetten och tillhörande reagens A doserades med en pulverdispenser. Till kyvetten tillsattes 2 ml prov och locket skruvades på, varpå kyvetten blandades. Till en indikatorkyvett kopplades ett lock med dubbelkoppling med streckkod i indikatorkyvettens riktning. Locket på TC-kyvetten togs av och ersattes av den dubbelkopplade korken med indikatorkyvetten riktad upp.

Proceduren upprepades för TIC-kyvetten bortsett från tillsatsen av reagens A i första steget.

De båda kyvetterna placerades i värmeblock i 100 °C i 120 minuter med indikatorn riktad upp utanför värmeblocket. Kyvetterna svalnade och analyserades med TC följt av TIC och ett beräknat resultat erhöles.

3.2.3.4 Chemical Oxygen Demand (COD)

Vid COD-bestämning användes LCK 1414 kyvetter tillsammans med filtrerade vattenprover.

Kyvetten vändes några gånger för att röra upp sedimentet i botten och locket togs av och 2,0 ml prov tillsattes. Kyvetten förslöts igen och vändes återigen några gånger. Kyvetten placerades i värmeblock i 148 °C i två timmar. Efter värmeblocket vändes kyvetten två gånger innan den fick svalna till rumstemperatur och innehållet analyserades.

3.2.3.5 Ammoniumkväve (NH_4-N)

Ammoniumkväve mättes med två olika kyvetter på inkommande och utgående vatten från MBBR. För inkommande användes LCK 303 och för utgående LCK 304 och vattenproverna var filtrerade.

3.2.3.5.1 LCK 303

Skyddsfolien för reagenset på locket ovasida togs bort och locket skruvades av. Till kyvetten tillsattes 0,2 ml prov följt av förslutning med kyvettlocket med reagenset vänt ner i kyvetten. Kyvetten skakades om kraftigt tre gånger och lämnades i 15 minuter innan analys.

3.2.3.5.2 LCK 304

För upparbetning med LCK 304 användes liknande procedur som för LCK 303 ovan. Med LCK 304 tillsattes 5,0 ml prov till kyvetten, utöver det är utförandet detsamma som ovan.

3.2.3.6 Nitritkväve (NO_2-N)

Vid analys av nitritkväve användes filtrerade vattenprover tillsammans med kyvett LCK 341. Proverna för utgående vatten späddes fem gånger innan provupparbetning med avjonat vatten.

Skyddsfolien för reagenset på locket ovasida togs bort och locket skruvades av. Till kyvetten tillsattes 2,0 ml prov varpå kyvettlocket skruvades på med reagenset ner i kyvetten. Kyvetten skakades kraftigt tre gånger och ställdes undan i tio minuter innan analys.

3.2.3.7 Nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$)

Vid analys av nitratkväve användes filtrerade vattenprover tillsammans med kyvett LCK 339.

Kyvettlocket togs av och 1,0 ml prov tillsattes till kyvetten följt av 0,2 ml tillhörande reagens A. Kyvetten tillslöts och skakades till alla ojämnheter i vätskan försvunnit. Därefter lämnades kyvetten i 15 minuter innan analys.

3.2.3.8 Totalkväve (Tot-N)

Vid bestämning av totalkväve användes tillhörande reaktionsglas utöver LCK 338 kyvetter och ofiltrerade vattenprover.

Till ett torrt reaktionsglas tillsattes 0,2 ml prov följt av 2,3 ml tillhörande reagens A samt en tillhörande tablett B. Ett lock förslöt reaktionsglaset och glaset placerades i värmeblock i 120 °C i 30 minuter. Efter värmeblocket svalnade provet till rumstemperatur och vändes flera gånger för omrörning. Från reaktionsglaset överfördes 0,5 ml lösning till en kyvett följt av 0,2 ml tillhörande provlösning D. Med locket förslöts kyvetten och vändes tills alla ojämnheter i vätskan försvunnit. Kyvetten lämnades i 15 minuter innan analys utfördes.

3.2.4 Analys

Analyserna under uppstartsperioden utfördes på det befintliga laboratoriet på Främby ARV med en HACH DR3900 Laboratorie-spektrofotometer för vattenanalys. Instrumentet är en automatiserad spektrofotometer som läser av en streckkod på kyvetten som används och utför mätningar kopplade till den specifika kyvetten. Efter en färdig analys visas resultatet på en skärm på spektrofotometern.

När provupparbetningen var klar torkades kyvetterna av noggrant och placerades i spektrofotometern som analyserade och presenterade resultaten. Efter analyserna sammanställdes resultaten i en tabell med Microsoft Excel.

Analyserna efter uppstartsperioden för antibiotika- och läkemedelsrester utfördes av laboratorium utsedda av IVL Svenska Miljöinstitutet i Stockholm och Göteborg. Vid analyserna användes vätskekromatografi (LC) i kombination med tandemmasspektroskopi (MS/MS). För analys av andra ämnen i pilotprojektet användes även gaskromatografi (GC) i kombination med masspektroskopi (MS) och MS/MS.

4. Resultat

Under pilotprojektets början uppstod vissa komplikationer som medförde att frågeställningarna inte kunde besvaras. Pilotanläggningens försenade ankomst i kombination med att anläggningen inte var driftssäker ledde till att de planerade provtagningarna för analyser av IVL Svenska Miljöinstitutet inte kunde göras inom tidsramen för den här studien. Istället behandlas resultatet från analyserna som kunde utföras på det befintliga laboratoriet vid Främby ARV.

4.1 Slutresultat

Under uppstartsprocessen övervakades flera parametrar i pilotanläggningen. Syftet med detta var att genom övervakning av vissa utvalda ämnen kunna avgöra när MBBR-processen var redo att användas med full kapacitet i kombination med GAK-filtren.

Under tre veckors tid övervakades koncentrationen på sju olika substanser på inkommande och utgående vatten till MBBR. Den tredje veckan analyserades även en åttonde substans. Temperaturen kontrollerades samtidigt som provtagningen i inkommande och utgående vatten. I MBBR kontrollerades temperaturen i vissa fall flera gånger om dagen då denna påverkade hela processen och därmed de utgående proverna. Resultaten från analyserna visas i tabell 4 nedan. Vid flera tillfällen är inkommande halter under kvantifieringsgränsen (LOQ). Dessa värden är rödmarkerade och är inte helt säkra då de är utanför mätområdet. Tillfällen då ingen analys/mätning utfördes lämnades rutan med ett "-".

Tabell 4. Resultat från analyserna av totalfosfor, löst fosfor, löst organiskt kol, kemisk syreförbrukning, totalkväve, ammoniumkväve, nitratkväve och nitritkväve med respektive provtagningstid och datum för inkommande vatten till pilotanläggningen. I rutorna markerade med "-" är analyser ej utförda vid det tillfället. Röda värden indikerar halter under LOQ.

Inkommande												
Vecka	Dag	Datum	Tid	(°C)	(mg/l)							
				Temperatur	PH ₄ -P	PH ₄	DOC	COD	Tot-N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N
16	Måndag	15-apr	11:00	-	-	-	-	-	19,3	18,7	0,205	0,028
	Onsdag	17-apr	07:13	10,4	0,324	0,073	-	36,9	26,8	23,9	0,762	0,045
	Torsdag	18-apr	07:35	10,5	-	-	-	-	-	21	4,38	0,006
17	Tisdag	23-apr	07:20	11,4	0,174	0,035	-	28,8	34,1	31,6	0,215	0,012
	Onsdag	24-apr	07:17	11,1	-	-	-	-	-	22,3	0,2	0,01
	Torsdag	25-apr	07:18	11,5	-	-	-	-	-	21,9	0,177	0,007
	Fredag	26-apr	07:10	12,1	0,271	0,103	-	-	41,7	35,3	0,35	0,011
18	Måndag	29-apr	07:28	11,8	0,149	0,056	-	25,6	29,1	22,5	0,177	0,011
	Tisdag	30-apr	07:21	12,7	-	-	-	-	46,4	38,4	0,398	0,014
	Torsdag	02-maj	07:32	11,9	-	-	-	-	31	22,8	0,411	0,021
	Fredag	03-maj	07:21	12,1	-	-	72,9	-	-	34,9	0,382	0,022

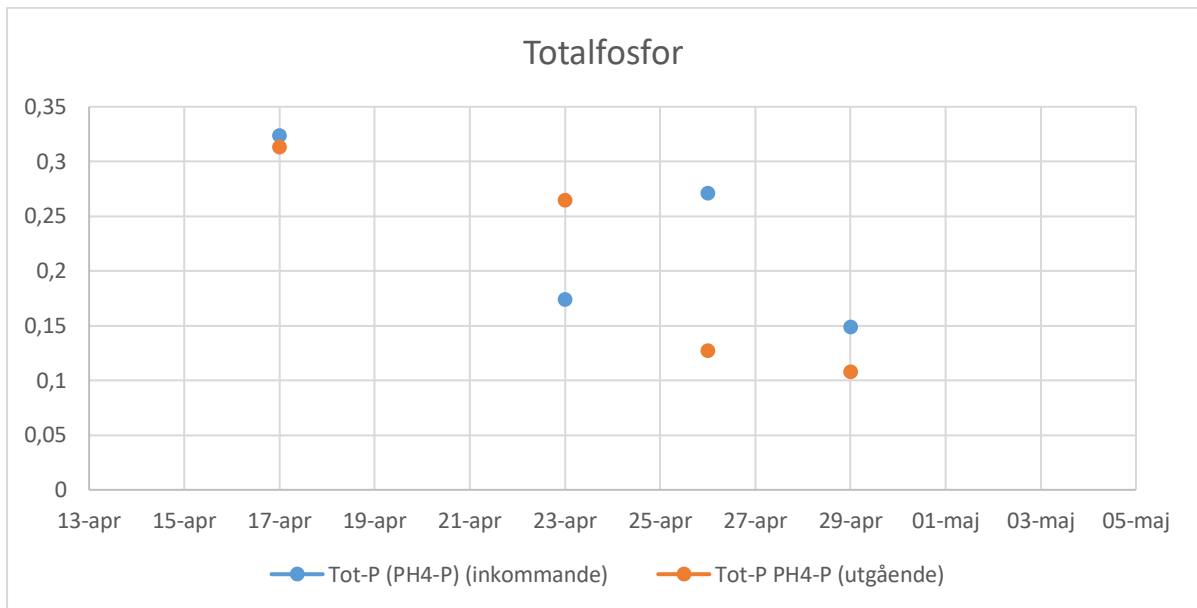
Resultaten för utgående vatten visas i tabell 5 nedan. Vid vissa tillfällen var utgående värden över LOQ. Dessa värden är grönmärkade.

Tabell 5. Resultat från analyserna av totalfosfor, löst fosfor, löst organiskt kol, kemisk syreförbrukning, totalkväve, ammoniumkväve, nitratkväve och nitritkväve med respektive provtagningstid och datum för utgående vatten från MBBR. I rutorna markerade med "-" är analyser ej utförda vid det tillfället. Gröna värden indikerar halter över LOQ.

Utgående												
Vecka	Dag	Datum	Tid	(°C)	(mg/l)							
				Temperatur	PH ₄ -P	PH ₄	DOC	COD	Tot-N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N
16	Måndag	15-apr	11:03	-	-	-	-	-	20,9	0,168	16,9	0,816
	Onsdag	17-apr	07:16	21,8	0,313	0,153	-	26,1	29,2	0,635	26,85	1,68
	Torsdag	18-apr	07:38	19,1	-	-	-	-	-	0,169	8,65	1,115
17	Tisdag	23-apr	07:22	21,5	0,265	0,054	-	20,8	24,4	0,051	22,25	0,4533
	Onsdag	24-apr	07:17	15,8	-	-	-	-	-	1,23	23,15	0,565
	Torsdag	25-apr	07:21	22,6	-	-	-	-	-	0,177	23,85	0,293
	Fredag	26-apr	07:10	19,8	0,127	0,028	-	-	26,8	0,368	23,65	0,402
18	Måndag	29-apr	07:25	22,5	0,108	0,061	-	22,3	33,1	0,235	27,3	0,461
	Tisdag	30-apr	07:20	17,6	-	-	-	-	34,9	0,389	26,45	0,69
	Torsdag	02-maj	07:29	14,6	-	-	-	-	33,2	0,147	27,55	0,401
	Fredag	03-maj	07:21	16,3	-	-	14,3	-	-	0,061	27,75	0,207

4.1.1 Totalfosfor (PH₄-P)

Totalfosforproverna analyserades fyra gånger sammanlagt under de tre veckorna som provtagningarna pågick. Resultatet redovisas i figur 10 nedan.

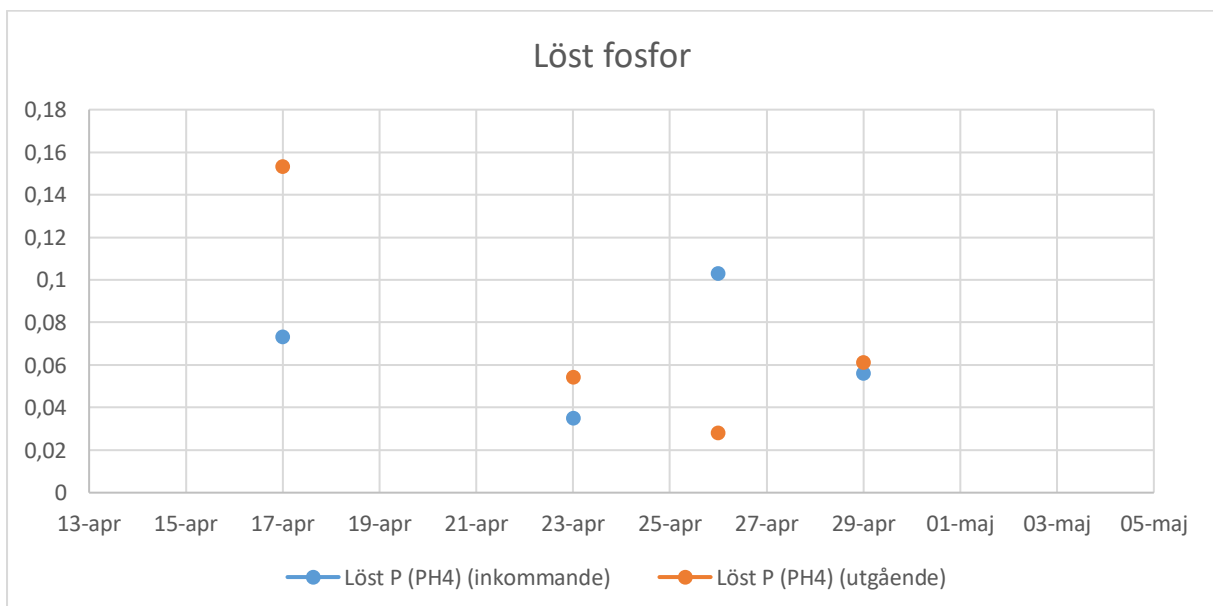


Figur 10. Graf över analysresultaten för totalfosfor under perioden 15 april – 3 maj. Analysresultat för inkommande vatten visas med blå punkter respektive orangea punkter för utgående prover.

Analysresultaten visar en varierande halt totalfosfor i inkommande vatten. För utgående vatten syns en svagt nedåtgående trend för halten totalfosfor. Vid andra analysen är halten i utgående vatten högre än inkommande vilket gör det svårt att se samband med påverkan av MBBR.

4.1.2 Löst fosfor (PH₄)

Likt totalfosfor gjordes sammanlagt fyra provtagningar av löst fosfor under de tre veckorna som provtagningen pågick. Resultatet redovisas i figur 11 nedan.



Figur 11. Graf över analysresultaten för löst fosfor under perioden 15 april – 3 maj. Analysresultat för inkommande vatten visas med blå punkter respektive orangea punkter för utgående prover.

Analysresultaten för inkommande vatten visar variationer för halten löst fosfor. För utgående vatten syns en minskning av halten fosfor under de tre första analyserna. Denna trend avbryts då halten fosfor ökar svagt under den fjärde analysen. För majoriteten av analyserna är utgående halter högre än inkommande. Även i detta fall går det inte att fastställa något samband med påverkan av MBBR.

4.1.3 Dissolved Organic Carbon (DOC)

På grund av komplikationer med analysutrustningen utfördes endast en analys av DOC under studiens gång. Detta komplicerade möjligheten att tolka resultaten. En DOC-analys utförd en vecka senare användes att jämföra med. Se tabell nedan.

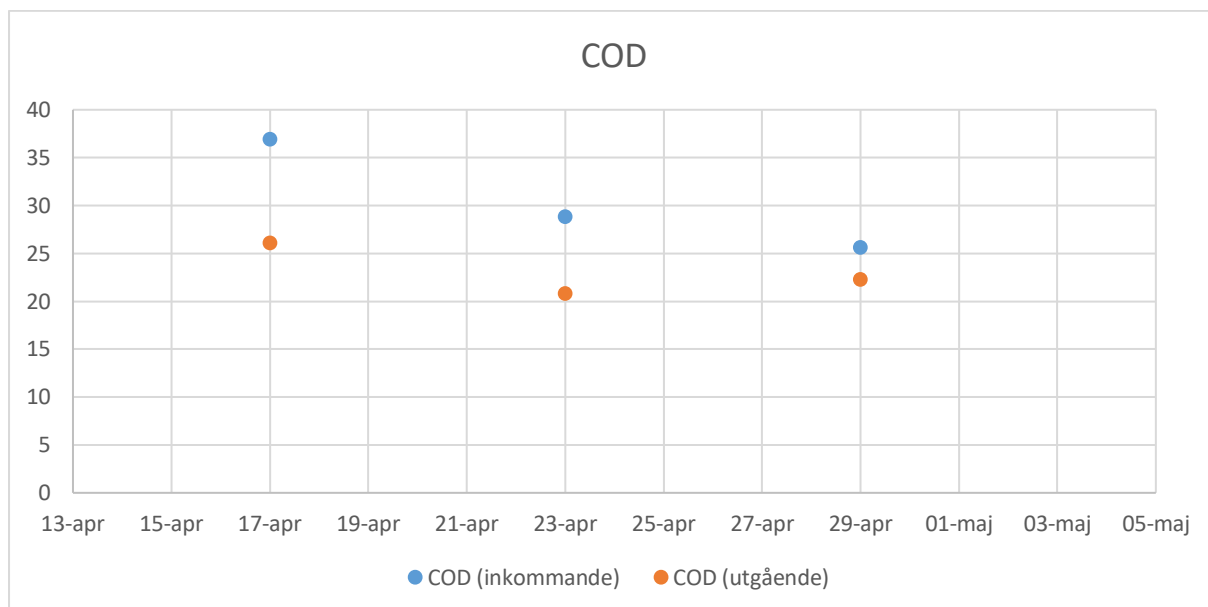
Tabell 3. Analysresultat för DOC-halter i inkommande och utgående prov utförda 3-8 maj.

Datum	Inkommande (mg/L)	Utgående (mg/L)
03-maj	72,9	14,3
08-maj	69,2	11,4

Analysresultaten påvisar en skillnad i DOC-halt mellan inkommande och utgående vatten. Den stora haltskillnaden kan påvisa en påverkan av MBBR.

4.1.4 Chemical Oxygen Demand (COD)

Totalt gjordes tre COD-analyser under den totala tiden för provtagningarna. Resultatet redovisas i figur 12 nedan.

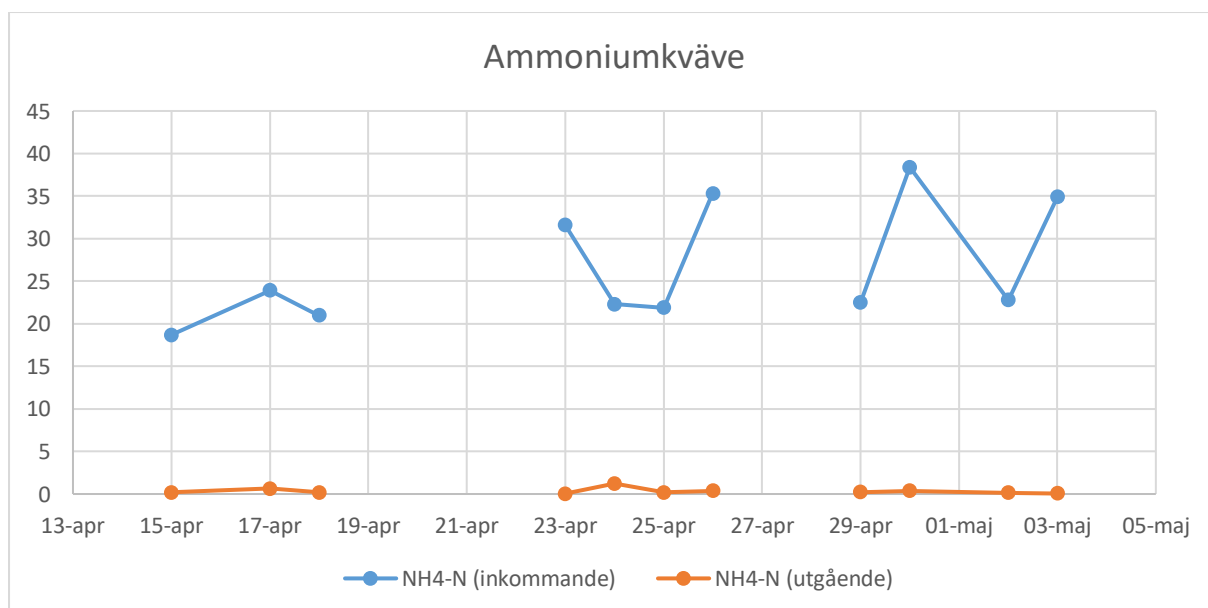


Figur 12. Graf över analysresultaten för COD under perioden 15 april – 3 maj. Analysresultat för inkommande vatten visas med blå punkter respektive orangea punkter för utgående prover.

COD-analyserna visar en minskande halt på inkommande vatten. Vid samtliga analyser är halten i utgående vatten lägre än vid inkommande. Detta kan påvisa en påverkan av MBBR.

4.1.5 Ammoniumkväve (NH₄-N)

För ammoniumkväve utfördes sammanlagt elva provtagningar under de tre veckorna. Analysresultaten för inkommande respektive utgående halter redovisas i figur 13 nedan.

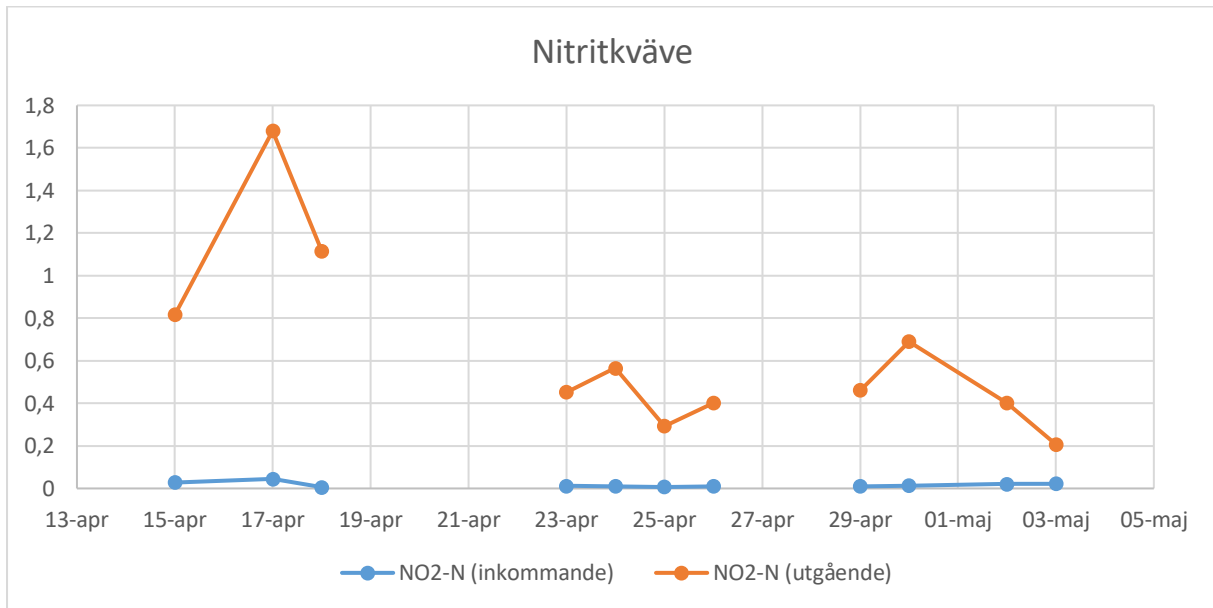


Figur 13. Graf över analysresultaten för ammoniumkväve under perioden 15 april – 3 maj. Analysresultat för inkommande vatten visas med blå punkter respektive orangea punkter för utgående prover.

Analyserna av inkommande ammoniumkväve visar en varierande halt över de tre veckornas tid. För utgående vatten syns en tydlig skillnad i halter jämfört med inkommande vatten vilket visar på ett direkt samband med påverkan av MBBR. Den topp som syns i diagrammet för utgående ammoniumkväve den 24 april är direkt kopplat till en temperatursänkning i MBBR (se figur 17 nedan).

4.1.6 Nitritkväve (NO₂-N)

För nitritkväve utfördes sammanlagt elva provtagningar under de tre veckorna. Analysresultaten för inkommande respektive utgående halter redovisas i figur 14 nedan.

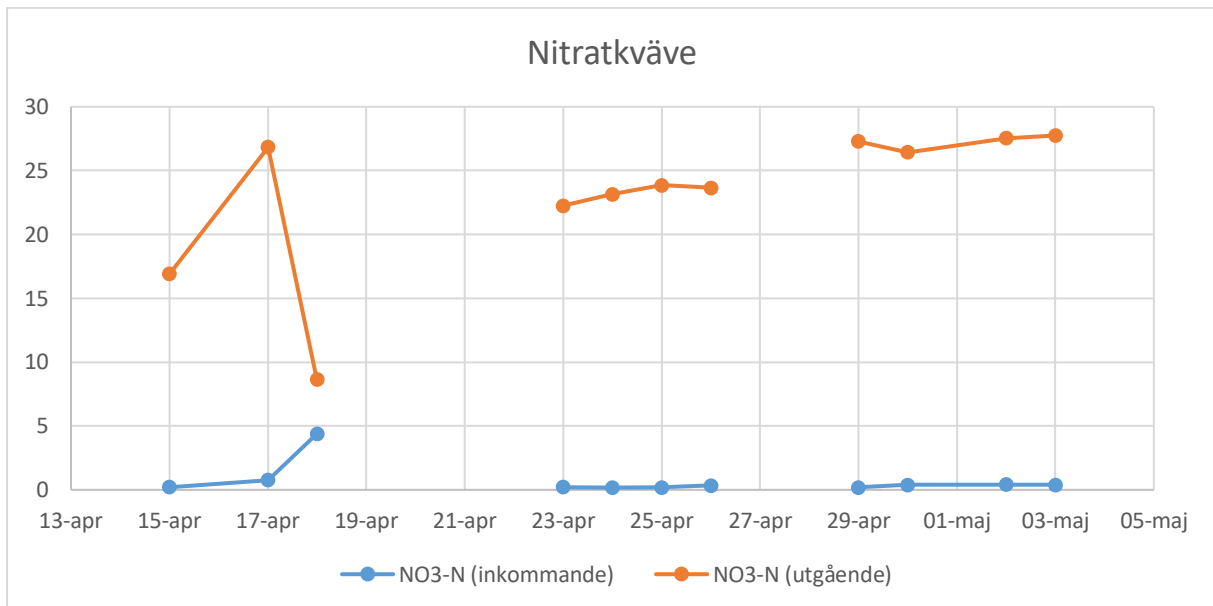


Figur 14. Graf över analysresultaten för nitritkväve under perioden 15 april – 3 maj. Analysresultat för inkommande vatten visas med blå punkter respektive orangea punkter för utgående prover.

Analysresultaten visar på skillnad i halterna nitritkväve för inkommande och utgående vatten. Inkommande vatten visar en tydligt lägre halt än utgående vilket indikerar ett direkt samband med påverkan av MBBR. Den högre halten av utgående nitrit indikerar en nitrifikationsprocess i MBBR.

4.1.7 Nitratkväve (NO₃-N)

För nitratkväve utfördes sammanlagt elva provtagningar under de tre veckorna. Analysresultaten för inkommande respektive utgående halter redovisas i figur 15 nedan.

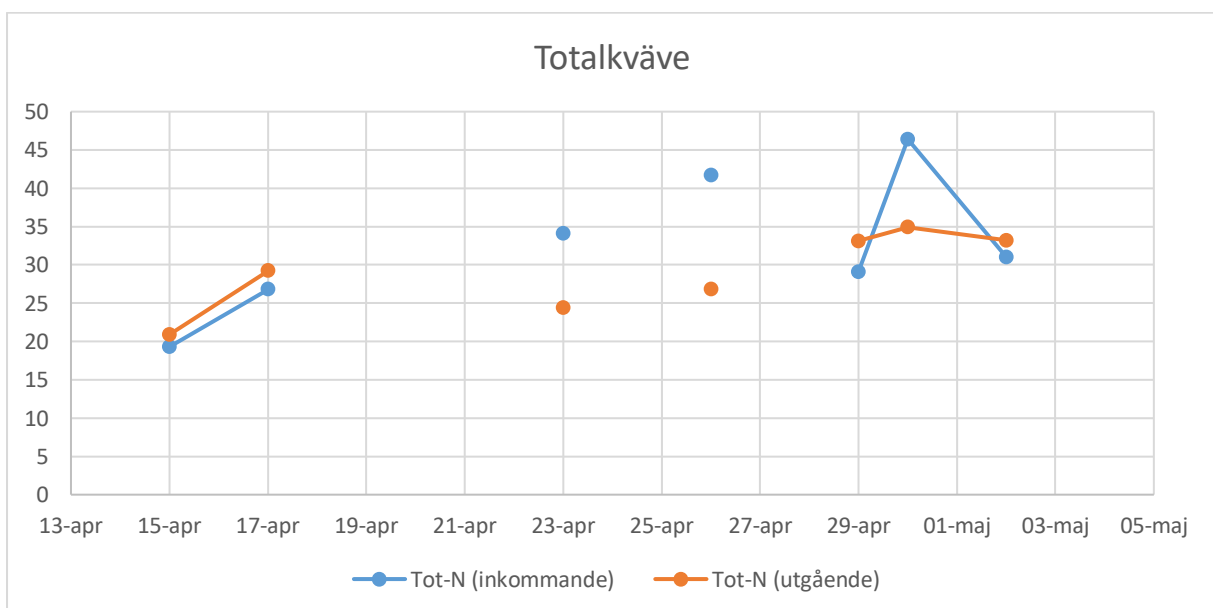


Figur 15. Graf över analysresultaten för nitratkväve under perioden 15 april – 3 maj. Analysresultat för inkommande vatten visas med blå punkter respektive orangea punkter för utgående prover.

Analysresultaten för inkommande och utgående nitratkvävehalter visar skillnader i halterna före och efter MBBR. De tydliga skillnaderna tyder på att nitrat bildats i MBBR vilket indikerar direkt påverkan av MBBR och en fungerande nitrifikationsprocess.

4.1.8 Totalkväve (Tot-N)

Totalkväveanalyserna utfördes sammanlagt sju gånger under de tre veckorna. Analysresultaten för inkommande respektive utgående halter redovisas i figur 16 nedan.

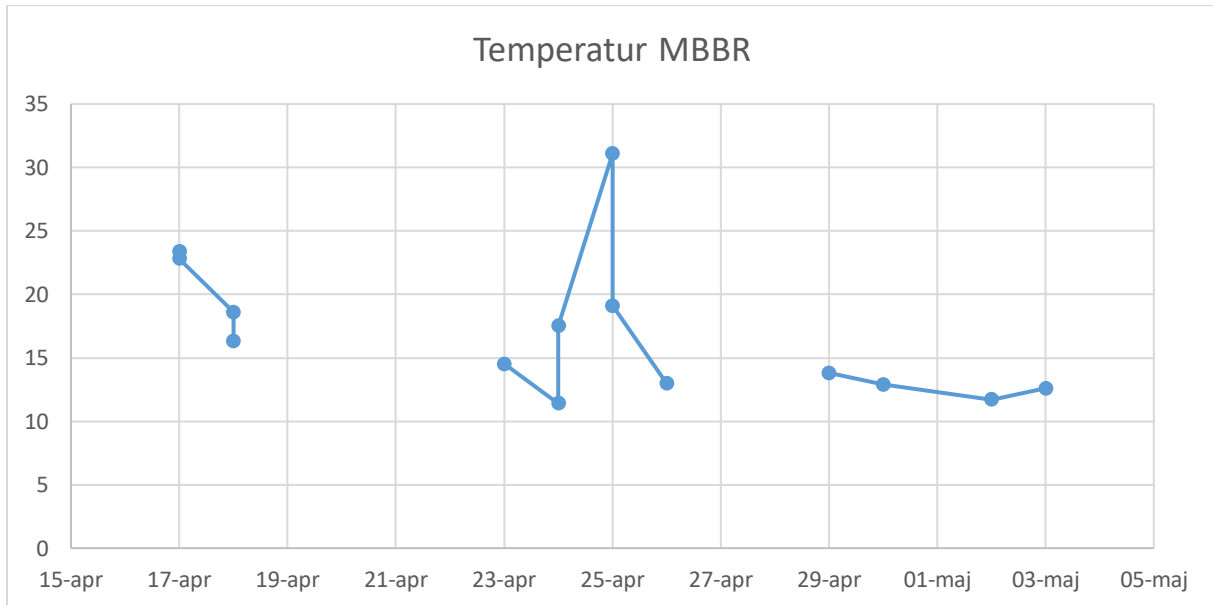


Figur 16. Graf över analysresultaten för totalkväve under perioden 15 april – 3 maj. Analysresultat för inkommande vatten visas med blå punkter respektive orangea punkter för utgående prover.

Analysresultaten av totalkvävehalten visar inledande jämna nivåer för inkommande och utgående halter av totalkväve. Halterna varierar lite under provtagningarna men återkommer till jämna nivåer igen till den sista provtagningen.

4.1.9 Temperatur MBBR

Temperaturen i MBBR mättes kontinuerligt från anläggningens ankomst till den resterande tiden av studien. En graf över temperaturens utveckling visas i figur 17 nedan.



Figur 17. Graf över temperaturutveckling i MBBR under perioden 15 april – 3 maj.

Punkterna i grafen visar att mer än en mätning utförts under vissa dagar. Den 24 april skedde en temperaturförändring som följde av en justering på termostaten den 23 april. Temperatursänkningen den 24 april kunde direkt kopplas till en ökning i ammoniumkväve på utgående vatten vilket ledde till en ökning i temperaturen i MBBR. Från 26 april visade analyser en stabil nitrifikationsprocess utan uppvärmning av MBBR.

5. Diskussion

5.1 Resultatanalys

Resultaten från analyserna är endast stickprov då anläggningen inte fungerade enligt planen och saknade fungerande provtagningsutrustning. För att få en säkrare analys krävdes flödesproportionella analyser eller tidsstyrda provtagningar som samlar in provmaterial under ett dygn som används för vidare analyser. Detta kunde inte göras med den utrustningen som fanns tillgänglig.

Analyserna visade även i flera fall värden som låg utanför mätområdet i kyvetternas mätintervall. Spektrofotometerns noggrannhet är inte lika exakt som andra analysmetoder som till exempel gaskromatografi och vätskekromatografi används vid andra laboratorier och kan därför ifrågasättas vid kvantifieringsanalyser. För ett mer exakt analysresultat hade ett alternativt analysinstrument kunnat användas som jämförelsemetod för att få ett jämförelseresultat.

Av dessa anledningar går det inte att dra några bestämda slutsatser från de provresultat som erhöles utan dessa får användas som indikationer som behöver utredas ytterligare för ett säkrare resultat.

5.1.1 Fosfor

De resultat som erhöles från analyserna av totalfosfor och löst fosfor kunde inte kopplas till något samband med MBBR. Under de tre veckorna som analyserna utfördes gjordes endast fyra analyser för vardera parametern. Syftet med mätningarna var att se om fosfor påverkades av processerna i pilotanläggningen men hörde inte till huvudfokus i studien och därför gjordes endast ett fåtal analyser. Analysresultaten visar på skillnader i fosforhalter på både inkommande och utgående vatten mellan de olika dagarna för provtagning. Skillnaderna antas bero på variationer i de stickproverna som togs.

5.1.2 Dissolved Organic Carbon (DOC)

DOC-halterna i vattnet förväntades att sjunka då nitrifikationsprocessen började fungera. På grund av komplikationer analyserades DOC-halten endast en gång under de tre veckorna som analyserna ägde rum. Det extra analysresultatet från den följande veckan användes som jämförelse och en reduktion av DOC i båda fallen är tydlig. Antalet analyser är inte tillräckligt många för att med säkerhet kunna påvisa att DOC reduceras av MBBR-processen men i kombination med kväveanalyserna går det att anta en påverkan av MBBR.

5.1.3 Chemical Oxygen Demand (COD)

I resultatet för COD-halten syns en skillnad mellan halterna i inkommande och utgående vatten. I början skiljer halterna med 10,8 mg/l som gradvis sjunker och vid sista analysen endast skiljer 3,3 mg/l. Även om det i grafen går att se en viss trend med minskande halter i utgående vatten går det att se att den trenden minskar och därmed krävs det vidare analyser för att fastställa påverkan av MBBR-processen.

5.1.4 Kväve

Resultaten från ammoniumkväveanalyserna visar tydliga samband mellan MBBR-processen och minskning av ammonium i utgående vatten. Analysresultatet från den 24 april visar på en utgående halt som överstiger 1 mg/l. Detta kunde kopplas till en för låg temperatur på MBBR-processen som innebar att nitrifikationen inte var effektiv nog. Detta var en följd av en temperatursänkning och temperaturen ökades igen vilket gav önskat resultat i den kommande provtagningen.

För nitrit- och nitratkväve visar resultatet tydliga skillnader i halter mellan inkommande och utgående vattenanalyser. Skillnaden mot ammoniumanalyserna är den ökade halten av analyser i utgående vatten jämfört med det inkommande. Detta resultat var väntat då ammonium omvandlas

till nitrit och vidare till nitrat i nitrifikationsprocessen och kan därför kopplas till direkt till påverkan av MBBR.

I resultatet från nitritanalyserna syns förhöjda halter av utgående nitrit i början av provtagningsperioden. Dessa höga halter tror bero på variationer i stickproverna tagna under den veckan som följde av problem med flödena i pilotanläggningen under första veckan. Provtagningarna de följande veckorna visar en lägre utgående nitrithalt vilket är rimligt då kontrollen över flödena hade förbättrats vid den tidpunkten. Den låga nivån i utgående vatten den 25 april tros vara direkt kopplad till den höjda temperaturen i MBBR samma dag, vilket skulle öka nitrifikationen och därmed sänka nitrithalten. Sista veckan ser halterna ut att sjunka som följd av att processen stabiliserades i MBBR när temperaturen långsamt sänktes.

Resultatet från nitratanalyserna visar samma inledande variation som nitritanalyserna under första veckan. Anledningen till detta tros vara samma som för nitritanalyserna. Till skillnad mot nitrit så syns en stabil ökning av utgående nitrat de resterande två veckorna vilket indikerar att det andra steget i nitrifikationsprocessen fungerar och är stabilt.

Analysresultaten som erhöles från totalkväveanalyserna kunde liksom fosforanalyserna inte kopplas till något specifikt samband med MBBR. Eftersom inget denitrifikationssteg fanns med i pilotanläggningen kan detta förklara att de totala kvävehalterna inte påverkas och håller en jämn nivå. Vid en utveckling av anläggningen där denitrifikation skulle tas med är totalkväveanalysen av större intresse då totalkvävehalterna i vattnet borde sjunka eftersom kvävet lämnar i form av kvävgas. Variationerna tros även i detta fall bero på haltskillnader och mätosäkerhet vid stickprovtagningarna.

5.1.5 Temperatur MBBR

Temperaturutvecklingen i MBBR kunde inte observeras under den första provtagningen då utrustning saknades. Vid resterande provtagningar kontrollerades temperaturen vid provtagningstillfället samt flera gånger vissa dagar under uppstarten.

För att reglera temperatur till MBBR fanns en termostat kopplad till doppvärmaren. På termostaten fanns inte någon temperaturindikator vilket försvårade arbetet med att reglera temperaturen. Det regelverk som användes på termostaten fick därför regleras godtyckligt och kontrolleras i efterhand med termometern, vilket var anledningen till att flera mätningar gjordes vissa dagar. En ytterligare försvårande faktor var att doppvärmaren slutade fungera den 25 april vilket kan ses i den temperatur sänkning på 12 °C samma dag. Efter detta kunde temperaturen i MBBR inte längre regleras, något som däremot inte påverkade processen, då analyserna visade att nitrifikationen vid det tillfället fungerade utan uppvärmning.

5.2 Processanalys

Den bestämda projekt- och tidsplanen som skapades i början av arbetet kunde inte fullföljas på grund av yttre omständigheter. Externa förseningar påverkade den pilotanläggning som användes i pilotprojektet vilket ledde till att anläggningen levererades senare än planerat och även de komponenter till anläggningen, då anläggningen fanns på plats. På grund av dessa förseningar kunde inte de planerade provtagningarna för analys av läkemedelsrester utföras i tid och därmed kunde inget resultat erhållas. Istället användes tidsplanen med fokus på att analysera vattenprover på laboratoriet på Främby ARV och kontrollera uppstartsprocessen av pilotanläggningen.

Trots förändringen under studiens gång underlättades arbetet av den projekt- och tidsplan som skapades under de inledande veckornas planering. Den förändring som skedde i tidsplanen var det laborativa arbetet som utöver den inledande genomgångsveckan var beräknad att ta fyra veckor men

reducerades till tre veckor. Under de veckorna kunde fortsatt laborativt arbete pågå enligt planen men med förändrade mål.

5.3 Liknande studier

Då komplikationer uppstod i arbetet kunde inte alla frågeställningar besvaras med de resultaten som erhöles. På grund av detta har en liknande studie från IVL Svenska Miljöinstitutet studerats i syfte att finna likheter med det reningssystem som användes vid Främby ARV och därmed se vilka resultat som skulle kunna förväntas av reningen i pilotanläggningen vid Främby ARV.

I rapporten IVL Svenska Miljöinstitutets rapport "Aktivt kol för avlägsnande av läkemedelsrester ur behandlat avloppsvatten" från 2013, användes granulerat aktivt kol i en pilotstudie mellan januari 2011 – augusti 2012 för rening av läkemedelsrester vid Henriksdals reningsverk i Stockholm. I studien användes tre seriekopplade GAK-kolonner med provtagningsventiler mellan varje kolonn. Försöksvattnet i studien var utgående vatten från Henriksdals reningsverk som var biologiskt och kemiskt behandlat. Vatten var även renat från kväve samt sandfiltrerat, vilket innebar ett lågt innehåll av organiskt material.

För läkemedelssubstanserna metoprolol, oxazepam, carbamazepin, propranolol och citalopram visades en tydlig reningseffekt redan efter första kolonnen i serien. Dessa substanser är några av de ämnena på listan över läkemedel att analysera vid pilotanläggningen i Främby ARV. I resultatet går att se att reningseffekten fungerar bäst i början av studien vilket troligtvis beror på att kolet mätas under tidens gång.

För hormonstörande ämnen visades däremot ingen reningseffekt med de använda analysmetoderna. Metoden som användes påvisar en östrogen effekt på ett vattenprov och jämför detta värde mellan olika prover. Detta innebär att alla prover med östrogen effekt kan påverka analysmetoden och kan därför inte visa skillnader hos en specifik substans. Jämförelsen mellan inkommande och utgående vattenproven visade däremot ingen minskning av den östrogena effekten. Av den anledningen kunde slutsatsen dras att GAK inte hade någon inverkan på de hormonstörande ämnena.

En tydlig sidoeffekt som visade sig under studien var ytterligare kväverening i GAK-kolonnerna. Under studien visade analyser att kvävehalten sjönk i utgående vatten efter kolonnerna. Detta beror på att en bakteriell tillväxt uppstod i kolonnerna som skapade en denitrifikationsprocess, vilket bildade kvävgas.

Även en reduktion av COD uppstod i GAK-kolonnerna som en sidoeffekt. Analyser av COD-halter visar en stor skillnad i COD-halt under den första tiden av studien som långsamt minskade under studiens gång. Detta tros bero på att kolet i GAK-kolonnerna mätas med tiden, vilket påverkar adsorptionen av organiskt material, liksom reningen av läkemedelssubstanserna.

På grund av vissa skillnader i anläggningarna vid Främby ARV och Henriksdal går det inte att direkta slutsatser från resultaten även om det ger vissa indikationer. Henriksdals reningsverk använder både seriekopplade GAK-kolonner samt kvävereducerat och sandfiltrerat vatten, något som inte användes vid Främby ARV. Kvävereduceringen och sandfiltreringen innebär mindre påverkan på GAK-kolonnerna från andra material än läkemedel vilket ger en längre livslängd och eventuellt en effektivare rening. Däremot kan jämförelser göras med provtagningspunkten efter första GAK-kolonnen i Henriksdals reningsverk och Främby ARV. Dessa provtagningspunkter är mest lika varandra vilket skulle kunna betyda liknande resultat.

6. Slutsats

Utifrån resultaten från rapporten "Aktivt kol för avlägsnande av läkemedelsrester ur behandlat avloppsvatten" kan slutsatsen dras att en eventuell rening av läkemedel kan förväntas från pilotstudien vid Främby ARV. Det kan även antas att denitrifikation kan uppstå i GAK-kolonnerna då bakteriell tillväxt kan uppstå även där samt en viss reducering av COD.

Resultaten indikerar att MBBR har en påverkan på organiskt material och reducerar halterna av dessa vilket var huvudsyftet med MBBR i pilotprojektet. Resultaten från studien indikerar även att en nitrifikationsprocess efter det nuvarande utloppet på Främby ARV skulle vara en effektiv metod för att reducera halterna ammonium och därmed minska belastningarna på recipienten Runn. Ett ytterligare steg skulle kunna vara att utreda om möjligheterna för en anslutande denitrifikationsprocess som skulle innebära att lägre kvävehalter når recipienten och minskar risken för övergödning.

Tack

Jag vill tacka min handledare Melviana Hedén på Falu Energi och Vatten AB som har hjälpt mig att genomföra det här projektet och stöttat mig under arbetets gång. Jag vill även tacka Maria Silfwerin för allt tålamod som du haft med mig och för ett bra samarbete. Till alla andra medarbetare på Främby ARV vill jag tacka för ett varmt välkomnande och allt ni har hjälpt till med. Det har varit ett sant nöje!

Jag vill även tacka min examinator Peter Nilsson för all hjälp under examensarbetets gång.

Referenser

1. Naturvårdsverket. Renings av avloppsvatten i Sverige 2016. Stockholm: Naturvårdsverket; 2018. ISBN 978-91-620-8808-8.
2. Balmér P, Rothman M, Nyberg U, Mattsson A, Arthursson F, Fredriksson O et al. Avloppsteknik 2, Reningsprocessen. Stockholm: Svenskt Vatten; 2007.
3. Olofsson B, Finnson A, Balmér P, Nyberg U, Persson G, Rutberg B et al. Avloppsteknik 1, Allmänt. Stockholm: Svenskt Vatten; 2007.
4. Naturvårdsverket. Renings av avloppsvatten i Sverige. Stockholm: Naturvårdsverket; 2013. ISBN 978-91-620-8629-9.
5. Förstudie Framtidens Främby, 3F-projektet. Hedén M. Falun: Falu Energi och Vatten AB; 2018.
6. Carlsson B, Hallin S. Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk. Stockholm; 2003. VA-Forsk; 2003-27.
7. Bydén S, Larsson AM, Olsson M. Mäta vatten – Undersökningar av sött och salt vatten. 3 uppl. Göteborg: University of Gothenburg; 2003.
8. Personlig kommunikation A Malovanyy 2019-05-10
9. (Rapport B 2226) IVL Svenska Miljöinstitutet. Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants [Internet]. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet; 2015. B; 2226. [Citerad 14 maj 2019]. Hämtad från: <https://www.ivl.se/sidor/publikationer/publikation.html?id=3191>.
10. Naturvårdsverket. Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen. Stockholm: Naturvårdsverket; 2017. ISBN 978-91-620-6766-3.
11. (C235) IVL Svenska Miljöinstitutet. Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet; 2017. C; 235. [Citerad 15 maj 2019]. Hämtad från: <https://www.ivl.se/sidor/publikationer/publikation.html?id=5398>.
12. Ødegaard H. The Moving Bed Biofilm Reactor. Trondheim: Norwegian University of Science and Technology; [okänt år][Citerad 7 maj 2019]. Hämtad från: <https://pdfs.semanticscholar.org/6b61/ef0f8e0a1f77808633bcabe919072d84da67.pdf>.
13. (Rapport B 2288) IVL Svenska Miljöinstitutet. Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsverk [Internet]. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet; 2017. B; 2288. [Citerad 15 maj 2019]. Hämtad från: <https://www.ivl.se/sidor/publikationer/publikation.html?id=5457>.

