



Nr B 2246  
Oktober 2016

# Nya utsläppskrav för svenska reningsverk

– effekter på reningsverkens totala miljöpåverkan

Linda Åmand, Sofia Andersson, Magnus Arnell, Felipe Oliveira, Magnus Rahmberg, Christian Junestedt



I samarbete med: Stockholm Vatten, Käppalaförbundet, Mälarenergi, Svenskt Vatten, SP Urban Water Management

**Författare:** Linda Åmand, Sofia Andersson, Felipe Oliveira, Magnus Rahmberg, Christian Junestedt, IVL Svenska Miljöinstitutet och Magnus Arnell, SP Urban Water Management

**Medel från:** : Käppalaförbundet, Stockholm Vatten, Mälarenergi, Svenskt Vatten Utveckling, Stiftelsen IVL

**Fotograf:** Mälarenergi AB

**Rapportnummer** B 2246 reviderad

**ISBN** 978-91-88319-11-1

**Upplaga** Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2016**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // Fax 010-788 65 90 // [www.ivl.se](http://www.ivl.se)

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

## Förord

Detta arbete har möjliggjorts tack vare stöd från Svenskt Vatten Utveckling, Mälarenergi, Käppalaförbundet, Stockholm Vatten och Stiftelsen IVL. Vi vill tacka för det samarbete vi haft med framförallt Andreas Nilsson, Mälarenergi, Andreas Thunberg och Catharina Grundestam, Käppalaförbundet, samt Erik Lindblom, Stockholm Vatten.

Rapportförfattarna vill även rikta ett tack till projektets referensgrupp för stöd under projektets gång. Tack till Susanne Tumlin, Gryaab, Anneli Andersson Chan, Växjö kommun samt Lars-Gunnar Lindfors, IVL. Tack också till Sofia Andersson, Stockholm Vatten, samt Klara Westling, IVL, för hjälp med granskning av rapporten.

Projektet vill också tacka Ulf Jeppsson, Lunds universitet, med samarbetspartners för att vi kunnat arbeta med den absolut senaste versionen av simuleringsmodellen BSM2G. Detta har varit möjligt tack vare projektet "Utveckling av operationella strategier och dynamiskt analysverktyg med fokus på energieffektivisering av avloppsreningsverk" finansierat via Svenskt Vatten Utveckling (projektnummer 10-106) och Formas (projektnummer 211-2010-141).

## Innehållsförteckning

|                                                                                 |    |
|---------------------------------------------------------------------------------|----|
| Sammanfattning.....                                                             | 5  |
| Summary.....                                                                    | 6  |
| 1 Bakgrund.....                                                                 | 7  |
| 2 Syfte och mål .....                                                           | 8  |
| 3 Rapportstruktur .....                                                         | 9  |
| 4 Metod .....                                                                   | 10 |
| 4.1 Simulering av miljöpåverkan .....                                           | 10 |
| 4.2 De tre fallstudierna.....                                                   | 12 |
| 4.3 Scenarier.....                                                              | 12 |
| 4.4 Känslighetsanalyser och medelvärdesbildning.....                            | 14 |
| 4.5 Avgränsningar.....                                                          | 15 |
| 5 Resultat och diskussion.....                                                  | 16 |
| 5.1 Reningsverkens förmåga att klara skärpta utsläppskrav.....                  | 16 |
| 5.2 Var i processen uppkommer miljöpåverkan?.....                               | 23 |
| 5.3 Vad blir effekten av lägre utsläppsnivåer i utsläppsvillkoren? .....        | 24 |
| 5.4 Vad blir effekten av kortare medelvärdesbildning i utsläppsvillkoren? ..... | 30 |
| 5.5 Känslighetsanalys .....                                                     | 31 |
| 5.6 Nyttan med den framtagna metoden .....                                      | 34 |
| 6 Slutsatser .....                                                              | 35 |
| 7 Referenser.....                                                               | 37 |
| Bilaga 1: Dynamisk processmodellering .....                                     | 40 |
| Bilaga 2: Livscykelanalys .....                                                 | 44 |
| Bilaga 3: Fallstudie Henriksdals reningsverk.....                               | 48 |
| Bilaga 4: Fallstudie Käppalaverket .....                                        | 57 |
| Bilaga 5: Fallstudie Kungsängens reningsverk .....                              | 66 |
| Bilaga 6: Fullständiga resultat från livscykelanalysen.....                     | 74 |

## Sammanfattning

Ett avloppsreningsverk bidrar till stor miljönytta genom att minska utsläppen av syretärande och övergödande ämnen till recipienterna. Samtidigt bidrar reningsverken till negativ miljöpåverkan som inte alltid synliggörs. I projektet har IVL Svenska Miljöinstitutet och SP studerat hur skärpta utsläppskrav kan bidra till förändrad miljöpåverkan från reningsverkens processer.

Käppalaverket i Lidingö, Henriksdals reningsverk i Stockholm och Kungsängsverket i Västerås har varit projektets tre fallstudier. Miljöpåverkan har undersökts med hjälp av matematiska processmodeller och livscykelanalys (LCA). Fokus har varit att undersöka kategorierna klimat, övergödning, försurning, fossila resurser och materialresurser. När utsläppsvillkoren skärps kan det få stor effekt på miljöpåverkan från reningsverkens processer i förhållande till mängden vatten som renas, men det behöver inte få det. Det som framför allt påverkar utfallet är vilken reningsprocess man har i dag och i framtiden, hur den direkta lustgasavgången ändras vid skärpta utsläppskrav samt varifrån kolkällan kommer.

Ökad kemikalieanvändning, ökad dosering av kolkälla och en ökning av direkta utsläpp av växthusgaser leder till ökad användning av fossila resurser och materialresurser samt ökad klimatpåverkan. Alla reningsverk i studien behövde tillsätta kolkälla för att nå ner till 6 mg/l kväve i utgående vatten. Om kolkällan har fossilt ursprung kan det ge upp till tre gånger större påverkan från användning av fossila resurser jämfört med idag.

Aktivslamprocessen var det processteg som oftast bidrog mest till klimatpåverkan, förbrukning av fossila resurser och materialresurser. Däremot var slamlagret det processteg som bidrog mest till ökad försurning på grund av läckage av ammoniak. Exemplet visar att avloppsreningsverk som i dag använder aktivslamprocessen kan få kraftigt ökad negativ miljöpåverkan till följd av ändrad processlösning, till exempel vid införande av membranbioreaktor med stort behov av luftning och kemikalier. En ändring kan också bidra till minskad negativ miljöpåverkan. Ett exempel är införande av separat rening av rejektivatten från slamrötningen med anammoxprocess, om det kan bidra till minskad avgång av lustgas.

Metoden som tagits fram i projektet kan användas för att se hur val av reningsteknik, driftstrategi och val av kemikalier inverkar på miljöpåverkan från svenska avloppsreningsverk. Den är bäst lämpad för att studera effekten av skärpta utsläppskrav på kväve.

Resultaten av systemanalyser och simuleringar av det här slaget påverkas i hög grad av val när det gäller metod och utförande. I rapporten har resultaten från livscykelanalysen inte sammanvägts till ett sammanfattande mått på total miljöpåverkan. Därmed har det inte gjorts en rangordning av vilken miljöpåverkan som är viktigast att undvika. En sådan avvägning behöver göras om resultaten ska kunna fungera som beslutsunderlag.

## Summary

A wastewater treatment plant (WWTP) contributes to environmental benefit by reducing emissions of oxygen-consuming substances and nutrients to the recipients. But the WWTPs also contribute negative environmental impacts that are not always made. In this project, IVL Swedish Environmental Research Institute and SP have studied how stricter emission standards can contribute to a change in environmental impact from the wastewater treatment processes.

Käppala WWTP in Lidingö, Henriksdal WWTP in Stockholm and Kungsängen WWTP in Väserås have been the project's three case studies. The environmental impact of these case studies was investigated using mathematical process models and life cycle assessment (LCA). The focus has been to examine the environmental impact categories Global Warming Potential, Eutrophication Potential, Acidification Potential, Abiotic Depletion Potential (ADP fossil) and Abiotic Depletion Potential (ADP elements). More stringent discharge criteria can lead to negative environmental impact from the wastewater treatment processes in relation to the amount of treated wastewater, but not necessarily. What affects the outcome the most is the treatment process today and in the future, how the direct nitrous oxide emissions change due to stricter emission standards and the origin of the carbon source.

Increased use of chemicals, increased dosage of carbon source and an increase in direct emissions of greenhouse gases leads to an increased use of fossil and material resources (abiotic depletion) and increased contribution to the global warming potential. All treatment plants in this study required addition of a carbon source to reach 6 mg/l in effluent total nitrogen. A carbon source of fossil origin can generate up to a tripling of the effect from use of fossil products (ADP fossil) compared to today.

The activated sludge process was the process part that usually contributed most to climate change consumption and abiotic depletion. The sludge storage contributed most to increased acidification potential due to leakage of ammonia. The case studies show that for WWTPs that currently use the activated sludge process, a change of process solution can contribute to increased negative environmental impact, for example by introduction of a membrane bioreactor with high air demand and high use of chemicals. A process change may also contribute to reduced negative environmental impacts. An example to this is the introduction of separate reject water treatment with anammox if this can help reduce the direct emissions of nitrous oxide.

The method developed in this project can be used to see how the choice of treatment technology, operating strategy and the choice of chemicals affect the environmental impact of Swedish WWTPs. It is best suited when it is a priority to study the effect of stricter emission standards for nitrogen.

The results of system analyses and simulations of this kind are substantially affected by assumptions and choices regarding method and implementation. In this report, the results of the LCA are not weighted to form a measure of total environmental impact. Thus, a ranking was not made of the environmental impacts that are most important to avoid. Such a trade-off needs to be done if the results should serve as basis for decisions.

# 1 Bakgrund

Svenska avloppsreningsverk kan vänta sig skärpta utsläppskrav för kväve och fosfor inom ramen för nya tillståndsprövningar i enlighet med ramdirektivet för vatten. Hur dessa krav kommer utformas är i nuläget osäkert men det talas om totalkvävehalter på 5-6 mg/l och totalfosfor på 0,2 mg/l. Detta kommer kräva ombyggnationer och processanpassningar för svenska reningsverk. Marginalkostnaderna för att rena kväve och fosfor kommer att öka, och det har också visats att marginaleffekterna på koldioxidavtrycket stiger vid hårdare utsläppskrav (Thunberg, Erikstam, & Åmand, 2013).

Effekten av nya reningskrav kommer bero av vilken miljöpåverkan dagens anläggningar ger upphov till, och vilket behov av ombyggnad och effektivisering som nya utsläppskrav medför. Behovet av att utvärdera hur helheten påverkas av skärpta utsläppskrav tas upp i Naturvårdsverkets och Svenskt Vattens gemensamma vägledning gällande villkor och krav för utsläpp från avloppsreningsverk (Naturvårdsverket, 2013).

Avloppsreningsverkens huvudsyfte är att rena vattnet till fastställd god kvalitet i enlighet med de svenska miljömålen *Ingen övergödning, Levande sjöar och vattendrag* samt *Hav i balans*. Långtgående rening av föroreningar ställs mot krav på begränsad resursanvändning i enlighet med miljömålen *Begränsad klimatpåverkan* och *Giftfri miljö*. För val av processlösning och driftstrategi tillkommer således utöver kvalitet på utgående vatten och reningskostnad även resursförbrukning och avgång av växthusgaser som viktiga parametrar att ta i beaktande för att kunna väga positiva och negativa effekter på miljön vid omställningen för att klara framtida utsläppskrav.

Ett användbart verktyg för att få en bild av vilken effekt nya utsläppskrav får är dynamisk processmodellering. Med denna typ av modellering går det att uppskatta resursåtgång för reningsprocesserna och även simulera olika utsläppsnivåer vid olika processkonfigurationer. Fördelen med en dynamisk modell är att den kan följa årsvariationer i inflöde och temperatur, och därmed modellera effekten av medelvärdesbildningens längd i tillstånden. Kombinerat sedan resultaten från de dynamiska modellerna med en systemanalys över vald reningsprocess kan en total miljöpåverkan från processen beräknas. Avtrycket från nuvarande process kan då jämföras med hur avtrycket blir för en framtida reningsprocess. En vanlig metod för att utföra systemanalyser är med hjälp av Livscykelanalys (LCA).

## 2 Syfte och mål

Syftet med projektet är att öka kunskapen om vilken effekt en framtida skärpning av utsläppskraven har på den totala miljöpåverkan från tre svenska reningsverk: Käppalaverket, Henriksdals reningsverk och Kungsängsverket i Västerås. I detta syfte ingår att studera var i processen den mest betydande miljöpåverkan sker för att bland annat kunna undvika ”suboptimering” ur ett miljöperspektiv. Syftet med rapporten från projektet är att den ska kunna fungera som underlag vid kommunikation med myndigheter inför formuleringar av framtida utsläppsvillkor.

Målet med projektet är att för vardera av de tre reningsverken besvara ett antal frågor och jämföra resultaten med varandra.

### Frågor om reningsverkens förmåga att klara skärpta utsläppskrav:

- Klarar reningsverket de nya utsläppskraven med nuvarande processutformning?
- Om ovanstående ej är uppfyllt, vad behöver ändras i processen för att uppnå de nya utsläppskraven?
- Vilka ändringar i processen behövs för att klara en förändrad framtida belastning?

### Frågor om miljöpåverkans art och var den uppkommer:

- I vilka processteg uppkommer idag den största miljöbelastningen och hur ser det ut vid skärpta utsläppskrav?
- Vilken typ av negativ miljöpåverkan är idag av störst betydelse och hur ser det ut vid skärpta utsläppskrav?

### Frågor om effekten av skärpta utsläppskrav:

- Vad blir effekten på miljöpåverkan vid lägre utsläppsnivåer i reningsverkens tillstånd?
- Vad blir effekten på miljöpåverkan vid kortare medelvärdesbildning i reningsverkens tillstånd?



## 3 Rapportstruktur

Projektets metod presenteras i kapitel 4. Relativt komplexa modeller har använts i detta arbete, och huvuddelen av detaljerna bakom modelleringen återfinns i Bilaga 1 till 5, medan en sammanfattning av modelleringsmetoderna presenteras i kapitel 4.1.

En nyckel för att förstå rapportens resultat är att ha en bild av de scenarier som använts i arbetet. Rapporten utgörs av tre fallstudier med tre eller fyra scenarier vardera. För varje scenario har antaganden gjorts, vilka i vissa fall har påverkat slutresultatet. Vid tolkning av resultaten är det bra att ha satt sig in i kapitel 4.3, 4.4 och 4.5 som sammanfattar scenarier, känslighetsanalyser som utförts samt de viktigaste avgränsningar som gjorts i projektet. Särskilt tabell 2 och 3 i kapitel 4.3 är bra att ha till hands vid tolkning av resultaten.

Rapportens kärna är kapitel 5, där projektets frågeställningar besvaras och diskuteras. I kapitel 5.1 presenteras resultaten från processimuleringarna för samtliga scenarier. Här dras slutsatser om vilka utsläppsnivåer som dagens anläggningar kan klara av, och hur utsläppen varierar över året från framtida anläggningar efter ombyggnationer för att möta skärpta utsläppskrav och ökad belastning. I kapitel 5.2 presenteras en sammanfattande tabell över vilket processteg i reningsprocessen som bidrar mest till de fem miljöpåverkanskategorier som är i fokus i detta projekt (klimat, materialresurser, fossila resurser, försurning och övergödning). I kapitel 5.3 normeras miljöpåverkan mot dagens utsläppsnivåer för att se den relativa effekten av skärpta utsläppskrav och ökad belastning till reningsverken. I kapitel 5.4 förs ett resonemang om effekten av en kortare medelvärdesbildning i utsläppsvillkoren. En känslighetsanalys med avseende på val av funktionell enhet i LCA:n, val av kolkälla och kreditering av fordonsbränsle presenteras i kapitel 5.5.

Slutligen sammanfattas projektets slutsatser i kapitel 6, och frågeställningar för framtida arbete diskuteras i kapitel 7.

## 4 Metod

### 4.1 Simulering av miljöpåverkan

För att kunna svara på projektets frågeställningar har dynamisk processmodellering kombinerats med LCA. En dynamisk modell kan simulera ett system (i vårt fall ett avloppsreningsverk) dynamiskt, d.v.s. följa hur systemet förändras över tid. Detta modelleras matematiskt med hjälp av differentialekvationer. I många fall kan även statiska modeller användas då det antas att ingenting i modellen varierar över tid. Fördelen med en statisk modell är att den är enklare och tar kortare tid att simulera. Nackdelen är att det inte går att följa t.ex. belastnings- eller årstidsvariationer i modellen. För denna rapportens syfte är en dynamisk modell att föredra, just eftersom modellen då kan beskriva hur ett reningsverk fungerar vid olika tider på dagen (belastningsvariationer) eller på året (säsongsvariationer).

I detta arbete har processsimuleringar utförts i MATLAB/Simulink® med modellen Benchmark Simulation Model No. 2 Greenhouse gas, BSM2G (Flores-Alsina *et al.*, 2014). BSM2G är en kombination av flera delmodeller och täcker in ett avloppsreningsverk från försedimentering till slamlagring. De två viktigaste delmodellerna är en utökad version av Activated Sludge Model No. 1, ASM1 (Henze *et al.*, 2000) även kallad ASMN och Anaerobic Digestion Model No. 1, ADM1 (Batstone *et al.*, 2002). ASM1 beskriver oxidation av kol och nitrifikation och denitrifikation av kväve från ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) via nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) till kvävgas ( $\text{N}_2$ ). ASMN är kombinerad med en dynamisk modell över lustgasavgång från aktivslamprocessen (Flores-Alsina *et al.*, 2014). ADM1 är en dynamisk modell över en rötningsprocess. Förutom ASMN med lustgasmodell och ADM1 inbegriper BSM2G modeller över sedimentering, avvattning och lagring av slam. För mer information om processmodelleringen, se Bilaga 1.

LCA är en metod för att skapa sig en helhetsbild över miljöpåverkan från en produkts (i vårt fall ett reningsverks) livscykel – från vaggan till graven. I en LCA inkluderas resursåtgång, avfallsproduktion, energianvändning och transporter för alla mellanled. I denna studie studeras en process snarare än en produkt, och vi tittar på ett års drift av processen och inkluderar därmed inte konstruktion och rivning av reningsverket.

För att utföra LCA-modelleringen har programmet GaBi-software 6.3 använts. GaBi-software är en av världens mest använda mjukvaror inom LCA. Den har utvecklats i mer än 20 år och innehåller en robust intern databas med mer än 7 000 profiler med livscykelinventeringar (LCI) som är färdiga att använda.

LCA:n i denna studie omfattar aktiviteter som är direkt kopplade till, eller ett resultat av, reningen av avloppsvatten. Produktion och transport av kemikalier, samt produktion av energi ingår också, likväl som biprodukter från reningprocessen såsom rötgas och slam. Alla scenarier har modellerats som bokförings-LCA:er för att fristående vara kompletta, då de skiljer sig mycket åt, men kan jämföras med varandra för att studera skillnader mellan fallen.

Livscykelanalysen utfördes enligt ISO 14044. En kortfattad beskrivning av livscykelanalysmetodiken finns i Bilaga 2.

För att kvantifiera den potentiella miljöpåverkan från reningsverkens processer valdes ett antal miljöpåverkanskategorier ut, se Tabell 1. Dessa är framtagna av CML (Centrum voor Milieukunde –Universiteit Leiden, 2002) och inom LCA generella och gängse använda (Guinée et al, 2002). Metoderna är vetenskapligt baserade på kemiska och biologiska reaktioner i luft, vatten och mark, samt uppskattade resurstillgångar på jorden. Kategorierna analyserar potentiella miljöeffekter.

Enheterna är referensenheter där alla utsläpp normaliserats till referensenheten med hjälp av karaktäriseringsfaktorer. T.ex. är lustgas normaliserade till koldioxidekvivalenter genom att mängden lustgasutsläpp multiplicerats med faktorn 298, då lustgas har en 298 gånger kraftigare påverkan på global uppvärmning jämfört med koldioxid, per kg utsläpp av respektive gas (i ett 100-årigt perspektiv). Efter att denna studies LCA-beräkningar genomfördes har karaktäriseringsfaktorerna för växthusgasutsläpp justerats i GaBi i enlighet med IPCC 2013. Detta innebär att emissionsfaktorn för metan höjts från 25 till 34 vilket innebär att bidraget från metan blir högre jämfört med den faktor som använts i denna studie. För en komplett lista över miljöpåverkanskategorier, utöver de som valts att analyseras i denna studie, samt en kortfattad beskrivning av varje kategori, se Bilaga 2.

**Tabell 1. Lista över miljöpåverkanskategorier som analyseras i studien.**

| Miljöpåverkanskategorier (CML2002) |                                                                                     |                            |
|------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------|
| Svenskt kortnamn                   | Engelsk långt namn                                                                  | Enhet (eng)                |
| Klimat (ej biogent kol)            | CML2001 - Apr. 2013, Global Warming Potential, excl biogenic carbon (GWP 100 years) | kg CO <sub>2</sub> -Equiv. |
| Övergödning                        | CML2001 - Apr. 2013, Eutrophication Potential (EP)                                  | kg PO <sub>4</sub> -Equiv. |
| Förurning                          | CML2001 - Apr. 2013, Acidification Potential (AP)                                   | kg SO <sub>2</sub> -Equiv. |
| Fossila resurser                   | CML2001 - Apr. 2013, Abiotic Depletion Potential (ADP fossil)                       | MJ                         |
| Materialresurser                   | CML2001 - Apr. 2013, Abiotic Depletion Potential (ADP elements)                     | kg Sb-Equiv.               |

Med fossila resurser menas energiinnehållande fossila tillgångar såsom kol, olja och naturgas, extraherade ur geosfären. Uran är inte inräknat. Materialresurser är icke energiinnehållande naturresurser såsom metaller och fosfor, extraherade ur geosfären. Även uran räknas hit.

Den *funktionella enheten* är den räknebas på vilken livscykelanalysen utförs. Detta kan till exempel vara en viss funktion eller en viss mängd (kg, m<sup>3</sup>) av något. Den valda funktionella enheten för denna studie är 1 m<sup>3</sup> behandlat avloppsvatten. Utöver den valda funktionella enheten har ett antal andra enheter valts i känslighetsanalysen, t.ex. 1 ton avskilt Tot-N, för att se på skillnader i resultaten.

En systemutvidgning har gjorts i känslighetsanalysen för att uppskatta miljökrediter där biprodukter från verket ersätter andra (icke-förnybara) alternativ i samhället. Det gäller i denna studie fordonsgas som ersätter diesel i lokalbussar. Att uppskatta miljökrediter i en bokförings-LCA är en gängse metod, då man ser det som att man undviker att använda annan (fossil) energivara eller produkt i systemet.

Det förekommer osäkerheter kring vissa av emissionsfaktorerna kopplade till slamhanteringen, vilket behöver utredas mer men är ej utfört i denna studie. Därför är de redovisade resultaten utan kreditering av nyttigheter från slamhanteringen i systemet.

## 4.2 De tre fallstudierna

Alla reningsverk är unika med olika processkonfiguration, inkommande vatten och driftförhållanden. Det är därför en utmaning att dra generella slutsatser för svenska reningsverk när variationen mellan dem är stor. I denna studie har tre fallstudier använts för att kunna jämföra dem med varandra: Henriksdals reningsverk i Stockholm, Käppalaverket ute på Lidingö i Stockholm och Kungsängens reningsverk i Västerås.

*Henriksdals reningsverk* är ett av Sveriges största avloppsreningsverk med 782 600 anslutna personer och ett medelflöde på 284 000 m<sup>3</sup>/d (2012). Reningsverket betjänar centrala och södra Stockholm. Anläggningen ligger till stora delar insprängd i Henriksdalsberget, strax sydost om centrala Stockholm. Idag har Henriksdals reningsverk förfällning och simultanfällning med järnsulfat och en klassisk fördenitrifikationsprocess samt dosering av järnsulfat på sandfilter. Dagens anläggning har två inlopp: ett i Sickla som tar emot ca 70 % av vattnet och ett i Henriksdal. Henriksdals reningsverk ägs av Stockholm Vatten AB.

*Käppalaverket* på Lidingö hade ca 455 000 anslutna personer 2012 och behandlar avloppsvatten från kommuner i nordvästra Stockholm. Inkommande medelflöde var 163 500 m<sup>3</sup>/d 2012. Även Käppalaverket ligger i berg, men har relativt gott om utrymme för sina reningsprocesser. Kväverening sker genom fördenitrifikation och simultanfällning sker med järnsulfat. Reningsverket har två parallella processdelar kallade gamla och nya verket (GV respektive NV) som byggts under olika årtionden. Käppalaförbundet äger Käppalaverket.

*Kungsängens reningsverk* ligger vid Mälarens strand strax utanför Västerås stadskärna. 2012 var antalet anslutna 128 000 med ett medelflöde på 47 000 m<sup>3</sup>/d. Även Kungsängens reningsverk har idag fördenitrifikation och förfällning med järnsulfat. Till skillnad från de andra två fallstudierna använder verket kolkälla till sin fördenitrifikation. Kungsängens reningsverk har idag en betydande industribelastning från Westinghouse som släpper på nitrat- och ammoniumrikt vatten på verket. Reningsverket ägs av Mälarenergi AB.

## 4.3 Scenarier

För att kunna jämföra miljöpåverkan före och efter införandet av skärpta reningskrav har tre scenarier jämförts för varje fallstudie. Scenario 1, basfallet, har dagens utsläppskrav, reningsprocesser och belastning till anläggningarna. Scenario 2 har framtida förväntade utsläppskrav, den process som behövs för att uppnå detta framtida reningskrav men har kvar dagens belastning. I scenario 3 har en förväntad framtida belastning och processfiguration för att klara nya utsläppskrav simulerats.

Framförallt Käppalaverket och Henriksdal har i sina framtidsanalyser en kraftig ökning av antalet anslutna personer. Om dessa anslutningar hade tillkommit Scenario 2 hade skillnaden i

miljöpåverkan både uppkommit till följd av skärpta krav, men också till följd av ändrad belastning. Därför separerades framtidsscenarioet i två delar där Scenario 2 fångar effekten av ändrade utsläppskrav och Scenario 3 effekten av ändrad belastning. Antagandena bakom de tre scenarierna visas i Tabell 2, och en sammanfattning av de tre scenarierna för de olika fallstudierna visas i Tabell 3.

**Tabell 2. Uppdelningen mellan de tre scenarierna.**

| Scenario | Belastning | Reningsprocess | Utsläppskrav |
|----------|------------|----------------|--------------|
| 1        | Nuvarande  | Nuvarande      | Nuvarande    |
| 2        | Nuvarande  | Framtida       | Framtida     |
| 3        | Framtida   | Framtida       | Framtida     |

**Tabell 3. Sammanfattning av belastning (B), reningsprocess (P) och utsläppskrav (K) för de tre fallstudierna och de tre scenarierna. DF= direktfällning, FF= förfällning, EDN= efterdenitrifikation, HFLR= högflödesrening, MBR= membranbioreaktor. Utsläppskrav angivna som halter i mg/l. TN= totalkväve, TP= totalfosfor.**

| Scenario |   | Henriksdal                   | Käppala                                | Kungsängen                                  |
|----------|---|------------------------------|----------------------------------------|---------------------------------------------|
| 1        | B | Anslutning 2012 + Bromma     | Anslutning 2012                        | Anslutning 2013-2014                        |
|          | P | Process 2012 + MBR + HFLR    | Process 2012                           | Process 2014                                |
|          | K | 10 TN (år), 0,3 TP (kvartal) | 10 TN (år), 0,3 TP (kvartal)           | 15 TN (år), 0,3 TP (kvartal)                |
| 2        | B | Scenario 1                   | Scenario 1                             | Scenario 1                                  |
|          | P | Scenario 1 + EDN + DF        | Scenario 1 + EDN + FF + Anammox + HFLR | Scenario 1 + EDN                            |
|          | K | 6 TN (månad), 0,2 TP (månad) | 6 TN (månad), 0,2 TP (månad)           | 6 TN (år), 0,2 TP (kvartal)                 |
| 3        | B | 1 621 000 personer           | 900 000 personer                       | Scenario 1 + 12 000 personer exkl. industri |
|          | P | Scenario 2                   | Scenario 2                             | Scenario 2                                  |
|          | K | Scenario 2                   | Scenario 2                             | Scenario 2                                  |

Den förändring som visas från dagens situation till framtida situation i Tabell 3 avspeglar antaganden som respektive VA-organisation gjort i sina framtidsanalyser. Idag vet reningsverken inte exakt vilka utsläppskrav de har att vänta. På samma sätt är antaganden om förändrad belastning baserat på prognoser om inflyttning och påkopplingar. Läs mer om respektive fallstudie och kalibrering av processmodellerna i Bilaga 3 till 5.

Scenario 1 för Henriksdals fallstudie motsvaras inte exakt av dagens reningsprocess och belastning. Orsaken är att vattnet till Brommas reningsverk från och med 2023 kommer pumpas till Henriksdals reningsverk. På grund av Brommas påkoppling behöver kapaciteten på Henriksdals reningsverk utökas, vilket det finns begränsad möjlighet för eftersom Henriksdals reningsverk är centralt beläget och byggt i berg. Stockholm Vatten har därför valt att bygga om reningsverket till en membranbioreaktor (MBR). Med en MBR separeras slammet från

aktivslamprocessen med en fysisk barriär i form av ett membran, istället för som idag med hjälp av gravitationen i mellansedimenteringen. Det ger en betydligt mer kompakt process och ett nära partikelfritt utgående vatten. Därmed kommer dagens och framtida reningsprocess på Henriksdal ha olika miljöpåverkan delvis oberoende av nya utsläppskrav. Valet föll därför på att simulera en MBR-process även i Scenario 1. Detta för att undersöka effekten av nya utsläppskrav snarare än effekten av att Bromma kopplas på Henriksdal. Detta innebär också att anläggningen kommer vara överdimensionerad i Scenario 1 och 2 vilket får som konsekvens att det räcker att ha 5 av 7 linjer i drift för att klara av reningskraven. I Scenario 3 däremot behöver alla 7 linjer vara i drift för att klara av den ökade belastningen.

För Henriksdals och Kungsängens reningsverk gjordes ytterligare en simulering utöver de tre huvudscenarierna. Detta extra fall kallas Scenario1MAX och har samma processlösning och inflöde som Scenario 1, men ändringar har gjorts för att optimera driften. För Henriksdal innebar Scenario1MAX att samtliga 7 linjer var i drift samt att slamhalt, internrecirkulation och syrehalter i de luftade zonerna ökades. Även i Scenario 1MAX fanns en MBR med i processen. För Kungsängen ökades internrecirkulationen. Resultaten från Scenario1MAX har använts för att svara på frågan hur långt man kan rena vattnet med nuvarande processlösning.

## 4.4 Känslighetsanalyser och medelvärdesbildning

För att studera vilken effekt olika antaganden haft på resultaten har följande känslighetsanalyser gjorts:

**Val av funktionell enhet.** I denna studie har 1 m<sup>3</sup> renat avloppsvatten varit funktionell enhet i scenarierna. I känslighetsanalysen har dock resultaten räknats om för att jämföra miljöpåverkan normerat per 1 ton avskilt totalkväve eller per antalet anslutna personer.

**Val av kolkälla.** Här har olika typer av extern kolkälla utvärderats för att se hur det påverkar resultatet. Användning av metanol, etanol – som producerats i antingen Brasilien eller USA – samt glykol som restprodukt från avisning av flygplan har jämförts med varandra.

**Kreditering.** Eftersom reningsverken producerar biogas som uppgraderas till fordonsgas har resultaten jämförts med fall där en positiv miljöpåverkan tillgodoräknas genom att biogasen ersätter diesel.

När det gäller frågan om medelvärdesbildning i utsläppsvillkoret gjordes det inte någon livscykelanalys för ett sådant fall. Istället fördes ett övergripande resonemang kring hur driftstrategin förändras vid snävare medelvärdesbildning än idag och vilken eventuell miljöpåverkan detta kan leda till.

## 4.5 Avgränsningar

I projektet har vissa metodval gjorts vilket lett till ett antal avgränsningar. De viktigaste finns sammanfattade nedan.

Alla miljöpåverkanskategorier i livscykelanalysen har ej redovisats utan endast de fem som rapportförfattarna sett som viktigast: Klimatpåverkan, övergödning, försurning samt förbrukning av fossila och materiella resurser.

Projektet har undersökt miljöpåverkan från ett års drift av reningsverken i fallstudierna. Därmed har inte miljöpåverkan som uppkommer till följd av bygg- eller rivarbeten tagits med i beräkningarna.

I denna rapport görs ingen sammanvägning av de fem miljöpåverkanskategorierna som projektet fokuserat på. Det finns metoder för att vikta samman en "total" miljöpåverkan från flera kategorier, men alla sådana försök är alltid avhängiga av subjektiva antaganden. Vi lämnar därför åt läsaren att göra en kvalitativ bedömning av hur viktigt det t.ex. är att undvika en ökad klimatpåverkan när övergödningspotentialen minskar.

Kreditering av fordonsbränsle (ersätter fossilt bränsle) eller slam (olika beroende på slam användning) är inte medräknat i projektets huvudscenarier. I känslighetsanalysen undersöktes effekten av kreditering av fordonsbränsle.

Den biologiska processmodell som använts för denna studie, ASMN, inkluderar ingen beskrivning av omvandling av fosfor. Modellen valdes för att det ansågs viktigt att få en beskrivning av avgången av lustgas från processen. Valet av modell innebär att fosfor inte har simulerats dynamiskt utan att det för varje fallstudie skett ett antagande om hur fosforkoncentrationen ska modelleras. Dessa antagande återfinns under stycket "Modellering av fosfor" i bilagorna 4-6.

Eftersom fosfor inte modelleras dynamiskt finns det ingen direkt korrelation mellan utgående fosfor och resursförbrukning, t.ex. mängden fällningskemikalie i modellen. Fosforkoncentrationerna redovisade i denna rapport ska därför tolkas med största försiktighet.

Modellerna har simulerat reningsprocesserna i projektets tre fallstudier utan störningar på processerna. Det innebär att de utsläppsvärden som redovisas motsvarar en lägsta uppskattning av verkliga koncentrationer. Detta gäller särskilt fosfor, där en liten störning kan påverka utgående koncentrationer i stor omfattning.

Kunskapsläget om direkt avgång av lustgas från biologiska reningsprocesser är idag inte helt klarlagt. Modellerna vi använt i detta projekt klarar inte att beskriva all dynamik vi ser i mätningarna på reningsverken, och mätningarna är i sin tur förenade med stora osäkerheter. Slutsatserna om avgång av lustgas är därför osäkra.

För Henriksdals reningsverk har det för Scenario 1 (motsvarar dagens reningsprocess) valts att simulera en MBR-process trots att det inte är nuvarande processkonfiguration, läs mer om resonemanget bakom detta i avsnitt 4.2 och Bilaga 3.

## 5 Resultat och diskussion

### 5.1 Reningsverkens förmåga att klara skärpta utsläppskrav

Hur långt det går att komma med dagens processutformning varierar beroende på anläggning. MBR-processen på Henriksdal har stor kapacitet att komma ner lågt i totalkväve och totalfosfor utan ändringar innan anläggningen är fullbelastad. För samtliga tre reningsverk har reningsprocessen kompletterats med efterdenitrifikation och därmed ökad eller tillkommande dosering av kolkälla för att klara framtida utsläppskrav. Käppalaverket och Henriksdal – vilka är de två fallstudier som antas få en ökad belastning i framtiden – kan med de ändringar som görs i processen för att klara skärpta utsläppskrav också klara en ökad belastning med hjälp av enklare modifikationer.

#### Henriksdals reningsverk

Henriksdals reningsverk klarar enligt simuleringarna att uppnå produktionsmålet för utgående kväve och fosfor med en fördenitrifikationsprocess med MBR. Trots detta valdes en process med tillsats av kolkälla i en efterdenitrifikationszon för att med säkerhet uppnå produktionsmålet vid eventuella störningar på processen. För fallet då ytterligare knappt 400 000 personer ansluts reningsverket behöver driften av processen ändras genom att utnyttja fler linjer i reningsverket.

För att svara på frågan hur långt det går att rena med dagens anläggning kördes två simuleringar:

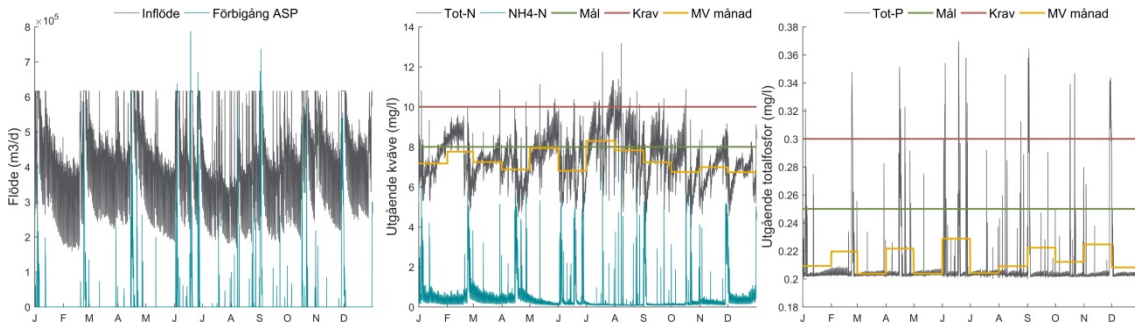
Scenario 1: Här drivs anläggningen som en fördenitrifikationsprocess med en MBR, och 5 av 7 linjer är i drift med slamhalter på 4000 mg/l i biosteget och ingen internrecirkulation men ett returslamflöde på  $3 \cdot Q_{in}$ . Färre linjer i drift men med högre slamhalt hade kunnat väljas i detta scenario, men 5 linjer i drift valdes för att ha högre flödeskapacitet genom biosteget och slippa släppa för mycket vatten till högflödesreningen. Reningsresultatet för Scenario 1, där anläggningen drivs för att efterlikna dagens utsläppsnivåer, visas i Figur 1 och Tabell 4.

Scenario 1MAX: Om den fulla kapaciteten av denna process utnyttjas (7 linjer i drift, slamhalt 8000 mg/l i biosteget, internrecirkulation  $3 \cdot Q_{in}$ , returslamflöde på  $4 \cdot Q_{in}$ , syrehalt 3 mg/l i luftade zoner) sjunker utgående totalkvävehalter till ca 5 mg/l, vilket är Henriksdals framtida produktionsmål. Förfällning, direktfällning och simultanfällning simulerades. Reningsresultatet för Scenario 1MAX visas i Figur 2 och Tabell 4.

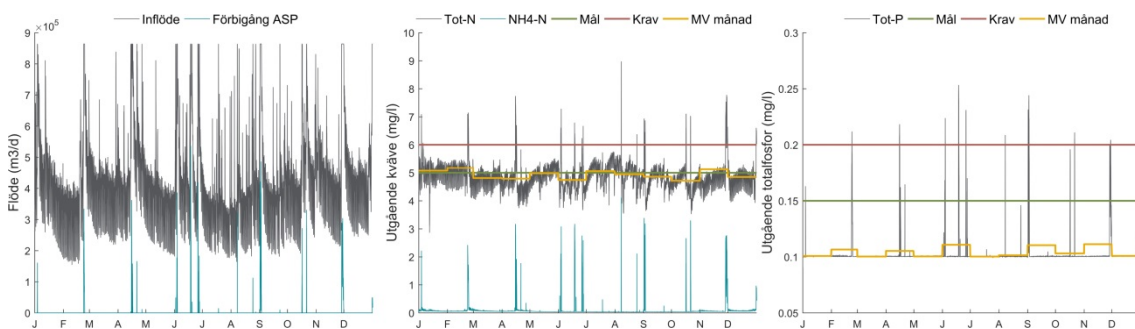
I Scenario 2 körs anläggningen för att uppnå skärpta utsläppskrav med fem linjer i drift (8000 mg SS/l i biosteget), kolkälla tillsätts i en efterdenitrifikationszon och internrecirkulationen är  $1 \cdot Q_{in}$ . Jämfört med Scenario 1MAX där alla linjer är i drift representerar alltså Scenario 2 en situation där utsläppskraven skärps utan att ytterligare volym/kapacitet finns tillgänglig. Resultatet visas i Figur 3. I figurerna i mitten och till höger visas hur utgående totalkväve-, ammonium och totalfosforkoncentrationer varierar över året, jämfört med förväntat



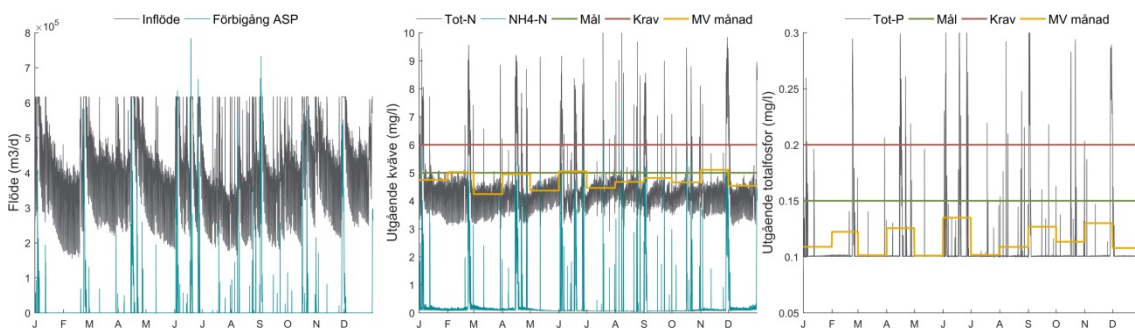
utsläppskrav i framtiden (rött) och produktionsmål (grönt) för totalkväve respektive totalfosfor. Dessutom visas månadsmedelvärde för totalkväve och totalfosfor över året (gult), se diskussion i kapitel 5.4.



Figur 1. Inkommande flöde, förbilett flöde förbi biosteget och reningsresultat för kväve respektive fosfor, Henriksdals reningsverk Scenario 1.

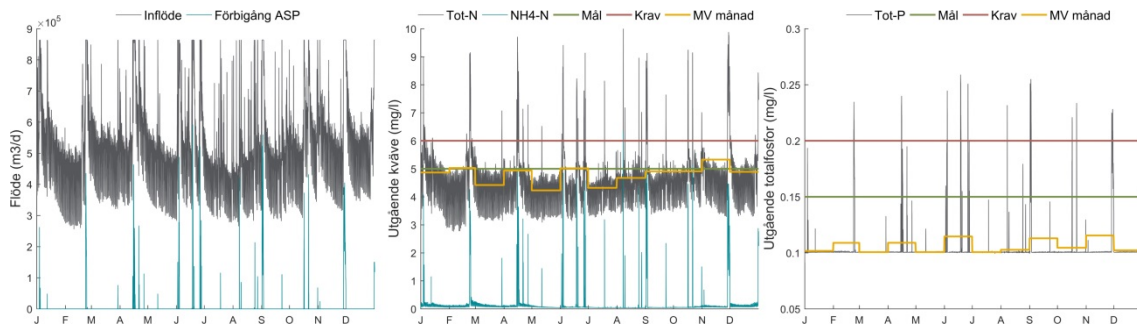


Figur 2. Inkommande flöde, förbilett flöde förbi biosteget och reningsresultat för kväve respektive fosfor, Henriksdals reningsverk Scenario 1MAX.



Figur 3. Inkommande flöde, förbilett flöde förbi biosteget och reningsresultat för kväve respektive fosfor, Henriksdals reningsverk Scenario 2.

I Figur 4 visas reningsresultatet för Scenario 3 där vatten från nästan 400 000 personer tillkommit. Här utnyttjas anläggningens samtliga 7 linjer och slamhalten är 8000 mg/l i biosteget. Förfällning, direktfällning och simultanfällning tillämpas.



Figur 4. Inkommande flöde, förbilet flöde förbi biosteget och reningsresultat för kväve respektive fosfor, Henriksdals reningsverk Scenario 3.

En summering över reningsresultatet för Scenario 1, 1MAX, 2 och 3 visas i Tabell 4. Reningsresultaten för Scenario 1 kan jämföras med utgående totalkvävehalter för Henriksdal 2012 på 8,1 mg/l och totalfosfor 0,27 mg/l. Orsaken till att utgående ammoniumhalt är högre för Scenario 1 och Scenario 2 än för Scenario 1MAX och Scenario 3 är att 5 av 7 linjer är i drift i Scenario 1 och 2. Flödeskapaciteten genom biosteget blir då något lägre och mer vatten förbildes via högflödesreningen.

Tabell 4. Jämförelse av utgående vattenkvalitet mellan Scenario 1, Scenario 1MAX, Scenario 2 och Scenario 3 för Henriksdals reningsverk.

|                                   | Scenario 1 | Scenario1 MAX | Scenario 2 | Scenario 3 |
|-----------------------------------|------------|---------------|------------|------------|
| Totalkväve (g/m <sup>3</sup> )    | 7,3        | 4,9           | 4,7        | 4,8        |
| Ammoniumkväve (g/m <sup>3</sup> ) | 0,8        | 0,2           | 0,6        | 0,3        |
| Nitratkväve (g/m <sup>3</sup> )   | 6,2        | 4,3           | 3,6        | 3,9        |
| Totalfosfor (g/m <sup>3</sup> )   | 0,21       | 0,10          | 0,12       | 0,11       |

Resultaten från scenarierna på Henriksdal är ett exempel på vad skärpta reningskrav innebär för ett avloppsreningsverk som är underbelastat. I Scenario 1 utnyttjas endast en del av den utbyggda anläggningen. Hårdare utsläppskrav skulle kunna klaras genom att optimera och utnyttja hela den tillgängliga kapaciteten i MBR-processen genom att öka slamhalterna, recirkulationsflöden och tillsatt mängd fällningskemikalier. Här ska man ha i åtanke att verket är dimensionerat för prognostiserad anslutning år 2040 medan belastningen är för 2012 (Henriksdal + Bromma), d.v.s. ca 25 % lägre än dimensionerande belastning.

Den biologiska kapaciteten i anläggningen har höjts kraftigt i och med övergången från konventionell sedimentering till MBR-separation. Slammängden har ökat med en faktor fyra, medan den hydrauliska kapaciteten endast höjts med en faktor två. En annan orsak till den stora reningskapaciteten i Scenario 1MAX är den stora aeroba MBR-volym som kan komplettera nitrifikationen i de ordinarie luftningszonerna. På fosforsidan ger det partikelfria utsläppet från MBR-processen goda förutsättningar för en stabil drift med låga koncentrationer av utgående totalfosfor.

I Danmark har det genom processoptimering av luftningen på ett reningsverk med ringkanal gått att uppnå totalkvävehalter i utgående vatten mellan 3 och 5 mg/l utan tillsats av kolkälla (Houweling *et al.*, 2015). Kvoten mellan inkommande COD och kväve till biosteget – inklusive internbelastning – är i studien något högre än kvoten på Henriksdals reningsverk för Scenario 1 (8:1 jämfört med 7:1), men visar potentialen att uppnå låga totalkvävehalter utan tillsats av kolkälla.

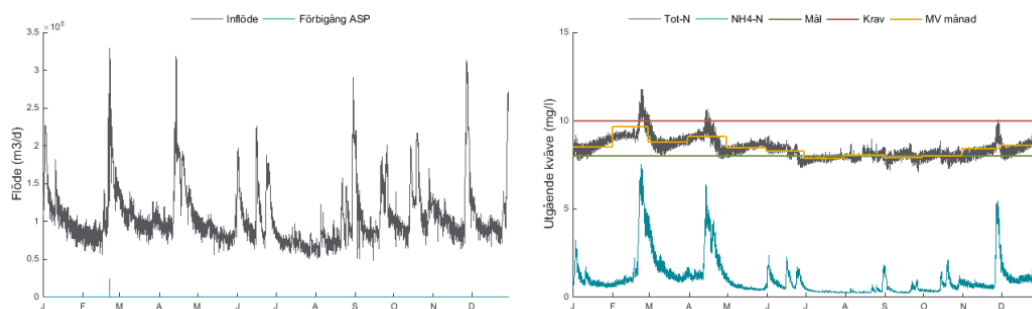
Trots det goda reningsresultatet i Scenario 1MAX har en process med efterdenitrifikation och kolkälletillsats simulerats i Scenario 2. Scenario 2 innebär ett (inte orealistiskt) scenario där de nya utsläppskraven införs innan den nya anläggningen är fullt utbyggd men efter att Bromma kopplats till Henriksdal. Scenario 2 representerar därmed fallet där striktare utsläppskrav för kväve uppnås genom dosering av kolkälla, istället för att som i Scenario 1MAX simulera utökad kapacitet. Utgångspunkten för detta val av Scenario 2 var att ha marginal mot driftstörningar och skapa en möjlighet för operatörerna att vid behov styra utgående kvävehalter. Kolkälledoseringen ger operatörerna en möjlighet att relativt snabbt påverka utgående totalkvävehalt, eftersom nitrifikationen redan är fullständig.

### Käppalaverket

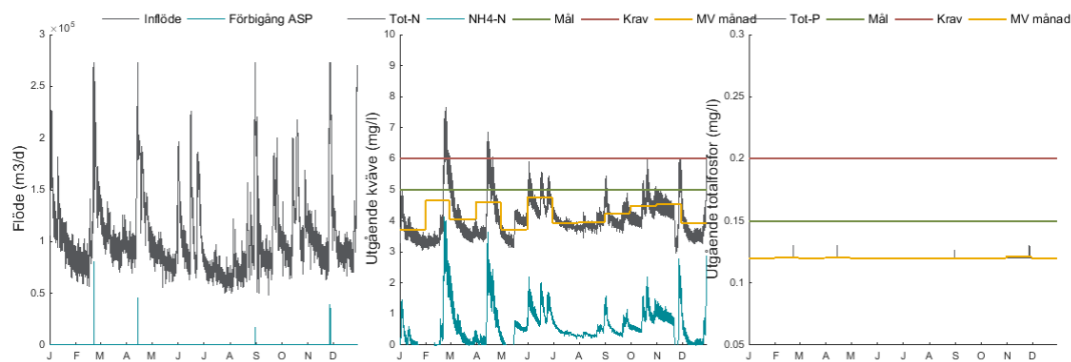
Käppalaverket klarar inte skärpta reningskrav utan modifikationer av processen. Enligt Käppalaverkets eget utredningsarbete är det inte möjligt för verket att med betryggande marginal klara skärpta krav med enbart optimerad drift, vilket även antagits i detta projekt. Det är inte självklart att alla fyra föreslagna åtgärderna vid en ombyggnation (Tabell 3) skulle behövas. Däremot behövs de med säkerhet vid en ökande framtida belastning till anläggningen. För 2012 var utgående totalfosfor och totalkväve från Käppalaverket som årsmedelvärde 0,2 respektive 8,6 mg/l.

Reningsresultatet för de tre scenarierna visas i Figur 5 till Figur 7. I figurena visas hur utgående totalkväve-, ammoniumkväve- och totalfosforkoncentrationer varierar över året, jämfört med förväntat utsläppskrav i framtiden (rött) och produktionsmål (grönt) för totalkväve respektive totalfosfor. Dessutom visas månadsmedelvärde för totalkväve och totalfosfor över året (gult), se diskussion i kapitel 5.4.

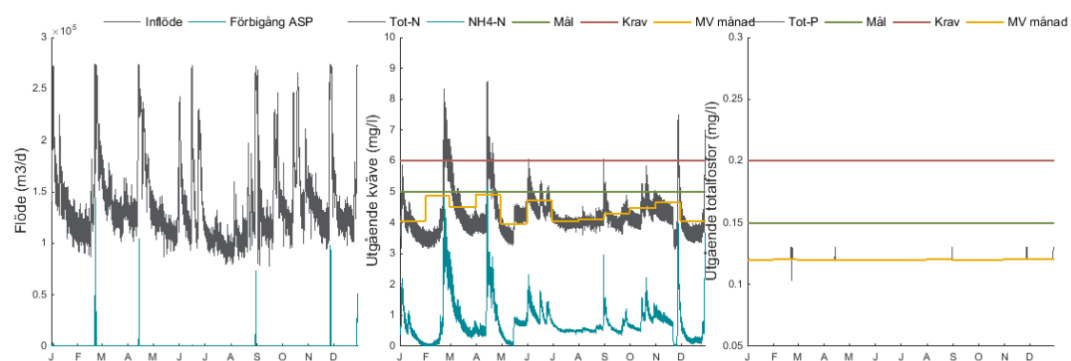
Simuleringsresultaten från Scenario 2 visar att verket med föreslagna ombyggnationer och processförändringar klarar att nå ner under förväntade utsläppskrav (Figur 6). Även med ökad belastning enligt Scenario 3 klaras förväntade krav (Figur 7).



Figur 5. Inkommande flöde, förbilett flöde förbi biosteget och reningsresultat för kväve, Käppalaverket Scenario 1.



Figur 6. Inkommande flöde, förbilett flöde förbi biosteget och reningsresultat för kväve respektive fosfor, Käppalaverket Scenario 2.



Figur 7. Inkommande flöde, förbilett flöde förbi biosteget och reningsresultat för kväve respektive fosfor, Käppalaverket Scenario 3.

Från Scenario 1 till 2 har i huvudsak de fyra modifikationer av processen gjorts som Käppalaförbundet utrett (se Tabell 3 och Bilaga 4): Införandet av rejektvattenrening med en anammoxprocess och höglödesrening samt omställning från simultanfällning och enbart fördenitrifikation till förfällning och kompletterande efterdenitrifikation. Möjligen hade skärpta reningskrav kunnat klaras med endast några av dessa processförändringar vid bibehållen belastning. Detta har dock legat utanför ramen för det här projektet. För kvävereningen kan det i någon mån sägas vara intäkt genom att kolkälledoseringen i efterdenitrifikationen är styrd. Det innebär att om t.ex. rejektvattenreningen inte skulle införts så skulle förbrukningen av kolkälla ökat för att avskilja motsvarande mängd nitrat.

Vid en framtida ökande anslutning till anläggningen (Scenario 3) är alla fyra åtgärderna nödvändiga för att klara såväl flödestoppar som nitrifikation under hela året.

**Tabell 5. Jämförelse av utgående vattenkvalitet mellan Scenario 1, Scenario 2 och Scenario 3 för Käppalaverket.**

|                                   | Scenario 1 | Scenario 2 | Scenario 3 |
|-----------------------------------|------------|------------|------------|
| Totalkväve (g/m <sup>3</sup> )    | 8,5        | 4,2        | 4,4        |
| Ammoniumkväve (g/m <sup>3</sup> ) | 1,3        | 0,74       | 0,92       |
| Nitratkväve (g/m <sup>3</sup> )   | 5,9        | 2,8        | 2,7        |
| Totalfosfor (g/m <sup>3</sup> )   | 0,2*       | 0,12       | 0,12       |

(\*) Utg. totalfosfor för Scenario 1 är taget från Miljörapport för Käppalaverket för 2012.

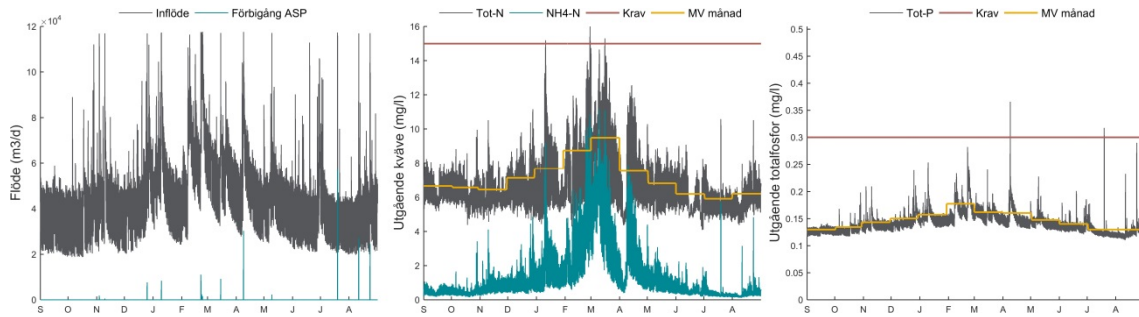
### Kungsängens reningsverk

Kungsängensverket klarar inte de förväntade skärpta reningskraven för kväve på 6 mg/l utan modifikationer av reningsprocessen. Under 2013-2014 var avskiljningen av totalkväve 70 % och utgående halt totalkväve 11 mg/l.

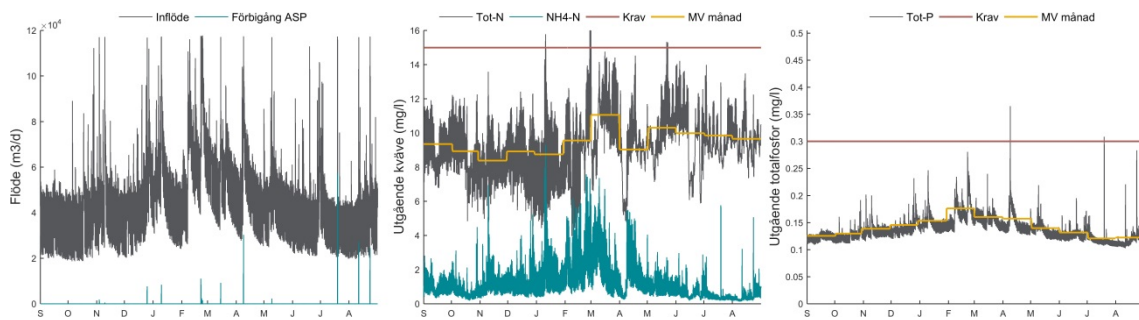
För att svara på frågan hur långt det går att rena med dagens anläggning kördes två simuleringar. Scenario 1 är dagens anläggning med dagens driftinställningar. I Scenario 1MAX ökades internrecirkulationen från 1,4\*Q<sub>in</sub> till 4\*Q<sub>in</sub> för att förbättra kvävereningen. Reningsresultaten för Scenario 1 och Scenario 1MAX visas i Figur 8 och Figur 9. I figurerna i mitten och till höger visas hur utgående totalkväve-, ammonium och totalfosforkoncentrationer varierar över året, jämfört med förväntat utsläppskrav i framtiden (rött) och produktionsmål (grönt) för totalkväve respektive totalfosfor. Dessutom visas månadsmedelvärde för totalkväve och totalfosfor över året (gult), se diskussion i kapitel 5.4.

Utgående totalkvävehalt kunde genom förändrad drift minskas till 8,3 mg/l vilket inte är tillräckligt för att klara förväntade krav på 6 mg/l. Avseende fosfor var dock avskiljningen god (97 %) och utgående halt totalfosfor under 2013-2014 låg på 0,13 mg/l varför ingen kompletterande rening för fosfor studerades.

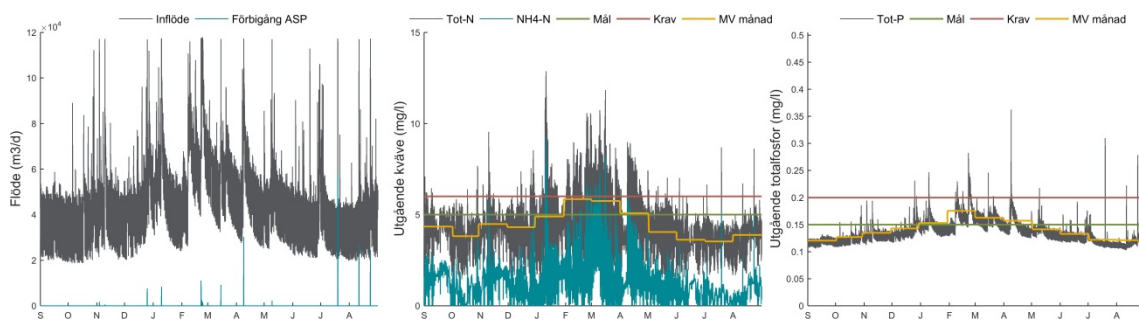
Simuleringsresultaten från Scenario 2 visar att reningsverket klarar förväntade utsläppskrav när verket kompletterats med efterdenitrifikation. Även med en något ökad belastning enligt Scenario 3 klaras förväntade krav på årsmedelvärde, dock överskrids 6 mg/l i utgående totalkväve för ett månadsmedelvärde (mars). Reningsresultatet för Scenario 2 och Scenario 3 visas i Figur 10 och Figur 11.



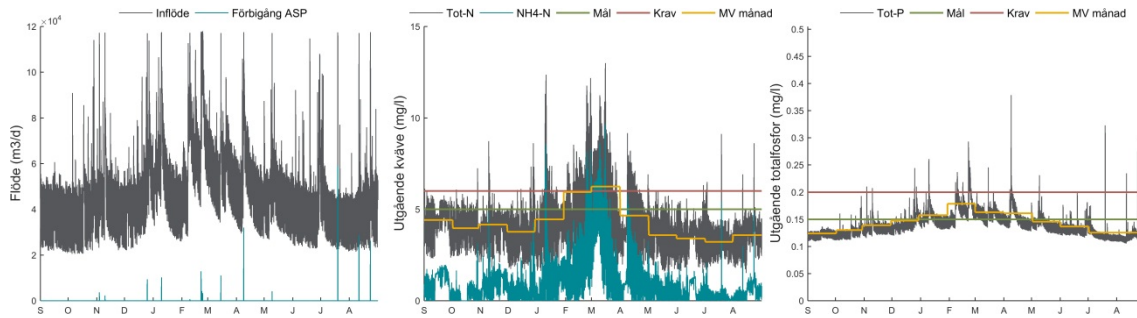
Figur 8. Inkommande flöde, förbilett flöde förbi biosteget och reningsresultat för kväve, Kungsängens reningsverk Scenario 1.



Figur 9. Inkommande flöde, förbilett flöde förbi biosteget och reningsresultat för kväve, Kungsängens reningsverk Scenario 1MAX (försök att förbättra kvävereningen genom ökad internrecikulation).



Figur 10. Inkommande flöde, förbilett flöde förbi biosteget och reningsresultat för kväve, Kungsängens reningsverk Scenario 2.



Figur 11. Inkommande flöde, förbilett flöde förbi biosteget och reningsresultat för kväve, Kungsängens reningsverk Scenario 3.

En summering över reningsresultatet för Scenario 1, 1MAX, 2 och 3 visas i Tabell 6. Resultaten för Scenario 1 kan jämföras med utgående totalkvävehalter för Kungsängsverket 2013-2014 på 11 mg/l och totalfosfor 0,13 mg/l. Simuleringar med ökad internrecirkulation (Scenario 1MAX) gav utgående totalkväve på 8,3 mg/l. Av utgående totalkväve kunde således ytterligare cirka 25 % avlägsnas jämfört med Scenario 1.

Tabell 6. Jämförelse av utgående vattenkvalitet mellan Scenario 1, Scenario 1MAX, Scenario 2 och Scenario 3 för Kungsängens reningsverk.

|                                   | Scenario 1 | Scenario 1MAX | Scenario 2 | Scenario 3 |
|-----------------------------------|------------|---------------|------------|------------|
| Totalkväve (g/m <sup>3</sup> )    | 10,5       | 8,3           | 5,6        | 5,3        |
| Ammoniumkväve (g/m <sup>3</sup> ) | 1,7        | 2,0           | 1,6        | 1,3        |
| Nitratkväve (g/m <sup>3</sup> )   | 7,0        | 4,5           | 2,2        | 2,3        |
| Totalfosfor (g/m <sup>3</sup> )   | 0,14       | 0,15          | 0,14       | 0,15       |

Anledningen att det inte skiljer så mycket mellan Scenario 2 och Scenario 3 är att den ökade kvävebelastningen till följd av ökad anslutning, kompenseras av en minskad belastning (motsvarande ca 67 % av ökningen) i och med att verket i Scenario 3 inte längre tar emot kväverikt industrivatten och lakvatten.

## 5.2 Var i processen uppkommer miljöpåverkan?

Det processteg som gav störst bidrag till flest miljöpåverkanskategorier var aktivslamprocessen, se Tabell 7. Detta beror på att det i aktivslamprocessen avgår lustgas, extern kolkälla tillsätts och det förbrukas mycket elenergi för luftning och pumpning. Dessa faktorer bidrar till ökad klimatpåverkan och förbrukning av såväl materialresurser som fossila resurser.

MBR-processens miljöpåverkan är tydlig för Henriksdals reningsverk. I basfallet var MBR-processen den mest betydande processen för alla miljöpåverkanskategorier utom försurning och övergödning. Hög kemikalie- och luftförbrukning för att hålla membranerna rena bidrar till

detta. I framtidsscenerierna ökade bidraget från aktivslamprocessen som blev det mest betydande processteget när det gäller klimatpåverkan och förbrukning av fossila resurser framförallt till följd av ökad dosering av kolkälla.

För alla tre fallstudier och för samtliga scenarier var lagringen av slam det viktigaste processteget för bidrag till ökad försurningspotential på grund av läckage av ammoniak, se Tabell 7. På samma sätt var det för samtliga fall utgående vattenkvalitet som hade störst inverkan på övergödningspotentialen.

**Tabell 7. Sammanfattande tabell över de processteget som stod för det största bidraget till respektive miljöpåverkanskategori för de tre scenarierna i fallstudierna. ASP = aktivslamprocess.**

|                   | Klimat  | Materialresurser | Fossila resurser | Försurning | Övergödning     |
|-------------------|---------|------------------|------------------|------------|-----------------|
| <b>Scenario 1</b> |         |                  |                  |            |                 |
| Henriksdal        | Membran | Membran          | Membran          | Slamlager  | Utgående vatten |
| Käppala           | ASP     | ASP              | ASP              | Slamlager  | Utgående vatten |
| Kungsängen        | ASP     | ASP              | Rötkammare       | Slamlager  | Utgående vatten |
| <b>Scenario 2</b> |         |                  |                  |            |                 |
| Henriksdal        | ASP     | Membran          | ASP              | Slamlager  | Utgående vatten |
| Käppala           | ASP     | ASP              | ASP              | Slamlager  | Utgående vatten |
| Kungsängen        | ASP     | ASP              | ASP              | Slamlager  | Utgående vatten |
| <b>Scenario 3</b> |         |                  |                  |            |                 |
| Henriksdal        | ASP     | Membran          | ASP              | Slamlager  | Utgående vatten |
| Käppala           | ASP     | ASP              | ASP              | Slamlager  | Utgående vatten |
| Kungsängen        | ASP     | ASP              | ASP              | Slamlager  | Utgående vatten |

## 5.2.1 Vad blir effekten av lägre utsläppsnivåer i utsläppsvillkoren?

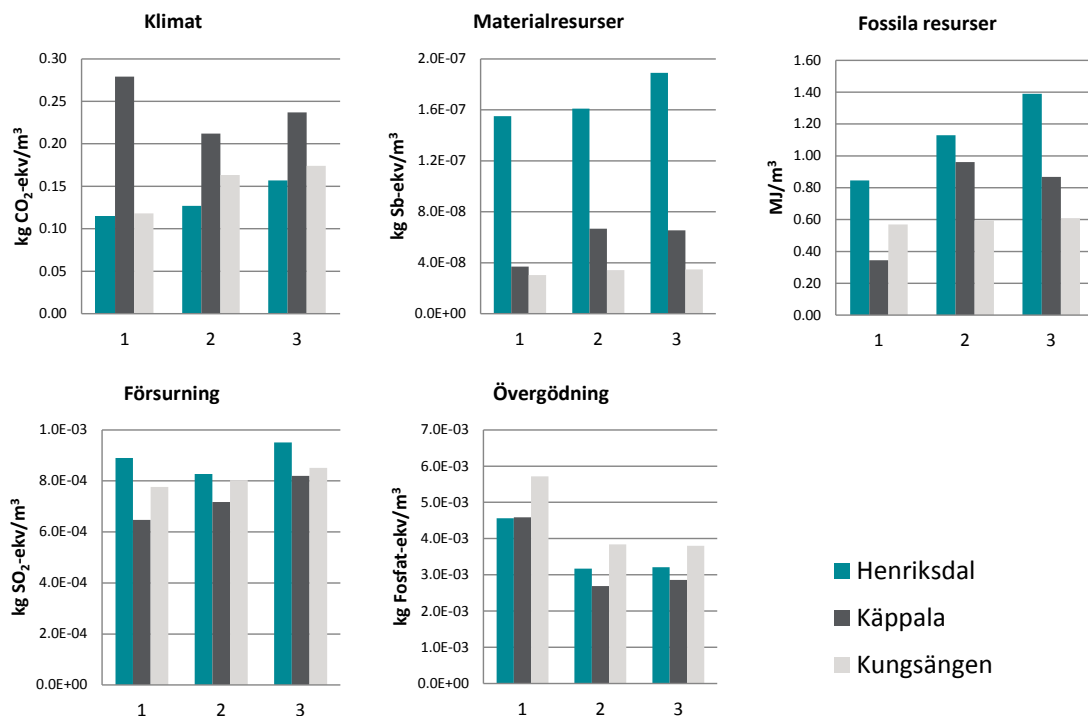
För samtliga fallstudier innebär de skärpta utsläppskraven att övergödningspotentialen blir lägre, vilket är väntat eftersom koncentrationen av närsalter till recipienten minskar, se Figur 12. Detta sker på bekostnad av resursanvändningen som blir högre och i vissa fall betydligt högre jämfört med dagens situation. Bidraget till klimatpåverkan ökar för alla reningsverken utom för Käppalaverket. Den införda rejektvattenreningen på Käppalaverket innebär enligt simuleringarna lägre emissioner av lustgas från aktivslamsteget vilket leder till en lägre klimatpåverkan.

Kungsängens reningsverk har något högre påverkan från övergödning i Scenario 1 än de två andra reningsverken eftersom de ligger något högre i totalkväve ut från verket. I Scenario 2 och 3 är övergödningspotentialen större på grund av att en större andel av utgående totalkväve utgörs av ammonium vilket bidrar mer till övergödning än nitrat.



Användningen av materialresurser var ca fyra gånger så hög i samtliga scenarier för Henriksdals reningsverk jämfört med Käppalaverket och Kungsängens reningsverk, se Figur 12. Jämfört med Henriksdal och Kungsängen så har Käppalaverket större bidrag till klimatpåverkan till följd av högre lustgasutsläpp från aktivslamprocessen.

En ökad anslutning till Henriksdals reningsverk bidrog generellt till en högre resursförbrukning i form av energi och kemikalier. Henriksdals reningsverk använder fler linjer i drift då fler personer ansluts. Miljöpåverkan från Käppalaverket påverkas i mindre omfattning av en ökad belastning, och får istället en minskning av fossil resursförbrukningen vilket beror på en minskad förbrukning av kolkälla per m<sup>3</sup> behandlat vatten. Mängden tillsatt kolkälla ökar i Scenario 3, men minskar i relation till mängden renat vatten. Se vidare avsnitt 5.5.



Figur 12. Sammanfattning över miljöpåverkan från Scenario 1, 2 och 3 för Henriksdals reningsverk, Käppalaverket och Kungsängens reningsverk. En mer ingående redovisning av LCA-resultaten återfinns i Bilaga 6. Funktionell enhet är 1 m<sup>3</sup> renat vatten.

Miljöpåverkanskategorierna redovisas här var för sig, och inget försök till att ta fram ett sammanvägt mått på total miljöpåverkan har gjorts. Det finns metoder för att göra en viktad total bedömning av miljöpåverkan, men alla sådana försök bygger på subjektiva värderingar, t.ex. av om en ökad resursanvändning är motiverad för att uppnå en minskad eutrofiering. Det bör också nämnas att den miljöpåverkan som kvantifieras i LCA:n inte är relaterad till lokala förutsättningar på plats vid de tre fallstudierna. Skärpta utsläppskrav kan komma att få en positiv effekt på lokala förhållanden i reningsverkens recipient. Detta kvantifieras endast indirekt genom en minskad övergödningspotential i en LCA. Figur 12 visar hur eventuella

lokala miljöförbättringar kan bidra till globala försämringar genom ökad resursförbrukning och klimatpåverkan.

För att mer ingående studera konsekvenserna av skärpta utsläppsvillkor samt en ökad belastning normerades alla miljöpåverkanskategorier mot nivån för Scenario 1. Dessa resultat redovisas nedan separat för varje enskild fallstudie.

### Henriksdals reningsverk

I Figur 13 presenteras de studerade miljöpåverkanskategorierna normerade mot Scenario 1. Vid skärpta utsläppskrav minskar övergödningspotentialen med 30 % medan klimatpåverkanspotentialen ökade med 10 % och förbrukningen av fossila resurser ökade med 33 %. Förändringen beror främst på ökad dosering av kolkälla vilket bidrar med indirekta emissioner vid transport och tillverkning men även direkta emissioner av koldioxid i biosteget. De viktigaste orsakerna bakom förändringarna sammanfattas i Tabell 8.

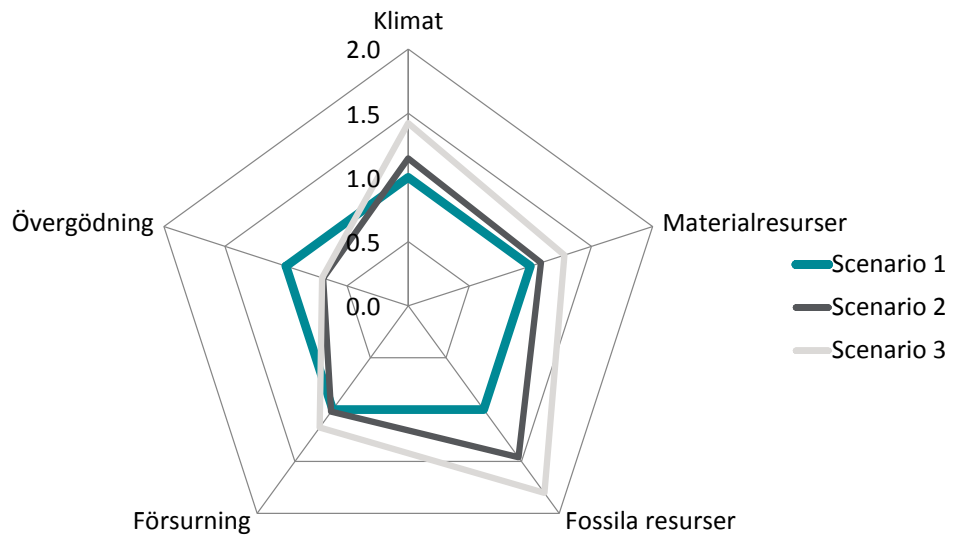
Den direkta påverkan från avgång av lustgas från biosteget minskar i Scenario 2 med ca 40 % jämfört med Scenario 1. Avgången av lustgas från biosteget ökar i Scenario 3 till ungefär samma nivåer som i Scenario 1. Eftersom kolkälla tillsätts i Scenario 2 är klimatpåverkan trots minskade lustgasutsläpp högre i Scenario 2 än i Scenario 1.

Gällande bidraget till försurningspotentialen är det framförallt skillnad i Scenario 3. Skillnaden i försurningspotential uppkommer främst på grund av ökad energiförbrukning som bidrar till försurande utsläpp.

Värt att notera är att användningen av materialresurser inte förändras nämnvärt i Scenario 2. Orsaken är att MBR-processen redan finns med i Scenario 1 och behovet av energi och kemikalier i detta processteg har antagits vara detsamma även vid skärpta reningskrav. Vid belastningsökningen i Scenario 3 sätts ytterligare två linjer till i drift vilket ökar behovet av fällningskemikalier, energi och tvättkemikalier för membranen.

När belastningen på anläggningen ökar då befolkningen i Stockholm växer med ytterligare ca 400 000 personer ökar miljöpåverkan från anläggningen (Scenario 3). Detta trots att resultaten normerats mot renad mängd vatten. Reningsprocessen blir alltså i någon mån mindre resurseffektiv när hela reningsverkets kapacitet utnyttjas.

Högflödesreningen medför endast liten miljöpåverkan jämfört med andra processteg.



Figur 13. Miljöpåverkan från Henriksdals reningsverk för fem miljöpåverkanskategorier normerade mot Scenario 1.

Tabell 8. Förklaring till större förändringar i miljöpåverkan som resultat av skärpta utsläppskrav (Scenario 2 jmf Scenario 1) respektive ökad anslutning (Scenario 3 jmf Scenario 2) för Henriksdals reningsverk.

| Kategori         | Scenario 2 jmf Scenario 1 |                                                                                    | Scenario 3 jmf Scenario 2 |                                                                                                           |
|------------------|---------------------------|------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                  | Förändring                | Viktigaste orsak                                                                   | Förändring                | Viktigaste orsak                                                                                          |
| Klimat           | ↑                         | Direkt CO <sub>2</sub> från kolkälla ↑<br>Indirekt CO <sub>2</sub> från kolkälla ↑ | ↑                         | Direkt CO <sub>2</sub> från kolkälla ↑<br>Indirekt CO <sub>2</sub> från kolkälla ↑<br>El (luft membran) ↑ |
| Materialresurser | -                         |                                                                                    | ↑                         | Membrankemikalier ↑                                                                                       |
| Fossila resurser | ↑                         | Kolkälla ↑                                                                         | ↑                         | Kolkälla ↑<br>El (luft membran) ↑                                                                         |
| Försurning       | -                         |                                                                                    | ↑                         | El (luft membran) ↑                                                                                       |
| Övergödning      | ↓                         | Utg. P, NH <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> ↓                                        | -                         |                                                                                                           |

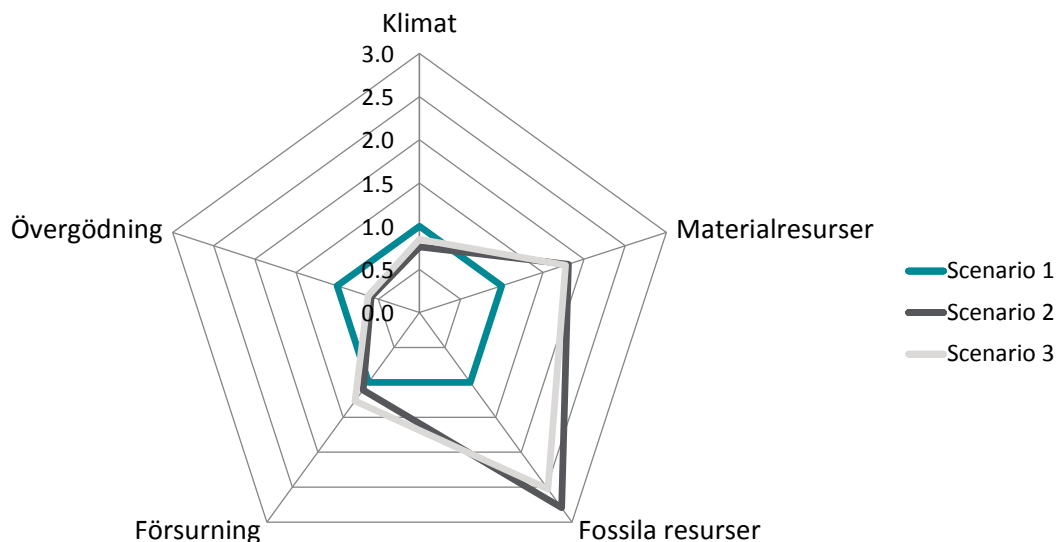
## Käppalaverket

Övergödningspotentialen minskas som väntat vid skärpta utsläppskrav, men detta sker på bekostnad av ökad förbrukning av materialresurser till nästan det dubbla och en ökning av förbrukningen av fossila resurser med över 2,5 gånger den ursprungliga, se Figur 15. De viktigaste orsakerna bakom förändringarna sammanfattas i Tabell 9.

Tack vare processvalet i framtida scenarier för Käppalaverket blir klimatpåverkan lägre i framtida scenarier jämfört med nuläget. Anammoxprocessen för rejektivattenrening har en lägre utsläppsfaktor av lustgas per renad mängd kväve jämfört med den utsläppsfaktor som använts i modellen över biosteget på Käppalaverket. Mätningar av lustgasavgång från biosteget på Käppalaverket har haft stor spridning och det är därför osäkert vad den egentliga utsläppsfaktorn är från aktivslamprocessen i dagens anläggning. Slutsatsen att rejektivattenrening med anammoxprocess sänker klimatpåverkan från Käppalaverket är avhängig av hur väl processmodellen lyckats beskriva den verkliga lustgasavgången, och här finns det osäkerheter.

Trots att reningsverket behandlar vatten från fler personer i Scenario 3 blir energianvändningen i form av fossila resurser lägre än i Scenario 2. Orsaken till det är att doseringen av kolkälla (per m<sup>3</sup> behandlat vatten) minskar i Scenario 3. Till skillnad från fallet Henriksdal ökar alltså Käppalaverkets effektivitet mätt som fossil resursförbrukning per renad mängd vatten när fler personer ansluts. Över lag har en ökad anslutning liten effekt på miljöpåverkan från Käppalaverket.

Även för Käppalaverket har högflödesreningen liten påverkan på resultaten.



Figur 14. Miljöpåverkan från Käppalaverket för fem olika kategorier normerade mot Scenario 1.

Figur 15. Miljöpåverkan från Käppalaverket för fem olika kategorier normerade mot Scenario 1.

Tabell 9. Förklaring till större förändringar i miljöpåverkan som resultat av skärpta utsläppskrav (Scenario 2 jmf Scenario 1) respektive ökad anslutning (Scenario 3 jmf Scenario 2) för Käppalaverket.

| Kategori         | Scenario 2 jmf Scenario 1 |                                             | Scenario 3 jmf Scenario 2 |                                    |
|------------------|---------------------------|---------------------------------------------|---------------------------|------------------------------------|
|                  | Förändring                | Viktigaste orsak                            | Förändring                | Viktigaste orsak                   |
| Klimat           | ↓                         | Direkt N <sub>2</sub> O ↓                   | -                         |                                    |
| Materialresurser | ↑                         | Järnklorid ↑<br>El ↑<br>Kolkälla ↑          | -                         |                                    |
| Fossila resurser | ↑                         | Kolkälla ↑<br>Järnklorid ↑                  | ↓                         | Kolkälla ↓                         |
| Försurning       | ↑                         | Indirekt NO <sub>x</sub> från järnklorid ↑  | ↑                         | NH <sub>3</sub> från slamlagring ↑ |
| Övergödning      | ↓                         | Utg. P, NH <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> ↓ | -                         |                                    |

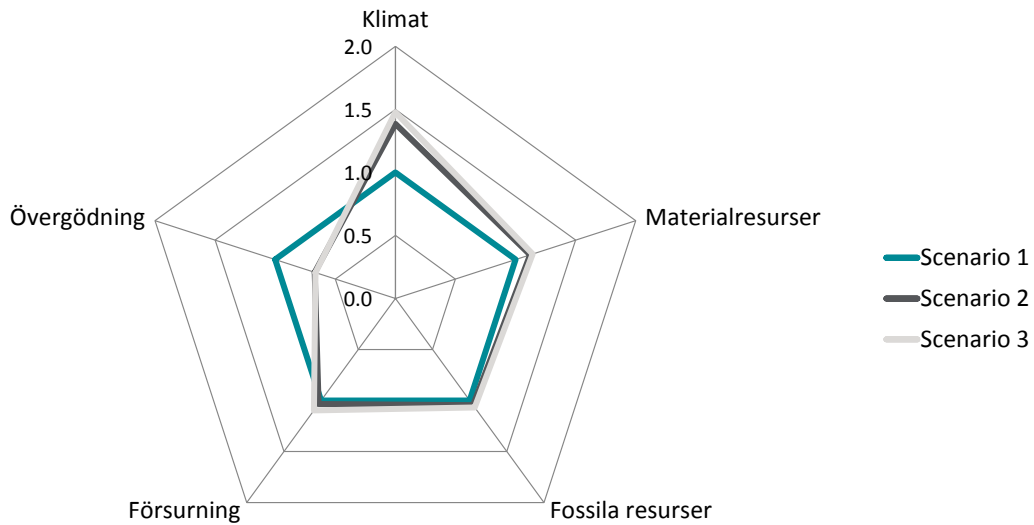
### Kungsängens reningsverk

För Kungsängens reningsverk sker en ökning av påverkan från materialresurser med omkring 12 % och av klimatpåverkan med omkring 40 % vid skärpta utsläppskrav, se Figur 16. Skillnaden beror framförallt på ökade lustgasemissioner. Även den ökande användningen av el bidrar. De viktigaste orsakerna bakom förändringarna sammanfattas i Tabell 9.

Jämfört med Scenario 1 var de direkta emissionerna av lustgas från biosteget 13 respektive 17 % högre i Scenario 2 och 3. Majoriteten av ökningen kommer från de luftade zonerna. Resultaten visar att löst lustgas i vattenfasen inte minskar i samma omfattning under fördenitrifikationen, varför högre koncentrationer når de luftade zonerna och kan strippas. En tänkbar förklaring är att den högre nitratrecirkulationen i Scenario 2 och 3 för med sig mer syre tillbaka till fördenitrifikationen samt att den ger en kortare uppehållstid i fördenitrifikationen.

Eftersom Kungsängens reningsverk redan i Scenario 1 doserar glykol, vilket är en restprodukt med lägre miljöpåverkan än t.ex. metanol, märks inte effekten av skärpta utsläppskrav på påverkan från fossila resurser. Hade verket använt metanol hade effekten istället haft ännu större påverkan än den som Käppalaverket har, se känslighetsanalysen i avsnitt 5.5. Kungsängsverket behöver dosera relativt mycket kolkälla för att nå 6 mg/l totalkväve ut för att kompensera för att man inte når lika långtgående nitrifikation som på de andra två reningsverken.

Den ökade belastningen i Scenario 3 påverkar resultaten mindre än för de andra fallstudierna eftersom det i detta scenario även tas hänsyn till att industrianslutningar till verket minskas.



Figur 16. Miljöpåverkan från Kungsängsverket för fem olika kategorier normerade mot Scenario 1.

Tabell 10. Förklaring till större förändringar i miljöpåverkan som resultat av skärpta utsläppskrav för Kungsängens reningsverk.

| Kategori         | Scenario 2 jmf Scenario 1 |                                   |
|------------------|---------------------------|-----------------------------------|
|                  | Förändring                | Viktigaste orsak                  |
| Klimat           | ↑                         | Direkt N <sub>2</sub> O ↑<br>El ↑ |
| Materialresurser | ↑                         | El ↑                              |
| Fossila resurser | -                         |                                   |
| Försurning       | -                         |                                   |
| Övergödning      | ↓                         | Utg. NO <sub>3</sub> ↓            |

### 5.3 Vad blir effekten av kortare medelvärdesbildning i utsläppsvillkoren?

Om utsläppsvillkoren omformuleras så att utsläppsnivåerna i tillståndet behöver uppnås för varje månad, istället för som idag på års- eller kvartalsbasis, kan det ge ett ökat behov av tillsats av kolkälla. Orsaken är att det endast är nitrathalten som kan påverkas för att ändra utgående totalkvävehalt eftersom nitrifikationen redan är närmast fullkomlig.

I detta projekt har doseringen av kolkälla styrts för att nå ett fast börvärde på nitrat ut från biosteget. Det innebär att doseringen varierar under året för att kompensera för årstidsvariationer. Simuleringar har visat att det går att uppnå en liknande utgående kvävehalt men med en lägre fast dos av kolkälla, jämfört med när dosen styrs med en regulator. Om månadsmedelvärden gäller på utsläppskraven skulle det kunna argumenteras att styrning är nödvändig och att det därmed skulle ge en något ökad dosering av kolkälla jämfört med om årsmedelvärden gällt och doseringen av kolkälla skulle vara fast. Dock är detta missvisande eftersom det vid en fast dosering skulle behövas en hög säkerhetsmarginal för att vara säker på att uppnå rätt utsläppskoncentration av nitrat över året.

Både Henriksdal och Käppalaverket har möjlighet att styra kvävereningen så att den går relativt jämnt över året. Effekten av månadsmedelvärden på miljöpåverkan speglas då till största del av hur nära utsläppskravet reningsverken vågar lägga sitt produktionsmål. Med kortare medelvärdesbildning önskas en större marginal och därigenom ökar dosering av kolkälla.

I de simuleringar som gjordes för Scenario 3 var valet av produktionsmål tillräckligt lågt för att även klara månadsmedelvärden. För Kungsängsverket behövdes ett lägre produktionsmål avseende kväve för att klara månadsmedelvärden.

Med den förenklade modellering som gjorts för fosfor är det svårt att dra någon slutsats om effekten av månadsmedelvärden.

## 5.4 Känslighetsanalys

Olika antaganden som gjorts i studien har haft stor betydelse för tolkningen av resultaten. Med en annan funktionell enhet – antalet anslutna personer istället för m<sup>3</sup> behandlat vatten – fick Henriksdal minskad miljöpåverkan i samtliga kategorier i framtidsscenarioet med ökad belastning, jämfört med basfallet.

Valet av kolkälla har mycket stor inverkan på bilden av verkets totala miljöpåverkan. Det påverkar både det totala bidraget till samtliga kategorier och vilken kategori som dominerar i framtidsscenarioet. Med glykol som kolkälla blir miljöpåverkan mindre i samtliga kategorier jämfört med de övriga alternativa kolkällorna.

Med kreditering för att biogas ersätter fossilt fordonsbränsle minskar klimatpåverkan och försurning. För Henriksdal och Kungsängen är effekten av krediteringen störst i basfallet medan den för Käppala är större i framtidsscenarioet, med avseende på klimatpåverkan.

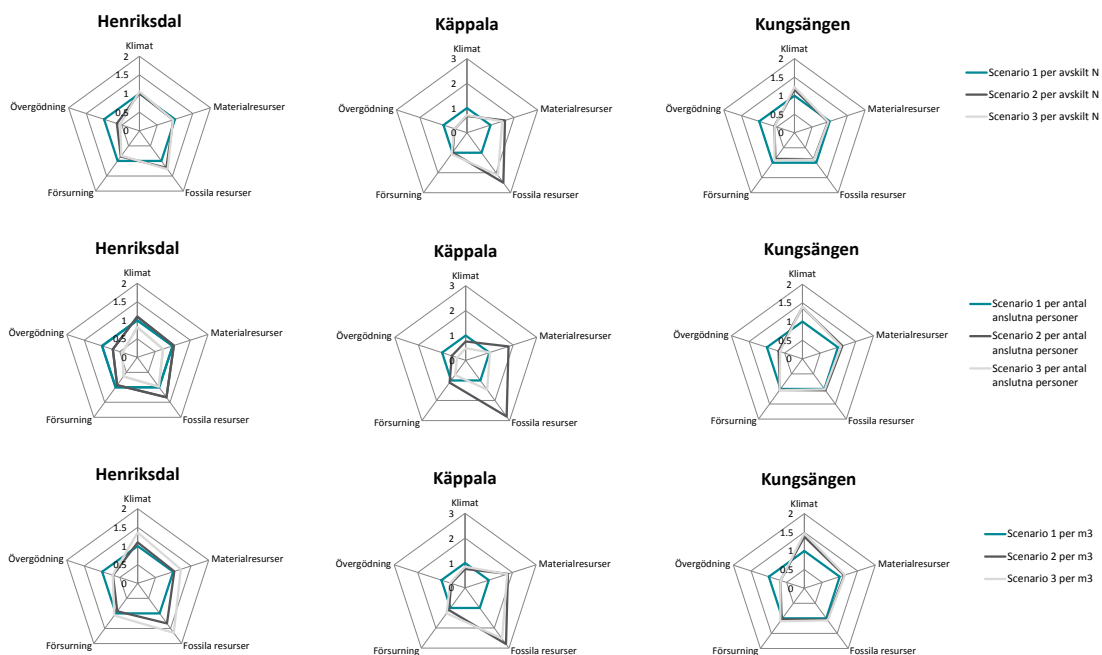
### Val av funktionell enhet

Miljöpåverkan i de olika kategorierna studerades vid byte av funktionell enhet till per ton avskilt kväve och per antalet anslutna personer. Resultaten sammanfattas i Figur 17 där Scenario 2 och Scenario 3 är normerade mot Scenario 1.

Resultatbilden förändras då den funktionella enheten är per ton avskilt kväve. För de kategorier som ökar i framtidsscenarioerna blir ökningen mindre per avskild mängd kväve än vad den blir

per m<sup>3</sup> behandlat vatten. Detta blir extra tydligt för Henriksdals reningsverk där skillnaden mellan de olika scenarierna inte är lika stor som för de övriga två fallstudierna.

Resultatet för Henriksdal vid byte av funktionell enhet till per antalet anslutna personer ger en helt annan tolkning av vad införandet av nya krav har för effekt på miljöpåverkan. För Scenario 3 har samtliga kategorier mindre eller lika stor miljöpåverkan som basfallet. Vid jämförelse mellan Scenario 3 och Scenario 2 per anslutna personer ses dock att minskningen är tack vare den ökade belastningen för Henriksdal och Käppala. Detta eftersom mängden vatten inte ökar in till reningsverken lika mycket som antalet anslutna personer ökar.



Figur 17. Jämförelse mellan val av funktionell enhet för alla fallstudier. Den nedersta raden motsvarar den funktionella enhet som använts för övriga resultat i rapporten.

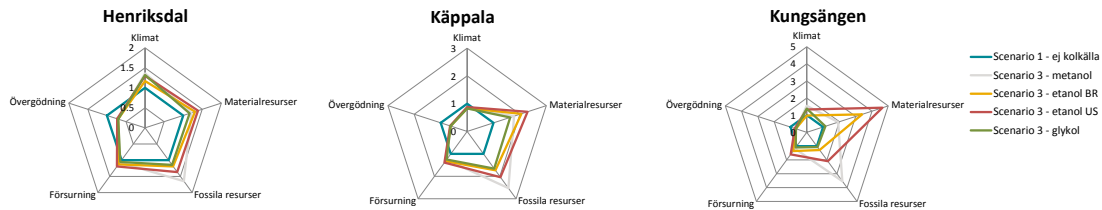
### Val av kolkälla

I de olika scenerierna som har studerats har metanol använts som kolkälla förutom för Kungsängen där glykol har använts. Framställning av metanol sker från fossila resurser vilket får en stor påverkan på miljöpåverkanskategorierna. I Figur 18 visas hur miljöpåverkan ändras då olika kolkällor används i Scenario 3. Samtliga värden är normerade mot basfallet (Scenario 1).

Vid byte från metanol till etanol blir förbrukningen av fossila resurser mindre medan förbrukningen av materialresurser större. Med etanol tillverkad i USA (etanol US), som framställs av majs, blir miljöpåverkan i samtliga kategorier större än vid användning av etanol tillverkad av sockerrör i Brasilien (etanol BR). Jämfört med metanol har etanol från Brasilien mindre klimatpåverkan, medan etanol från USA har större klimatpåverkan.



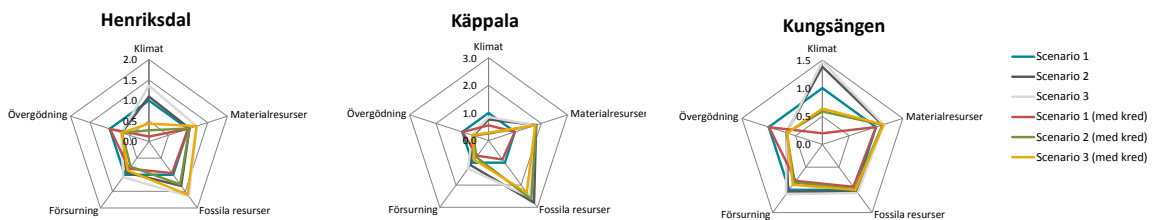
Med glykol som kolkälla blir miljöpåverkan mindre i samtliga kategorier jämfört med de övriga alternativa kolkällorna, eftersom glykol i detta fall är en restprodukt från avisning av flygplan. Valet av kolkälla har stor betydelse för verkets miljöpåverkan.



Figur 18. Jämförelse mellan val av kolkälla för de tre fallstudierna. Den funktionella enheten är m<sup>3</sup> behandlat vatten.

### Kreditering för fordonbränsle

Om miljökrediter tillgodoräknas genom att ersätta fossilt bränsle (diesel) med den producerade biogasen så minskar klimatpåverkan, se Figur 19.



Figur 19. Inverkan på resultaten då kreditering av fordonbränsle inkluderas.

För basfallet medför krediteringen att klimatpåverkan minskar med 88, 80 och 45 % för Henriksdal, Kungsängen respektive Käppala. För fallet med skärpta krav (Scenario 2) är minskningen mindre för Henriksdal och Kungsängen (75 respektive 52 % minskad klimatpåverkan) medan Käppala får större minskning (67 %) av klimatpåverkan. Käppala har i Scenario 2 en 14 % högre biogasproduktion per m<sup>3</sup> behandlat vatten medan Henriksdal har 6 % lägre biogasproduktion jämfört med basfallet. För Kungsängen är biogasproduktionen densamma mellan Scenario 1 och 2. Effekten av krediteringen (med avseende på klimatpåverkan) är således störst i basfallet för Henriksdal och Kungsängen medan den är större i framtidsscenarierna för Käppala.

Med kreditering minskar försurningspotentialen i alla tre scenarier motsvarande 20 % jämfört med utan kreditering för Henriksdal och Kungsängen. För Käppala är motsvarande minskning 30 % i de tre scenarierna.

## 5.5 Nytt med den framtagna metoden

Resultaten från detta projekt ger en bild över hur miljöpåverkan från tre svenska reningsverk förändras vid införande av skärpta reningskrav i framtiden. För att vidare studera den faktiska miljöeffekten av förändringarna skulle uppnådda miljöförbättringar i recipient kunna kopplas mot miljöpåverkan från reningsverken.

Metoden som tagits fram i detta projekt kan användas för att se hur val av reningsteknik, driftstrategi och val av kemikalier inverkar på miljöpåverkan från avloppsreningsverk. Spindeldiagrammen som jämför miljöpåverkanskategorier för olika scenarier är användbara för att få en karta över hur miljöpåverkan ändras vid olika val.

Dynamiska processmodeller ger en bra bild av hur reningen och resursåtgången varierar över året. Med processmodellerna kan reningsverken se påverkan på olika styrstrategier på en högre detaljnivå än om statistiska beräkningar använts.

Metoden är bäst lämpad då det är prioriterat att studera effekten av skärpta utsläppskrav på kväve. I framtiden skulle det även vara önskvärt att simulera fosfor på ett bättre sätt än som gjorts i denna studie.

## 6 Slutsatser

Tre svenska avloppsreningsverk – Henriksdals reningsverk, Käppalaverket och Kungsängens reningsverk i Västerås – har använts som fallstudier för att studera hur skärpta utsläppskrav påverkar reningsverkens totala miljöpåverkan.

När utsläppsvillkoren skärps kan detta få stor effekt på miljöpåverkan från reningsverkens processer i relation till mängden vatten som renas, men det behöver inte få det. Det som framförallt påverkar utfallet är vilken reningsprocess man har idag och i framtiden, hur den direkta lustgasavgången ändras vid skärpta utsläppskrav och kolkällans ursprung.

Våra exempel visar att avloppsreningsverk som idag använder aktivslamprocessen kan få kraftigt ökad negativ miljöpåverkan till följd av en ändrad processlösning, t.ex. vid införande av membranbioreaktor med högt luftbehov och hög kemikalieanvändning. En ändring kan också bidra till minskad negativ miljöpåverkan, t.ex. vid införande av separat rejektivattenrening med anammoxprocess om detta kan bidra till minskad direkt avgång av lustgas från processen.

Resultaten av systemanalyser och simuleringar av detta slag påverkas i stor omfattning av antaganden och val rörande metod och utförande. Resultaten från LCA:n har i denna rapport inte sammanvägts till ett sammanfattande mått på total miljöpåverkan, och därmed har inte en rangordning gjorts av vilken miljöpåverkan som är viktigast att undvika. En sådan avvägning behöver göras om resultaten ska kunna fungera som beslutsunderlag.

### Hur hanterar reningsverken skärpta utsläppskrav?

- Alla tre reningsverk behöver byggas om för att klara framtida utsläppskrav.
- För samtliga tre reningsverk har reningsprocessen kompletterats med efterdenitrifikation och därmed ökad eller tillkommande dosering av kolkälla för att komma ner till 6 mg totalkväve/l i utsläppsvillkor.
- Henriksdal och Käppalaverket planerar för extra fällningssteg och höglödesrening för att klara 0,1 – 0,2 mg/l i utgående totalfosfor.
- Käppalaverket planerar för en anammoxprocess för rening av rejektivatten.
- Henriksdals reningsverk bygger en MBR för att hantera omledningen av vatten från Bromma reningsverk samt skärpta reningskrav.

### Vilka processteg bidrar till miljöpåverkan?

- Aktivslamprocessen är oftast det processteg som står för det största bidraget till miljöpåverkan i form av klimatpåverkan och förbrukning av resurser. Detta beror på att det i aktivslamprocessen avgår lustgasemissioner, extern kolkälla tillsätts och det förbrukas mycket elenergi för luftning och pumpning.
- Lagring av slam var alltid det viktigaste processteget för bidrag till ökad försurningspotential på grund av läckage av ammoniak. Lagringen av slam har även ett betydande bidrag till klimatpåverkan genom emissioner av lustgas och metan.
- MBR-processens miljöpåverkan är tydlig för Henriksdals reningsverk med hög förbrukning av materialresurser till följd av hög kemikalieanvändning och hög energianvändning på grund av hög luftförbrukning i membransteget. Påverkan från

förbrukning av materialresurser var upp till 4 gånger högre för Henriksdal än för Käppalaverket.

- Ett framtida införande av rejektivattenbehandling med en anammoxprocess på Käppalaverket bidrog till att minska lustgasavgången från aktivslamprocessen, och därmed minska klimatpåverkan från hela reningsverket med 24 % jämfört med dagens nivå. Orsaken var att Käppalaverket modellerades med relativt hög
- Den tillkommande högflodesreningen på Käppalaverket och Henriksdals reningsverk bidrog genomgående till liten miljöpåverkan, i relation till övriga processteg.

### Vad blir effekten av skärpta utsläppskrav?

- Processlösningen idag och i framtiden påverkar vilken effekt skärpta utsläppskrav får på den totala miljöpåverkan från reningsverken.
- För samtliga fallstudier innebär skärpta utsläppskrav en väntad sänkning av övergödningspotentialen. Resursanvändningen blev däremot högre och i vissa fall betydligt högre jämfört mot nu gällande krav. Bidraget till klimatpåverkan ökar för Henriksdals och Kungsängens reningsverk.
- Effekten av månadsmedelvärden på miljöpåverkan speglas till största del av hur nära utsläppskravet reningsverken vågar lägga sitt produktionsmål. Detta på grund av processval och jämna utgående halter över året. Med kortare medelvärdesbildning önskas en större marginal och därigenom ökar doseringen av kolkälla. I framtidsscenarioet var produktionsmålen för Henriksdal och Käppala tillräckligt låga för att även klara månadsmedelvärden. För Kungsängsverket behövdes ett lägre produktionsmål avseende kväve för att klara månadsmedelvärden.

### Vad blir effekten av ökad belastning på reningsverken?

- Henriksdals reningsverk får en ökad resursförbrukning och klimatpåverkan när Stockholms befolkning växer, i relation till renad mängd vatten. Käppalaverket får en minskad eller oförändrad resursförbrukning och klimatpåverkan när fler personer ansluts. Om miljöpåverkan undersöks i relation till renad mängd kväve minskar i stället miljöpåverkan vid ökad anslutning.

### Vad säger en känslighetsanalys om resultaten?

- Val av kolkälla har stor effekt på fossil resursanvändning. Vid användning av metanol istället för glykol på Kungsängens reningsverk ökar användningen av fossila resurser med en faktor 3,5.
- Om kreditering av fordonsbränsle inkluderas i systemanalysen sjunker klimatpåverkan och försurningspotentialen.
- Om miljöpåverkan normeras mot antalet anslutna personer istället för per m<sup>3</sup> renat vatten blir miljöpåverkan från framtida anläggning lägre för Käppalaverket och Henriksdals reningsverk om framtida anslutningar medräknas. Detta eftersom mängden vatten inte ökar in till reningsverken lika mycket som antalet anslutna personer ökar.

## 7 Referenser

Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., Sanders, W. T. M., Siegrist, H. & Vavilin, V. (2002). The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM 1). *Water Science & Technology* **45**(10), 65–74.

Bürger, R., Diehl, S., Farås, S., Nopens, I. and Torfs, E. (2013). A consistent modelling methodology for secondary settling tanks: a reliable numerical method. *Water Science & Technology*, **68**(1), 192–208.

Erikstam, S. (2013). Modellering av koldioxidavtrycket för Käppalaverket med framtida processlösning utformad för skärpta reningskrav. Examensarbete, Uppsala universitet, UPTEC W 13 008.

Fenu, A., Guglielmi, G., Jimenez, J., Spèrandio, M., Saroj, D., Lesjean, B., Brepols, C., Thoeye, C. & Nopens, I. (2010) Activated sludge model (ASM) based modelling of membrane bioreactor (MBR) processes: A critical review with special regard to MBR specificities. *Water Research* **44**(15), 4272–4294.

Flores-Alsina, X., Arnell, M., Amerlinck, Y., Corominas, L., Gernaey, K. V, Guo, L., Lindblom, E., Nopens, I., Porro, J., Shaw, A., Snip, L., Vanrolleghem, P. A. & Jeppsson, U. (2014). Balancing effluent quality, economic cost and greenhouse gas emissions during the evaluation of (plant-wide) control/operational strategies in WWTPs. *The Science of the total environment* **466-467**, 616–24.

Foley J., Yuan Z., Keller J., Senante E., Chandran K., Willis J., van Loosdrecht M. & van Voorthuizen E. (2011). N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emission from wastewater collection and treatment systems, state of the science report. Global Water Research Coalition, London, UK.

Gannholm, C. (2013). Rejektivattenbehandling – inventering av tillgängliga tekniker. Käppalaförbundet.

Gernaey, K. V., Flores-Alsina, X., Rosen, C., Benedetti, L. & Jeppsson, U. (2011) Dynamic influent pollutant disturbance scenario generation using a phenomenological modelling approach. *Environmental Modelling & Software* **26**(11), 1255–1267.

Gernaey, K.V., Jeppsson, U., Vanrolleghem, P.A., Copp, J.B. (2014). Benchmarking of Control Strategies for Wastewater Treatment Plants. IWA Scientific and Technical Report No. 23, ISBN 9781843391463, IWA Publishing, London, UK.

Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A. de, Oers, L. van, Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., Bruijn, H. de, Duin, R. van, Huijbregts, M.A.J. (2002). Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 692.

- Guo, L., och Vanrolleghem, P. A. (2014) Calibration and validation of an activated sludge model for greenhouse gases no. 1 (ASMG1): prediction of temperature-dependent N<sub>2</sub>O emission dynamics. *Bioprocess and biosystems engineering*, **37**(2), 151-163.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T. & Loosdrecht, M. C. M. van. (2000). Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Publishing, London, UK.
- Hiatt, W. C. & Grady, J. C. (2008). An updated process model for carbon oxidation, nitrification, and denitrification. *Water Environmental Research* **80**(11), 2145–56.
- Houweling, D., Constantine, T., Sandino, J., Chandran, K., Steen, C., Eriksen, S., Havsteen, L., Uri, N., Nielsen, P.H. (2015). Low energy and no external carbon nitrogen removal using optimized process control Strategies. IWA Specialist Conference on Nutrient Removal and Recovery. 18 – 21 Maj 2015, Gdańsk, Polen.
- Jönsson, H., Junestedt, C., Willén, A., Yang, J., Tjus, K., Baresel, C., Rodhe, L., Trela, J., Pell, M. & Andersson, S. (2015). Minska utsläpp av växthusgaser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam. Svenskt Vatten Utveckling, SVU Rapport 2015-02.
- Kampschreur M.J., Tan N.C.G., Kleerebezem R., Picioreanu C., Jetten, M.S.M. & van Loosdrecht, M.C.M. (2008). Effect of dynamic process conditions on nitrogen oxide emission from a nitrifying culture. *Environmental Science & Technology*, **42**, 429–435.
- Lindblom, E., (2011). Uppställande och kalibrering av simuleringsmodell för test av driftstrategier på Bromma reningsverk. Sweco Environment AB.
- Lindblom, E., Arnell, M., Jeppsson U. (2015). Modellerings av lustgasemissioner från SBR och anammoxprocesser för rejektivattenbehandling. Svenskt Vatten Utveckling, SVU Rapport 2015-17.
- Lindblom, E., Arnell, M., Flores-Alsina, X., Stenström, F., Gustavsson, D.J.I., Yang, J. and Jeppsson, U. (2015). Dynamic modelling of nitrous oxide emissions from three Swedish sludge liquor treatment systems. *Water Science and Technology*, **73** (4), 798-806.
- Maere, T. (2012). Models for optimisation and control of aerobic membrane bioreactors. Doktorsavhandling, Ghent universitet, Belgien.
- Käppalaförbundet (2012). Miljörapport 2012. Käppalaförbundet. Lidingö.
- Mampaey, K. E., Beuckels, B., Kampschreur, M. J., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M. C. M. & Volcke, E. I. P. (2013). Modelling nitrous and nitric oxide emissions by autotrophic ammonia-oxidizing bacteria. *Environmental Technology* **34**(12), 1555–66.
- Metcalf & Eddy, Tchobanoglous, G., Burton, F. L. & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse*, 4e upplagan. McGraw-Hill, New York.
- Ramböll (2015). PM Process AA-F-NBBA-001 (N1 PM Process).

Rieger, L., Gillot, S., Langergraber, G., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takács, I. & Winkler, S. (2013). *Guidelines for using activated sludge models*. Scientific and Technical Report No. 22. IWA Task Group on Good Modelling Practice. IWA Publishing, London, UK.

Stockholm Vatten (2012). Miljörapport 2012. Stockholm Vatten AB. Stockholm.

Sweco Environment (2015a). Processrapport AH-BB-NBBA-020 (N2 PM Process).

Sweco Environment (2015b). Processbeskrivning slam AH-SL-NBBA-001 (N3 Processbeskrivning slam).

Sweco Environment (2015c). Processbeskrivning biogas AH-M-NBBA-001 (N3 Processbeskrivning biogas).

Takács, I., Patry, G.G., & Nolasco, D. (1991). A dynamic model of the clarification and thickening process. *Water Research* **25**, 1263–1271.

Thunberg, A., Erikstam, S., Åmand, L. (2013). Modelling the effect of more stringent discharge limits on the carbon footprint at Käppala WWTP. 13th Nordic Wastewater Conference 2013, Malmö, Sweden, 8-10 October 2013.

Thunberg, A. (2014). Processdimensionering för nya utsläppsvillkor beräkningsunderlag, 2014-08-06. Käppalaförbundet, Lidingö.

Åmand, L. (2014). Ammonium feedback control in wastewater treatment plants. Doktorsavhandling, Inst. för Informationsteknologi, Uppsala universitet.

# Bilaga 1: Dynamisk processmodellering

## Biologiska reaktionsmodeller

I detta arbete har processsimuleringar utförts i MATLAB/Simulink® med modellen Benchmark Simulation Model No. 2 Greenhouse gas, BSM2G (Flores-Alsina *et al.*, 2014). BSM2G är en kombination av flera delmodeller och täcker in ett avloppsreningsverk från försedimentering till slamlagring. De två viktigaste delmodellerna är en vidareutveckling av Activated Sludge Model No. 1, ASM1 (Henze *et al.*, 2000) och en implementering av Anaerobic Digestion Model No 1, ADM1 (Batstone *et al.*, 2002). ASM1 beskriver oxidation av kol och nitrifikation och denitrifikation av kväve från ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) via nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) till kvävgas ( $\text{N}_2$ ).

I BSM2G har principer beskrivna i Hiatt & Grady (2008) och Mampaey *et al.* (2013) kombinerats med ASM1 för att möjliggöra en dynamisk beskrivning av lustgasavgång från bioaktivslamsteget. Hiatt & Grady (2008) beskriver till skillnad från ASM1 en tvåstegsprocess för ammoniumoxidation och en process i fyra steg för denitrifikation. Nitrifierarna är uppdelade i två populationer: ammoniumoxiderare och nitritoxiderare. Ammoniumoxiderare använder ammoniak som substrat medan nitritoxiderare använder lustgas. Nitratreduktion sker i fyra steg i modellen från nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) till kvävgas via nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ), kväveoxid ( $\text{NO}$ ) och lustgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Den vidareutvecklade modellen från Hiatt & Grady (2008) kallas ASMN. Modellering av lustgasavgång enligt Mampaey *et al.* (2013) beskrivs under rubriken Direkt avgång av växthusgaser nedan.

ADM1 är en dynamisk modell över en rötningsprocess. De biokemiska reaktionsstegen i modellen beskriver (i) disintegrering av större partiklar till kolhydrater, proteiner och fett, (ii) hydrolys till socker, aminosyror och långa fettsyror, (iii) syrabildning från socker och aminosyror till fettsyror och vätgas, (iv) metanbildning från acetat och vätgas/ $\text{CO}_2$ . Utöver biokemiska reaktioner innehåller ADM1 fysio-kemiska reaktioner som beskriver jonbalanser och gasers övergång mellan vätske- och gasfas. Implementeringen av ADM1 i BSM2G inkluderar inte disintegrering av större partiklar för inkommande material. För att få reaktionskinetiken att stämma behöver hydrolyskonstanten i BSM2G:s standardutförande sänkas för att inte få för snabb hydrolys. I samtliga fallstudier sänktes därför hydrolyskoefficienten i ADM1 från  $5 \text{ d}^{-1}$  till  $0.5 \text{ d}^{-1}$ .

## Skapande av inflödesprofil

Metoden för inflödesgenerering använd av Lindblom (2011) har tillämpats i detta projekt. Metoden utförs i 5 steg:



En högupplöst flödesprofil över ett helt år delades in i 365 dygnsprofiler och alla dygn med ett representativt torrvädersflöde valdes ut. Högflödesdygn eller dygn med dåliga och orimliga värden har togs bort.

För varje tidpunkt på dygnet (modellens upplösning är 15 minuter, vilket innebär 96 punkter per dygn) har ett medelflöde beräknats vilket ger en medelflödeskurva.

Medelflödeskurvan normerades till 1 och denna profil antogs gälla som normal dygnsvariation även för belastningen av föroreningar in till verket.

Normalvariationskurvan multiplicerades med antagen dygnsmedelsbelastning av COD, totalkväve och totalfosfor. Detta gav en dynamisk profil över belastningsvariationen över dygnet i kg/d. Dygnsmedelbelastningen vid torrväder användes för att få en rättvisande bild av totalbelastningen utan utspädning vid högflöde.

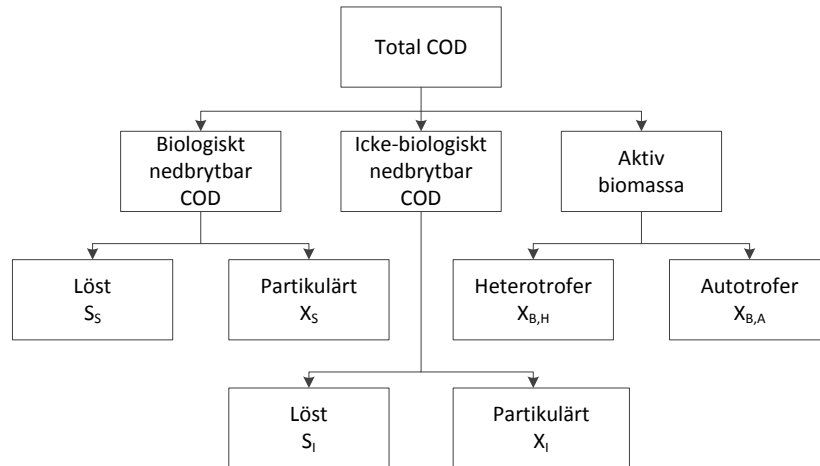
Slutligen dividerades belastningsprofilen med totalflödet till verket för den totala perioden om 609 d varvid en komplett koncentrationsprofil med utspädning vid höga flöden skapades. Dessa användes som indata till modellen.

## Kalibrering av bioprocessmodeller

I arbetet med att bygga processmodeller över de tre reningsverken har det föreslagna tillvägagångssättet i Rieger *et al.* (2013) följts. Enligt Rieger *et al.* (2013) ska kalibrering av modellen följa ordningen: (i) se över modellens struktur (antal zoner m.m.), (ii) ändra fraktioneringen av inflödet, (iii) kalibrera nitrifikationsparametrarna (iv) kalibrera dentrifikationsparametrarna, (v) kalibrera övriga delmodeller, t.ex. luftningsmodell. Det är viktigt att inleda med att skapa ett trovärdigt inflöde till modellen, innan modellparametrarna som styr reaktionshastigheter, utbyte m.m. ändras. En av de stora utmaningarna med processmodellering av reningsverk är att skapa ett inflöde som beskriver verkligheten väl.

Inkommande kväve delas i modellen upp i nitrat ( $S_{NO_3}$ ), ammonium ( $S_{NH}$ ), kväve som en andel av biomassa och annat suspenderat material samt partikulärt ( $X_{ND}$ ) och löst ( $S_{ND}$ ) nedbrytbart organiskt kväve. Inkommande inert kväve ( $X_{NI}$ ,  $X_{NP}$ ) antogs liksom nitrit, nitrat, kvävemonoxid, lustgas och kvävgas vara försumbart i inkommande vatten.

För att slamproduktion och slambalanser i modellen ska stämma är det av stor vikt att noggrant arbeta med uppdelningen, den s.k. fraktioneringen, av inkommande organiskt material. I ASM1 beskrivs allt organiskt material som COD. Saknas mätningar på COD behöver en omräkning till COD ske. COD delas upp i olika fraktioner i modellen, baserat på hur lättillgängligt det är för mikroorganismerna att bryta ner, se Figur 20. Inert suspenderad substans (ISS), t.ex. salter och sand, ingår inte i den ursprungliga modellbeskrivningen i BSM2G. Om den totala mängden COD i modellen summeras fås därför ett mått på volatilt organiskt material, uttryckt i termer av COD. I modellerna i denna studie har en tillståndsvariabel för inert material lagts till för att kunna beräkna totala mängden suspenderat material som en funktion av inert och volatil suspenderad substans ( $TSS = ISS + VSS$ ).



**Figur 20. Fraktionering av inkommande COD i ASM1. Två tillståndsvariabler representerar autotrof biomassa i ASM1.**

En beskrivning av hur fraktioneringen är gjord för respektive fallstudie presenteras i Bilaga 3 till 5. I de två nästföljande stegen av kalibreringsprocessen – kalibrering av nitrifikation respektive denitrifikation – har så få förändringar gjorts som möjligt i modellparametrarna, i enlighet med rekommendationen i Rieger *et al.* (2013). Detaljerna bakom kalibreringen finns i Bilaga 3 till 5.

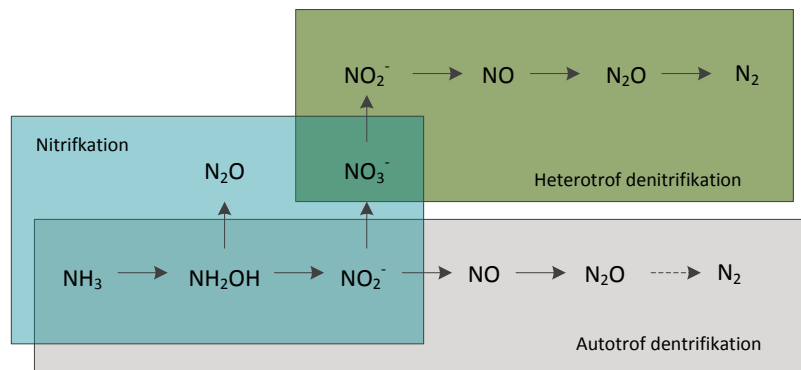
För modellparametrar, se Guo och Vanrolleghem (2014).

## Direkt avgång av växthusgaser

BSM2G-modellen inkluderar både avgång av direkta och indirekta växthusgasutsläpp. I denna studie har de direkta utsläppen beräknats via BSM2G-modellen i MATLAB/Simulink®, och de indirekta utsläppen har hanterats via LCA-modelleringen, se Bilaga 2.

Avgång av CO<sub>2</sub> och N<sub>2</sub>O modelleras dynamiskt i modellen. CO<sub>2</sub> bildas vid oxidation av organsikt material. ASM1-modellen med tvåstegs nitrifikation och fyrstegs denitrifikation möjliggör dynamisk modellering av två av tre kända produktionsvägar för lustgas på reningsverk, se Figur 21. Modelleringen sker enligt modellen framtagen av Mampaey *et al.* (2013) Flera studier har visat att den dominerande källan till lustgasutsläpp på reningsverk troligen är autotrof denitrifikation (Foley *et al.*, 2011; Kampschreur *et al.*, 2008).

I BSM2G beräknas avgång av CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O och CH<sub>4</sub> från röttningskammarna och från slamagringen med hjälp av antagna emissionsfaktorer. 1 % av gasen i röttningskammaren antogs bidra till ett slip av CH<sub>4</sub> och CO<sub>2</sub>. För slamagringen har emissionsfaktorer från Jönsson *et al.* (2015) använts. Studiens pilotförsök med mesofilt rötat slam som lagrats täckt och öppet samt termofilt rötat slam som lagrats täckt har använts för att uppskatta avgången av N<sub>2</sub>O och CH<sub>4</sub> vid slamagring från respektive fallstudie.



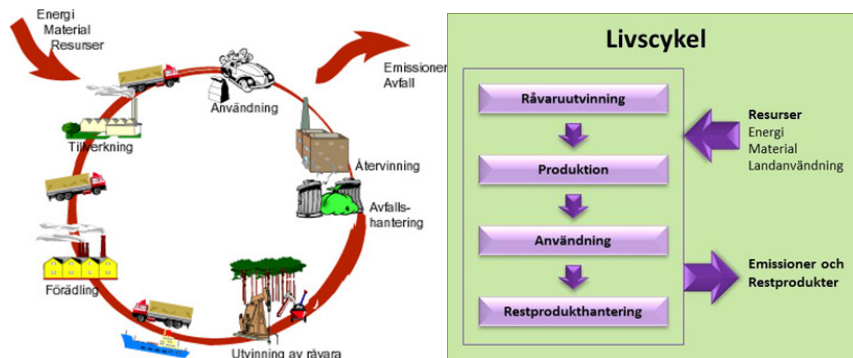
Figur 21. De tre produktionsvägarna för lustgas på reningsverk med kväverening. Lustgasbildning genom autotrof och heterotrof denitrifikation ingår i BSM2G. Lustgasbildning via hydroxylamin ( $NH_2OH$ ) ingår inte i BSM2G.

## Bilaga 2: Livscykelanalys

Livscykelanalys (LCA) är en sammanställning och utvärdering av relevanta inflöden och utflöden från ett produktsystem samt utvärdering av de potentiella miljöeffekterna hos produktsystemet över hela dess livscykel (ISO 14040:2006 och 14044:2006). Med inflöden och utflöden avses användning av naturresurser respektive generering av emissioner och restprodukter som är knutna till systemet.

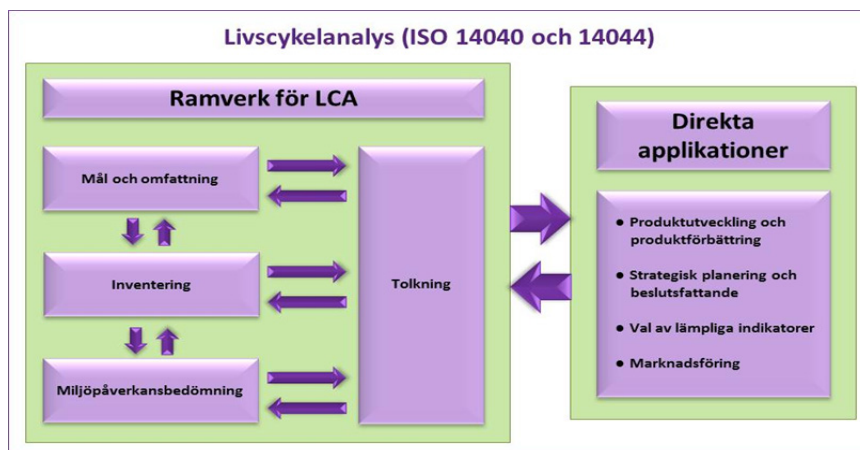
Livscykeln utgör ett tekniskt system bestående av processer och transporter i alla stadier från uttag av naturresurser till och med slutligt omhändertagande av produkten samt kvittblivning av restprodukter (avfallshantering och återvinning).

LCA kallas ibland "vagga-till-graven-analys" (Figur 22).



Figur 22. Illustration av ett LCA system.

En livscykelanalys består av fyra faser, vilka enligt ISO-standarderna benämns; definition av målsättning och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkanbedömning och tolkning av resultaten (Figur 23).



Figur 23. LCA-studiens olika faser.

## Mål och omfattning

I första fasen beskrivs målsättningen med studien. Denna skall entydigt beskriva den avsedda tillämpningen, skälen till att utföra studien samt den tilltänkta mottagaren, dvs. till vem resultaten av studien avses att förmedlas. Vidare definieras studiens omfattning. Här ingår följande:

- att beskriva det eller de produktsystem som studeras
- produktsystemets funktion (vilken eller vilka nyttor genereras? - kan vara en eller flera)
- den funktionella enheten (beräkningsbasen)
- systemgränserna
- datakrav, krav på datakvalitet, antaganden, begränsningar
- eventuella allokeringar (t ex fördelning av miljöbelastning mellan produkter och bi-produkter)
- metodiken för miljöpåverkansbedömning
- efterföljande tolkning
- typ av kritisk granskning om detta tillämpas samt typ samt format på rapporten som krävs för studien

Omfattningen av studien kan behöva justeras allteftersom studien genomförs och mer information samlas in; LCA är således en iterativ teknik.

## Inventering

Inventeringsanalysen innefattar datainsamling, tolkning och bearbetning av data samt beräkningar för att kvantifiera relevanta inflöden och utflöden för produktsystemet över hela dess livscykel. Resultatet från inventeringsanalysen utgör också indata till miljöpåverkansbedömningen. En inventeringsanalys genomförs iterativt. I allmänhet är det först när en första miljöpåverkansbedömning är gjord som de delar av livscykeln som ger störst potentiell miljöpåverkan är identifierade, och därför kräver extra uppmärksamhet i inventeringen. Ibland uppmärksammas uppgifter och information som kräver en förändring av själva målsättningen med eller omfattningen av studien.

## Miljöpåverkansbedömning

I miljöpåverkansbedömningen (life cycle impact assessment (LCIA) på engelska) utvärderas betydelsen av de miljöeffekter som produktsystemet potentiellt bidrar till. Först väljs de miljöpåverkanskategorier (miljöeffekter, t ex växthuseffekten) som skall inkluderas i studien, liksom de kategoriindikatorer (t ex gram koldioxidekvivalenter) som skall användas för att beskriva denna miljöpåverkanskategori. Därefter görs klassificeringen, som innebär att de parametrar som erhålls i inventeringen sorteras efter vilka miljöpåverkanskategorier de potentiellt bidrar till. I nästa steg, karaktäriseringen, kvantifieras det potentiella bidraget till respektive miljöeffekt. Ett och samma utsläpp kan bidra till flera miljöeffekter parallellt. Denna bedömningsfas tar även fram information till tolkningsfasen.

**Följande delar av miljöpåverkansbedömningen är enligt ISO obligatoriska:**

- Val av miljöpåverkanskategorier, kategoriindikatorer och karaktäriseringsmodeller
- Fördelning av inventeringsresultat till någon miljöpåverkanskategori (klassificering)
- Beräkning av systemets bidrag till olika miljöpåverkanskategorier (karaktärisering) och

**Följande delar är frivilliga:**

- Beräkna storleken av karaktäriseringsresultat relativt en given referens (normalisering)
- Gruppering
- Viktning
- Analys av datakvalitet

I Tabell 11 beskrivs de miljöpåverkanskategorier som valdes ut för analys i denna studie.

**Tabell 11. Studerade miljöpåverkanskategorier.**

| <b>Miljöpåverkanskategorier (CML2002)</b> |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |                          |
|-------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------|
| <i>Svenskt kortnamn</i>                   | <i>Beskrivning</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | <i>Enhet</i>             |
| Klimat (ej biogent kol)                   | Ett mått på det totala utsläppet av växthusgaser. Den bakomliggande orsaken är att utsläppen av växthusgaser påverkar strålningsdrivningen i atmosfären, vilket bidrar till uppvärmning och i sin tur klimatförändringar. Gaserna koldioxid, metan och dikväveoxid (lustgas) är de vanligaste, men även andra gaser kan bidra (t.ex. CFC).                                                                                                                          | kg CO2-Ekv.              |
| Övergödning                               | Övergödning är anrikning av näringsämnen såsom fosfater och nitrater i ett vattendrag eller i mark. I vatten kan detta orsaka kraftig tillväxt av vissa organismer som alger, som i sin tur resulterar i syrebrist i vattnet. I mark kan övergödning öka tillväxten av oönskade organismer och rubba balansen i ekosystemet. Fosforföreningar, kväveföreningar (både till luft och vatten), BOD, COD, organiskt kol mm bidrar till övergödningen i mark och vatten. | kg Fosfat-Ekv.           |
| Försurning                                | Orsakas av utsläpp av oxider, såsom tex SO <sub>x</sub> och NO <sub>x</sub> . Dessa reagerar i luften med vattendroppar och skapar en svag syralösning. När detta faller över mark och vatten ändras H <sup>+</sup> -balansen och försurar recipienten. Surt nedfall påverkar även träd och byggnader.                                                                                                                                                              | kg SO <sub>2</sub> -Ekv. |
| Fossila resurser                          | Energiinnehållande fossila resurser såsom kol, olja och naturgas, extraherade ur geosfären. Uranium är inte inräknat.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | MJ                       |
| Materialresurser                          | Icke energiinnehållande naturresurser såsom metaller och fosfor, extraherade ur geosfären. Även uranium räknas hit.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | kg Sb-Ekv.               |

## Tolkning

En tolkning av resultaten görs genom att resultatens användbarhet och fullständighet kontrolleras. De underliggande antagandenas påverkan på resultatet analyseras liksom resultatets känslighet för metodval. Betydelsen av dataluckor och använd datakvalitet skall också beskrivas i tolkningsdelen. Resultatet av känslighetsanalyser och osäkerhetsanalyser som görs i andra delar av studien skall också redovisas här.

Resultaten av tolkningen kan ta formen av slutsatser och rekommendationer till beslutsfattare i enlighet med studiens målsättning och omfattning.

# Bilaga 3: Fallstudie Henriksdals reningsverk

## Beskrivning av Scenario 1 till 3

Dagens reningsprocess på Henriksdals reningsverk är konventionell med grovrening, sandfång, förfällning, försedimentering, fördenitrifikation, eftersedimentering och efterföljande efterfällning på sandfilter.

Framtidens reningsverk ser annorlunda ut eftersom Stockholm Vatten 2023 planerar att koppla på vattnet från Bromma reningsverk. På grund av Brommas påkoppling och befolkningsökningen i Stockholm behöver kapaciteten på Henriksdals reningsverk utökas. Eftersom Henriksdals reningsverk ligger i berg finns det begränsad möjlighet att utöka volymerna på verket. Stockholm Vatten har därför valt att bygga om reningsverket med en membranbioreaktor (MBR) för att öka kapaciteten. En MBR tillför en fysisk barriär och möjliggör ett praktiskt taget partikelfritt utsläpp från biosteget. Därmed kommer dagens reningsprocess med fördenitrifikation och sedimentering bidra till en annan miljöpåverkan än den planerade reningsprocessen med membranteknik – oberoende av nya utsläppskrav. Valet föll därför på att simulera en MBR-process även i Scenario 1. Detta för att undersöka effekten av nya utsläppskrav snarare än effekten av att Bromma kopplas på Henriksdal.

För att klara framtida skärpta utsläppskrav planerar Stockholm Vatten för att komplettera dagens förfällning med simultanfällning och direktfällning samt bygga om zonerna i biosteget för att nyttja både för- och efterdenitrifikation med tillsats av kolkälla (metanol).

I Scenario 1 och 2 simulerades 2012 års belastning till Henriksdal och Bromma (1 226 028 anslutna personer). I scenario 3 tillkommer anslutningar i enlighet med Stockholms Stads prognos. 1 621 300 personer antas vara påkopplade år 2040.

De tre scenarier som undersökts i detta projekt listas nedan. I Figur 24 visas scenarierna med insatser och utsläpp som ingått i LCA-studien. För detaljer om framtida utsläppskrav, se Tabell 3.

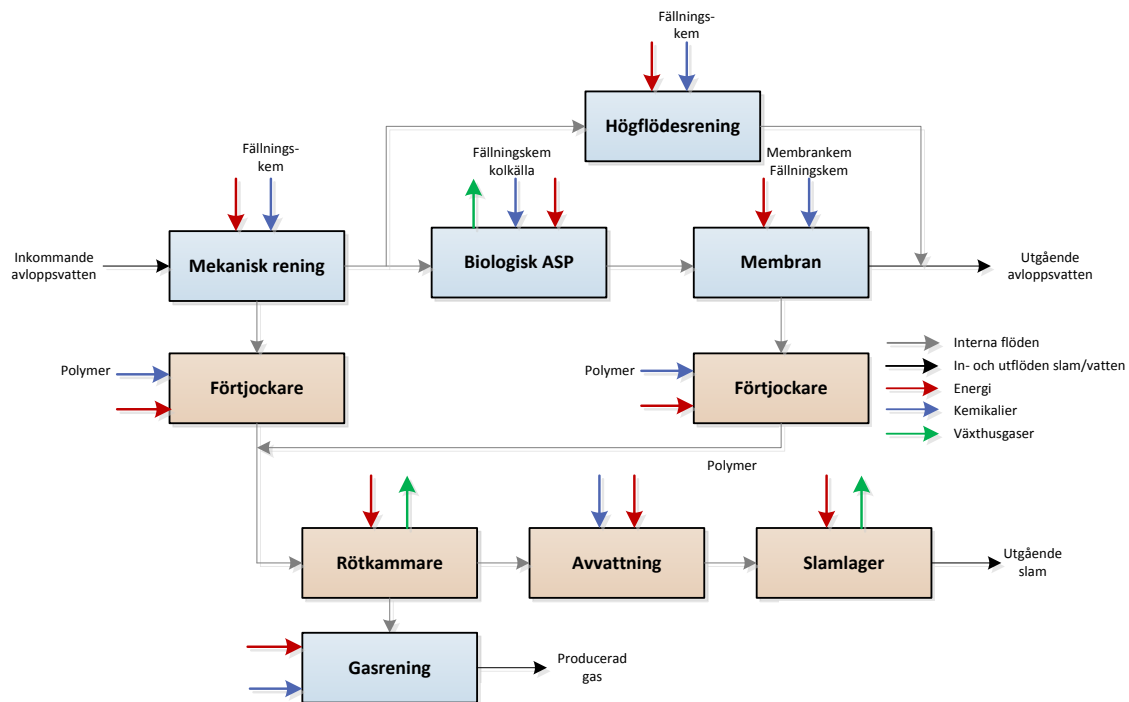
Dagens reningsprocess med mellansedimenteringen utbytt mot en MBR, högflödesrening i sandfilter och försedimenteringen kompletterad med simultanfällning, 2012 års belastning på Bromma och Henriksdal och 2012 års utsläppskrav.

Framtida reningsprocess (Scenario 1 kompletterat med direktfällning, polering med järnklorid på membranen och efterdenitrifikation med tillsats av kolkälla), framtida reningskrav och 2012 års belastning.

Framtida reningsprocess (enl. punkt 2) och utsläppskrav med en ökad anslutning om ca 395 000 personer.



Eftersom MBR-processen är inkluderad redan i Scenario 1 kommer inte effekten av att övergå från konventionell sedimentering till separation av slam med hjälp av membran att kvantifieras för Henriksdals reningsverk. Därmed framgår inte i jämförelsen mellan Henriksdals scenarier att en MBR-process medför ökad resursförbrukning i anläggningen. För att hålla membranerna rena behövs kraftig luftning och tvättkemikalier, vilket kommer att bidra till en negativ miljöpåverkan jämfört med om en vanlig mellansedimentering använts i biosteget.



Figur 24. Förenklat processschema för Henriksdals fallstudie för Scenario 1 till 3. I Scenario 1 doserades ingen kolkälla och verket har ingen högfloresrening. Inkommande vatten är vatten från pumpstationerna i Sickla och Henriksdal. Till Sicklainloppet är vatten från dagens anläggning i Bromma påkopplat.

## Processmodellering

För att simulera de tre scenarierna har två olika modeller i MATLAB/Simulink<sup>®</sup> byggts. Den ena modellen representerade Scenario 1 och den andra Scenario 2 och 3. Modellen för Scenario 2 och 3 byggdes först, eftersom designen för framtida reningsprocess år 2040 användes som kalibreringsunderlag. Därefter gjordes modifieringar av denna modell för att anpassas till Scenario 1.

## Datainsamling och generering av inflödesprofil

Dataunderlaget till simuleringen bestod av både dimensioneringsunderlaget för 2040 års reningsverk (Ramböll, 2015; Sweco Environment, 2015a; 2015b; 2015c), data från driften 2012 och Miljörapporten för Stockholm Vatten 2012 (Stockholm Vatten, 2012). Driftdata exporterades

från databaser i Waste-systemet på Stockholm Vatten och användes för att skapa en dynamisk inflödesprofil.

En inkommande flödesprofil för Scenario 1 och 2 skapades utifrån en dynamisk årsprofil av inflödet till Henriksdal och Bromma 2012. Högupplöst flödes- och temperaturdata och medelvärden för inkommande belastning användes. Inflödet till Henriksdal är uppdelat på två inlopp: Henriksdal och Sickla, där 70 % av vattnet kommer in via Sicklainloppet. Dagens belastning till Sicklainloppets kombinerades med Brommas vatten i modellen. För Scenario 3 ökades inkommande flöde med motsvarande 0.15 m<sup>3</sup>/p,d. Ett antagande om förtätning av staden snarare än en expansion av ledningsnätet förklarar antagandet att endast spillvatten tillkommer vid ökad belastning.

Belastningen av förorenande ämnen antogs konstant över året. Genomsnittlig belastning för Scenario 1 och 2 av totalkväve, TSS, BOD, TOC, Kjeldahl-kväve, ammonium och totalfosfor togs från Miljörapporten för Stockholm Vatten 2012. För Scenario 3 tillkom belastning motsvarande 70 gBOD7/p,d, 12 gTN/p,d, 1,6 gTP/p,d och 90 gSS/p,d, i enlighet med Stockholm Vattens egna dimensionering för år 2040. En omräkning från TOC till COD gjordes motsvarande 3,3, 3,73 och 3,83 gCOD/gTOC för Brommas, Sicklas respektive Henriksdals inflöden. Dessa faktorer kommer från på historisk labdata. Omräkningen från TOC till COD är nödvändig eftersom bioprocessmodellen, ASMN, är COD-baserad.

Mängden partikulärt COD beräknades från mängden TSS i inkommande vatten, och multiplicerades med en uppskattad fraktion VSS av TSS (0,89 gVSS/gTSS) från designunderlaget, samt en omräkningsfaktor från VSS till COD som kalibrerades fram (1,53 g partikulärt COD/gVSS). Den lösta mängden COD beräknades som skillnaden mellan uppskattad total COD och partikulär COD. Inert organiskt material, ISS, lades till som en separat tillståndsvariabel och motsvarades av skillnaden mellan TSS och uppskattad mängd VSS. Den organiska andelen av kvävet antogs vara skillnaden mellan Kjeldahl-kväve och ammoniumkväve.

Metoden som användes för att generera en varierande koncentrationsprofil in till verket finns beskriven i Bilaga 1. När mängden partikulär COD, löst COD, organiskt kväve och ammoniumkväve beräknats fraktionerades dessa delar upp i komponenter som behövs för reaktionsmodellen. Uppdelningen av partikulärt organiskt material ( $X_S$ ,  $X_I$ ,  $X_{BH}$ ) gjordes baserat på ett tidigare simuleringsarbete då en modell över Henriksdals reningsverk kalibrerades fram (Åmand, 2014).

Enligt litteraturen finns det en risk för att överskatta slamproduktionen i en MBR-modell (Fenu *et al.*, 2010). Vid långa slamåldrar bryts organiskt material ner som i normala fall anses vara inert ( $X_I$ ). Inget problem med för hög slamproduktion uppkom i detta projekt, vilket kan bero på antaganden som gjorts i dimensioneringsunderlaget om slamproduktion.

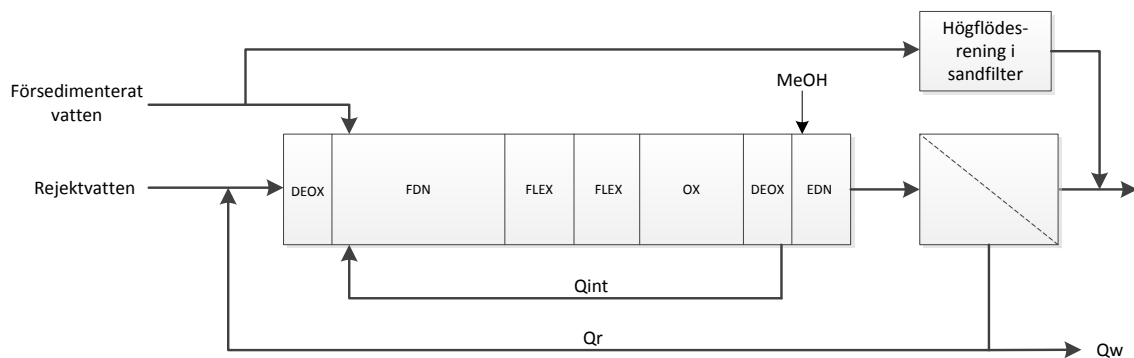
Uppdelningen mellan  $X_{ND}$  och löst  $S_{ND}$  gjordes i enlighet med Gernaey *et al.* (2011). Mer detaljer om simuleringsmodellens fraktionering återfinns i Bilaga 1.

## Modellens uppbyggnad och styrning

### Scenario 3

De delprocesser som inkluderades i vattenlinjen var: försedimentering, biologisk rening med aktivt slam, MBR, sandfilter; och för slamlinjen: förtjockning, rötning, avvattning, slamlagring. Henriksdals reningsverk har 7 parallella linjer. I modellen simuleras dessa som en stor volym, eftersom det antogs att linjernas driftsegenskaper liknar varandra. På samma sätt simuleras en stor försedimenteringsbassäng. I verkligheten kommer Henriksdal och Sickla ha separata anläggningar för grovrening och försedimentering.

Zonindelningen i biosteget antogs samma som i dimensioneringsunderlaget, eftersom ett tidigare arbete antog att detta antal zoner gav en tillfredsställande beskrivning av hydrauliken längs linjen (Åmand, 2014). En översikt över biostegets processkonfiguration för Scenario 2 och 3 visas i Figur 25.



**Figur 25. Scenario 2 och 3 har för- och efterdenitrifikation med internrecirkulation och tillsats av metanol. I simuleringarna var den första flexzonen oluftad, den andra luftad.**

Förfällning och simultanfällning i biosteget simulerades som en ökad andel inert material (ISS) som lades till modellen för att matcha det uppskattade behovet av fällningskemikalie och för att samtidigt uppnå liknande VSS-halt i biosteget som i dimensioneringsunderlaget.

När flödet överstiger 10 m<sup>3</sup>/s införs så kallad högflödesdrift, eftersom membranerna har en högsta tillåten kapacitet. Vid högflödesdrift kompletteras förfällning med järnsulfat med direktfällning med järnklorid och polymer, och flöden över 10 m<sup>3</sup>/s förbileds biosteget till högflödesrening i sandfilter. Den ökade reduktionsgraden över försedimenteringen vid direktfällning simulerades inte. Bedömningen var att effekten på simuleringensresultaten skulle bli liten jämfört med insatsen som behövdes för att få en bra beskrivning av direktfällningen. Kemikalieförbrukningen vid direktfällningen var dock inkluderad i LCA-modellen.

För högflödesreningen användes en förenklad modell där en antagen avskiljningsgrad multiplicerades med modellens olika fraktioner av kväve och COD. Endast partikulära fraktioner avskiljs i sandfiltren. Den sammantagna reduktionsgraden för SS blev 60 % (design 60 %) och för totalkväve 11 % (design 10 %). Järnsulfat doseras på sandfiltren.

Membransteget modellerades som en förtjockare med 100 % TS-avskiljning. Järnklorid tillsätts i små doser på membranerna för att få en finpolering av utgående fosfor. Membranerna tvättas regelbundet med citronsyra och natriumhypoklorit, och doseringsbehovet är anpassat för hålfibermembran vilket är den membrantyp som kommer installeras på Henriksdal.

Ingen detaljerad modell över igensättning av membran eller påverkan av slamhalt eller biologiska effekter på membranerna har simulerats eftersom detta ansågs alltför detaljerat för projektets syfte. Modellparametrarna i aktivslamprocessen har inte ändrats för att anpassas till en MBR-process med höga slamhalter. I litteraturen finns flera studier där det förespråkas en ändring av kinetiska modellparametrar för framförallt nitrifikationen (Fenu *et al.*, 2010). Spridningen är dock stor, och de parametrar som setts haft mest påverkan av MBR-processen (maximal tillväxthastighet för nitrifierare,  $\mu_A$ , halvmätnadskonstanterna för syre och ammonium,  $K_{OA}$  och  $K_{NH}$ ) kan även variera som en effekt av andra processförhållanden än de som är specifika för en MBR-process.

En enkel modell över luftförbrukningen användes, där den summerade syreöverföringskoefficienten,  $K_{La}$ , skalades om för att motsvara elenergiförbrukningen i dimensioneringsunderlaget för biosteget respektive MBR-processen. Det finns forskning som visar att alfa-värdet – relationen mellan  $K_{La}$  i smutsigt och rent vatten – påverkas av de höga slamhalterna i en MBR-anläggning vilket bör justeras för vid modellering (Maere, 2012). Detta förhållande inkluderades inte i modellen för Henriksdal eftersom en så pass enkel omräkning från  $K_{La}$  till kWh gjordes.

Framtida anläggning kommer ha 7 röt-kammare med total volym 38 300 m<sup>3</sup>, vilka modellerades som en stor röt-kammare i simuleringsmodellen. Rötningen kommer vara termofil till skillnad från dagens mesofila rötning. Den planerade tillsatsen av matavfall och externt organiskt material är inte medtaget i modellen, utan modellen simulerar endast rötning av primär- och överskottslam.

#### Modifikationer för Scenario 1 och 2

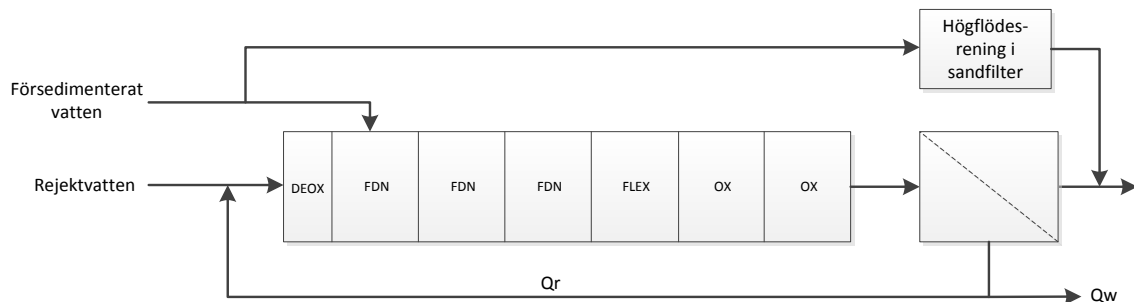
För Scenario 1 och 2 minskades belastningen jämfört med Scenario 3 (2040). Samma fraktionering av inkommande kväve och COD och reduktion över försedimenteringen användes som för Scenario 3.

För Scenario 1 gjordes zonindelningen i biosteget om för att matcha dagens zonindelning med fördenitrifikation och kolkälledoseringen togs bort. I membran-anläggningar är retur-slamflödet högt för att möjliggöra höga slamhalter i biosteget. Därmed recirkuleras mycket nitrat tillbaka via retur-slammet. För att uppnå 2012 års utsläppskrav av kväve behövdes ingen ytterligare internrecirkulation av nitratrikt vatten, varför den enda returströmmen utgjordes av retur-slam.

Ingen direktfällning eller polering på membranerna antogs behövas för Scenario 1, och därmed ingen tillsats av järnklorid, medan det antogs behövas för Scenario 2.

Till Scenario 1 och 2 minskades volymen slam i systemet genom att minska antalet linjer i drift (5 istället för 7). Slamhalten sänktes för Scenario 1 till 4000 mg/l men bibehölls på 8000 mg/l för Scenario 2. Slam-innehållet för Scenario 1 motsvarade därmed ungefär dagens slam-innehåll i Bromma och Henriksdals reningsverk tillsammans. En processöversikt över biosteget för

Scenario 1 visas i Figur 26. För Scenario 2 användes samma modell och därmed samma processkonfiguration och zonindelning som för Scenario 3 (Figur 25).



**Figur 26. Scenario 1 har en fördenitrifikationsprocess utan internrecirkulation på grund av det höga returslamflödet. I simuleringarna är flexzonen oluftad, eftersom en stor aerob volym tillkommer i membransteget.**

#### Drifts- och styrstrategier

Regleringen i de tre olika scenarierna var snarlik. I Scenario 2 och 3 var returslamflödet ett fast värde motsvarande  $4 \cdot Q_{in}$ , och i Scenario 1  $3 \cdot Q_{in}$ . Ingen internrecirkulation behövdes i Scenario 1 eftersom tillräckligt mycket nitrat recirkulerades via returslammet. Internrecirkulationen var  $Q_{in}$  i Scenario 2 och  $3 \cdot Q_{in}$  i Scenario 3. Överskottslamflödet styrdes med en långsam PI-regulator för att uppnå önskad slamhalt i biosteget (4000 mg/l i Scenario 1 och 8000 mg/l i Scenario 2 och 3). Syrehalten styrdes med PI-regulatorer till 2 mg/l i alla luftade zoner. Luftflödet i membransteget var konstant, och gav en syrehalt på ca 7 mg/l. I Scenario 2 och 3 styrdes kolkällan för att uppnå önskat reningsresultat av nitrat. Börvärdet i EDN-zonen var 3,5 mg/l för Scenario 3 och 3,1 mg/l för Scenario 2.

#### Modellering av fosfor

Den biologiska processmodellen som använts för denna studie, ASMN, inkluderar ingen beskrivning av omvandling av fosfor eller fällning av fosfor. Istället gjordes en enkel skattning av utgående fosforhalt baserat på dimensioneringsunderlaget för framtida anläggning. Totalfosforhalten ut från högflödesreningen i sandfiltren antogs vara 0,5 mg/l och 0,1 mg/l ut från MBR-processen i Scenario 2 och 3. Uppskattningen om 0,1 mg/l baserades på ett antagande att det är så långt det går att fälla fosfor för att inte få negativ påverkan av fällningskemikalier på membranerna (igensättning). Andelen fosfatfosfor ut från högflödesreningen antogs vara 85 % av totalfosfor. I Scenario 1 antogs en simultanfällningen vara mindre kraftig, och ge upphov till 0,2 mg/l ut från biosteget.

Doseringen av fällningskemikalie beräknades på liknande sätt som in dimensioneringsunderlaget. Där har utgångspunkten varit från samma doseringsbehov som i pilotanläggningen på Hammarby Sjöstadsvärk. Det antogs behövas 2,8 gFe/g utfälld P i simultanfällningen. Mängden utfälld fosfor beräknades i modellen genom: Mängden utfälld P (kg/d) = Inkommande tot-P till biosteget (kg/d) – assimilerad tot-P (kg/d) – utgående tot-P från biosteget (kg/d).

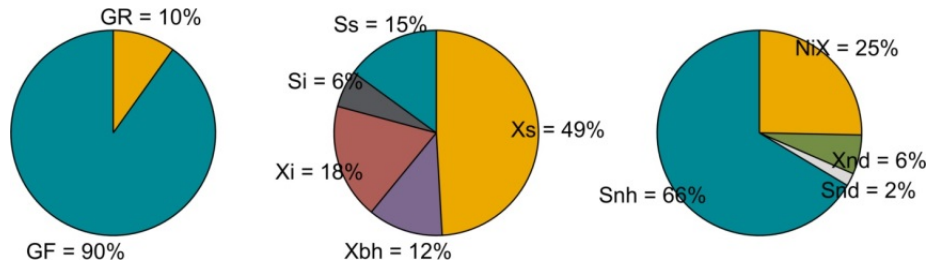
## Kalibrering och validering

Eftersom inga processdata finns tillgängliga för någon period med drift av den framtida MBR-anläggningen kalibrerades processmodellens Scenario 3 för att passa med Stockholm Vattens egna principförslag. Därmed utfördes ingen validering av modellen. Inga justeringar i modellparametrarna i ASMN gjordes för att uppnå önskade resultat. Detta gäller även lustgasmodellen i ASMN. Däremot ändrades fraktioneringen av inflödet för att få överensstämmelse mellan dimensioneringsunderlaget och modellen. Det slutgiltiga kalibreringsresultatet visas i Tabell 12. Fraktioneringen av inkommande TSS, COD och kväve visas i Figur 27.

**Tabell 12. Jämförelse mellan modellresultat och dimensioneringsunderlag för Henriksdal 2040 (Scenario 3).**

|                                        | Modell  | Design  | Enhet              |
|----------------------------------------|---------|---------|--------------------|
| <b>Belastning till verket</b>          |         |         |                    |
| SS                                     | 176 388 | 145 903 | kg/d               |
| COD                                    | 265 133 | 293 715 | kg/d               |
| Totalkväve                             | 22 058  | 19 434  | kg/d               |
| NH <sub>4</sub> -N                     | 14 594  |         | kg/d               |
| <b>Försedimenterat vatten</b>          |         |         |                    |
| SS                                     | 76 853  | 60 000  | kg/d               |
| COD                                    | 137 545 | 130 669 | kg/d               |
| Totalkväve                             | 17 640  | 17 700  | kg/d               |
| NH <sub>4</sub> -N                     | 14 419  | 15 000  | kg/d               |
| <b>Utgående halter</b>                 |         |         |                    |
| Totalkväve                             | 4,8     | 5,0     | g/ m <sup>3</sup>  |
| NO <sub>3</sub> -N                     | 3,9     |         | g/ m <sup>3</sup>  |
| NH <sub>4</sub> -N                     | 0,3     |         | g/ m <sup>3</sup>  |
| Totalfosfor                            | 0,11    | 0,15    | g/ m <sup>3</sup>  |
| <b>Slam och biogas</b>                 |         |         |                    |
| Slamhalt biosteget                     | 7997    | 8 000   | g/m <sup>3</sup>   |
| % VS biosteget                         | 58      | 61      | %                  |
| Slamhalt membransteget                 | 10 033  | 10 000  | g/m <sup>3</sup>   |
| Primärslamproduktion till förtjockare  | 106 424 | 116 734 | kgTS/d             |
| Överskottslamproduktion till           | 53 767  | 58 917  | kgTS/d             |
| Slam till röt-kammare från förtjockare | 156 988 | 172 138 | kgTS/d             |
| Slam från avvattning                   | 99 232  | 139 800 | kgTS/d             |
| Producerad mängd rågas                 | 60 826  | 74 100  | Nm <sup>3</sup> /d |
| <b>Rejektvatten</b>                    |         |         |                    |
| Flöde                                  | 2 809   | 3 727   | m <sup>3</sup> /d  |
| TSS                                    | 1 002   | 1 400   | kgTS/d             |
| Totalkväve                             | 2 143   | 4 000   | kgN/d              |
| <b>Modellerad resursförbrukning*</b>   |         |         |                    |
| Kolkälla (MeOH)                        | 2 870   | 3 626   | m <sup>3</sup> /år |
| Energi luftning biosteget              | 73 731  | 73 731  | kWh/d              |
| Energi membranluftning                 | 222 222 | 227 469 | kWh/d              |

\* Övrig resursförbrukning redovisas under rubriken LCA-modellering



**Figur 27. Fraktionering av inkommande TSS (vänster), COD (mitten) och kväve (höger). Tillståndsvariabler som inte visas är noll i inflödet. GF = Glödförlust, GR = Glödrest. NiX motsvarar kväve i biomassa.**

En viktig prioritering i kalibreringsarbetet var att uppnå rätt kol-kväveknot in till biosteget och samtidigt få korrekt primärslamproduktion. För att uppnå detta minskades mängden löst COD med 10 % för Sicklainloppet, jämfört med ursprunglig dimensionering. Motsvarande sänkning gjordes inte för Scenario 1 och 2 för att simulera dagens belastning. Reduktionsgraden över primärsedimenteringen justerades för att uppnå liknande SS-reduktion som i designunderlaget (60 %), genom att ändra modellparametrarna  $f_{corr}$  (korrektionsfaktor för avskiljningseffektivitet) och  $f_x$  (medelvärde av förhållandet mellan partikulärt COD och totalt COD) i försedimenteringen till 0.71 respektive 0.80.

Kalibreringsresultaten avviker från processdimensioneringen med avseende på mängden producerat primärslam. I massbalansen över slam för framtida Henriksdal i dimensioneringsunderlaget antas en reduktion av 69 % TS i försedimenteringen, medan det på andra platser i underlaget antas vara en reduktion av 60 % TS. Om modellen hade en reduktion av 69 % TS blev processen i biosteget alltför kolbegränsad, varför reduktionsgraden 60 % valdes för modellen, också eftersom TS-reduktionen över försedimenteringen på Henriksdals reningsverk var 58 % 2013. Detta förklarar varför primärslamproduktionen till förtjockare avviker från dimensioneringsunderlaget.

Eftersom rötningsmodellen inte simulerade tillsats av externt organiskt material till röttningskammarna avviker reaktantvattnets komposition och mindre mängd gas och slam produceras från röttningskammarna jämfört med beräkningarna i dimensioneringsunderlaget. Detta kan också förklara varför det går åt mindre mängd kolkälla i modellen, eftersom internbelastningen av kväve var lägre i modellen än i dimensioneringsunderlaget.

## Ingående data till LCA-modellering

Resursförbrukningen för Henriksdals fallstudie visas i Tabell 13. Dataunderlaget har tagits fram av Stockholm Vatten, baserat på driftkostnads kalkyler för framtida Henriksdal.

I känslighetsanalysen antogs den uppgraderade biogasen gå till 30 % till privata bilar och till 70 % till SL-bussar, och därmed ersätta bensin och diesel. 4 % av den producerade biogasen antogs facklas. Resursförbrukning för uppgradering av biogas beräknades av LCA-modellen.

**Tabell 13. Antaganden för beräkning av resursförbrukning för Henriksdals fallstudie.**

| Resurs                                                    | Värde        | Enhet                                |
|-----------------------------------------------------------|--------------|--------------------------------------|
| <b>Mekanisk rening – energi</b>                           |              |                                      |
| Energi, sandfång (Sickla + Henriksdal)                    | 4 313        | kWh/d                                |
| <b>Mekanisk rening – kemikalier</b>                       |              |                                      |
| Järnsulfat, förfällning                                   | 67           | g/m <sup>3</sup>                     |
| Järnklorid, vid direktfällning                            | 121          | g/m <sup>3</sup>                     |
| Polymer, vid direktfällning                               | 0,3          | g/m <sup>3</sup>                     |
| <b>Biosteget - energi</b>                                 |              |                                      |
| Energi, luftning aktivslam + membran                      | Se Tabell 12 |                                      |
| Energi, omrörning                                         | 354          | kW, 7 linjer                         |
| Pumpenergi, pumpning till biosteget                       | 0,0115       | kWh/m <sup>3</sup>                   |
| Pumpenergi, internrecirkulation                           | 0,0028       | kWh/m <sup>3</sup>                   |
| Pumpenergi, returslam                                     | 0,006        | kWh/m <sup>3</sup>                   |
| Pumpenergi, överskottslam                                 | 0*           | kWh/m <sup>3</sup>                   |
| Pumpenergi, permeat MBR                                   | 0,0079       | kWh/m <sup>3</sup>                   |
| <b>Biosteget – kemikalier</b>                             |              |                                      |
| Järnsulfat, simultanfällning                              | 2,8          | gFe/g utfälld P                      |
| Järnsulfat, högflödesrening                               | 28           | g/m <sup>3</sup> förbiletat vatten   |
| Natriumhypoklorit, membrantvätt                           | 1,2          | m <sup>3</sup> /d                    |
| Citronsyra, membrantvätt                                  | 1,4          | m <sup>3</sup> /d                    |
| Polyaluminiumklorid (PIX), polering på membranen          | 694          | kg/d                                 |
| <b>Slambehandling – energi</b>                            |              |                                      |
| Pumpenergi, förtjockat primärslam                         | 1,92         | kWh/m <sup>3</sup> primärslam        |
| Pumpenergi, förtjockat överskottslam                      | 8,23         | kWh/m <sup>3</sup> överskottslam     |
| Uppvärmning röt-kammare (el till värmepump)               | 20,4         | kWh/m <sup>3</sup>                   |
| Uppvärmning röt-kammare (uppvärmningsolja)                | 0,83         | kWh/m <sup>3</sup>                   |
| Övrig energi röt-kammare (pump, omrörning, fläkt m.m.)    | 2,64         | kWh/m <sup>3</sup>                   |
| Energi avvattning (inkl. centrifuger, polymerinblandning) | 1,77         | kWh/m <sup>3</sup>                   |
| Energi rötslamlager och hygienisering i hålltank          | 1,77         | kWh/m <sup>3</sup>                   |
| <b>Slambehandling – kemikalier</b>                        |              |                                      |
| Polymer, förtjockning primärslam                          | 251,6        | g/m <sup>3</sup>                     |
| Polymer, förtjockning överskottslam                       | 381,5        | g/m <sup>3</sup>                     |
| Polymer, avvattning av slam                               | 222          | g/m <sup>3</sup> icke avvattnat slam |

\* Ingår i energibehovet för förtjockning av överskottslam



# Bilaga 4: Fallstudie Käppalaverket

## Beskrivning av Scenario 1 till 3

Reningsprocessen i nya verket (NV) utgörs idag av en konventionell linje med: i) mekanisk rening med rensfilter, sandfilter och försedimentering; ii) biologisk rening med fördenitrifikation och simultanfällning; iii) sedimentering av aktivt slam; och iv) polering med kemisk fällning på sandfilter.

**Käppalaförbundet prognostiserar både en ökad belastning, till 900 000 p.e. (**

Tabell 14), och striktare reningskrav på reningsverket. För att klara framtida utmaningar har Käppalaförbundet efter utredningar föreslagit 4 huvudsakliga åtgärder (Thunberg, 2014):

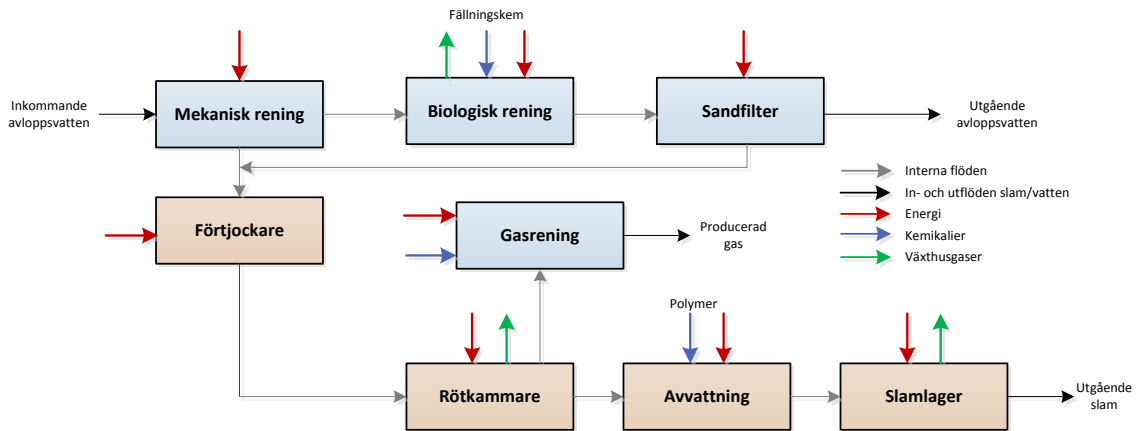
- omställning av fällningen från simultanfällning i biosteget till förfällning i försedimenteringen;
- omställning av hela biosteget (både GV och NV) till FDN / N / EDN. För NV betyder det att de två sista volymerna i varje linje ställs om från OX resp. DEOX till ANOX med tillsats av kolkälla;
- installation av rejektvattenrening med anammox-teknik; och
- installation av högflödesrening med fällning och flockning.

De tre scenarier som undersökts i detta projekt listas nedan. I Figur 28 och Figur 29 visas scenarierna med insatser och utsläpp som ingått i LCA-studien.

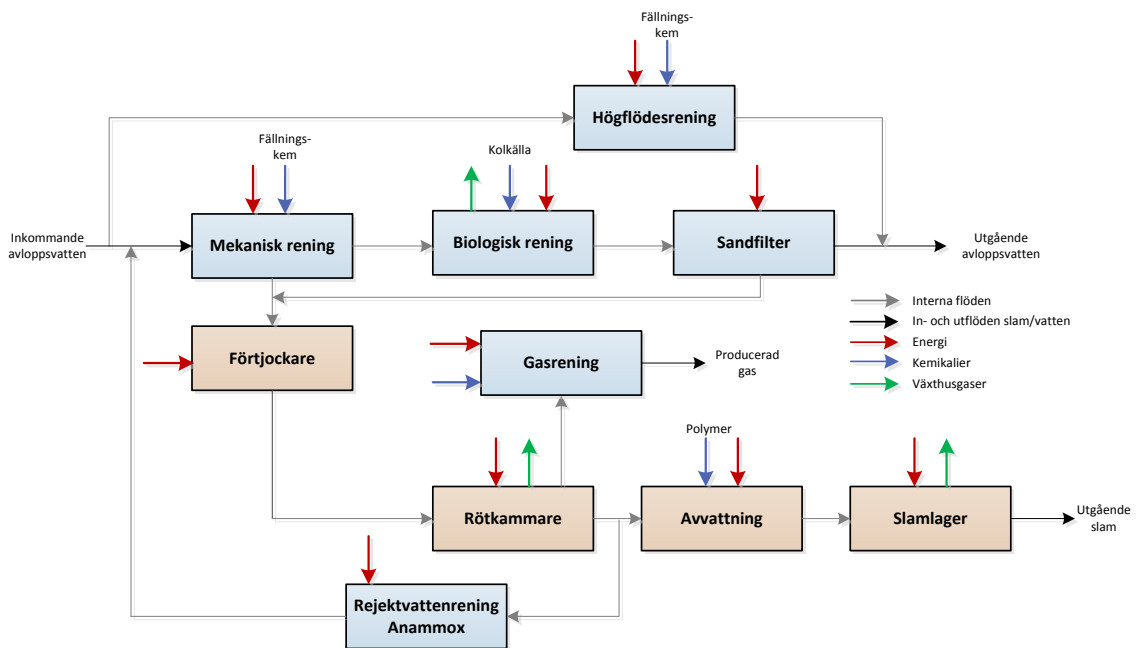
- Dagens reningsprocess med 2012 års belastning och reningskrav.
- Framtida reningsprocess (enl. ovan) och reningskrav med 2012 års belastning.
- Framtida reningsprocess (enl. ovan) och reningskrav med en belastning på 900 000 pe.

**Tabell 14. Belastning 2012 och framtida prognos.**

|                  | <b>p.e.</b><br>[antal] | <b>Flöde</b><br>[kg/d] | <b>COD</b><br>[kg/d] | <b>N-tot</b><br>[kg/d] | <b>P-tot</b><br>[kg/d] |
|------------------|------------------------|------------------------|----------------------|------------------------|------------------------|
| <b>Nuvarande</b> | 429 000                | 163 465                | 78 000               | 6 800                  | 800                    |
| <b>Framtida</b>  | 900 000                | 198 000                | 117 000              | 9 900                  | 900                    |



Figur 28. Förenklat processchema för Käppalas fallstudie för Scenario 1.



Figur 29. Förenklat processchema för Käppalas fallstudie för Scenario 2 och 3. I Scenario 2 simuleras verket med 2012 års belastning medan i Scenario 3 appliceras full prognostiserad belastning.

## Processmodellering

För att kunna simulera de tre scenarierna har två modeller byggts, en av dagens och en över framtida reningsprocess. I bägge fallen har endast NV modellerats och belastat med det delflöde som antas belasta NV i respektive scenario. Denna avgränsning har gjorts eftersom hela verket i framtida scenario kommer drivas med samma konfiguration. Eftersom detta är en jämförande studie mellan tre scenarier antogs det ge den mest rättvisande jämförelsen. I arbetet med att bygga de två modellerna byggdes först dagens reningsverk kalibrerat mot 2012 års data

och validerat mot 2014 års data. Därefter modifierades den modellen för att få en modell för framtida scenarier.

## Datainsamling och generering av inflödesprofil

Käppalaverket är väl övervakat med on-lineinstrument och regelbundna laboratorieanalyser. All processdata samlas och presenteras i processdatasystemet aCurve varifrån merparten av all nödvändig data har hämtats. För fraktioneringen av COD och kalibrering av lustgasproduktionen har Käppalaförbundet gjort extra mätkampanjer och analyser.

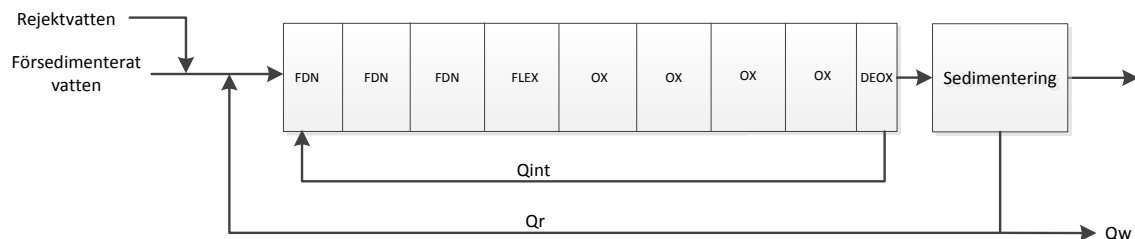
För simuleringarna har en inflödesprofil tagits fram baserat på verkligt inflöde och belastning till Käppalaverket 2012. Metoden som användes för att generera en varierande koncentrationsprofil in till verket finns beskriven i Bilaga 1. Verkliga flödes- och temperaturprofiler från NV för en 609 d lång period från början på maj 2011 till sista december 2012 har använts. Vid utvärdering av simuleringresultaten har de 364 sista dagarna, dvs. helåret 2012, använts. Medelbelastningar för år 2012 har tagits från aCurve. Inkommande COD mäts inte vid Käppalaverket sedan flera år men specifika omräkningsfaktorer från TOC till COD används för inkommande, försedimenterat och utgående vatten.

## Modellens uppbyggnad och styrning

### Grundmodell – Scenario 1

Enligt målsättningarna med projektet har en reningsverksövergripande modell över hela nya delen av Käppalaverket byggts. De delprocesser som inkluderades i vattenlinjen var: försedimentering, biologisk rening med aktivt slam, biosedimentering, sandfilter; och för slamlinjen: förtjockning, rötning, avvattning, gasrening och slamlager. I vattenlinjen har det antagits att alla parallella linjer för försedimentering, biosteg och biosedimentering (5 av varje) går rimligt lika och därför modellerats som en linje med en volym motsvarande summan av de fem. De fem linjerna i NV behandlade 2012 63 % av inkommande flöde och inflödet har därför också begränsats till det. För slamlinjen medför det att rötkammarvolymen har reducerats motsvarande för att behålla en korrekt hydraulisk uppehållstid. De ideala modellerna för förtjockning och avvattning är inte volymsberoende och påverkas inte av denna förenkling.

Biosteget har modellerats som 9 reaktorer i serie för att få en bra hydraulisk beskrivning vilket också motsvarar den verkliga zonindelningen på ett bra sätt. En översikt över biosteget för Scenario 1 visas i Figur 30.



Figur 30. Processflödesschema för modellen över biosteget i Scenario 1.

NV drevs med simultanfällning 2012 men då kemisk fällning inte modellerats i sin helhet har ett inflöde av icke-organiskt partikulärt material (ISS) adderats till början av biosteget för att ändå modellera fällningens bidrag till slamproduktionen. På så vis kan slamhalten hållas uppe utan att mängden biomassa blir för hög.

För att kunna efterlikna verkets tidvis dåliga slamegenskaper har den traditionella sedimenteringsmodellen av Takács et al. (1991) bytts ut mot modellen av Bürger et al. (2013) som inkluderar kompression och dispersion och därför bättre beskriver slamflykt vid högflöde.

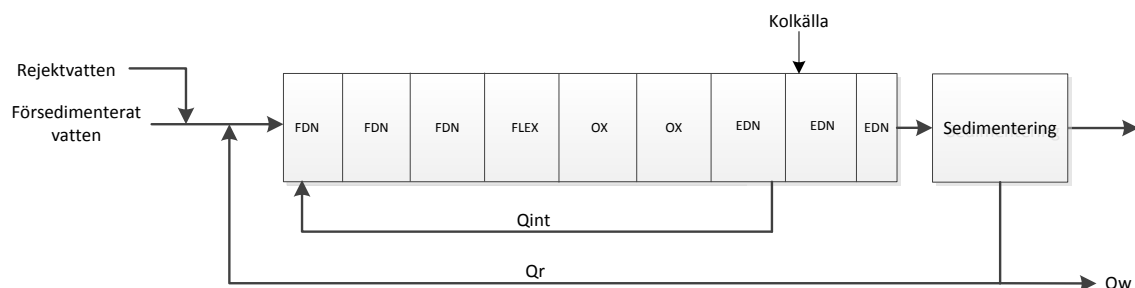
För det här projektet har en förenklad modell av sandfiltren skapats. Utifrån data går utgående TSS-koncentration sällan över 5 mg/l. Därför modellerades sandfiltren som ett filter som kapar all TSS över gränsvärdet, med tillhörande partikulära tillståndsvariabler, och skickar till slamfasen. All TSS under gränsvärdet går med utgående vatten och slamfasen med ett fast flöde på 800 m<sup>3</sup>/d går tillbaka till inkommande.

För röt-kammardriften har röt-kammarblocket i modellen anpassats till den konfiguration Käppalaverket har med två röt-kammare i serie, där primärslammet behandlas i röt-kammare 1 vilket sedan blandas med förtjockat överskottsslam och behandlas i röt-kammare 2. Röt-kammarvolymen har reducerats i förhållande till den minskade mängden behandlat vatten.

### Modifikationer för Scenario 2 och 3

För att anpassa grundmodellen till Scenario 2 och 3 har ett antal justeringar gjorts. För framtida scenario anges att NV kommer behandla lite större andel av inkommande vatten, 70 % (Thunberg, 2014), vilket modellen anpassats för. För att simulera förfällning istället för simultanfällning har inflödet av ISS flyttats från biosteget till före försedimenteringen och parametern  $f_{corr}$  (avskiljningsgraden) har höjts från 0.65 till 0.80 baserat avskiljningsgrader som redovisas i Käppalaförbundets utredning av framtida process.

För att simulera efterdenitrifikation krävs endast små strukturella förändringar av aktivslamsteget i modellen, se Figur 31. Nitratreturen har flyttats från slutet av zon 9 till slutet av zon 7 och zon 8 och 9 har utan luftning gjorts om till ANOX. En styrd dosering av kolkälla till zon 8 har lagts till i modellen. Ytterligare justeringar i själva bioprocessmodellen har krävts, vilket beskrivs under avsnittet kalibrering nedan.



**Figur 31. Processflödesschema för modellen över biosteget i Scenario 2 och 3.**

För att modellera den planerade högflödesreningen har en separat modell byggts. I dimensioneringsunderlaget för Käppalas framtida process har en flödesberoende procentuell reduktion av olika ämnen antagits. För modellen har dessa data använts för att skapa linjära ekvationer för reduktionsgraden av olika tillståndsvariabler baserat på inkommande flöde till högflödesreningen. Lösta fraktioner av COD och kväve antas gå rakt igenom processen.

I utredningsunderlaget är det klarlagt att en rejektivattenrening kommer att byggas och att den ska bli med Anammox-teknik. Vilken av de på marknaden tillgängliga processer som väljs är dock inte upphandlat och klart. Att inkludera en detaljerad bioprocessmodell för detta reningssteg är alltså inte möjligt. Istället har rejektivattenreningen modellerats som en procentuell reduktion av inkommande ammonium till rejektivattenreningen med 90 % och en fast utgående halt av nitrat på 20 g/m<sup>3</sup>.

### Modellering av fosfor

Den biologiska processmodellen som använts för denna studie, ASMN, inkluderar ingen beskrivning av omvandling av fosfor. Istället har utgående från högflödesreningen antagits vara direkt flödesproportionerlig, enl. Thunberg (2014) och från sandfiltren konstant 0.12 mg/l.

### Drifts- och styrstrategier

Luftningen i luftade zoner styrdes mot ett konstant börvärde baserat på utgående syrehalt från respektive zon. Börvärdet för zon 4, 5, 6 och 7 var 2 mg/l och för zon 8 är det 1 mg/l.

Returslamflödet är satt till ett fast värde. För Scenario 1 var det 40 000 m<sup>3</sup>/d och för Scenario 2 och 3 var det 60 000 m<sup>3</sup>/d. Även internrecirkulationen från slutet av OX till zon 1 var satt till ett konstant flöde på 4.3 gånger medelvärdet på inkommande vatten. På verket styrs idag överskottsslamuttaget manuellt vilket är svårt att simulera. För att kontrollera slamhalten i biosteget har därför en reglering av överskottsslamflödet mot ett börvärde på slamhalten med en proportionell styrning implementerats i modellen.

I Scenario 2 och 3 styrs doseringen av kolkälla till zon 8 med återkoppling med en PI-regulator baserad på utgående nitrat. Börvärdet på nitrat är satt till 2,75 mg/l.

## Kalibrering och validering

Modellen har kalibrerats mot mätdata för helåret 2012 och validerats mot motsvarande data för 2014. Övergripande resultat från kalibreringen presenteras i Tabell 15.

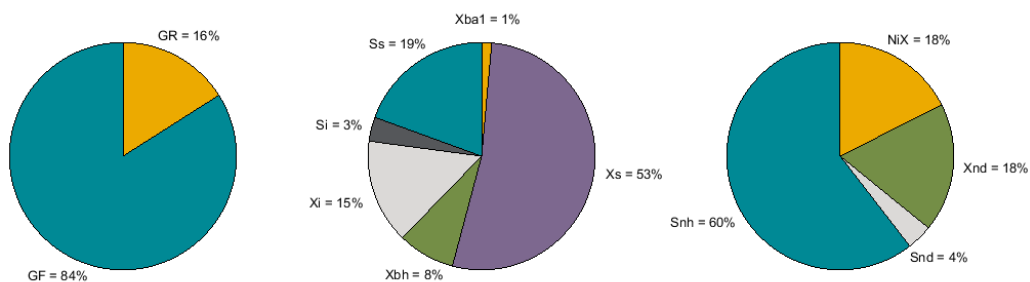
**Tabell 15. Jämförelse mellan modellresultat och data för Käppala 2012 (Scenario 1).**

|                               | Modell | Design | Enhet |
|-------------------------------|--------|--------|-------|
| <b>Belastning till verket</b> |        |        |       |
| COD                           | 49 090 | 49 970 | kg/d  |
| Totalkväve                    | 4 630  | 4 280  | kg/d  |

|                                  |         |         |                    |
|----------------------------------|---------|---------|--------------------|
| NH <sub>4</sub> -N               | 2 800   | 2 850   | kg/d               |
| <b>Belastning till biosteget</b> |         |         |                    |
| COD                              | 24 304  | 26 100  | kg/d               |
| Totalkväve                       | 4 550   | 4 370   | kg/d               |
| NH <sub>4</sub> -N               | 3 250   | 3 170   | kg/d               |
| <b>Utgående halter</b>           |         |         |                    |
| Totalkväve                       | 8,5     | 8,6     | g/m <sup>3</sup>   |
| NO <sub>3</sub> -N               | 5,9     | 7,1     | g/m <sup>3</sup>   |
| NH <sub>4</sub> -N               | 1,3     | 1,2     | g/m <sup>3</sup>   |
| <b>Slam och biogas</b>           |         |         |                    |
| Slamhalt biosteget               | 1 700   | 2 100   | g/m <sup>3</sup>   |
| % VS biosteget                   | 75      | 69      | %                  |
| Överskottslamproduktion          | 11 000  | 13 900  | kgTS/d             |
| Slam från avvattning             | 5 360   | 4 900   | kgTS/d             |
| Producerad mängd rågas           | 12500   | 12 000  | Nm <sup>3</sup> /d |
| <b>Övriga paramstrar av</b>      |         |         |                    |
| Slamålder                        | 13.0    | 13.4    | d                  |
| Luftflöde biosteget*             | 269 000 | 278 000 | m <sup>3</sup> /d  |

\* Övrig resursförbrukning redovisas under rubriken LCA-modellering

Käppalaverket har tidigare modellerats med modellen ASM1 som har samma fraktionering av COD som den utökade modellen (ASMN+Mampaey) som använts i denna studie (se Bilaga 1), bortsett från autotrof biomassa delats upp i  $X_{A1}$  och  $X_{A2}$  i den senare. För fraktioneringen av COD anpassades den för att skapa en belastning till biosteget motsvarande tidigare modell över biosteget (Åmand, 2014). Passningen mot mätdata är generellt god men Käppalaverket har en minskad belastning under sommarmånaderna. Därför har också inkommande belastning sänkts under den perioden med 10 %. För kalibreringen av produktion och emission av lustgas från biosteget höjdes sedan inkommande  $S_s$  med 30 mg/l. Resulterande fraktionering visas i Figur 32.

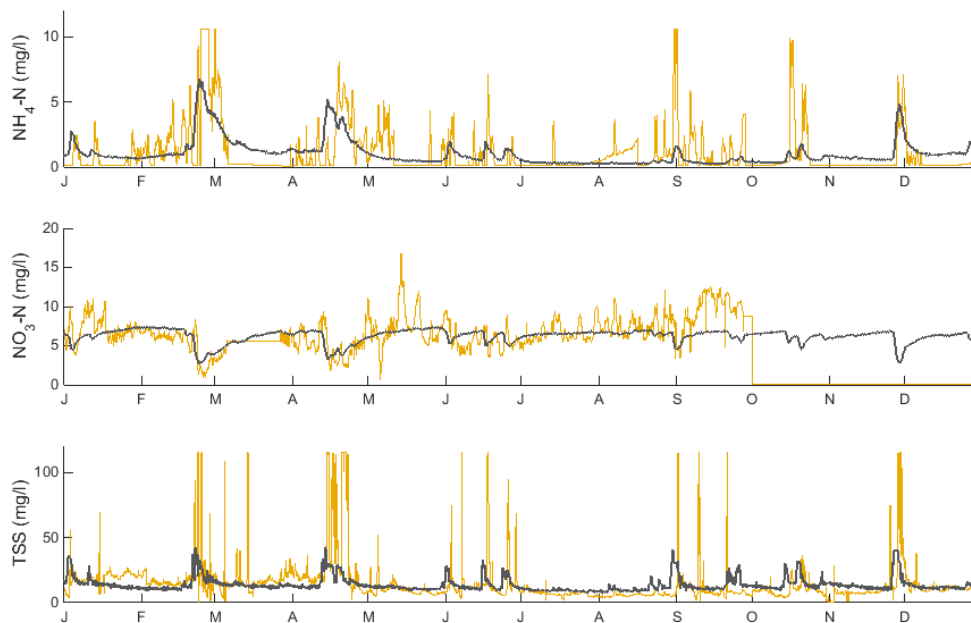


**Figur 32. Fraktionering av inkommande TSS (vänster), COD (mitten) och kväve (höger). Tillståndsvariabler som inte visas är noll i inflödet. GF = Glödförlust, GR = Glödrest. NiX motsvarar kväve i biomassa.**

En avgörande variabel för att kalibrera kvävereningen är slamåldern i biosteget. Som siffrorna i Tabell 15 visar har fokus i detta steg lagts på att få rätt slamålder. För att åstadkomma det sattes börvärdet på slamhalten något lägre än verklig halt och slamproduktionen nådde därmed inte heller helt upp till de siffror som beräknats från data. Den totala slamproduktionen efter

avvattning är trots detta något högre än vad som rapporteras i miljörapporten för 2012 (Käppalaförbundet 2012).

Parametrarna i bioprocessmodellen har lämnats orörda. Resultaterande rening i biosteget visas mot data i Figur 33. Passningen är generellt sett god. Denitrifikationen går under andra halvåret bättre än data, vilket syns på utgående nitrat (Tabell 15). Det kan härledas till att försedimenteringen på Käppalaverket inte har en konstant avskiljningsgrad över hela året utan går bättre under andra halvåret 2012 (data visas inte), vilket ger mindre kolkälla för denitrifikation under den perioden. I modellen är försedimenteringen ideal och tar inte hänsyn till dessa variationer.



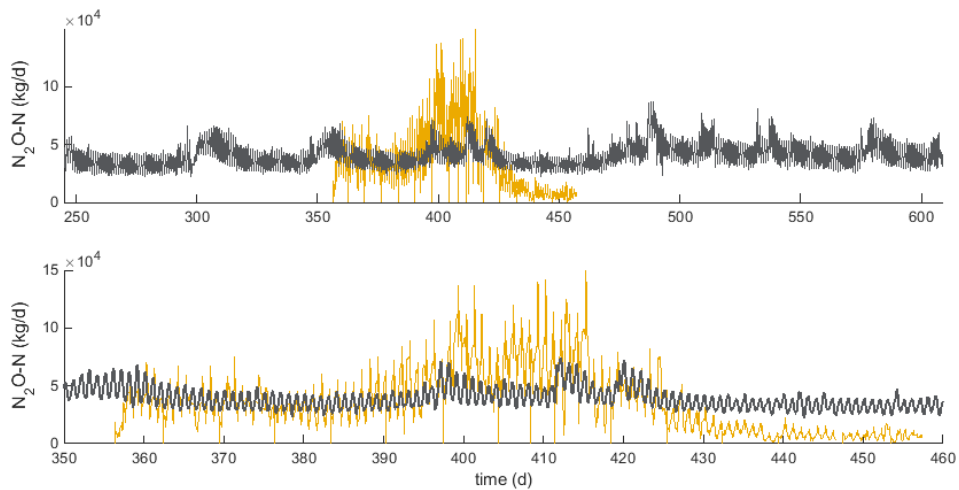
**Figur 33. Dynamisk profil efter biosedimenteringen över  $\text{NH}_4\text{-N}$  (topp),  $\text{NO}_3\text{-N}$  (mitten) och TS (botten), grå linje. Data från on-linemätare efter ES11 Käppala 2012, gul linje; nitratmätaren var ur funktion från oktober och resterande del av året.**

### Kalibrering av lustgasavgång

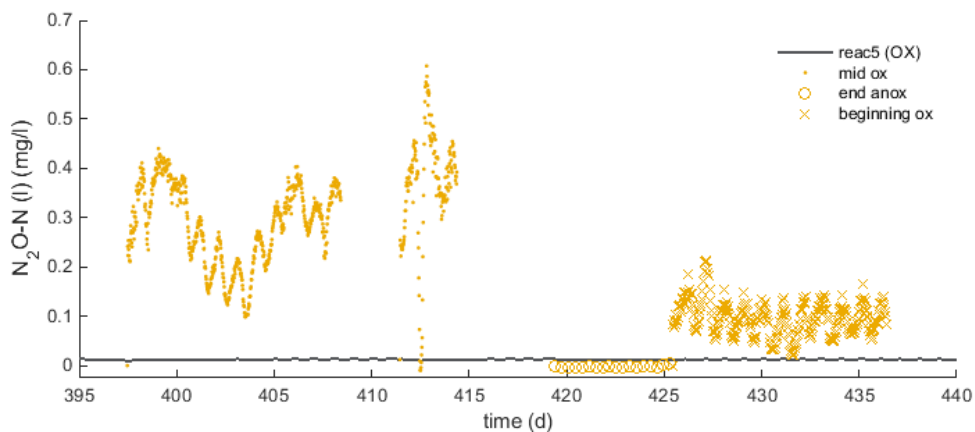
För fallstudien på Käppalaverket utfördes kompletterande mätningar av  $\text{N}_2\text{O}$  vid en av linjerna i biosteget. Den samlade lustgasemissionen från bioblock 11 mättes i ventilationskanalen (Figur 34) och  $\text{N}_2\text{O}$  i vattenfasen (Figur 35) mättes i olika positioner längs reaktorn under mätkampanjen. Därtill togs kompletterande prover för analys av  $\text{NO}_2\text{-N}$  vid flera tillfällen.

Från mätdata i vattenfasen var det tydligt att ingen ackumulering av lustgas sker i de anoxiska zonerna under mätningen, detta trots att bildad lustgas där inte drivs av. Därför drogs slutsatsen att ingen produktion av lustgas sker i anoxiska zoner som skulle ge upphov till någon betydande emission. Istället var koncentrationen av  $\text{N}_2\text{O}$  i vattenfas högre i de luftade delarna med en ökande koncentration längre in i den luftade zonen, trots att avdrivning här sker genom strippning till luft. Det visar att den huvudsakliga produktionen av lustgas under

mätkampanjen skedde i de luftade zonerna. Detta tros bero på de relativt höga NO<sub>2</sub>-N koncentrationer som uppmättes, i medel 0,33 mg/l. Dessa nivåer av NO<sub>2</sub>-N har i tidigare studier haft en positiv korrelation med lustgasproduktion (Foley et al., 2011). För att kalibrera modellen mot dessa data har halvmättnadskonstanterna som styr NO<sub>2</sub>-N koncentrationen justerats, KFA = 0,002 och KFNA = 3,5e-4. Detta ger en emission av N<sub>2</sub>O-N i samma storleksordning som för mätdata men dynamiken i data har inte helt kunnat kalibreras. Koncentrationen av N<sub>2</sub>O-N i vattenfasen blir med denna kalibrering lägre än mätdata. Detta beror på att strippingen i modellen är mycket effektiv och skulle ge mycket högre N<sub>2</sub>O-N emissioner om koncentrationen i vattenfas höjdes. Sannolikt är modellens beskrivning av stripping av N<sub>2</sub>O allt för förenklad och effektiv (Lindblom *et al.*, 2015 b).



Figur 34. N<sub>2</sub>O-N emission till luft. Data – gul, modell – grå. Tidsaxeln anges i simuleringsdygn, där 245 motsvarar 1 jan och 609 motsvarar 31/12.



Figur 35. N<sub>2</sub>O-N koncentration i vattenfas. Data – gul, modell – grå. Tidsaxeln anges i simuleringsdygn, där 245 motsvarar 1 jan och 609 motsvarar 31/12.



I Scenario 2 och 3 modellerades EDN. Parameteruppsättningen från Scenario 1 gav då orimliga resultat för denitrifikation med endogen respiration som kolkälla. I modellen recirkulerades huvuddelen av död biomassa som  $X_s$  vilken hydrolyseras och blir tillgänglig för tillväxt. Den hydrolyshastighet som användes vid fördenitrifikation var ansatt utifrån inkommande partikulär COD ( $X_s$ ) som bryts ner snabbare än död biomassa, varför denitrifikationshastigheten blev allt för hög vid modellering av EDN. Detta förhållande har styrkts av ett fullskaleförsök vid Käppalaverket där ingen denitrifikation kunde påvisas när luftningen i de två sista zonerna i en linje stängdes av. För att beskriva den skillnaden i modellen har hydrolyshastigheten  $k_h$  i de post-anoxiska zonerna 7 och 8 satts till en femtedel av värdet i övriga zoner i biosteget.

## Ingående data till LCA-modellering

Resursförbrukningen för Käppalaverkets fallstudie visas i Tabell 16. Underlaget baseras på skriftliga och muntliga referenser från reningsverket och andra källor vilket specificeras i Tabell 16.

**Tabell 16. Antaganden för beräkning av resursförbrukning för Käppalaverkets fallstudie. För poster markerade med (\*) har belastnings eller tidsberoende uttryck från Erikstam (2013) använts.**

| Resurs                                         | Värde  | Enhet                    | Kommentar/Referens         |
|------------------------------------------------|--------|--------------------------|----------------------------|
| <b>Elförbrukning</b>                           |        |                          |                            |
| Mekanisk rening total inkl. primärslampumpning | 1 691* | kWh/d                    | Erikstam (2013)            |
| Omrörning – biosteg och högflödesrening        | 0,004  | kWh/m <sup>3</sup> /d    | Erikstam (2013)            |
| Luftning – biosteg                             | 0,025  | kWh/ m <sup>3</sup> luft | Erikstam (2013)            |
| Returslampumpning                              | 0,013  | kWh/ m <sup>3</sup>      | Käppala (2015). Pers. kom. |
| Pumpning nitratretur                           | 0,0077 | kWh/ m <sup>3</sup>      | Erikstam (2013)            |
| Överskottsslampumpning                         | 0,134  | kWh/ m <sup>3</sup>      | Erikstam (2013)            |
| Förtjockning                                   | 1 169* | kWh/d                    | Erikstam (2013)            |
| Omrörning – röt-kammare                        | 0,005  | kWh/ m <sup>3</sup> /h   | Gernaey et al. (2014)      |
| Uppvärmning – röt-kammare (värmepump)          | 3 316* | kWh/d                    | Käppala (2015). Pers. kom. |
| Slamavvattning                                 | 1 680* | kWh/d                    | Erikstam (2013)            |
| Gasrening                                      | 3 680* | kWh/d                    | Erikstam (2013)            |
| Anammox                                        | 0,5    | kWh/kg N-red             | Gannholm (2013)            |
| <b>Kemikalier</b>                              |        |                          |                            |
| Fällningskem. – simultanfällning               | 9,5    | g /m <sup>3</sup>        | Käppalaförbundet (2012)    |
| Fällningskem. – förfällning                    | 10     | g Fe/m <sup>3</sup>      | Thunberg (2014)            |
| Fällningskem. – högflödesrening                | 15     | g Fe/m <sup>3</sup>      | Thunberg (2014)            |
| Fällningskem. – sandfilter                     | 3      | g Fe/m <sup>3</sup>      | Thunberg (2014)            |
| Polymer – förtjockning                         | 10     | g polymer/kg TS          | Käppalaförbundet (2012)    |
| Polymer - avvattning                           | 12     | g polymer/kg TS          | Käppalaförbundet (2012)    |

För diffusa växthusgasutsläpp från reningsverket antogs standardvärden för BSM2G förutom i ett fall. Diffusa metanutsläpp från gasreningen har satts till noll eftersom kontinuerliga mätningar från Käppala styrker det. I känslighetsanalysen antogs den uppgraderade biogasen uppgraderas till 100 % till fordonsgas och säljs till Stockholms Lokaltrafik.

# Bilaga 5: Fallstudie Kungsängens reningsverk

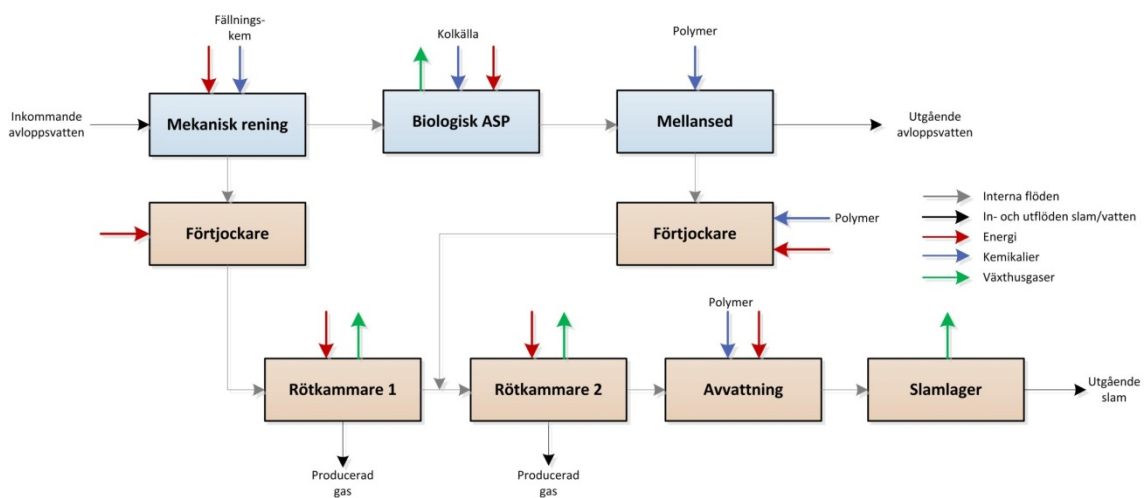
## Beskrivning av Scenario 1 till 3

Dagens reningsprocess på Kungsängsverket består av grovrening, sandfång, förfällning, försedimentering, fördenitrifikation och mellansedimentering. Kolkälla tillsätts till inkommande föresedimenterat vatten till biosteget. Kungsängsverket tar idag emot kväverikt vatten från en industri och lakvatten från en deponi.

I ett framtida scenario med skärpta utsläppsvillkor kommer den biologiska reningsprocessen kompletteras med en efterdenitrifikation, och doseringspunkten av kolkälla flyttas från inkommande vatten till biosteget till efterdenitrifikationszonen. Efterdenitrifikationen kommer ske i de bassänger som tidigare använts som kolkällalager, men som i dag står tomma. Detta innebär att den totala volymen ökar jämfört med dagens reningsprocess. Anslutningen till Kungsängsverket beräknas öka med 12 000 personer till år 2021 på grund av förtätning. I framtiden kommer Kungsängsverket inte ta emot industrivatten eller lakvatten till reningsverket.

Utgående fosfor från Kungsängsverket är redan idag så lågt att de bedöms klara även framtida krav för fosfor utan något extra poleringssteg efter mellansedimenteringen. Därför har detta inte modellerats för de framtida scenarierna.

I Figur 36 visas scenarierna med insatser och utsläpp som ingått i LCA-studien.



Figur 36. Förenklat processschema för Kungsängsverkets fallstudie för Scenario 1 till 3.

# Processmodellering

## Datainsamling och generering av inflödesprofil

Processmodelleringen för Kungsängsverkets fallstudie syftade till att ta fram en processmodell som tillräckligt väl beskriver den nuvarande anläggningen, vilket innebär att modellkalibreringen gjordes för Scenario 1. Slamhalter, slamproduktion, reningsresultat och resursförbrukning skulle passa väl med processdata från september 2013 till och med augusti 2014. Därefter gjordes ändringar av den kalibrerade modellen för Scenario 1 för att simulera Scenario 2 och 3.

En inkommande flödesprofil för Scenario 1 och 2 skapades utifrån en dynamisk årsprofil av inflödet till Kungsängsverket, se Bilaga 1. Utöver inkommande flöde tar Kungsängsverket även emot industrivatten med oregelbundet flöde. Detta förenklades genom att anta ett cykliskt förlopp av industrivatten om fyra dagar, med ett jämnt flöde under två dagar och två dagar utan vatten från industrin. Flödet anpassades så att det stämde med den totala mängden industrivatten som Kungsängsverket tagit emot under året.

Ett antagande om förtätning av staden snarare än en expansion av ledningsnätet gjordes för Scenario 3 och inflödet av spillvatten ökades därför med  $0.15 \text{ m}^3/\text{p,d}$  vilket motsvarade  $1800 \text{ m}^3/\text{år}$ . Samtidigt uteslöts flödet av lakvatten, motsvarande  $808 \text{ m}^3/\text{år}$ .

Belastningen av förorenade ämnen för Scenario 1 och 2 baserades på analysresultat från 2013-2014 avseende totalkväve, TSS, BOD, ammonium, nitrat och nitrit, samt totalfosfor. För Scenario 3 tillkom belastning motsvarande  $51 \text{ gBOD}_7/\text{p,d}$ ,  $12 \text{ gTN}/\text{p,d}$ ,  $1.3 \text{ gTP}/\text{p,d}$  och  $80 \text{ gSS}/\text{p,d}$ , baserat på Mälarenergis uppskattning. En omräkning från  $\text{BOD}_7$  till COD gjordes motsvarande  $2.48 \text{ gCOD}/\text{gBOD}_7$  för Kungsängsverkets inflöde.

Mängden partikulärt COD beräknades från mängden TSS i inkommande vatten, och multiplicerades med en antagen fraktion VSS av TSS ( $0.82 \text{ gVSS}/\text{gTSS}$ ) samt en omräkningsfaktor från VSS till COD som kalibrerades fram ( $1.8 \text{ g partikulärt COD}/\text{gVSS}$ ). Den lösta mängden COD beräknades som skillnaden mellan uppskattad total COD och partikulär COD. Den organiska andelen av kvävet antogs vara skillnaden mellan Kjeldahl-kväve och ammoniumkväve.

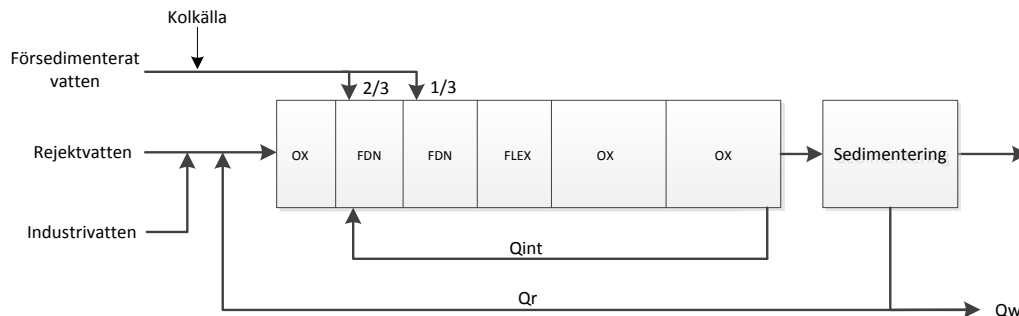
När mängden partikulär COD, löst COD, organisk kväve och ammoniumkväve beräknats fraktionerades dessa delar upp i komponenter som behövs för processmodellen, ASM1 med lustgasproduktion. Löst COD delades upp mellan SI och SS genom att anta att allt utgående COD var SI och dra av detta från inkommande löst COD för att få SS. XS och XBH beräknades som fraktioner av mängden partikulärt material, vilka kalibrerades fram till 0,63 respektive 0,17. Uppdelningen mellan  $X_{\text{ND}}$  och löst  $S_{\text{ND}}$  gjordes i enlighet med Gerney *et al.* (2011). Mer detaljer om modellens fraktionering och parametrar återfinns i Bilaga 1.

## Modellens uppbyggnad och styrning

### Grundmodell – Scenario 1

De delprocesser som inkluderats i vattenlinjen är: försedimentering, biologisk rening med aktivt slam, mellansedimentering; och för slamlinjen: förtjockning, rötning, avvattning, slamlager. Biosteget på Kungsängens reningsverk består av 6 parallella linjer uppdelade i två block med varsin sedimenteringsbassäng. I modellen simuleras dessa som två linjer. På samma sätt simuleras en stor försedimenteringsbassäng istället för de tre som finns i verkligheten. Vid höga flöden (över 4800 m<sup>3</sup>/h) förbileds vatten över biosteget direkt till utloppet.

En översikt över biostegets processkonfiguration för Scenario 1 visas i Figur 37.



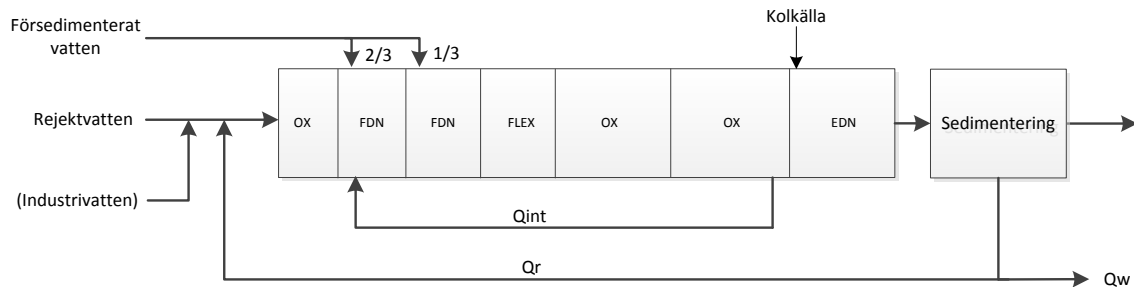
**Figur 37. Scenario 1 har en fördenitrifikationsprocess och kolkälledosering till försedimenterat vatten. I simuleringarna är flexzonen luftad ett par månader av året.**

Rötningen modelleras med två röt-kammare i serie, precis som på Kungsängsverket, där primärslammet rötas i den första röt-kammaren och sedan blandas med förtjockat överskottsslam innan det går in i den andra röt-kammaren.

Tillsatsen av externt organiskt material och slam från mindre verk i kommunen, är inte medtaget i modellen, utan modellen simulerar endast rötning av det avloppsslam som producerats på Kungsängsverket.

### Modifikationer för Scenario 2 och 3

Till Scenario 2 och 3 ökades möjligheten att recirkulera nitratrikt vatten från dagens en och en halv gånger inflödet till fyra gånger inflödet. En zon för efterdenitrifikation lades till vilket utökade den totala volymen i biosteget med 3725 m<sup>3</sup>. I Scenario 1 och 2 simuleras 2013-2014 års belastning till Kungsängsverket (128 000 anslutna personer). I scenario 3 tillkommer anslutningar i enlighet med Västerås stads prognos. 140 000 personer antas vara påkopplade år 2021. En processöversikt över biosteget för Scenario 2 och 3 visas i Figur 38.



Figur 38. Scenario 2 och 3 har för- och efterdenitrifikation och tillsats av kolkälla i efterdenitrifikationen. I simuleringarna är flexzonen luftad.

### Drifts- och styrstrategier

I Scenario 2 och 3 var internrecirkulationsflödet konstant på  $4 \cdot Q_{in}$ , och i Scenario 1  $1,5 \cdot Q_{in}$ . Returslamflödet styrdes, i samtliga scenarier, med en PI-regulator för att hålla önskad slamhalt i returslammet. Överskottslamflödet styrdes med en långsam PI-regulator för att uppnå önskad slamhalt i biosteget. Syrehalten styrdes med PI-regulatorer till önskade syrehalter i de olika luftade zonerna baserat på driftdata för 2013-2014 (1-2 mg/l beroende på zon och årstid). I Scenario 1 styrdes kolkällan för att uppnå rätt nitrathalt i den sista fördenitrifikationszonen. I Scenario 2 och 3 styrs kolkällan för att uppnå önskat reningsresultat ut från EDN-zonen. Börvärdet i EDN-zonen var 2,5 mg/l.

### Modellering av fosfor

Den biologiska processmodellen som använts för denna studie, ASMN, inkluderar ingen beskrivning av omvandling av fosfor. Istället gjordes en enkel skattning av utgående fosfor genom att anta 0,08 mg/l fosfatfosfor ut från mellansedimenteringen, vilket är medelvärde för utgående vatten från Kungsängsverket. Till detta adderades en fraktion av fosfor i biomassa på 0,023 gP/g biomassa (Metcalf & Eddy, 2003) för att få totalfosforhalten i utgående vatten. För det vatten som förbileds biosteget användes den totalfosforhalt som uppmätts i förbilet vatten under 2013-2014 och andelen fosfatfosfor antogs vara densamma som efter försedimenteringen (11,4%).

## Kalibrering och validering

Modellen kalibrerades för att passa med de processdata som fanns tillgängliga för Kungsängsverket. Ingen validering av modellen kunde göras då det endast fanns ett års data tillgängligt, vilket behövdes för kalibreringen. Avseende modellparametrarna i ASMN gjordes en justering av hur den aeroba tillväxten av autotrofa bakterier berodde av temperaturen för att uppnå önskade resultat. Ingen ändring av parametrarna i lustgasmodellen i ASMN gjordes. Även fraktioneringen av inflödet ändrades för att få överensstämmelse mellan processdata och modellen. Det slutgiltiga kalibreringsresultatet visas i Tabell 17. Fraktioneringen av inkommande TSS, COD och kväve visas i Figur 39.

På Kungsängsverket tillsätts polymer i mellansedimenteringen för att förbättra slammets sjunkegenskaper. För att få rätt utgående halt suspenderat material ökades sedimenteringsparametern för flockulerade zoner ( $r_p$ ) och den icke-sedimenterbara fraktionen av partikulärt material ( $f_{ns}$ ) minskades.

För att uppnå liknande kvävebelastning in till biosteget och samtidigt få upp primärslamproduktionen ökades totalkvävebelastningen med 13 % och SS-belastningen med 7 % jämfört med de ursprungliga beräkningarna. Reduktionsgraden över primärsedimenteringen justerades för att uppnå liknande primärslamproduktion som på Kungsängsverket, genom att ändra modellparametrarna  $f_{corr}$  och  $f_x$  i försedimenteringen till 0,8 respektive 0,6.

Eftersom rötningsmodellen inte simulerade tillsats av externt organiskt material till rötkamrarna avviker rejecktvattnets komposition och mindre mängd gas och slam produceras från rötkamrarna jämfört med verkligheten. Detta kan också förklara att det går åt mindre mängd kolkälla i modellen eftersom internbelastningen av kväve var lägre i modellen än i verkligheten.

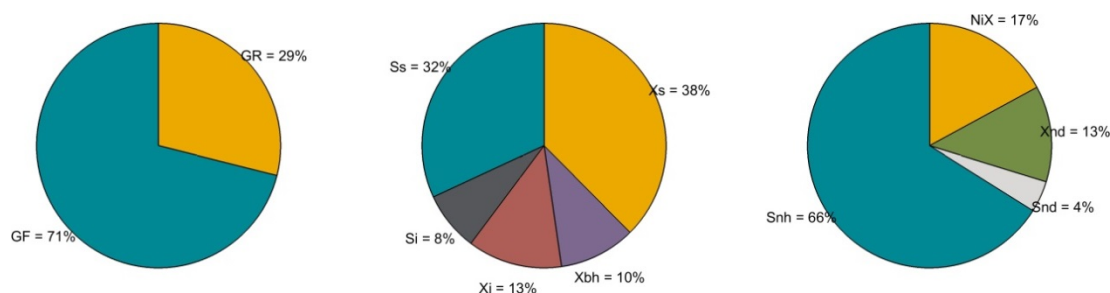
Vid jämförelse mellan verkliga data och modellerade data fanns en fraktion av kväve motsvarande 1 mg/l som modellen inte kunde förklara. För att få rätt halt utgående totalkväve justerades därför modellens halt upp med 1 mg/l.

Tabell 17. Jämförelse mellan modellresultat och underlagsdata från 2013-2014 på Kungsängsverket (Scenario 1).

|                                  | Modell | Data 2013- | Enhet              |
|----------------------------------|--------|------------|--------------------|
| <b>Belastning till verket</b>    |        |            |                    |
| SS                               | 11 470 | 10 700     | kg/d               |
| COD                              | 18 160 | 16 900     | kg/d               |
| Totalkväve                       | 1 725  | 1 524      | kg/d               |
| NH <sub>4</sub> -N               | 1 140  | 1 003      | kg/d               |
| <b>Belastning till biosteget</b> |        |            |                    |
| SS                               | 3 421  | 6 344      | kg/d               |
| COD                              | 10 378 | 11 631**   | kg/d               |
| Totalkväve                       | 1 347  | 1 686      | kg/d               |
| NH <sub>4</sub> -N               | 1 124  | 1 114      | kg/d               |
| <b>Utgående halter</b>           |        |            |                    |
| Totalkväve                       | 10,5   | 11         | g/m <sup>3</sup>   |
| NO <sub>3</sub> -N               | 7,0    | 7,3        | g/m <sup>3</sup>   |
| NH <sub>4</sub> -N               | 1,7    | 1,9        | g/m <sup>3</sup>   |
| <b>Slam och biogas</b>           |        |            |                    |
| Slamhalt biosteget               | 2 630  | 2 675      | g/m <sup>3</sup>   |
| % VS biosteget                   | 76,5   | 71         | %                  |
| Primärslamproduktion             | 8 049  | 9366       | kgTS/d             |
| Överskottslamproduktion          | 4 536  | 6 250      | kgTS/d             |
| Slam från avvattning             | 7099   | 7945       | kgTS/d             |
| Producerad mängd rågas           | 4198   | 5150       | Nm <sup>3</sup> /d |
| <b>Modellerad</b>                |        |            |                    |
| Kolkälla (MeOH)                  | 911    | 2 159      | kg COD/år          |
| Energi luftning biosteget        | 3846   | 4240       | kWh/d              |

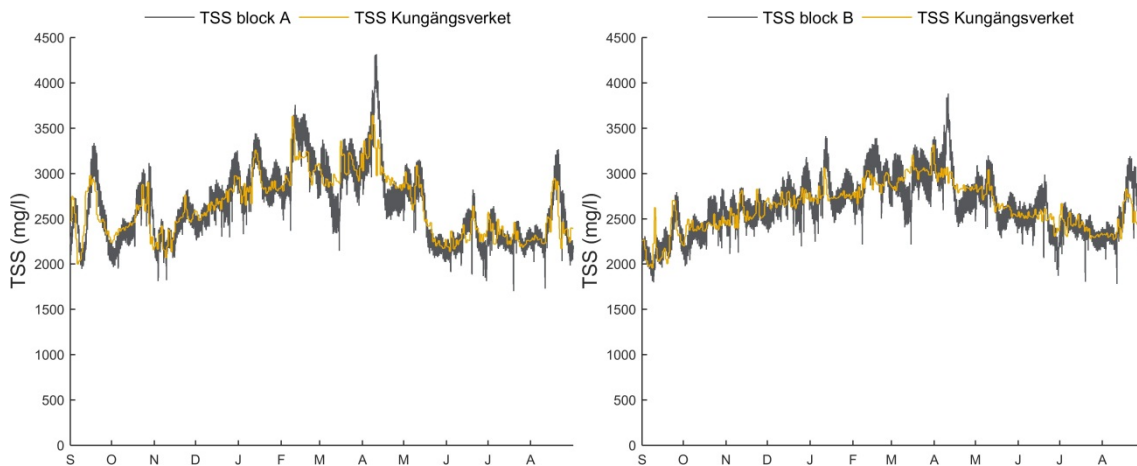
\* Övrig resursförbrukning redovisas under rubriken LCA-modellering

\*\* Mätdata på försedimenterat vatten på Kungsängsverket sker efter tillsats av kolkälla. I tabellen redovisas värdet efter att medeltillsatsen av COD från kolkälla dragit bort.



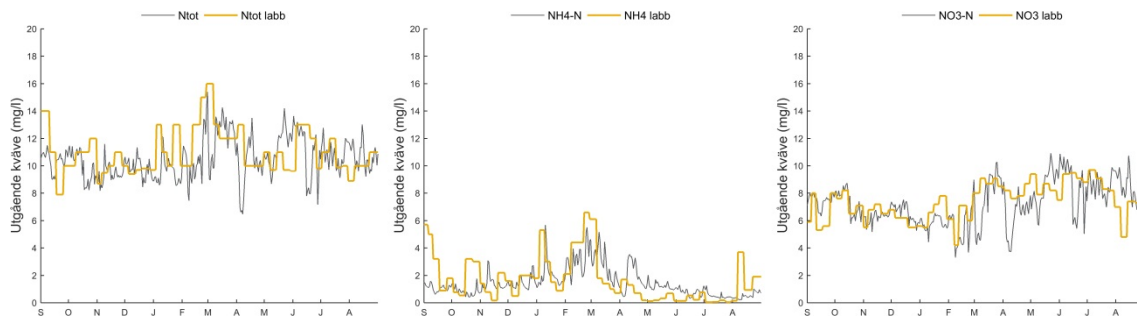
Figur 39. Fraktionering av inkommande TSS (vänster), COD (mitten) och kväve (höger). Tillståndsvariabler som inte visas är noll i inflödet. GF = Glödförlust, GR = Glödrest. NiX motsvarar kväve i biomassa.

Slamhalten i biosteget styrdes för att hålla samma halt som mätdata från en linje i block A och en linje i block B på Kungsängsverket. I Figur 40 visas modellvärden (grå linje) och mätdata (gul linje).



Figur 40. Slamhalt i biosteget för block A och block B jämfört med mätdata från Kungsängsverket.

I Figur 41 visas modellerade värden för utgående totalkväve, ammoniumkväve och nitratkväve jämfört med labbdata från Kungsängsverket.



Figur 41. Utgående kväve från modellen jämfört med labbdata från Kungsängsverket.

## Ingående data till LCA-modellering

Resursförbrukningen för Kungsängsverkets fallstudie visas i Tabell 13. Dataunderlaget är framtaget av Andreas Nilsson och Thomas Frostlid på Mälarenergi. För energiförbrukning vid pumpning av slam har default-värden i BSM2G används.



Tabell 18. Antaganden för beräkning av resursförbrukning för Kungsängsverkets fallstudie.

| Resurs                               | Värde        | Enhet                            |
|--------------------------------------|--------------|----------------------------------|
| <b>Mekanisk rening – energi</b>      |              |                                  |
| Energi, sandfång                     | 313          | kWh/d                            |
| Pumpenergi, primärslam               | 0,075*       | kWh/m <sup>3</sup>               |
| <b>Mekanisk rening – kemikalier</b>  |              |                                  |
| Järnsulfat, förfällning              | 7,92         | m <sup>3</sup> lösning/d         |
| <b>Biosteget – energi</b>            |              |                                  |
| Energi, luftning aktivslam           | Se Tabell 17 |                                  |
| Energi, omrörning                    | 530          | kWh/d, 6 linjer                  |
| Pumpenergi, pumpning till biosteget  | 0,0082       | kWh/m <sup>3</sup>               |
| Pumpenergi, internrecirkulation      | 0,0136       | kWh/m <sup>3</sup>               |
| Pumpenergi, returslam                | 0,0202       | kWh/m <sup>3</sup>               |
| Pumpenergi, överskottslam            | 0,0510       | kWh/m <sup>3</sup>               |
| <b>Biosteget – kemikalier</b>        |              |                                  |
| Polymer                              | 63,2         | kgTS/d                           |
| Kolkälla                             | Se Tabell 17 |                                  |
| <b>Slambehandling – energi</b>       |              |                                  |
| Pumpenergi, förtjockat primärslam    | 0,06*        | kWh/m <sup>3</sup> primärslam    |
| Pumpenergi, förtjockat överskottslam | 0,06*        | kWh/m <sup>3</sup> överskottslam |
| Uppvärmning röt-kammare              | 9970         | kWh/d                            |
| Omrörning röt-kammare                | 240          | kWh/d                            |
| Energi centrifuger                   | 700          | kWh/d                            |
| <b>Slambehandling – kemikalier</b>   |              |                                  |
| Polymer, förtjockning överskottslam  | 43,6         | g/m <sup>3</sup>                 |
| Polymer, avvattning av slam          | 202          | g/m <sup>3</sup>                 |

\* Antagande, BSM2G-default

I känslighetsanalysen antogs biogasanvändningen vara densamma för samtliga fall. Den rötgas som bildas i röt-kammaren torkas och komprimeras innan den skickas via en ledning till Växtkrafts anläggning på Gryta. Där renas gasen tillsammans med gas ifrån Växtkrafts biogasanläggning och används som fordonsbränsle.

## Bilaga 6: Fullständiga resultat från livscykelanalysen

I tabellerna nedan presenteras de enskilda resultaten av de studerade miljöpåverkanskategorierna per processteg. Både resultaten med den funktionella enheten per kubikmeter behandlat vatten samt den totala påverkan under ett års drift redovisas.

### Henriksdals reningsverk, per m<sup>3</sup> behandlat vatten

| Kategori                                | Scen. | Mekanisk rening | Högflödesrening | Biologisk ASP | Membran  | Förtjockare | Rötkammare | Biogasfackling | Gasrening | Avvattning | Slamlager | Utgående vatten | TOTAL    |
|-----------------------------------------|-------|-----------------|-----------------|---------------|----------|-------------|------------|----------------|-----------|------------|-----------|-----------------|----------|
| Klimat<br>[kg CO <sub>2</sub> -ekv]     | 1     | 1.00E-02        | 6.38E-05        | 2.60E-02      | 3.22E-02 | 5.48E-03    | 1.73E-02   | 1.09E-06       | 1.88E-03  | 3.60E-03   | 1.78E-02  | 1.02E-03        | 1.15E-01 |
|                                         | 2     | 9.89E-03        | 6.25E-05        | 3.94E-02      | 3.22E-02 | 5.25E-03    | 1.65E-02   | 1.03E-06       | 1.76E-03  | 3.49E-03   | 1.74E-02  | 6.65E-04        | 1.27E-01 |
|                                         | 3     | 6.65E-03        | 2.37E-05        | 5.35E-02      | 4.41E-02 | 6.39E-03    | 1.93E-02   | 1.16E-06       | 1.98E-03  | 4.27E-03   | 2.03E-02  | 6.76E-04        | 1.57E-01 |
| Övergödning<br>[kg fosfat-ekv]          | 1     | 9.13E-06        | 7.12E-08        | 2.05E-05      | 4.76E-05 | 9.97E-06    | 3.50E-06   | 1.02E-08       | 9.61E-07  | 7.14E-06   | 1.42E-04  | 4.32E-03        | 4.56E-03 |
|                                         | 2     | 9.01E-06        | 6.98E-08        | 1.90E-05      | 4.76E-05 | 9.58E-06    | 3.40E-06   | 9.55E-09       | 9.02E-07  | 6.93E-06   | 1.27E-04  | 2.95E-03        | 3.17E-03 |
|                                         | 3     | 6.34E-06        | 2.65E-08        | 2.47E-05      | 5.78E-05 | 1.17E-05    | 4.15E-06   | 1.07E-08       | 1.02E-06  | 8.47E-06   | 1.43E-04  | 2.95E-03        | 3.21E-03 |
| Försurning<br>[kg SO <sub>2</sub> -ekv] | 1     | 3.97E-05        | 2.81E-07        | 4.00E-05      | 1.40E-04 | 1.92E-05    | 2.19E-05   | 3.83E-08       | 6.01E-06  | 1.27E-05   | 6.10E-04  | 0               | 8.90E-04 |
|                                         | 2     | 3.92E-05        | 2.75E-07        | 5.18E-05      | 1.40E-04 | 1.84E-05    | 2.13E-05   | 3.59E-08       | 5.64E-06  | 1.23E-05   | 5.38E-04  | 0               | 8.27E-04 |
|                                         | 3     | 2.70E-05        | 1.05E-07        | 6.11E-05      | 1.83E-04 | 2.24E-05    | 2.60E-05   | 4.04E-08       | 6.35E-06  | 1.50E-05   | 6.10E-04  | 0               | 9.51E-04 |
| Materialresurser<br>[kg Sb-ekv]         | 1     | 9.12E-09        | 2.48E-12        | 1.11E-08      | 1.11E-07 | 8.31E-09    | 7.90E-09   | 0              | 2.27E-09  | 5.66E-09   | 6.93E-11  | 0               | 1.55E-07 |
|                                         | 2     | 8.97E-09        | 2.44E-12        | 1.74E-08      | 1.11E-07 | 7.96E-09    | 7.67E-09   | 0              | 2.13E-09  | 5.50E-09   | 6.87E-11  | 0               | 1.61E-07 |
|                                         | 3     | 4.13E-09        | 9.24E-13        | 2.17E-08      | 1.35E-07 | 9.70E-09    | 9.37E-09   | 0              | 2.40E-09  | 6.72E-09   | 8.50E-11  | 0               | 1.89E-07 |
| Fossila resurser<br>[MJ]                | 1     | 1.38E-01        | 8.72E-04        | 1.07E-01      | 3.21E-01 | 1.13E-01    | 6.97E-02   | 0              | 1.51E-02  | 8.01E-02   | 4.61E-04  | 0               | 8.45E-01 |
|                                         | 2     | 1.36E-01        | 8.55E-04        | 4.01E-01      | 3.21E-01 | 1.09E-01    | 6.77E-02   | 0              | 1.42E-02  | 7.78E-02   | 4.57E-04  | 0               | 1.13E+00 |
|                                         | 3     | 8.82E-02        | 3.25E-04        | 5.53E-01      | 4.25E-01 | 1.33E-01    | 8.27E-02   | 0              | 1.60E-02  | 9.50E-02   | 5.65E-04  | 0               | 1.39E+00 |

### Henriksdals reningsverk, total påverkan under ett års drift

| Kategori                             | Scen. | Mekanisk rening | Högflödes-rening | Biologisk ASP | Membran  | För-tjockare | Röt-kammare | Biogas fackling | Gas-rening | Av-vattning | Slam-lager | Utgående vatten | TOTAL    |
|--------------------------------------|-------|-----------------|------------------|---------------|----------|--------------|-------------|-----------------|------------|-------------|------------|-----------------|----------|
| Klimat [kg CO <sub>2</sub> -ekv]     | 1     | 1.55E+06        | 9.89E+03         | 4.03E+06      | 4.99E+06 | 8.50E+05     | 2.68E+06    | 1.69E+02        | 2.91E+05   | 5.58E+05    | 2.75E+06   | 1.58E+05        | 1.79E+07 |
|                                      | 2     | 1.53E+06        | 9.69E+03         | 6.11E+06      | 4.99E+06 | 8.13E+05     | 2.56E+06    | 1.59E+02        | 2.73E+05   | 5.41E+05    | 2.70E+06   | 1.03E+05        | 1.96E+07 |
|                                      | 3     | 1.27E+06        | 4.53E+03         | 1.02E+07      | 8.42E+06 | 1.22E+06     | 3.69E+06    | 2.21E+02        | 3.78E+05   | 8.15E+05    | 3.87E+06   | 1.29E+05        | 3.00E+07 |
| Övergödning [kg fosfat-ekv]          | 1     | 1.41E+03        | 1.10E+01         | 3.18E+03      | 7.38E+03 | 1.54E+03     | 5.42E+02    | 1.58E+00        | 1.49E+02   | 1.11E+03    | 2.21E+04   | 6.69E+05        | 7.06E+05 |
|                                      | 2     | 1.40E+03        | 1.08E+01         | 2.94E+03      | 7.38E+03 | 1.48E+03     | 5.27E+02    | 1.48E+00        | 1.40E+02   | 1.07E+03    | 1.96E+04   | 4.57E+05        | 4.92E+05 |
|                                      | 3     | 1.21E+03        | 5.06E+00         | 4.72E+03      | 1.10E+04 | 2.23E+03     | 7.93E+02    | 2.05E+00        | 1.94E+02   | 1.62E+03    | 2.74E+04   | 5.64E+05        | 6.13E+05 |
| Försurning [kg SO <sub>2</sub> -ekv] | 1     | 6.16E+03        | 4.35E+01         | 6.20E+03      | 2.17E+04 | 2.98E+03     | 3.40E+03    | 5.93E+00        | 9.31E+02   | 1.97E+03    | 9.45E+04   | 0               | 1.38E+05 |
|                                      | 2     | 6.08E+03        | 4.27E+01         | 8.02E+03      | 2.17E+04 | 2.85E+03     | 3.30E+03    | 5.56E+00        | 8.74E+02   | 1.91E+03    | 8.34E+04   | 0               | 1.28E+05 |
|                                      | 3     | 5.16E+03        | 2.00E+01         | 1.17E+04      | 3.49E+04 | 4.28E+03     | 4.97E+03    | 7.72E+00        | 1.21E+03   | 2.87E+03    | 1.16E+05   | 0               | 1.82E+05 |
| Material-resurser [kg Sb-ekv]        | 1     | 1.41E+00        | 3.85E-04         | 1.72E+00      | 1.72E+01 | 1.29E+00     | 1.22E+00    | 0               | 3.52E-01   | 8.78E-01    | 1.07E-02   | 0               | 2.41E+01 |
|                                      | 2     | 1.39E+00        | 3.77E-04         | 2.69E+00      | 1.72E+01 | 1.23E+00     | 1.19E+00    | 0               | 3.31E-01   | 8.52E-01    | 1.06E-02   | 0               | 2.49E+01 |
|                                      | 3     | 7.88E-01        | 1.77E-04         | 4.14E+00      | 2.57E+01 | 1.85E+00     | 1.79E+00    | 0               | 4.59E-01   | 1.28E+00    | 1.62E-02   | 0               | 3.61E+01 |
| Fossila resurser [MJ]                | 1     | 2.13E+07        | 1.35E+05         | 1.66E+07      | 4.97E+07 | 1.76E+07     | 1.08E+07    | 0               | 2.34E+06   | 1.24E+07    | 7.14E+04   | 0               | 1.31E+08 |
|                                      | 2     | 2.10E+07        | 1.33E+05         | 6.22E+07      | 4.97E+07 | 1.69E+07     | 1.05E+07    | 0               | 2.20E+06   | 1.21E+07    | 7.08E+04   | 0               | 1.75E+08 |
|                                      | 3     | 1.68E+07        | 6.20E+04         | 1.06E+08      | 8.12E+07 | 2.53E+07     | 1.58E+07    | 0               | 3.05E+06   | 1.81E+07    | 1.08E+05   | 0               | 2.66E+08 |

### Käppalaverket, per m<sup>3</sup> behandlat vatten

| Kategori                             | Scen. | Mekanisk rening | Högflödes-rening | Biologisk ASP | Sandfilter | För-tjockare | Röt-kammare | Anammox  | Gasrening | Av-vattning | Slam-lager | Utgående vatten | TOTAL    |
|--------------------------------------|-------|-----------------|------------------|---------------|------------|--------------|-------------|----------|-----------|-------------|------------|-----------------|----------|
| Klimat [kg CO <sub>2</sub> -ekv]     | 1     | 1.01E-03        | 0                | 2.06E-01      | 2.45E-09   | 9.22E-04     | 1.77E-02    | 0        | 2.01E-03  | 5.67E-03    | 4.39E-02   | 1.19E-03        | 2.79E-01 |
|                                      | 2     | 1.30E-02        | 9.75E-05         | 1.23E-01      | 3.61E-03   | 7.01E-04     | 1.88E-02    | 2.49E-04 | 2.21E-03  | 5.52E-03    | 4.37E-02   | 5.96E-04        | 2.12E-01 |
|                                      | 3     | 1.27E-02        | 1.57E-04         | 1.38E-01      | 3.59E-03   | 5.11E-04     | 2.02E-02    | 2.52E-04 | 2.07E-03  | 6.55E-03    | 5.15E-02   | 6.20E-04        | 2.37E-01 |
| Övergödning [kg fosfat-ekv]          | 1     | 5.19E-07        | 0                | 1.80E-04      | 1.26E-12   | 4.73E-07     | 2.57E-06    | 0        | 1.03E-06  | 1.09E-05    | 1.21E-04   | 4.27E-03        | 4.58E-03 |
|                                      | 2     | 1.06E-05        | 6.28E-08         | 1.03E-04      | 3.03E-06   | 3.59E-07     | 2.46E-06    | 1.27E-07 | 1.13E-06  | 1.07E-05    | 1.22E-04   | 2.44E-03        | 2.69E-03 |
|                                      | 3     | 1.04E-05        | 1.17E-07         | 1.18E-04      | 3.01E-06   | 2.62E-07     | 2.33E-06    | 1.29E-07 | 1.06E-06  | 1.32E-05    | 1.44E-04   | 2.57E-03        | 2.86E-03 |
| Försurning [kg SO <sub>2</sub> -ekv] | 1     | 3.25E-06        | 0                | 4.72E-05      | 7.87E-12   | 2.96E-06     | 1.41E-05    | 0        | 6.45E-06  | 1.99E-05    | 5.53E-04   | 0               | 6.47E-04 |
|                                      | 2     | 4.89E-05        | 3.36E-07         | 5.54E-05      | 1.38E-05   | 2.24E-06     | 1.34E-05    | 7.97E-07 | 7.07E-06  | 1.94E-05    | 5.56E-04   | 0               | 7.17E-04 |
|                                      | 3     | 4.81E-05        | 5.72E-07         | 5.19E-05      | 1.37E-05   | 1.64E-06     | 1.26E-05    | 8.07E-07 | 6.64E-06  | 2.31E-05    | 6.60E-04   | 0               | 8.20E-04 |
| Material-resurser                    | 1     | 1.23E-09        | 0                | 1.72E-08      | 2.98E-15   | 1.12E-09     | 6.09E-09    | 0        | 2.44E-09  | 8.85E-09    | 0          | 0               | 3.69E-08 |
|                                      | 2     | 1.92E-08        | 1.29E-10         | 2.37E-08      | 5.41E-09   | 8.50E-10     | 5.83E-09    | 3.01E-10 | 2.68E-09  | 8.62E-09    | 0          | 0               | 6.67E-08 |

|                       |   |          |          |          |          |          |          |          |          |          |   |   |          |
|-----------------------|---|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|---|---|----------|
| [kg Sb-ekv]           | 3 | 1.89E-08 | 2.23E-10 | 2.17E-08 | 5.38E-09 | 6.19E-10 | 5.53E-09 | 3.05E-10 | 2.51E-09 | 1.04E-08 | 0 | 0 | 6.55E-08 |
| Fossila resurser [MJ] | 1 | 8.17E-03 | 0        | 1.38E-01 | 1.98E-08 | 7.44E-03 | 5.09E-02 | 0        | 1.62E-02 | 1.23E-01 | 0 | 0 | 3.44E-01 |
|                       | 2 | 1.88E-01 | 1.06E-03 | 5.22E-01 | 5.43E-02 | 5.65E-03 | 4.92E-02 | 2.00E-03 | 1.78E-02 | 1.20E-01 | 0 | 0 | 9.61E-01 |
|                       | 3 | 1.86E-01 | 2.05E-03 | 4.08E-01 | 5.40E-02 | 4.12E-03 | 4.72E-02 | 2.03E-03 | 1.67E-02 | 1.48E-01 | 0 | 0 | 8.68E-01 |

### Käppalaverket, total påverkan under ett års drift

| Kategori                      | Scen. | Mekanisk rening | Högflödes-rening | Biologisk ASP | Sandfilter | För-tjockare | Röt-kammare | Anammox  | Gasrening | Av-vattning | Slam-lager | Utgående vatten | TOTAL    |
|-------------------------------|-------|-----------------|------------------|---------------|------------|--------------|-------------|----------|-----------|-------------|------------|-----------------|----------|
| Klimat [kg CO2-ekv]           | 1     | 3.87E+04        | 0                | 7.87E+06      | 9.36E-02   | 3.52E+04     | 6.73E+05    | 0        | 7.68E+04  | 2.16E+05    | 1.68E+06   | 4.55E+04        | 1.06E+07 |
|                               | 2     | 4.96E+05        | 3.72E+03         | 4.70E+06      | 1.38E+05   | 2.67E+04     | 7.19E+05    | 9.48E+03 | 8.41E+04  | 2.11E+05    | 1.67E+06   | 2.27E+04        | 8.08E+06 |
|                               | 3     | 6.52E+05        | 8.05E+03         | 7.07E+06      | 1.84E+05   | 2.61E+04     | 1.03E+06    | 1.29E+04 | 1.06E+05  | 3.35E+05    | 2.63E+06   | 3.17E+04        | 1.21E+07 |
| Övergödning [kg fosfat-ekv]   | 1     | 1.98E+01        | 0                | 6.87E+03      | 4.80E-05   | 1.80E+01     | 9.79E+01    | 0        | 3.94E+01  | 4.17E+02    | 4.62E+03   | 1.63E+05        | 1.75E+05 |
|                               | 2     | 4.03E+02        | 2.39E+00         | 3.93E+03      | 1.15E+02   | 1.37E+01     | 9.37E+01    | 4.86E+00 | 4.31E+01  | 4.08E+02    | 4.64E+03   | 9.30E+04        | 1.03E+05 |
|                               | 3     | 5.33E+02        | 5.99E+00         | 6.01E+03      | 1.54E+02   | 1.34E+01     | 1.19E+02    | 6.60E+00 | 5.43E+01  | 6.77E+02    | 7.39E+03   | 1.31E+05        | 1.46E+05 |
| Försurning [kg SO2-ekv]       | 1     | 1.24E+02        | 0                | 1.80E+03      | 3.00E-04   | 1.13E+02     | 5.38E+02    | 0        | 2.46E+02  | 7.60E+02    | 2.11E+04   | 0               | 2.47E+04 |
|                               | 2     | 1.86E+03        | 1.28E+01         | 2.11E+03      | 5.25E+02   | 8.56E+01     | 5.11E+02    | 3.04E+01 | 2.70E+02  | 7.40E+02    | 2.12E+04   | 0               | 2.74E+04 |
|                               | 3     | 2.46E+03        | 2.93E+01         | 2.66E+03      | 7.00E+02   | 8.37E+01     | 6.46E+02    | 4.12E+01 | 3.40E+02  | 1.18E+03    | 3.38E+04   | 0               | 4.19E+04 |
| Material-resurser [kg Sb-ekv] | 1     | 4.69E-02        | 0                | 6.55E-01      | 1.14E-07   | 4.27E-02     | 2.32E-01    | 0        | 9.32E-02  | 3.37E-01    | 0          | 0               | 1.41E+00 |
|                               | 2     | 7.31E-01        | 4.94E-03         | 9.05E-01      | 2.06E-01   | 3.24E-02     | 2.22E-01    | 1.15E-02 | 1.02E-01  | 3.29E-01    | 0          | 0               | 2.54E+00 |
|                               | 3     | 9.65E-01        | 1.14E-02         | 1.11E+00      | 2.75E-01   | 3.17E-02     | 2.83E-01    | 1.56E-02 | 1.29E-01  | 5.30E-01    | 0          | 0               | 3.35E+00 |
| Fossila resurser [MJ]         | 1     | 3.12E+05        | 0                | 5.25E+06      | 7.55E-01   | 2.84E+05     | 1.94E+06    | 0        | 6.19E+05  | 4.70E+06    | 0          | 0               | 1.31E+07 |
|                               | 2     | 7.18E+06        | 4.04E+04         | 1.99E+07      | 2.07E+06   | 2.15E+05     | 1.88E+06    | 7.64E+04 | 6.79E+05  | 4.59E+06    | 0          | 0               | 3.66E+07 |
|                               | 3     | 9.53E+06        | 1.05E+05         | 2.09E+07      | 2.76E+06   | 2.11E+05     | 2.41E+06    | 1.04E+05 | 8.55E+05  | 7.57E+06    | 0          | 0               | 4.44E+07 |

### Kungsgängens reningsverk, per m<sup>3</sup> behandlat vatten

| Kategori                    | Scen. | Mekanisk rening | Biologisk ASP | Mellan-sedimentering | För-tjockare | Röt-kammare | Gasrening | Avvattning | Slamlager | Utgående vatten | TOTAL    |
|-----------------------------|-------|-----------------|---------------|----------------------|--------------|-------------|-----------|------------|-----------|-----------------|----------|
| Klimat [kg CO2-ekv]         | 1     | 8.73E-03        | 4.98E-02      | 3.92E-03             | 2.24E-03     | 3.00E-02    | 1.75E-03  | 3.92E-03   | 1.61E-02  | 1.34E-03        | 1.18E-01 |
|                             | 2     | 8.73E-03        | 9.52E-02      | 3.92E-03             | 2.25E-03     | 3.02E-02    | 1.76E-03  | 3.96E-03   | 1.65E-02  | 6.45E-04        | 1.63E-01 |
|                             | 3     | 8.44E-03        | 1.03E-01      | 3.92E-03             | 2.46E-03     | 3.16E-02    | 1.85E-03  | 4.19E-03   | 1.78E-02  | 6.11E-04        | 1.74E-01 |
| Övergödning [kg fosfat-ekv] | 1     | 9.18E-06        | 2.24E-05      | 8.55E-06             | 4.71E-06     | 1.54E-05    | 8.98E-07  | 7.24E-06   | 1.38E-04  | 5.51E-03        | 5.72E-03 |
|                             | 2     | 9.18E-06        | 2.73E-05      | 8.55E-06             | 4.73E-06     | 1.55E-05    | 9.00E-07  | 7.32E-06   | 1.42E-04  | 3.61E-03        | 3.84E-03 |
|                             | 3     | 8.86E-06        | 2.82E-05      | 8.56E-06             | 5.18E-06     | 1.62E-05    | 9.47E-07  | 7.73E-06   | 1.52E-04  | 3.55E-03        | 3.80E-03 |

|                                               |   |          |          |          |          |          |          |          |          |   |          |
|-----------------------------------------------|---|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|---|----------|
| <b>Försurning<br/>[kg SO2-ekv]</b>            | 1 | 3.73E-05 | 2.65E-05 | 1.42E-05 | 8.23E-06 | 8.27E-05 | 5.61E-06 | 1.39E-05 | 5.88E-04 | 0 | 7.76E-04 |
|                                               | 2 | 3.73E-05 | 3.62E-05 | 1.42E-05 | 8.26E-06 | 8.33E-05 | 5.63E-06 | 1.41E-05 | 6.04E-04 | 0 | 8.03E-04 |
|                                               | 3 | 3.61E-05 | 3.57E-05 | 1.42E-05 | 9.05E-06 | 8.71E-05 | 5.92E-06 | 1.49E-05 | 6.48E-04 | 0 | 8.51E-04 |
| <b>Material-<br/>resurser<br/>[kg Sb-ekv]</b> | 1 | 1.43E-09 | 1.00E-08 | 6.04E-09 | 3.24E-09 | 1.80E-09 | 2.12E-09 | 5.78E-09 | 0        | 0 | 3.04E-08 |
|                                               | 2 | 1.43E-09 | 1.37E-08 | 6.03E-09 | 3.25E-09 | 1.81E-09 | 2.13E-09 | 5.84E-09 | 0        | 0 | 3.41E-08 |
|                                               | 3 | 1.42E-09 | 1.35E-08 | 6.04E-09 | 3.56E-09 | 1.86E-09 | 2.24E-09 | 6.18E-09 | 0        | 0 | 3.48E-08 |
| <b>Fossila resurser<br/>[MJ]</b>              | 1 | 1.14E-01 | 6.68E-02 | 9.47E-02 | 5.24E-02 | 1.45E-01 | 1.41E-02 | 8.21E-02 | 0        | 0 | 5.69E-01 |
|                                               | 2 | 1.14E-01 | 9.12E-02 | 9.47E-02 | 5.26E-02 | 1.45E-01 | 1.42E-02 | 8.29E-02 | 0        | 0 | 5.95E-01 |
|                                               | 3 | 1.10E-01 | 9.00E-02 | 9.48E-02 | 5.76E-02 | 1.52E-01 | 1.49E-02 | 8.76E-02 | 0        | 0 | 6.07E-01 |

### Kungsängens reningsverk, total påverkan under ett års drift

| Kategori                                      | Scen. | Mekanisk rening | Biologisk ASP | Mellan-sedimentering | För-tjockare | Röt-kammare | Gasrening | Avvattning | Slamlager | Utgående vatten | TOTAL    |
|-----------------------------------------------|-------|-----------------|---------------|----------------------|--------------|-------------|-----------|------------|-----------|-----------------|----------|
| <b>Klimat<br/>[kg CO2-ekv]</b>                | 1     | 4.07E+02        | 2.32E+03      | 1.83E+02             | 1.05E+02     | 1.40E+03    | 8.17E+01  | 1.83E+02   | 7.50E+02  | 6.23E+01        | 5.50E+03 |
|                                               | 2     | 4.07E+02        | 4.44E+03      | 1.83E+02             | 1.05E+02     | 1.41E+03    | 8.20E+01  | 1.85E+02   | 7.71E+02  | 3.01E+01        | 7.61E+03 |
|                                               | 3     | 4.09E+02        | 5.00E+03      | 1.90E+02             | 1.19E+02     | 1.53E+03    | 8.96E+01  | 2.03E+02   | 8.60E+02  | 2.96E+01        | 8.43E+03 |
| <b>Övergödning<br/>[kg fosfat-ekv]</b>        | 1     | 4.28E-01        | 1.05E+00      | 3.99E-01             | 2.20E-01     | 7.19E-01    | 4.19E-02  | 3.38E-01   | 6.43E+00  | 2.57E+02        | 2.67E+02 |
|                                               | 2     | 4.28E-01        | 1.27E+00      | 3.99E-01             | 2.21E-01     | 7.24E-01    | 4.20E-02  | 3.41E-01   | 6.60E+00  | 1.68E+02        | 1.79E+02 |
|                                               | 3     | 4.29E-01        | 1.37E+00      | 4.15E-01             | 2.51E-01     | 7.86E-01    | 4.59E-02  | 3.75E-01   | 7.36E+00  | 1.72E+02        | 1.84E+02 |
| <b>Försurning<br/>[kg SO2-ekv]</b>            | 1     | 1.74E+00        | 1.24E+00      | 6.64E-01             | 3.84E-01     | 3.86E+00    | 2.62E-01  | 6.49E-01   | 2.74E+01  | 0               | 3.62E+01 |
|                                               | 2     | 1.74E+00        | 1.69E+00      | 6.64E-01             | 3.86E-01     | 3.89E+00    | 2.63E-01  | 6.56E-01   | 2.82E+01  | 0               | 3.75E+01 |
|                                               | 3     | 1.75E+00        | 1.73E+00      | 6.90E-01             | 4.39E-01     | 4.22E+00    | 2.87E-01  | 7.20E-01   | 3.14E+01  | 0               | 4.12E+01 |
| <b>Material-<br/>resurser<br/>[kg Sb-ekv]</b> | 1     | 6.67E-05        | 4.67E-04      | 2.82E-04             | 1.51E-04     | 8.39E-05    | 9.91E-05  | 2.70E-04   | 0         | 0               | 1.42E-03 |
|                                               | 2     | 6.67E-05        | 6.37E-04      | 2.82E-04             | 1.52E-04     | 8.43E-05    | 9.94E-05  | 2.73E-04   | 0         | 0               | 1.59E-03 |
|                                               | 3     | 6.88E-05        | 6.52E-04      | 2.93E-04             | 1.73E-04     | 9.02E-05    | 1.09E-04  | 2.99E-04   | 0         | 0               | 1.68E-03 |
| <b>Fossila resurser<br/>[MJ]</b>              | 1     | 5.32E+03        | 3.12E+03      | 4.42E+03             | 2.44E+03     | 6.74E+03    | 6.59E+02  | 3.83E+03   | 0         | 0               | 2.65E+04 |
|                                               | 2     | 5.32E+03        | 4.26E+03      | 4.42E+03             | 2.45E+03     | 6.79E+03    | 6.61E+02  | 3.87E+03   | 0         | 0               | 2.78E+04 |
|                                               | 3     | 5.34E+03        | 4.36E+03      | 4.59E+03             | 2.79E+03     | 7.37E+03    | 7.22E+02  | 4.25E+03   | 0         | 0               | 2.94E+04 |





**KÄPPALA**



*MälarenEnergi*

STOCKHOLM  
*Vatten* 



**Svenskt Vatten**



**ivl**  
SVENSKA  
MILJÖINSTITUTET

IVL Svenska Miljöinstitutet AB // Box 210 60 // 100 31 Stockholm  
Tel 010-788 65 00 // Fax 010-788 65 90 // [www.ivl.se](http://www.ivl.se)