



UPPSALA
UNIVERSITET

15037

Examensarbete 30 hp
Juni 2015

Källsorterade systems påverkan på avloppsreningsverk

Växthusgaser, energi- och resursanvändning
i modellstudie

Martin Guné

Referat

Källsorterade systems påverkan på avloppsreningsverk - växthusgaser, energi- och resursanvändning i modellstudie

Martin Guné

Syftet med detta examensarbete var att utvärdera två olika källsorterade systems påverkan på avloppsreningsverk med avseende på växthusgaser, energi- och resursanvändning vid olika stränga utsläppsgränser och för olika temperaturer på inflödet. För detta användes simuleringsmodellen BSM2G kalibrerad för Käppala reningsverk. Uppgiften genomfördes genom att simulera nio olika scenarion där det befintliga upptagningsområdet utökats med 3, 10 och 30 % av de ursprungliga personekvivalenterna med antingen konventionellt, urinsorterande eller klosettsorterande avloppssystem. I varje simulering justerades reglerparametrar som luftning, intercirkulation, koltillsats m.m. för att erhålla samma flödesproportionella dygnsmedelvärden för totalbelastningen av ammonium och totalkväve i utflödet jämfört med ett referensscenario samt mellan de olika typerna av avloppssystem. På detta sätt motsvarade de ökade nybyggnadsgraderna allt strängare utsläppskrav.

Simuleringsresultaten visade att totala energianvändningen (främst luftninsenergin) minskade med 25-60 % med urinsortering och med 50-90 % med klosettsortering jämfört med motsvarande konventionellt scenario oavsett nybyggnadsgrad med efterföljande reglerinställning. Resursanvändningen visade samma tendens då totalt driftskostnadsindex minskade med 30-70 % med urinsortering och med 70-90 % med klosettsortering jämfört med motsvarande konventionellt scenario oavsett nybyggnadsgrad med efterföljande reglerinställning. Totala slamproduktionen minskade med 5-20 % med urinsortering och med 50-60 % med klosettsortering jämfört med motsvarande konventionellt scenario oavsett nybyggnadsgrad med efterföljande reglerinställning. Simuleringarna visade även att reningsverkets totala metanproduktion minskade med 0-20 % med urinsortering och med 60-70 % med klosettsortering jämfört med motsvarande konventionellt scenario oavsett nybyggnadsgrad med efterföljande reglerinställning. Reningsverkets totala växthusgasutsläpp dominerades av osäkra lustgasemissioner från aktivslamprocessen för samtliga scenarion. Även lustgasutsläppen från slamlagringen var osäkra jämfört med uppmätta värden. Lustgasproduktionen varierade kraftigt med ändrad reglerinställning och säkra slutsatser kunde därför ej dras för hur källsortering påverkade dessa utsläpp. Övriga växthusgasutsläpp som koldioxidutsläpp från energianvändningen, från produktion och från nedbrytning av extern kolkälla var rimliga men var marginella i jämförelse de osäkra lustgasutsläppen. Simuleringsresultaten visade även att ett kallt avloppsvatten gav sämre kväverening samt högre energianvändning för samtliga scenarion vid 30 % nybyggnad jämfört med ett avloppsvatten med årsmedeltemperatur.

Resultaten från arbetet bekräftade några av de fördelar liknande studier tidigare pekat på vid införande av källsorterade avloppsinflöden. Studien har därför ökat underlaget för att det även förhåller sig så i verkligheten. Vidare studier behövs för att kvantifiera lustgasproduktionen vid införande av källsorterade avlopp.

Nyckelord: källsorterade avlopp, växthusgaser, energi, resurser, simulering

*Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet, Box 337,
SE 751 05 Uppsala*

Abstract

Impact of source separated collection systems on wastewater treatment plants – model study of GHG emissions and use of energy and resources

Martin Guné

The aim of this study was to evaluate the effects on a simulated wastewater plant regarding GHG emissions and use of energy and resources when implementing source separated wastewater systems. The effects were studied for different restrictions of effluent quality and for different temperatures on the influent. The simulation model BSM2G calibrated for Käppala wastewater treatment plant was used. The task was executed by simulating nine different scenarios with an increase in influent load from new connections equivalent to 3, 10 and 30 % of the present connections. These new connections were served by conventional, urine separated or black water separated systems. All simulations were adjusted to keep the initial effluent load i.e. the effluent load before the number of connections increased. This meant increasing restrictions on effluent load of ammonium and total nitrogen, which were reached by adjusting control parameters such as aeration, internal recycle flow, carbon addition etc. Thus the same effluent load of ammonium and total nitrogen were reached for all scenarios compared to the reference.

The simulated results showed that the total use of energy (most evident the aeration energy) decreased with 25-60 % with urine separation and with 50-90 % with black water separation compared to corresponding conventional scenario regardless of degree of new connections and contiguous adjustment of control parameters. The same tendency applied for use of resources since total operational cost index decreased with 30-70 % with urine separation and 70-90 % with black water separation compared to corresponding conventional scenario regardless of degree of new connections and contiguous adjustment of control parameters. Total production of sewage sludge decreased with 5-20 % with urine separation and with 50-60 % with black water separation. Total methane production decreased with 0-20 % with urine separation and with 60-70 % with black water separation. The total GHG emissions from the simulated WWTP was dominated by uncertain N₂O emissions from the activated sludge process for all scenarios. Also emissions of N₂O due to sludge management were uncertain. Since the production of N₂O varied heavily depending on the adjusted control parameters no certain conclusions could be drawn regarding the impact of source separation on these emissions. Other greenhouse gas emissions, such as carbon dioxide emissions due to use of energy, production and degradation of external carbon source were decreased in the source separated scenarios compared to conventional scenarios. The simulated results also showed that a lower temperature of the wastewater led to a decrease in nitrogen removal and an increase in use of energy for all scenarios at 30 % increased influent load compared to a wastewater of average yearly temperature.

The results confirmed some of the previously stated advantages of source separated wastewater and thus contributed to increased probability of these advantages. However, further studies are needed to obtain more certain results regarding N₂O emissions from wastewater treatment plants when source separated wastewater is implemented.

Keywords: source separated collection systems, GHG emissions, energy, resources, simulation

*Department of Information Technology, Uppsala University, Box 337,
SE 751 05 Uppsala*

Förord

Det här examensarbetet, på 30 högskolepoäng, är det avslutande momentet på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet.Handledare för arbetet var Håkan Jönsson på institutionen för energi och teknik, kretsloppsteknik vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Ämnesgranskare var Bengt Carlsson på institutionen för informationsteknologi vid Uppsala universitet. Tack riktas även till Magnus Arnell och Ulf Jeppson.

Martin Guné

Uppsala, juni 2015

Copyright © Martin Guné och Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet.
UPTEC W 15 037, ISSN 1401-5765

Digitalt publicerad vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2015

Populärvetenskaplig sammanfattning

Källsorterade systems påverkan på avloppsreningsverk - växthusgaser, energi- och resursanvändning i modellstudie

Martin Guné

Framtida strängare krav på energieffektivisering och utsläpp till vatten och luft från reningsverk kräver nya lösningar. Källsorterade avloppssystem skulle kunna bidra till lösningen då mindre mängder näringsämnen tillförs reningsverket. Detta skulle därmed teoretisk kräva mindre av reningen i verket med avseende på parametrar som elanvändning för luftning och pumpning av aktivslamprocessen, dosering av extern kolkälla m.m. Källsortering av avloppfraktioner har även stora fördelar kretslopps- och resursmässigt då de utsorterade näringsrika avloppfraktionerna skulle kunna användas som gödselmedel och därmed minska behovet av handelsgödsel. Detta har potential för både minskad gödselkostnad och miljöpåverkan. Tidigare studier av hur urinsortering av avlopp påverkar reningsverk indikerar på ökad reningsgrad och minskat behov av kväverningsprocesserna denitrifikation och nitrifikation. Även resurs- och energianvändningen för reningen har visats minska med urinsortering jämfört med konventionellt avlopp. Tidigare studier av hur källsorterade avlopp påverkar reningsverkens utsläpp av växthusgaser är dock ytterst begränsad.

En svårighet med utvärderingen av hur källsorterade avlopp påverkar reningsverk med avseende på växthusgaser, energi- och resursanvändning är den ytterst begränsade vetenskapligt publicerade litteraturen i ämnet. Givet tidigare fördelar med källsortering samt det nuvarande begränsade kunskapsläget finns därför ett intresse av att försöka kvantifiera påverkan på reningsverket när dels urin sorterats ut och dels när urin, fekalier och toalettpapper sorterats ut vid källan. Syftet med detta examensarbete var därför att utvärdera två olika källsorterade systems påverkan på avloppsreningsverk med avseende på växthusgaser, energi- och resursanvändning vid olika stränga utsläppsgränser och för olika temperaturer hos avloppsvattnet. För detta användes simuleringsmodellen BSM2G, kalibrerad för Käppalaverket på Lidingö i Stockholm. Uppgiften genomfördes genom att simulera nio olika scenarion där det befintliga upptagningsområdet utökats, i förhållande till det befintliga, med 3, 10 och 30 % personekvivalenter med antingen konventionellt, urinsortering eller klosettsortering avloppssystem. Utökningen skedde genom modifiering av erhållen inflödesdata till Käppala år 2012. I varje simulering justerades processparametrar som luftning, intercirkulation, koltillsats m.m. för att rena de olika inkommande mängderna kväve till samma utgående mängder av ammonium och totalkväve som för ett referensscenario. På detta sätt motsvarade de ökade nybyggnadsgraderna allt strängare utsläppskrav. De simulerade resultaten utvärderades med avseende på växthusgaser, energi- och resursanvändning. Dessa resultat jämfördes sedan mellan de konventionella samt de källsorterade scenariona. Även temperaturens påverkan på kväverningen och energianvändningen undersöktes.

Simuleringsresultaten visade att totala energianvändningen (främst luftningsenergin) minskade med 25-60 % med urinsortering och med 50-90 % med klosettsortering jämfört med motsvarande konventionellt scenario oavsett nybyggnadsgrad med efterföljande reglerinställning. Resursanvändningen visade samma tendens då totalt driftskostnadsindex minskade med 30-70 % med urinsortering och med 70-90 % med klosettsortering jämfört med motsvarande konventionellt scenario oavsett nybyggnadsgrad med efterföljande reglerinställning. Totala slamproduktionen minskade med 5-20 % med urinsortering och med 50-60 % med klosettsortering jämfört med motsvarande konventionellt scenario oavsett

nybyggnadsgrad med efterföljande reglerinställning. Simuleringarna visade även att reningsverkets totala metanproduktion minskade med 0-20 % med urinsortering och med 60-70 % med klosettsortering jämfört med motsvarande konventionellt scenario oavsett nybyggnadsgrad med efterföljande reglerinställning. Reningsverkets totala växthusgasutsläpp dominerades av osäkra lustgasemissioner från aktivslamprocessen för samtliga scenarion. Även lustgasutsläppen från slamlagringen var osäkra jämfört med uppmätta värden. Lustgasproduktionen varierade kraftigt med ändrad reglerinställning och säkra slutsatser kunde därför ej dras för hur källsortering påverkade dessa utsläpp. Övriga växthusgasutsläpp som koldioxidutsläpp från energianvändningen, från produktion och från nedbrytning av extern kolkälla var rimliga men var marginella i jämförelse de osäkra lustgasutsläppen. Simuleringsresultaten visade även att ett kallt avloppsvatten gav sämre kväverening samt högre energianvändning för samtliga scenarion vid 30 % nybyggnad jämfört med ett avloppsvatten med årsmedeltemperatur. Studien konstaterade att vid lägre temperatur hos avloppsvattnet försämrade reningskapaciteten med den inställda regleringen och därmed krävdes mer el för luftning och pumpning jämfört med en period med årsmedeltemperatur på avloppsvattnet. Den inställda regleringen kunde alltså inte kompensera för temperaturvariationer hos avloppsvattnet.

Tydligast resultat ur studien var att reningsverkets energi- och resursanvändning kunde minskas med ca 25-70 % med urinsortering och med 50-90 % med klosettsortering jämfört med motsvarande konventionellt avlopp. Resultatet var relativt oberoende av nybyggnadsgrad och av hur det simulerade verket styrdes. Urin- och klosettsortering av avloppsvatten har därmed, förutom tidigare studiers miljöfördelar, även potential för minskade driftskostnader och kan bidra till en lösning på framtida hårdare renings- och energieffektiviseringskrav på avloppsreningsverk. Gällande de källsorterande avloppssystemens påverkan på avloppsreningsverks växthusgasutsläpp behövs vidare kvantitativa studier.

Förkortningar

AOB – ammoniumoxiderande bakterier

ASP – aktivslamprocess

BDT – bad-, disk och tvättvatten

BOD – biochemical oxygen demand, mått på mängden biologiskt nedbrytbar substans i vatten

BOD₅ – biokemisk syreförbrukning under 5 dagar (mg O₂/l, 5d)

BOD₇ – biokemisk syreförbrukning under 7 dagar (mg O₂/l, 7d)

COD – chemical oxygen demand, mått på fullständig kemisk nedbrytning av organiskt material i vatten (mg O₂/l)

KjelN – Kjeldahlkväve

h - timme

HRT – hydraulic retention time, hydraulisk uppehållstid

NOB – nitritoxiderande bakterier

Q_i - inflöde

Q_{int} – internrecirkulation

Q_r – returslamflöde

Q_w - överskottslamflöde

SNH_{5ref} – ammoniumbörvärde

SO – soluble oxygen, löst syre

SRT – sludge retention time, aerob slamålder

TS – torrs substans

VS - våtsubstans

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
1.1 Bakgrund	1
1.2 Syfte och mål	1
1.3 Avgränsning	1
2. TIDIGARE STUDIER	2
3. TEORI	3
3.1 Kväverening – nitrifikation och denitrifikation	3
3.2 Uppmätt lustgasproduktion från aktivslamprocessen	4
3.3 Metanproduktion	5
3.4 Benchmark Simulation Model	5
3.4.1 Benchmark Simulation Model no. 1	5
3.4.2 Benchmark Simulation Model no.2	6
3.5 Beskrivning av BSM2G	6
3.6 Beskrivning av Käppala avloppsreningsverk	9
4. METOD	9
4.1 De olika scenarierna	10
4.1.1 Referensscenario (Ref)	10
4.1.2 Konventionella scenarion (Konv)	11
4.1.3 Urinsortande scenarion (Urin)	11
4.1.4 Klosettavloppsortande scenarion (KL)	11
4.2 Justering av indata	11
4.2.1 Flödesberäkningar	11
4.2.2 Hållberäkningar	13
4.3 Reglering och simuleringar	15
4.4 Utvärdering av resultat	16
4.4.1 Totalt driftskostnadsindex OCI	16
5. RESULTAT	17
5.1 Energi	20
5.2 Resurser	21
5.3 Växthusgasutsläpp	23
5.4 Påverkan av temperatur	25
6. DISKUSSION	28
6.1 Energi	28
6.2 Resurser	30
6.3 Växthusgasutsläpp	31
6.4 Påverkan av temperatur	32
6.6 Felkällor	33
7. SLUTSATSER	34
8. REFERENSER	35
BILAGA A - FÖRKLARING AV ASMN	37
BILAGA B – INDATA	39
BILAGA C – MATLABSCRIPT 1	40
BILAGA D – MATLABSCRIPT 2	45
BILAGA E – MATLABSCRIPT 3	49
BILAGA F – FULLT RESULTAT	54
BILAGA G – LUSTGASKVOTER 1	55
BILAGA H – LUSTGASKVOTER 2	56

1. INLEDNING

1.1 Bakgrund

Avloppssystem med källsortering av urin eller klosettvattnen har enligt många miljösystemanalyser stora fördelar kretslopps- och resursmässigt. Då urin innehåller ca 80 % av totalkvävet och ca 60 % totalfosfor i ett hushålls spillvatten (Jönsson m.fl., 2005) kan både mängden kväve och fosfor in till avloppsreningsverket väsentligt reduceras med ett urinsorterat inflöde. Vid klosettvattnensortering sorteras, förutom urinen, även fekalier och toapapper bort från övrigt avloppsvatten, vilket minskar inkommande belastning av organiskt material till reningsverket. De utsorterade avloppsfraktionerna skulle kunna användas som gödselmedel med potential för minskat behov av handelgödsel (Jönsson m.fl., 2013). Med klosettsortering avloppssystem minskar även utsläppen av hormoner, läkemedelsrester och övergödande ämnen till vatten. Införande av klosettsorteringssystem har även potential för minskade växthusgasutsläpp samt energianvändning. Givet dessa fördelar är det intressant att undersöka hur den minskade belastningen av kväve och organiskt material från källsorterade system påverkar avloppsreningsverket. Vetenskapligt publicerade simuleringsstudier av hur reningsverk påverkas vid införande av källsorterade avlopp (urin- eller klosettvattnensortering, KL-sortering) i delar av eller hela upptagningsområdet finns dock, såvitt känt, endast från ett reningsverk i Holland. Hittills har inga sådana simuleringar utförts med en modell kalibrerad för något svenskt reningsverk. Sedan januari 2015 finns en simuleringsmodell kalibrerad för Käppalaverket på Lidingö, Stockholm. Detta möjliggör simulering av effekterna av källsorterade avlopp i upptagningsområdet på verkets utsläpp av växthusgaser, elförbrukning, tillsats av kolkälla, metan- och slamproduktion samt totalt driftskostnadsindex OCI (Operational Cost Index).

1.2 Syfte och mål

Syftet med studien var att undersöka påverkan på det modellerade reningsverket med avseende på parametrarna el- och kemikalieförbrukning, produktion av metan och slam, utsläpp av växthusgaser samt uppskattad förändring av driftskostnad mätt i OCI när upptagningsområdet utökades med 3, 10 och 30 % personekvivalenter med antingen konventionellt, urinsortering eller KL-sortering avloppssystem. Specifika mål var att:

1. Inflödesdata skulle modifieras för att motsvara en utökning av upptagningsområdet med 3, 10 och 30 % med konventionellt avlopp, urinsortering eller klosettvattnensortering.
2. Upptagningsområdet och reningsverket skulle simuleras med modellen BSM2G Käppala.
3. De specificerade parametrarna skulle analyseras och jämföras mellan de olika avloppssystemen för olika temperaturer på vattnet och för samma utgående belastning till recipient, vilket innebar olika strikta gränser på utsläpp av totalkväve och ammoniumkväve.

1.3 Avgränsning

Då syftet var att studera påverkan på det modellerade avloppreningsverket drogs systemgränsen här. Källsorterade avloppssystem påverkan på växthusgasutsläpp, energi- och resursanvändning utanför verket studerades därför inte.

2. TIDIGARE STUDIER

I ett examensarbete från LTH av Silva (2001) simulerades ett reningsverk med programmet EFOR 2001. Resultaten visade på bättre rening av totalkväve, ammonium och totalfosfor ju högre andel urin som sorterades ut från det inkommande avloppsvattnet. Ur simuleringarna erhöles resultatet att med 100 % ursinsortering minskade utflödande totalkväve med 63 %, fosfor med 33 % och ammonium med 80 % jämfört med ett konventionellt system. Med 80 % urinsortering kunde denitrifikationsbassängen tas bort, med resultat att utgående nitrathalt endast ökade marginellt. Mängden heterotrofa bakterier (denitrifierare) i slammet visades endast beror på inkommande mängd avloppsvatten, medan mängden autotrofa bakterier i slammet även berodde på ammoniumhalten i slammet. När ammoniumhalten minskade, minskade mängden autotrofer (ammonium- och nitritoxiderare) och nitrifikationshastigheten avtog.

Wilsenach (2006), i en simuleringsstudie med ASM2d (Activated Sludge Model no 2d) där påverkan av urinsortering på den biologiska kvävereningen i avloppsreningsverk utvärderades, konstaterade att ökad andel urinsortering gav lägre nitrathalter i utflödet medan ammonium- och fosforhalterna mer eller mindre förblev desamma. Dock visades att halten autotrofa organismer avtog linjärt med ökad urinsorteringsgrad för ett försedimenterat inflöde. Den förbättrade kvaliteten avseende mängden utflödande nitrat var tydligast vid 50-60% urinsortering. Denitrifikationens bidrag till totalkvävereningen avtog exponentiellt med ökad urinsorteringsgrad för ett försedimenterat inflöde om denitrifikationskapaciteten baserades på verklig inkommande kvävebelastning. En lämplig COD/N-kvot för denitrifiering är ca 3,5 (Henze et al., 2002). Enligt Wilsenach (2006) ökar urinsorteringen potentiella reningskapaciteten för ett givet reningsverk med 20 % för obehandlat avloppsvatten och med 60 % för försedimenterat avloppsvatten. Sorteringen möjliggör alltså vid ökad befolkning ökad livslängd hos existerande reningsverk.

I en ytterligare modellstudie (Wilsenach, 2006) studerades effekten av separat sortering och rening av urin på reningen av avloppsvatten genom en integrerad process. Studien konstaterade att om 50 % eller mer av urinen sorterades och renades separat var den mer kompakta och energieffektiva integrerade reningen möjlig. Ju kallare det urinsorterade inflödet var desto högre blev halterna av utgående ammonium och totalkväve. Den viktigaste fördelen med urinsorteringen var resursbesparingen. Med studiens reningskrav och med mer än 60 % urinsortering möjliggjordes nettogenerering av primäre energi. Om framtida hårdare reningskrav ställs är urinsortering, enligt Wilsenach (2006), mer hållbart än tertiär rening.

I ett examensarbete från Chalmers (Jernelid och Karlsson, 1997) konstaterades det att urinsorteringen i ett avloppssystem i Södra Valsång gav en kvävereduktion på 54 % av inkommande totalkväve till reningsverket. Vidare, med sorteringen gav verket en COD-rening på 90 % och en BOD₇-rening på 97 %. Utan urinsortering, dvs. med ett konventionellt system där urin, fekalier och BDT leds tillsammans till reningsverket blev kvävereningen istället 31 % av inkommande totalkväve, COD-reningen 90 % och BOD₇-reningen 94 %. Införande av urinsortering har därmed potential för bättre reningsresultat. Enligt samma studie var totala elanvändningen för driften av det studerade reningsverket störst för ett urinsorterat inflöde (1047 MJ/pe, år), mindre för ett konventionellt inflöde (851,3 MJ/pe, år) och minst för ett klosettavloppsorterat inflöde (845,0 MJ/pe, år).

2.1 Modellerade och verkliga växthusgasutsläpp från avloppsreningsverk

I en studie av Arnell och Jeppson (2012) där BSM2G användes för att utvärdera bl.a. klimatpåverkan från reningsverk konstaterar man att lägre syrehalter i de luftade zonerna medför ofullständig nitrifikation med ackumulering av nitrit vilket kraftigt ökar lustgasproduktionen. Varierande driftförhållanden påverkar lustgasproduktionen betydligt. Ändrad reglering, slamålder, inflödet C/N-kvot, temperatur m.m. är dynamiska parametrar och skattning av lustgasutsläpp baserat på emissionsfaktorer blir därför inte noggrann (Corominas m.fl., 2012).

Tumlin m.fl. (2014) sammanfattade nuvarande kunskapsläge kring uppmätta växthusgasutsläpp från avloppsreningsverk. De konstaterade att lustgasemissioner från den biologiska kvävereningen har uppmätts till mellan 0,04 och 6,1 % av inkommande mängd totalkväve (STOWA, 2010). Metanemissionerna från slamlagring påverkas av mängden nedbrytbart organiskt material, temperatur och tid. För lagringstemperatur på 15 °C ges metangasutsläppet till 0,0007 Nm³/(ton VS, h) (Gabriel m.fl., 2003). Gällande lustgasemissioner från slamlagring anger Willén m.fl. (2011) ett värde på 0,4 kg N₂O-N/ton TS slam som lagrats utan täckning i ett år. Utsläppen av lustgaskväve anges till 1,1 % av det totala kväveinnehållet i slammet.

3. TEORI

3.1 Kväverening – nitrifikation och denitrifikation

Dagens vanligaste kvävereningsteknik i reningsverk är den så kallade aktiva slamprocessen med biologisk kvävereduktion (Svenskt Vatten, 2010). Den bygger på att inkommande kväve omvandlas till olika kväveformer genom främst två mikrobiella processer, nämligen nitrifikation och denitrifikation. Nitrifikationen delas in i två steg.

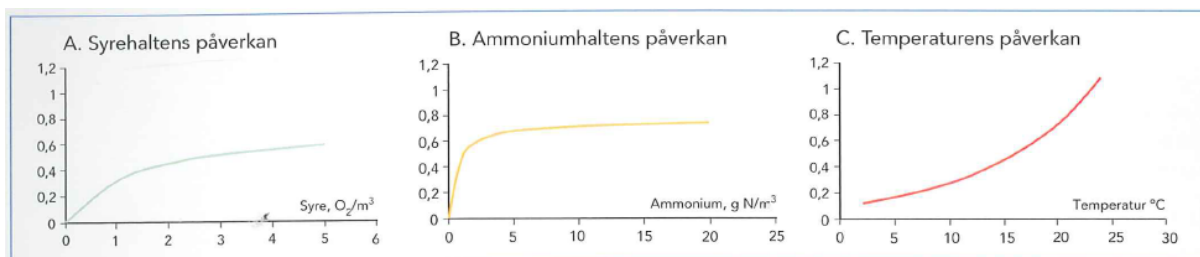
I första steget oxideras ammonium till nitrit av ammoniumoxiderande bakterier:



I andra steget oxiderar nitritoxiderande bakterier nitrit till nitrat enligt:



I båda stegen använder nitrifierarna syre för att oxidera ammonium respektive nitrit. För att nitrifikation ska ske krävs därför strikt aerob miljö. Nitrifierarna utvinnet energi ur oxidationen av ammonium och nitrit. Energin används för att bygga upp cellen med kol från luftens koldioxid. Nitriferare är autotrofer, vilket innebär att de skapar sin egen näring genom oxidation av oorganiska ämnen. Då det är energikrävande att producera egen näring och att fixera kol ur luftens koldioxid blir en relativt liten del av energin över för tillväxt med följd att de växer långsamt. Tillväxthastigheten ökar med högre halt syre och/eller ammonium och högre temperatur (figur 1). Nitrifikationshastigheten begränsas normalt av det första steget, oxidationen av ammonium (Svenskt Vatten, 2010). När det gäller styrning av aktivslamprocessen är dock slamåldern den mest kritiska faktorn för att ammoniumoxiderarna ska hinna tillväxa i slammet. Den får inte vara mindre än tillväxthastigheten (Carlsson, 2010). Även vattnets aeroba uppehållstid och nitrifikationshastigheten påverkar nitrifikationsgraden dvs. hur mycket ammonium som omvandlas till nitrat (Carlsson, pers.medd.)



Figur 1. Tillväxt av nitrifierare (1/d) beroende av syrehalt (vid 20 °C), ammoniumhalt (vid 20 °C) samt temperatur (Svenskt Vatten, 2010, med tillstånd).

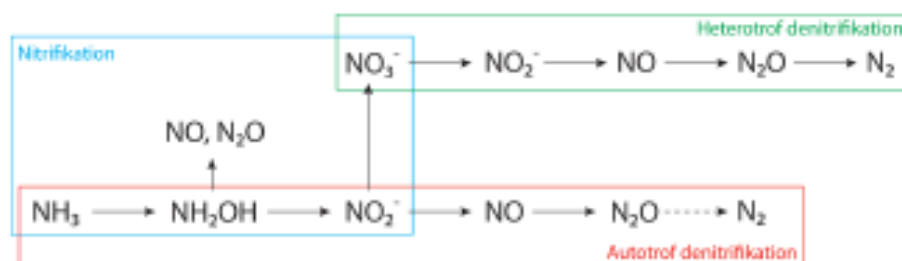
Den andra huvudsakliga mikrobiella processen i kvävereningen är denitrifikation, som innebär att denitrifierande bakterier reducerar nitrat till kvävgas enligt:



De flesta denitrifierande bakterier är fakultativt aeroba och för att de ska respirera med nitrat krävs syrefri (anoxisk) miljö. Denitrifierarna är heterotrofa, vilket innebär att de flesta behöver konsumera organiska ämnen för att få energi. De tillväxer snabbt och tillväxthastigheten främjas av hög halt av lättnedbrytbara organiska ämnen (kolkälla), god tillgång till nitrat och hög temperatur. Styrning av denitrifikationen i en aktivslamprocess blir aktuell först när nitrifikationen fungerar bra. Denitrifikationsgraden beror på den anoxiska (oluftade) uppehållstiden och denitrifikationshastigheten (Carlsson, 2010).

3.2 Uppmätt lustgasproduktion från aktivslamprocessen

I en litteraturgenomgång av Arnell (2013) sammanfattas rådande kunskapsläge kring uppmätta lustgasemissioner från avlopprensningens biologiska kväverening. Produktionsvägarna för lustgas är via nitrifikation samt både via heterotrof och autotrof denitrifikation (figur 2). Enligt genomgången är lustgasproduktionen störst i nitrifikationssteget. Hög halt av ammonium och ackumulering av nitrit är parametrar som visats ge ökade utsläpp av lustgas.



Figur 2. Produktionsvägar för lustgas (Arnell, 2013, med tillstånd).

3.3 Metanproduktion

Metan produceras av mikroorganismer vid rötning av organiskt material i anaerob miljö. Metanproduktionen beror bl.a. av mängden organiskt material, dess sammansättning och nedbrytbarhet (Carlsson, 2009). Substratets C/N-kvot är viktig för rötningen. För låg kvot ($<10-15$) kan verka toxiskt då ammoniakhalten under nedbrytningen blir för hög, medan en för C/N-kvot (>30) riskerar leda till kvävebrist och försämrad nedbrytning. Ett lämpligt värde på C/N-kvoten är mellan 15 och 30 (Nordberg, 2006).

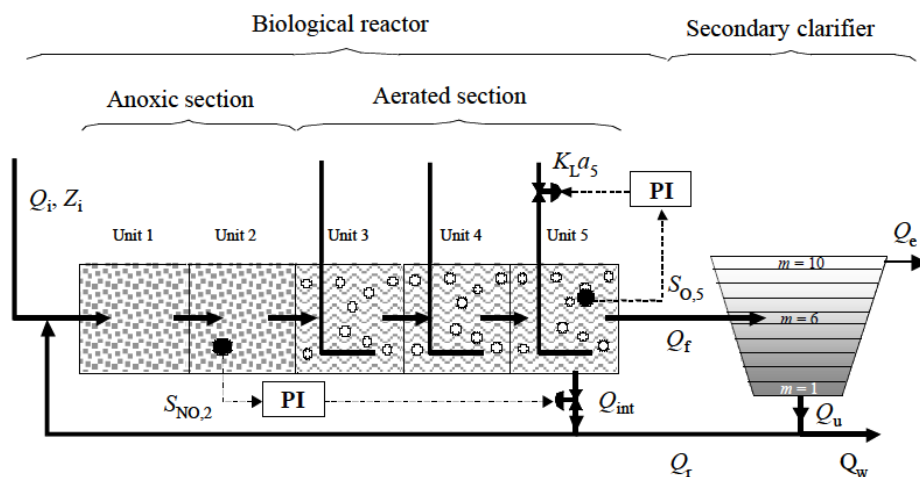
Även slammets uppehållstid i rötkammaren, temperatur, pH, närvaro av näringsämnen samt inhiberande ämnen påverkar metanproduktionen (Carlsson, 2009).

3.4 Benchmark Simulation Model

Benchmark Simulation Model (BSM) är en simuleringsmodell av ett standardiserat avloppsreningsverk. Modellen utvecklades för utvärdering och jämförelse av olika reglerstrategier.

3.4.1 Benchmark Simulation Model no. 1

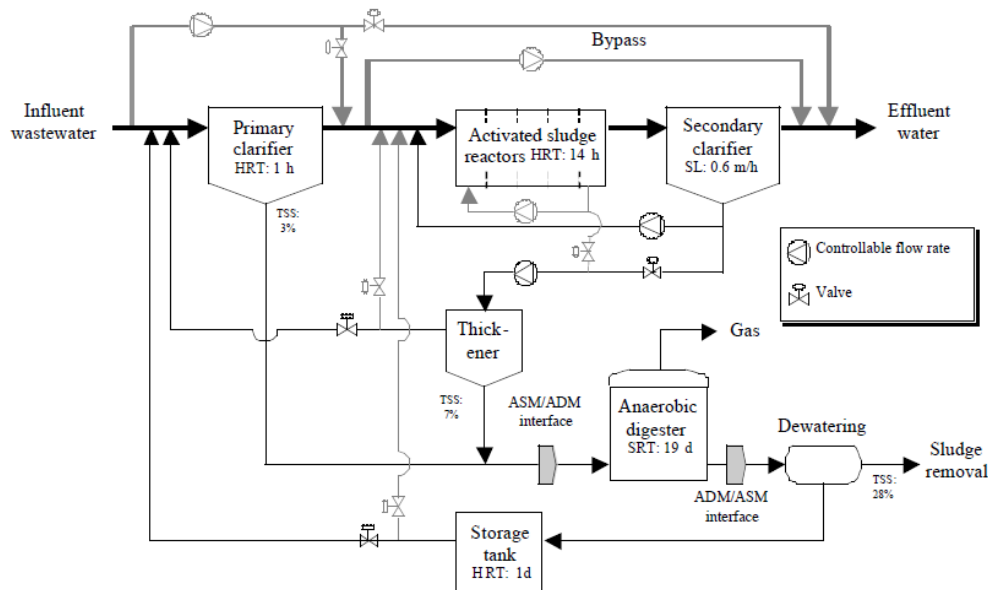
BSM1 beskriver en aktivslamreaktor bestående av två anoxiska bassänger och tre aeroba bassänger (figur 2). Denna kombination av nitrifikation och fördenitrifikation är vanligt förekommande vid biologisk kväverening på fullskaliga reningsverk. Efter aktivslamprocessen följer eftersedimentering (Alex m.fl., 2008).



Figur 2. Översikt bild av BSM1 med fem aktivslamzoner och efterföljande sedimentering. Internrecirkulationsflödet (Q_{int}) återför vatten från sista luftade zonen åter till första zonen efter blandning med returslamflödet (Q_r) och inflödet (Q_i). Uttag av överskottsslamflöde (Q_w) styr slamhalten i aktivslamsteget då slam tas ur processen och skickas till slambehandling. (Alex m.fl., 2008, med tillstånd).

3.4.2 Benchmark Simulation Model no.2

I BSM2 ingår den aktiva slamprocessen (biologiska reningen av BOD och kväve) och eftersedimenteringen från BSM1. BSM2 innehåller dessutom: försedimentering, förtjockare för slammet från eftersedimenteringen, rötkammare för slammet från försedimenteringen och för det förtjockade slammet från eftersedimenteringen, avvattningsmaskin samt en tank för slamlagring (figur 3). Dekantatet från förtjockaren och rejektvattnet från avvattnaren recirkuleras till inflödet till försedimenteringen. Ställdon som ventiler, luftning, pumpar m.m. modelleras också (Alex m.fl., 2008).



Figur 3. Översiktlig bild av BSM2 med försedimentering, aktivslamsteg, eftersedimentering, förtjockare, rötkammare, avvattnare och slamlagring (Alex m.fl., 2008, med tillstånd).

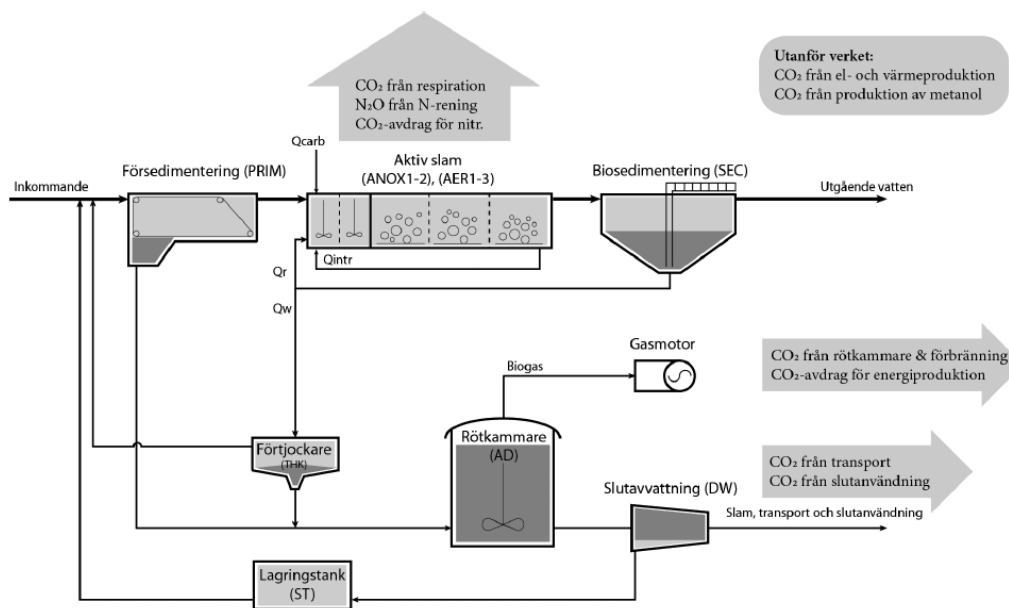
Både BSM1 och BSM2 bygger på ASM1 (Activated Sludge Model no.1), en matematisk modell för den aktiva slamprocessen. Modellen använder sig av olika matematiska samband för att beskriva de biologiska processer som sker i det biologiska reningssteget i ett reningsverk. ASM1 definierar åtta grundläggande processer för hur de autotrofa och heterotrofa bakterierna förökar sig och dör samt hur substrat (organiskt material) och olika kväveformer omvandlas.

I BSM2 ingår modellering av rötkammaren med modellen ADM1 (Anaerobic Digestion Model no1). Den har temperaturberoende parametrar och beskriver processhastigheter, inhibering, vätskefas, gasfas m.m. för hydrolys och upptag av lipider, proteiner, kolhydrater och organiska syror i rötningsprocessen och produktionen av metan och koldioxid.

3.5 Beskrivning av BSM2G

Benchmark Simulation Model 2 Greenhouse Gas (BSM2G) är en vidareutveckling av BSM2 som även innehåller modeller och utvärderingsmetoder för växthusgasutsläpp som koldioxid, metan och lustgas (figur 4). För underlättad jämförelse konverteras utsläppen till CO₂-ekvivalenter. Växthusgasemissionerna kan delas in i fem kategorier:

1. Direkta utsläpp från aktivslamprocessen – koldioxidproduktion från mikroorganismernas respiration samt oxidation av BOD. Produktion av lustgas från kvävereningen beräknad med hjälp av tre modeller, Mampeay m.fl. (2013), Hiatt och Grady (2008) samt Briddle m.fl. (2008). Mampey m.fl. (2013) beskriver dynamisk lustgasproduktion från autotrof denitrifikation, medan Hiatt och Grady (2008) beskriver dynamisk lustgasproduktion från heterotrof denitrifikation. Briddle m.fl. (2008) skattar lustgasproduktionen från försedimentering med hjälp av statistiska emissionsfaktorer. Även koldioxidavdrag från nitrifikationen beaktas.
2. Utsläpp från slambehandling – koldioxidproduktion (biogas) från röt-kammare och vid förbränning av biogas. I detta arbete räknas denna koldioxid som biogen och anses alltså inte med som växthusgas.
3. Koldioxidutsläpp från produktionen av den energi som behöver köpas utifrån, beräknad som nettobehovet av energi dvs. skillnaden mellan energiproduktion (gasmotor) och energianvändning (luftning, pumpning, blandning och uppvärmning) internt i reningsverket. Värdet 0,429 kg CO₂/kWh används för extern energiproduktion.
4. Utsläpp från kemikalier – växthusgasproduktion från tillverkning av kolkälla, oftast metanol.
5. Utsläpp från transport och avsättning av slam – koldioxidproduktion vid transport och vid nedbrytning av resterande organiskt material vid avsättningsplatsen. Denna koldioxid släpps inte ut själva av reningsverket. Den ligger därför utanför systemgränsen för detta arbete och räknas därför inte med.



Figur 4. Översikt av BSM2G med beskrivning av beräknade växthusgasutsläpp (Arnell och Jeppson, 2012, med tillstånd).

Modellen täcker dock inte in:

- i) Metanavgång vid inloppet till reningsverket
- ii) Metanproduktion i försedimenteringen och förtjockaren

- iii) Diffus metanproduktion vid slambehandling (slamlager, avvattning, rötkammare, m.m.)
- iv) Produktion av lustgas vid separat rejektivattenrening
- v) Metan- och lustgasproduktion vid slamavsättning

Den tidigare aktivslammodellen ASM1 har i BSM2G utvecklats till ASMN (Activated Sludge Model for Nitrogen) som nu beskriver den biologiska kvävereningen bättre (Arnell och Jeppson, 2012). ASMN innefattar två nitrifierande populationer – ammoniumoxiderande bakterier (AOB) och nitritoxiderande bakterier (NOB). Populationerna använder ammonium respektive nitrit som substrat. Modellen beskriver även fyrstegsdenitrifikation (nitrat till kvävgas via nitrit och lustgas). För fullständig processbeskrivning av ASMN se bilaga A.

Inflödande avloppsvatten till BSM2G specificeras av 27 stycken variabler som beskriver dess sammansättning av olika former av organiskt substrat, kväve, biomassa m.m. (tabell 1).

Tabell 1. Simuleringsvariabler i BSM2G

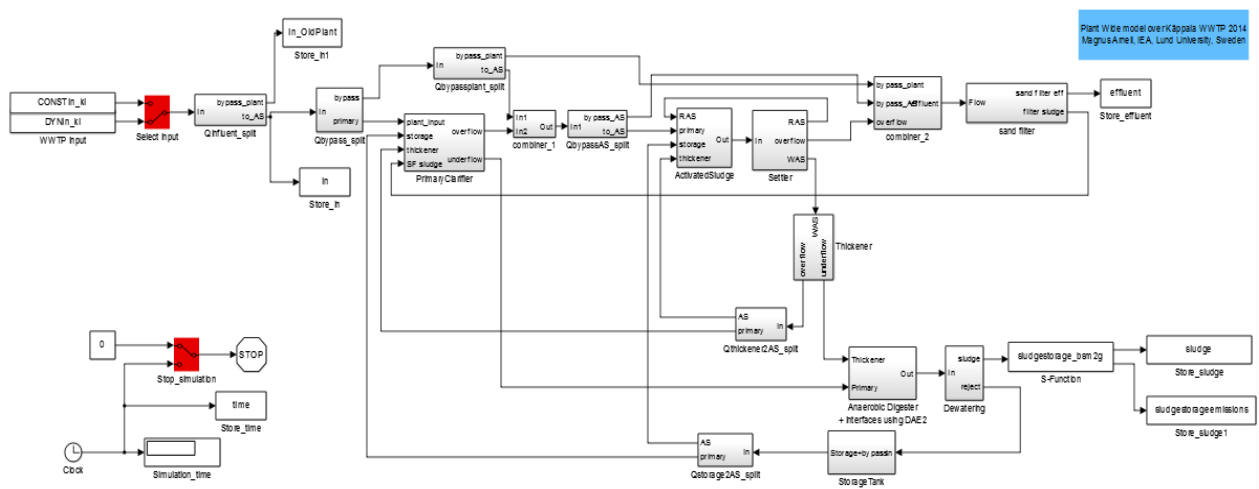
Kolumn	Variabel (enhet)	Definition
1	T (d)	Tid
2	Si (g COD/m ³)	Inert lösligt organiskt substrat
3	Ss (g COD/m ³)	Lättnedbrytbart organiskt substrat
4	Xi (g COD/m ³)	Inert partikulärt organiskt substrat
5	Xs (g COD/m ³)	Svårnedbrytbart organiskt substrat
6	Xbh (g COD/m ³)	Heterotrof biomassa
7	Xba1 (g COD/m ³)	Autotrof biomassa, ammoniumoxiderare
8	Xp (g COD/m ³)	Inerta partikulära produkter ur nedbrytning av biomassa
9	So (g COD/m ³)	Löst syre
10	Sno3 (g N/m ³)	Nitratkväve
11	Snh (g N/m ³)	Ammonium- och ammoniakkväve
12	Snd (g N/m ³)	Lösligt organiskt kväve associerat med Ss
13	Xnd (g N/m ³)	Partikulärt organiskt kväve associerat med XS
14	Salk (alkalinitet)	Alkalinitet
15	TSS (g SS/m ³)	Total suspenderad substans
16	Qi (m ³ /d)	Ingående flöde
17	Temp (°C)	Temperatur
18	Sno2 (mg N/m ³)	Nitritkväve
19	Sno (mg N/m ³)	Kväveoxid
20	Sn2o (mg N/m ³)	Lustgas
21	Sn2 (mg N/m ³)	Kvävgas
22	Xba2 (g COD/m ³)	Autotrof biomassa, nitritoxiderare
23	EVE1 (-)	Extravariabel nr 1
24	EVE2 (-)	Extravariabel nr 2
25	EVE3 (-)	Extravariabel nr 3
26	EVE4 (-)	Extravariabel nr 4
27	EVE5 (-)	pH i rötkammaren

3.6 Beskrivning av Käppala avloppsreningsverk

Käppalaverket, lokaliserat på Lidingö i Stockholm, är Sveriges tredje största reningsanläggning och renar avloppsvatten från ca 450 000 personer (Åmand, 2014). Verket rekonstruerades år 1994 till 2000 för att öka kvävereningskapaciteten och volymerna. Nuvarande reningskapacitet är 700 000 personekvivalenter. Den biologiska kväverensvolymen är indelad i elva parallella reningslinjer, sex stycken i den gamla delen och fem i den nya delen.

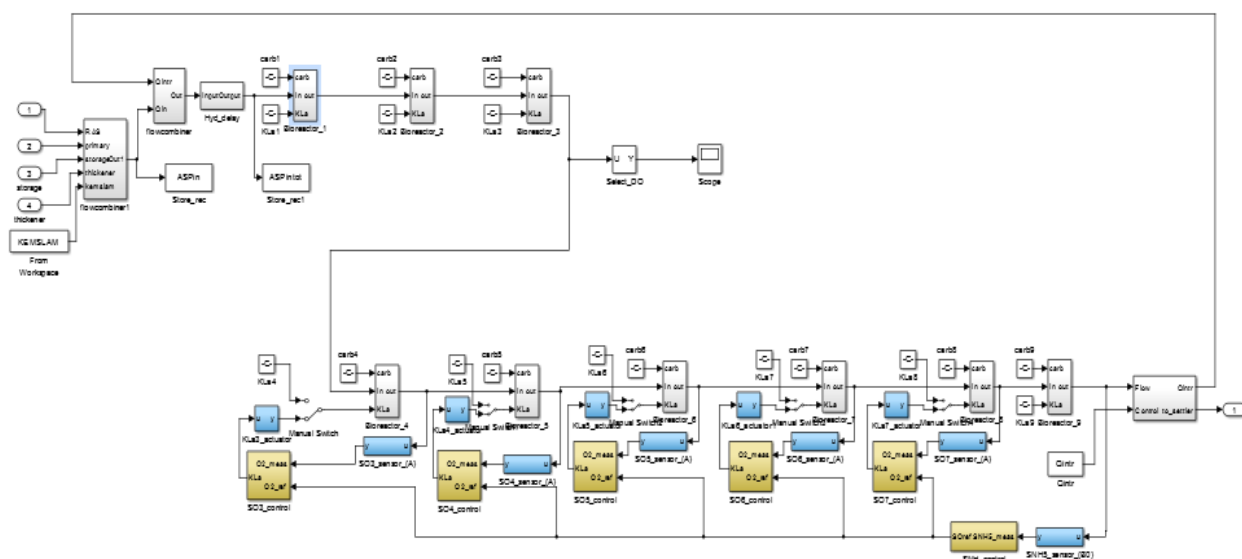
4. METOD

Det främsta verktyget i denna studie var simuleringsmodellen BSM2G-Käppala (figur 6) framtagen i Matlab/Simulink av Magnus Arnell. Modellen bygger på BSM2G (Arnell och Jeppsson, 2012) men är modifierad för att likna Käppalaverket och är även kalibrerad för Käppala. Utöver de modeller som ingår i BSM2G har Käppala-modellen även ett sandfilter och simultanfällning. Modellen beskriver endast ett delflöde, 63 % av totala inflödet (Arnell, pers.medd.) då endast den nybyggda delen med biologisk kväverening har modellerats (linje 7-11).



Figur 6. Översiktlig bild av BSMG Käppala i Simulink.

Processlösningen för aktivslamsteget består av fördenitrifikation med tre oluftade zoner (anoxiska) samt efterföljande nitrifikation för fyra luftade zoner (femte luftad zon kan läggas till i modellen) samt avslutande deoxisk zon (figur 7).



Figur 7. Översiktlig bild av aktivslamprocessen i BSM2G Källpala i Simulink.

Både indata till modellen samt dels själva modellen modifierades. Modifiering av indata skedde för att representera tre olika inflöden (konventionellt, urinsorterat och klosettsorterat) då befintliga upptagningsområdet till verket utökats med tre olika nybyggnadsgrader (3, 10 och 30 % utökad belastning). Inkluderat den befintliga belastningen in till Källpala verket år 2012 erhöles totalt tio olika scenarion/inflöden:

- Referensscenario
- Konventionellt, urinsorterat och klosettsorterat för 3 % nybyggnad
- Konventionellt, urinsorterat och klosettsorterat för 10 % nybyggnad
- Konventionellt, urinsorterat och klosettsorterat för 30 % nybyggnad

Ur simulering för referensscenariot (med grundinställning) dvs. inflödet år 2012 kunde det konstateras att nuvarande belastning in till BSM2G Källpala krävde onödigt mycket av luftningen då medelhalten av syre i de luftade zonerna nådde maxvärdet (3 mg/l) ca halva simuleringstiden. För att samtliga scenarion oavsett nybyggnadsgrad skulle klara sätta utsläppskrav ändrades därför modellen genom att utöka antalet luftade zoner från fyra till fem stycken för samtliga tio scenarion.

4.1 De olika scenariona

4.1.1 Referensscenario (Ref)

Avloppssystemet utgjordes av dagens system med konventionellt avlopp till Källpala, fast med endast 63 % av totala inflödet då endast nya delen av kväveringen modellerades. Inflödesdata från år 2012 i form av en Excel-fil från Magnus Arnell användes.

4.1.2 Konventionella scenarion (Konv)

Nybyggnadskedde genom tillägg av 3,10 eller 30 % personekvivalenter (utöver de redan anslutna) till det befintliga delflödet (63 %) in till reningsverket. För de tre scenarionna 3, 10 respektive 30 % Konv beräknades marginalbelastningarna från ett konventionellt avloppsvatten. Dagvattnet i det nybyggda området antogs hanteras helt separat. För nybyggnaden antogs att lika många personer pendlade in till som ut från området. De nya avloppsledningarna antogs vara helt täta och därmed fria från såväl in- som utläckage.

4.1.3 Urinsortande scenarion (Urin)

Nybyggnadskedde genom tillägg av 3,10 eller 30 % personekvivalenter (utöver de redan anslutna) till det befintliga delflödet (63 %) in till reningsverket. För de tre scenarionna 3, 10 respektive 30 % Urin beräknades marginalbelastningen från ett vattenburet urinsorterat (80 % sortering) avloppsvatten. Gällande dagvattenhaneringen, in- och utpendling av personer samt ledningarnas täthet gjordes samma antaganden som för de konventionella fallen.

4.1.4 Klosettavvattensortande scenarion (KL)

Nybyggnadskedde genom tillägg av 3,10 eller 30 % personekvivalenter (utöver de redan anslutna) till det befintliga delflödet (63 %) in till reningsverket. För de tre scenarionna 3, 10 respektive 30 % KL användes ett klosettavvattensortande vakuumavloppssystem, vilket innebär att det bara är bad-, disk- och tvättvattnet som leds till reningsverket från de tillkommande personekvivalenterna. Gällande dagvattenhaneringen, in- och utpendling av folk samt ledningarnas täthet gjordes samma antaganden som för de konventionella scenarionna.

4.2 Justering av indata

Justering av inflödet till Käppala reningsverk var nödvändig då samtliga nybyggnadsscenarion leder till ökat flöde av näringsämnen, andra föroreningar och vatten till det modellerade verket. För att behålla inflödets tidsmässiga variation över dygnet och året beräknades det ökade flödet av näringsämnen och vatten för 3, 10 och 30 % nybyggnadi form av omvandlingsfaktorer för de inflödesvariabler som definierats i inflödesfilen till Käppala år 2012 (tabell 1). De beräknade omvandlingsfaktorerna ges senare i detta kapitel.

4.2.1 Flödesberäkningar

De nyinstallerade konventionella toaletterna antogs vara s.k. 2/4 toaletter dvs. att en stor spolning (för fekalier) använder 4 l och en liten spolning (för urin) använder 2 l. Liten spolning med urinsortande toalett antogs använda 0,5 l spolvatten där 0,2 l antogs hamna i uppsamlingsssystemet för urin medan 0,3 l flödade via fekalskålen in i det konventionella ledningsnätet (Jönsson, pers medd.). Beräkningen för totalt tillkommande spolvattenflöde för konventionell, urinsortande samt klosettsortande toalett till modellerade reningsverket ges i tabell 2.

Tabell 2. Beräkning av total volym toalettavloppsvatten till avloppsreningsverket (ARV) per person och dygn vid nybyggnad

Typ av toalett och system	Spolvatten till ARV (l/spolning)	Antal spolningar (st/pe, d) ^a	Totalt spolvatten till ARV (l/pe, d)
<i>Konventionell vattentoalett</i>			
Urin	2	3,15	
Fekalier	4	5,75	
Urin+fekalier			29,3
<i>Urinsortande vattentoalett</i>			
Urin	0,3	3,15	
Fekalier	4	5,75	
Urin+fekalier			23,945
<i>Klosettsortande vakuumtoalett</i>			
Urin	0	3,15	
Fekalier	0	5,75	
Urin+fekalier			0

a) Jönsson m.fl. 2005

Utsorteringsgraden på de nyinstallerade urinsortande toaletterna antogs vara 80 % och för vakuumtoaletterna antogs utsorteringsgraden vara 100 % för urin, fekalier och toapapper (Jönsson m.fl., 2013). Vidare antogs mängden BDT-vatten vara 130 l/pe, d, då BDT-vatten från såväl boende i området som inpendlande personer inkluderats. Det befintliga delflödet (63 % av totalflödet) till modellerade Käppala för år 2012 motsvarade 427 000 pe anslutna. Tabell 3 visar hur flödesberäkningarna gjorts för de olika avloppssystemen.

Tabell 3. Beräkning av tillkommande antal anslutna personekvivalenter och flöde till det modellerade reningsverket vid nybyggnad enligt de olika scenariona.

Scenario	Antal personer (pe)	Sorterings- grad (%)	Spol- vatten (l/pe, d)	H ₂ O i urin, fekalier, papper (l/pe, d)	BDT- mängd total (l/pe, d)	Flöde (m ³ /d)	% av medel- flöde hos Ref
3% Konv	12810	0	29,3	1,6	130	1676	1,76
3% Urin	12810	80	23,945	0,408	130	1592	1,67
3% KL	12810	100	0	0	130	1281	1,34
10% Konv	42700	0	29,3	1,6	130	5589	5,86
10% Urin	42700	80	23,945	0,408	130	5309	5,57
10% KL	42700	100	0	0	130	4270	4,48
30% Konv	128100	0	29,3	1,6	130	16767	17,58
30% Urin	128100	80	23,945	0,408	130	15929	16,71
30% KL	128100	100	0	0	130	12810	13,43

4.2.2 Haltberäkningar

De inflödesvariabler som var skilda från noll i inflödesfilen antogs påverkas av en nybyggnad och justerades därför. Dessa variabler var: Si (inert lösligt organiskt substrat), Ss (lättnedbrytbart organiskt substrat), Xi (inert partikulärt organiskt substrat), Xs (svårnedbrytbart organiskt substrat), Xbh (hetrotrof biomassa), Snh (ammonium- och ammoniakkväve), Snd (lösligt organiskt kväve associerat med Ss), Xnd (partikulärt organiskt kväve associerat med Xs), TSS (total suspenderad substans) och Qi (ingående flöde).

Då medelvärdet av So (halten löst syre) från 2012 års inflöde till Käppala var noll justerades inte denna variabel vid nybyggnad. I inflödesfilen var Xba1 (halt autotrof biomassa) noll och justerades därför inte heller vid nybyggnad. Även Xp (halt inerta partikulära produkter från nedbrytning av biomassa) och Sno (halt nitrat- och nitritkväve) var initialt noll och ändrades därför inte. Salk (alkalinitet) och T (temperatur) justerades inte då det antogs att de var samma innan som efter nybyggnad.

För beräkning av nödvändig justering av inflödesvariablerna på grund av tillkommande fraktioner urin, fekalier, toapapper och BDT-vatten vid nybyggnad användes data från Jönsson m.fl. (2005) (tabell 4).

Tabell 4. Flöden av olika avloppsfraktioner, kvantifierade med olika URWARE-variabler (Jönsson m.fl., 2005) och deras motsvarande BSM2-variabler.

BSM2-variabel	Motsvarande variabel (Jönsson m.fl., 2005)	Urin (g/pe, d)	Fekalier+toapapper (g/pe, d)	BDT total (g/pe,d)
Si	CODsol,in	0,67	0,4	1,3
Ss	CODsol,bio	7,23	5,2	24,7
Xi	CODpart,in	0,14	11,3	9,0
Xs	CODpart,bio	0,46	47,2	27,4
Xbh	-	-	-	-
Snh	NNH3/NNH4	10,3	0,3	0,25
Snd	Nsol,org	0,6	0,45	0,47
Xnd	Npart,org	0,1	0,75	0,8
TSS	TSS	0,76	48	17,6

Tillkommande flöden av varje inflödesvariabel (q) för samtliga nybyggnadsgrader och scenario beräknades enligt:

$$q = p1 \cdot (q(urin) + q(fek, papp) + q(BDT)) \quad (4)$$

p1= antal pe för 3, 10 och 30 % nybyggnad med Konv, Urin och KL

q(urin)= flödet av parametern utsöndrad med urin i g/pe, d

q(fek,papp)= flödet av parametern utsöndrad med fekalier med tillhörande toapapper i g/pe, d

$q(\text{BDT})$ = flödet av parametern med BDT-vattnet i g/pe, d

För konventionell nybyggnad antogs att samtliga fraktioner i tabell 4 tillfördes avloppet till reningsverket. För urinsorterande nybyggnad antogs att 80 % av urinen sorterades bort från avloppet till reningsverket. För klosettsorterande nybyggnad antogs att 100 % av urin, fekalier och toapapper sorterades bort (tabell 3). Med tillkommande flöde av varje inflödesvariabel (q) för varje scenario samt tillkommande avloppsvattenflöde (Q) för varje scenario beräknades de nya halterna för varje inflödesvariabel för det totala avloppet (Ref + tillkommande flöde från nybyggnad) till reningsverket enligt:

$$C_{tot} = \frac{q_1 + q_0}{Q_1 + Q_0} \quad (5)$$

C_{tot} = ny halt för varje inflödesvariabel för totala systemet (Ref+Konv/Urin/KL)

q_1 = flödet av vald inflödesvariabel i g/d för den nybyggda systemdelen (Konv, Urin och KL)

q_0 = medelflödet av vald inflödesvariabel i g/d för referenssystemet (Ref)

Q_1 = avloppsvattenflödet i m³/d från den nybyggda systemdelen (Konv, Urin och KL)

Q_0 = avloppsvattenflödet i m³/d från referenssystemet (Ref)

För beräkning av omvandlingsfaktorn för variabeln X_{bh} (heterotrof biomassa/bakterier) användes ett förhållande på 1:0,31 för mängden heterotrofer mellan konventionellt avlopp och ett BDT-avlopp. Denna faktor användes för beräkningen av halt X_{bh} för totala systemet. Urin och toapapper antogs inte innehålla några heterotrofa bakterier (Jönsson, pers. medd.). Halten för X_{bh} i g/m³ kunde sedan beräknas för totala systemet (Ref + nybyggnad) enligt:

$$C_{tot, xbh} = \frac{q_0}{p_0} \cdot \frac{(faktor \cdot p_1) + p_0}{Q_1 + Q_0} \quad (6)$$

q_0 = medelflödet för X_{bh} i g/d för referenssystemet

p_0 = antal anslutna personer till Käppala i pe för referenssystemet

p_1 = antal anslutna pe till den nybyggda systemdelen (Konv, Urin och KL)

Q_0 = medelavloppsvattenflödet i m³/d för referenssystemet (Ref)

Q_1 = avloppsvattenflödet i m³/d för den nybyggda systemdelen (Konv, Urin och KL)

Ur beräknade totala halter för alla valda variabler kunde en omvandlingsfaktor för respektive variabel beräknas enligt:

$$faktor = \frac{C_{tot}}{C_0} \quad (7)$$

C_{tot} = halten för varje variabel i g/m³ för totala systemet (Ref+nybyggnad)

C_0 = medelhalten för varje variabel i g/m³ för Ref

Sammanställda omvandlingsfaktorer visas i tabell 5.

Tabell 5. Omvandlingsfaktorer för justerade variabler i inflödet för samtliga system vid tre olika nybyggnadsgrader

Scenario	Variabel									
	Si	Ss	Xi	Xs	Xbh	Snh	Snd	Xnd	TSS	Qi
Ref	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
3 % Konv	0,995	1,023	1,011	1,012	1,008	1,023	1,081	1,001	1,016	1,022
3 % Urin	0,992	1,017	1,011	1,013	1,009	0,990	1,050	1,001	1,016	1,021
3 % KL	0,992	1,012	0,997	0,995	0,992	0,984	1,015	0,997	0,997	1,017
10 % Konv	0,984	1,074	1,034	1,038	1,026	1,073	1,257	1,003	1,050	1,072
10 % Urin	0,975	1,054	1,037	1,040	1,029	0,969	1,158	1,003	1,052	1,069
10 % KL	0,973	1,040	0,990	0,984	0,974	0,948	1,047	0,980	0,990	1,058
30 % Konv	0,957	1,194	1,091	1,100	1,069	1,193	1,679	1,008	1,132	1,216
30 % Urin	0,933	1,145	1,097	1,107	1,077	0,918	1,419	1,007	1,139	1,207
30 % KL	0,928	1,108	0,974	0,956	0,93	0,860	1,126	0,945	0,974	1,175

4.3 Reglering och simuleringar

För att nybyggnaden inte skulle ske på bekostnad av vattenmiljön var målet att de flödesproportionella dygnsmedelvärdena av totalbelastningen av utgående ammonium och av totalkväve i kg N/d (exklusive kväveoxid och lustgas för totalkväve) för nybyggnadscenariona (Konv, Urin och KL) låg inom 2 % av referenssystemets (Ref) utsläpp av samma ämnen. Fyra värdesiffrors noggrannhet användes för att kontrollera detta. Detta innebar att det modellerade reningsverket tvingades till ökad kväverening för varje nybyggnad. Kväveoxid och lustgas räknades inte med i beräkningen av totalkväve då dessa lösta gaser inte mäts i vattenanalys (Jönsson, pers.medd).

För scenariona med 3,10 och 30 % nybyggnadreglerades kvävereningen (dvs. nitrifikationen och denitrifikationen) genom justering av luftning, internrecirkulation av nitratrikt vatten (Qint i figur 2), dosering av kolkälla samt slamålder. Luftningen styrdes genom att justera ett konstant börvärde på utgående ammonium som genom modellens överordnade ammoniumregulator gav ett syrebörvärde till varje luftad bassäng. Internrecirkulationen reglerades genom justering av ett konstant faktor av inflödet. Koldoseringen styrdes genom att ändra konstanta värden på halt och flöde av kolkälla till zon 1 (oluftad), koldoseringen var därmed konstant över hela simuleringsperioden. Då tillsats av extern kolkälla är dyr jämfört med höjd internrecirkulation för nitratreduktion, valdes att först maximera internrecirkulationen för nitratreningen och därefter dosera externt kol, om så behövdes. För vissa simuleringar krävdes dock koltillsats för ”finjustering. Slamåldern ställdes in genom att ändra värde på det konstanta uttaget av överskottsslam. För en så rättvis jämförelse av Konv, Urin och KL:s påverkan på verket som möjligt justerades ammoniumbörvärdet och internrecirkulationen så att nära identiska utsläpp av ammonium och totalkväve (exklusive kväveoxid och lustgas) erhöles mellan nybyggnadsscenarionna.

I enlighet med modellbeskrivningen från Magnus Arnell (pers. medd.) inleddes varje scenario med 200 dagars steady state simulering med konstanta indata. Därefter kördes hela

simuleringar, 609 dagar, med dynamiska indata. Av dessa utgjorde 245 dygn en stabiliseringsperiod. Utvärdering av scenarionna skedde alltså för dygn 245-609, alltså för sammanlagt 365 dygn, ett år.

För att minimera simuleringstiden och underlätta jämförelsen mellan Konv, Urin och KL stängdes mätbrus av i modellen och givare och ställdon sattes som ideala. För att försöka minimera koltillsatsen och istället nyttja internrecirkulationen, Qint, maximalt, höjdes Qint_max från $5 \cdot Q_{in0}$ till $10 \cdot Q_{in0}$. Dock blev den praktiska maximala internrecirkulationen $6,5 \cdot Q_{in0}$ då simuleringen gav felmeddelande för högre värden.

4.4 Utvärdering av resultat

Utvärderingen skedde till största del med hjälp av modellens inbyggda utvärderingsskript (bilaga D). Följande tillägg och ändringar gjordes:

- CO₂-utsläpp från nedbrytning av extern kolkälla lades till då kolkällan är fossil. Enligt Tumlin m.fl. (2014) avgår 1,38 kg CO₂ per 1 kg metanol från nedbrytning av extern kolkälla i form av metanol.
- CO₂-utsläpp från elanvändning specificerades till nordisk elmix för att bättre spegla nordiska förhållanden. Ett värde på 125,5 g CO₂-ekv/kWh användes för detta (Energimyndigheten, 2015).
- CO₂-utsläpp från värmeanvändning specificerades till svensk fjärrvärme för att bättre spegla svenska förhållanden. Värdet 75 g CO₂/kWh användes (Klimatkompassen, 2015).

Följande redovisades inte:

- CO₂-utsläpp från oxidation av BOD samt endogen respiration i aktivslamprocessen (biogen koldioxid)
- N₂O-utsläpp strippad från utflödet (utanför studerade systemgränsen)
- CO₂-utsläpp från slambehandling (biogen koldioxid)
- Växthusgasutsläpp från transport och slutanvändning (utanför systemgränsen)
- N₂O-utsläpp från recipient på grund av utgående belastning (utanför systemgränsen)

4.4.1 Totalt driftskostnadsindex OCI

För att uppskatta driftskostnaden för de olika simulerade scenarionna användes det inbyggda, driftskostnadsindexet OCI (bilaga D). Beräkningen sker enligt:

$$OCI = AE + PE + 3 \cdot SP + 3 \cdot EC + ME - 6 \cdot MET_{\text{prod}} + HE_{\text{net}}$$

där ingående variabler definieras enligt:

AE = elanvändning för luftning (kWh/d)

PE = elanvändning för pumpning (kWh/d)

SP = total slamproduktion (kg SS/d)

EC = tillsats av extern kolkälla (kg COD/d)

ME = elanvändning för blandning (kWh/d)

MET_{prod} = metangasproduktion (kWh/d)

HE_{net} = värmeanvändning för uppvärmning (kWh/d)

5. RESULTAT

Nedan presenteras resultat som simuleringar i BSMG Käppala gett för Ref samt för nio olika scenarion Konv, Urin och KL för 3, 10 respektive 30 % nybyggnad.

Inflödande marginalbelastning av varje justerad variabel minskade med ökad källsorteringsgrad (tabell 9) för samtliga nybyggda scenarion. Med marginalbelastning menas att motsvarande värde för referensscenariot subtraherats från inkommande totalbelastning.

Tabell 9. Årsmedel för marginalbelastning hos inflödet av justerade variabler för samtliga scenarion.

	Ref	3% Konv	3% Urin	3% KL	10% Konv	10% Urin	10% KL	30% Konv	30% Urin	30% KL
Antal pe	4,27· 10 ⁵	1,281 ·10 ⁴	1,281 ·10 ⁴	1,281 ·10 ⁴	4,27· 10 ⁵	4,27· 10 ⁵	1,281 ·10 ⁴	1,281 ·10 ⁵	1,281· 10 ⁵	1,281 ·10 ⁵
Ss-in (kg COD/pe, år)	8,141	12,35	10,41	7,93	12,32	10,32	8,17	12,26	10,37	8,19
Xs-in (kg COD/pe, år)	22,06	25,19	25,20	8,76	24,87	24,65	9,06	24,82	24,72	9,07
Xbh-in (kg COD/pe, år)	3,403	3,423	3,425	1,006	3,399	3,403	1,038	3,402	3,402	1,052
Xba1-in (kg COD/pe, år)	0,597	0,438	0,418	0,338	0,430	0,412	0,346	0,430	0,412	0,348
Snh-in (kg N/pe, år)	2,390	3,625	0,859	0,058	3,591	0,857	0,071	3,590	0,860	0,084
Snd-in (kg N /pe, år)	0,145	0,506	0,348	0,156	0,503	0,344	0,156	0,503	0,344	0,156
Xnd-in (kg N/pe, år)	0,724	0,555	0,531	0,263	0,544	0,515	0,267	0,545	0,520	0,266
TSS-in (kg SS/pe, år)	18,85	24,10	23,46	8,77	23,68	23,49	8,94	23,66	23,55	9,08
KjelN-in (kg N/pe, år)	3,951	5,408	2,446	0,757	5,348	2,426	0,781	5,349	2,432	0,797
totN-in (kg N /pe, år)	3,951	5,408	2,446	0,757	5,348	2,426	0,781	5,349	2,432	0,797
totCOD-in (kg COD /pe, år)	41,85	49,10	46,74	21,34	48,54	46,14	21,98	48,47	46,21	22,08
BOD5-in (kg BOD5/pe, år)	22,02	26,71	25,44	11,65	26,46	25,01	12,03	26,40	25,09	12,06

Marginalhalterna av Ss (lättnedbrytbart organsikt substrat), Xs (svårnedbrytbart organiskt substrat), Snh (ammoniumkväve), Snd (lösligt organiskt kväve associerat med Ss) och Xnd (partikulärt organiskt kväve associerat med Xs) minskade med ökad källsortering och var samma för varje nybyggnadsgrad (tabell 10).

Tabell 10. Marginalhalter hos inflödet för samtliga nybyggnadsscenario. Samma marginalhalter gäller för alla scenarion (3, 10 och 30 %) av samma typ (Konv, Urin, KL)

	Ss (g COD/m3)	Xs (g COD/m3)	Snh (g N/m3)	Snd (g N/m3)	Xnd (g N/m3)
Konv	231	467	67,43	9,45	10,25
Urin	203	484	16,91	6,74	10,17
KL	190	211	1,92	3,62	6,15

Dygnsmedel av totalbelastningen av ammonium och totalkväve (exklusive löst Sno och Sn2o) i utgående vatten för alla scenarion var inom 2 % av referensscenariots medelbelastning av ammonium och totalkväve (tabell 11).

Tabell 11. Utsläpp av ammonium och totalkväve för totalbelastningen för samtliga scenarion

Parameter	Ref	3% Konv	3% Urin	3% KL	10% Konv	10% Urin	10% KL	30% Konv	30% Urin	30% KL
Medelbel. Snh (kg N/d)	155,6	155,8	158,5	158,4	157,3	158,7	157,2	154,0	156,0	157,8
Medelbel. tot-N (kg N/d)	854,8	870,6	870,2	871,3	864,5	870,5	870,8	867,0	865,3	857,2

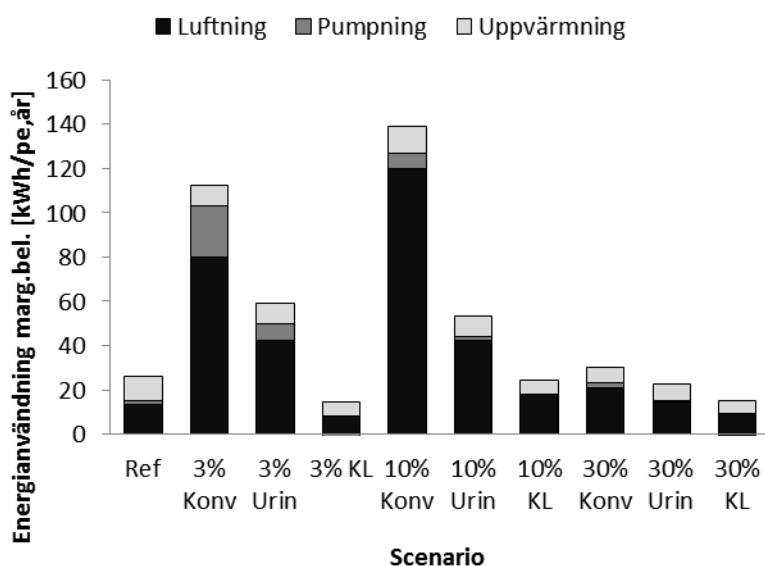
Valda reglerinställningar för att erhålla samma utgående totalbelastning av samtliga scenarion visas i tabell 12.

Tabell 12. Sammanställning över valda reglerinställningar samt resultat för samtliga scenarion

Parameter	Ref	3% Konv	3% Urin	3% KL	10% Konv	10% Urin	10% KL	30% Konv	30% Urin	30% KL
Sim.- dygn	609	609	609	609	609	609	609	609	609	609
Utvärd.- dygn	245- 609	245- 609	245- 609	245- 609	245- 609	245- 609	245- 609	245- 609	245- 609	245- 609
Qint (m ³ /d)	4,3· Qin0	6,5· Qin0	5,0· Qin0	4,0· Qin0	6,5· Qin0	4,8· Qin0	4,3· Qin0	6,5· Qin0	5,1· Qin0	4,3· Qin0
Qr (m ³ /d)	4·10 ⁴	4·10 ⁴	4·10 ⁴	4·10 ⁴	4·10 ⁴	4·10 ⁴	4·10 ⁴	4·10 ⁴	4·10 ⁴	4·10 ⁴
Qw (m ³ /d)	3000	2900	3000	3020	2960	3000	2980	1600	2300	2600
Kolflöde zon1 (m ³ /d)	0	1,55	0,6	0	9,5	3,3	0	10	0	0
SNH- börvärde (mg/l)	1	1	0,77	0,97	0	0,8	1	1,5	1	1
Kolhalt (g COD/l)	400	400	400	400	500	400	400	400	400	400
Medel SO-halt aer.zoner (mg/l)	1,91	2,39	2,86	1,93	4,00	2,66	2,25	1,35	1,84	2,02
SOmin (mg/l)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
SOmax (mg/l)	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4
Medelhalt AOB aer. zoner (g COD/m ³)	85,19	93,99	87,84	84,76	111,6	95,42	87,35	248,6	142,7	108,0
Slamhalt aer. zoner (g SS/m ³)	994	1055	1019	998	1179	1088	1027	1968	1447	1199
SRT (dagar)	9,04	9,19	8,92	8,88	8,77	8,66	8,76	14,4	10,2	9,27

5.1 Energi

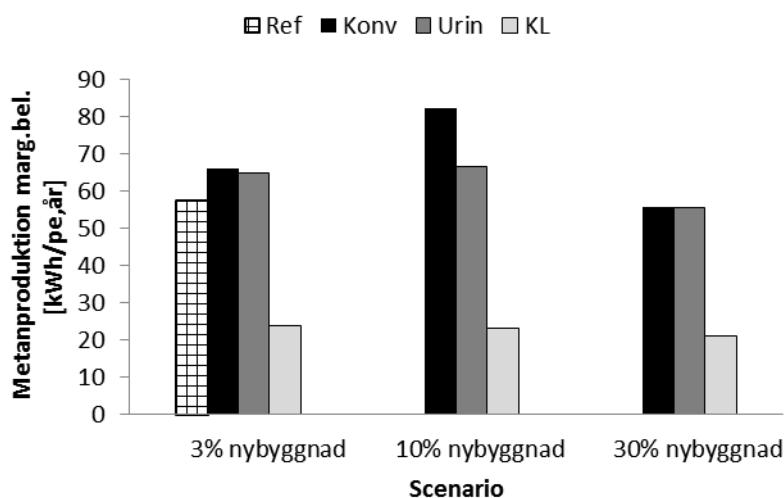
Totala energianvändningen (summan av luftnings-, pumpnings- och uppvärmningsenergi) minskade med ökad källsorteringsgrad och Konv hade således högst total energianvändning, Urin näst högst och KL lägst för alla nybyggnadsgrader (figur 8). Jämförelse mellan Konv och Urin för samtliga nybyggnadsgrader visade att totala energianvändningen minskade med 25-60 % med urinsortering. Samma jämförelse mellan Konv och KL visade att totala energianvändningen minskade med 50-90 % med klosettsortering. Vid ökad belastning (3 % och 10 % nybyggnad) ökade totala energianvändningen hos respektive scenario (undantaget 10 % Urin). Vid största belastningen (30 % nybyggnad) erhöles lägsta totala energianvändningen per nyansluten pe och år för varje scenario. För 3% KL, 10 % KL, 30 % Urin och 30 % KL blev totala energianvändningen per nyansluten pe och år marginellt mindre än totala energianvändningen per ansluten och år för Ref. Luftningsenergin utgjorde största andelen av totala energianvändningen för samtliga scenarion. Jämförelse av luftningsenergin mellan Konv och Urin för samtliga nybyggnadsgrader visade att luftningsenergin minskade med 30-60 % med urinsortering. På samma sätt blev minskningen i luftningsenergi 60-90 % med klosettsortering. Jämförelse av pumpningsenergin mellan samtliga Konv och Urin visade att pumpningsenergin minskade med 60-80 % med urinsortering. På samma sätt minskade pumpningsenergin med 100-110 % med klosettsortering då de KL-sorterade scenariona inte krävde någon pumpning eller marginellt mindre än Ref. Jämförelse av uppvärmningsenergi mellan samtliga Konv och motsvarande Urin visade att uppvärmningsenergin minskade 0-20 % med urinsortering. På samma sätt minskade uppvärmningsenergin med 15-50 % med klosettsortering.



Figur 8. Medelvärde av energianvändningen för marginalbelastningen i kWh per nyansluten pe och år för Konv, Urin och KL. För Ref visas använd kWh per befintligt ansluten pe och år (värde 27 kWh/pe, år). Med marginalbelastning menas att värdet för referensen har subtraherats från respektive nybyggt scenario. Blandningsenergin (elanvändning från omblandning) redovisas ej då den var samma som Ref för samtliga scenarion.

Metanproduktionen minskade med ökad källsorteringsgrad (dvs. Konv hade högst metanproduktion, Urin lägre och KL lägst) för alla tre nybyggnader dvs. 3, 10 och 30 % nybyggnad (figur 9). Jämförelse mellan samtliga Konv och motsvarande Urin visade att

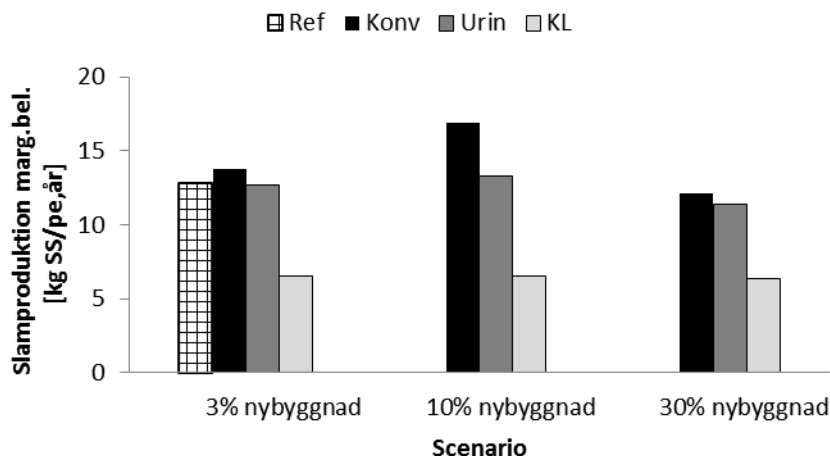
metanproduktionen minskade med 0-20 %. På samma sätt minskade metanproduktionen med 60-70 % med klosettsortering. För 3 % ökad belastning gav både Konv och Urin marginellt högre metanproduktion per nyansluten pe och år än Ref per pe och år medan KL erhöll drygt halva metanproduktionen för Ref. Nybyggnad med 10 % visade ungefär samma mönster som för 3 % nybyggnad, dock var skillnaden mellan Konv och Urin tydligare. Vid 30 % nybyggnad blev metanproduktionen marginellt lägre för ett konventionellt inflöde och ett urinsorterade inflöde än för referensen. Metanproduktionen för det KL-sorterade inflödet följde samma samma tendens som för det urinsorterade inflödet, men vid en betydligt lägre nivå. Både scenario Urin och KL vid 30 % nybyggnad erhöll marginellt lägre metanproduktion jämfört med motsvarande scenario vid 3 och 10 % nybyggnad. Skillnaden mellan Konv vid 30 % nybyggnad och Konv vid 3 och 10 % nybyggnad var ännu tydligare då 30 % Konv endast erhöll drygt två tredjedelar av metanproduktionen för 10 % Konv.



Figur 9. Medelvärde av metanproduktionen för marginalbelastningen i kWh per nyansluten pe och år Konv, Urin, KL. Med marginalbelastning menas att värdet för referensen har subtraherats från respektive nybyggt scenario. Ref visar producerad kWh per befintligt ansluten pe och år (värde 58 kWh/(pe, år)).

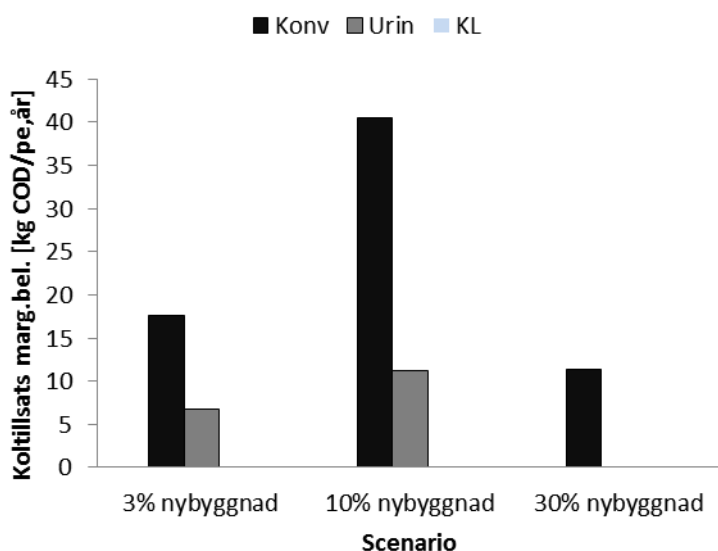
5.2 Resurser

Slamproduktionen följde samma mönster som metanproduktionen, nämligen att konventionellt scenario gav högst slamproduktion, motsvarande urinsorterade marginellt lägre och motsvarande klosettsorterade tydligt lägst för varje nybyggnadsgrad (figur 10). Jämförelse av slamproduktion mellan Konv och motsvarande Urin visade att slammängden minskade med 6-21 % med urinsortering. På samma sätt minskade slammängden med 48-61 % med klosettsortering. De klosettsorterande scenarierna gav nästan samma slamproduktion oavsett nybyggnadsgrad. Vid största belastningen (30 % nybyggnad) gav samtliga scenarion lägre slamproduktion per nyansluten pe och år jämfört med referensen. För samtliga nybyggnadsgrader var procentuella minskningen i slamproduktion (figur 10) mellan Konv och Urin marginellt större än motsvarande procentuella minskning i metanproduktion (figur 9) mellan Konv och Urin. Jämförelse mellan Konv och KL visade motsatt förhållande då procentuella skillnaden i slamproduktion var marginellt mindre än procentuella skillnaden i metanproduktion mellan Konv och KL för samtliga nybyggnadsgrader.



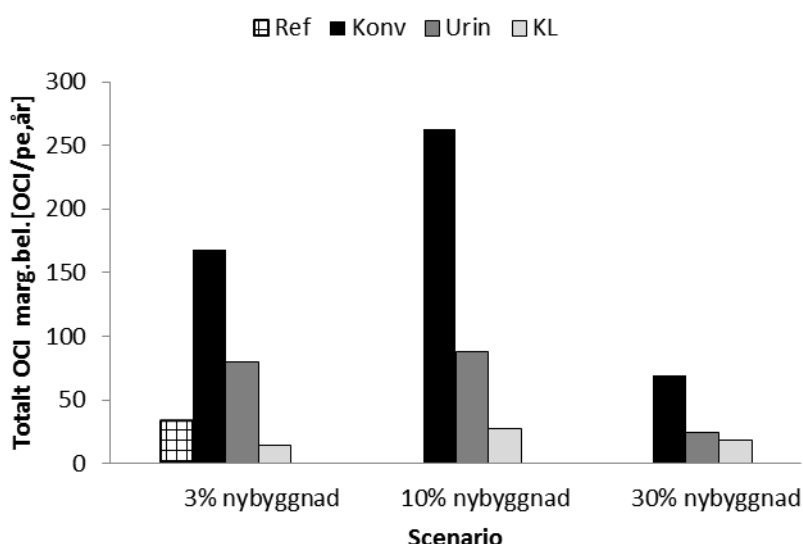
Figur 10. Medelvärde av slamproduktionen för marginalbelastningen i kg SS per nyansluten pe och år för Konv, Urin och KL. Med marginalbelastning menas att värdet för referensen har subtraherats från respektive nybyggt scenario. Ref visar producerad slammängd per befintligt ansluten pe och år (värde 13 kg SS/(pe, år)).

Tillsatsen av extern kolkälla (metanol) minskade med ökad källsortering för alla nybyggnadsgrader (figur 11). Jämförelse av koltillsats mellan Konv och motsvarande Urin visade att koltillsatsen minskade med 61-72 % med urinsortering för 3 och 10 % nybyggnad. För 30 % nybyggnad behövdes ingen koltillsats vid urinsortering. För samtliga KL-sorterade scenarion krävdes ingen koltillsats alls. Från 3 % till 10 % nybyggnad krävdes ökad koltillsats för scenariona Konv och Urin. Referensen behövde ingen koltillsats.



Figur 11. Medelvärde av tillsats av extern kolkälla (metanol) för marginalbelastningen i kg COD per nyansluten pe och år för Konv, Urin och KL. Med marginalbelastning menas att värdet för referensen har subtraherats från respektive nybyggt scenario. För Ref krävdes ej koltillsats.

Totalt driftkostnadsindex OCI minskade med ökad källsortering (figur 12) dvs. konventionellt scenario gav högst OCI, ursinsorterande lägre och klosettsorterande scenario lägst för varje nybyggnadsgrad. Jämförelse av OCI mellan Konv och motsvarande Urin vid varje nybyggnadsgrad visade att OCI minskade med 32-70 % med urinsortering. På samma sätt minskade OCI med 74-92 % med klosettsortering. För 30 % nybyggnad erhöles lägsta OCI för varje scenario jämfört med motsvarande scenario vid 3 och 10 % nybyggnad. Scenariona 3 % KL, 10 % KL, 30 % Urin och 30 % KL erhöles lägre OCI per nyansluten pe och år jämfört med referensen.



Figur 12. Medelvärde av totalt OCI för marginalbelastningen i OCI per nyansluten pe och år för Konv, Urin och KL. Med marginalbelastning menas att värdet för referensen har subtraherats från respektive nybyggt scenario. Ref visar OCI per befintligt ansluten pe och år (värde 33/(pe, år)).

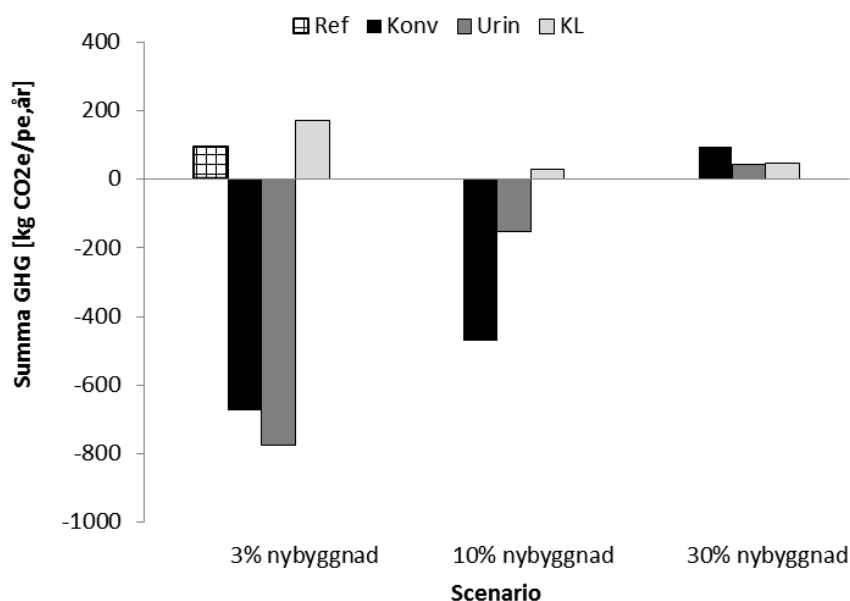
5.3 Växthusgasutsläpp

Enligt beräkningsmodellen från Briddle m.fl. (2008) minskade lustgasproduktionen med ökad källsortering (tabell 13), mer specifikt ca 60 % med urinsortering och ca 90 % med klosettsortering. Vid 3 % och 10 % nybyggnad minskade lustgasproduktionen per nyansluten och år enligt Hiatt m.fl. (2008) markant jämfört med referensen. För största belastningen, 30 % nybyggnad, var utsläppen för samtliga scenarion dock marginellt högre än för referensen. Koldioxidutsläppen från verkets el- och värmeanvändning minskade med ökad källsorteringsgrad oavsett belastning (undantaget scenario 30 % Urin). Samtliga scenarion gav lägre koldioxidutsläpp från värmeanvändningen per nyansluten pe och år jämfört med Ref. Koldioxidutsläppen från produktion och nedbrytning av extern kolkälla (metanol) minskade också med ökad källsorteringsgrad för samtliga nybyggnader. Även de summerade metan- och lustgasutsläppen från slamlagring minskade med ökad källsortering för samtliga nybyggnader. Samtliga scenarion gav lägre totala växthusgasutsläpp i koldioxidekvivalenter per nyansluten pe och år (undantaget 3% KL och 30% Konv) jämfört med Ref. Störst minskning erhöles scenario 3 % Urin.

Tabell 13. Växthusgasutsläpp för marginalbelastningen per utsläppskategori för samtliga scenarion (kg CO_{2e} per nyansluten pe och år). Med marginalbelastning menas att värdet för referensen har subtraherats från respektive nybyggt scenario. Ref visar CO_{2e} per befintligt anslutnen pe och år.

	N ₂ O Briddle (kg CO _{2e} /pe,år)	N ₂ O Hiatt (kg CO _{2e} /pe,år)	CO ₂ elanv. (kg CO ₂ /pe,år)	CO ₂ värme- anv. (kg CO ₂ /pe,år)	CO ₂ prod. metanol (kg CO ₂ /pe,år)	CO ₂ nedbr. metanol (kg CO ₂ / pe,år)	CH ₄ & N ₂ O slam- lagring (kg CO _{2e} /pe,år)	Summa GHG (kg CO _{2e} /pe,år)
Ref	4,00	82,0	3,00	1,00	0,00	0,00	4,00	93,0
3 % Konv	5,68	-742	12,9	0,723	18,1	24,3	5,04	-675
3 % Urin	2,19	-804	6,24	0,687	7,00	9,41	4,55	-774
3 % KL	0,67	166	0,62	0,479	0,0	0,0	1,96	170
10 % Konv	5,57	-598	15,9	0,919	41,6	55,9	6,50	-472
10 % Urin	2,17	-193	5,49	0,713	11,6	15,5	4,85	-153
10 % KL	0,70	23,4	2,28	0,472	0,0	0,0	1,93	28,8
30 % Konv	5,96	54,2	2,92	0,524	11,7	15,7	4,35	95,3
30 % Urin	2,26	33,9	1,89	0,579	0,0	0,0	3,98	42,7
30 % KL	0,75	41,1	1,14	0,445	0,0	0,0	1,84	45,2

Både Konv och Urin vid både 3 % och 10 % nybyggnad gav tydligt lägre totala växthusgasutsläpp i koldioxidekvivalenter per nyanslutna pe och år jämfört med referensen (figur13). De totala växthusgasutsläppen dominerades av lustgasproduktionen enligt Hiatt-modellen.



Figur 13. Summa växthusgasutsläpp för marginalbelastning i kg CO_{2e} per nyansluten pe och år för scenario Konv, Urin och KL. Med marginalbelastning menas att värdet för referensen har subtraherats från respektive nybyggt scenario. Ref visar summerade växthusgasutsläpp per befintligt ansluten pe och år (värde 93 kg CO_{2e}/(pe, år)).

5.4 Påverkan av temperatur

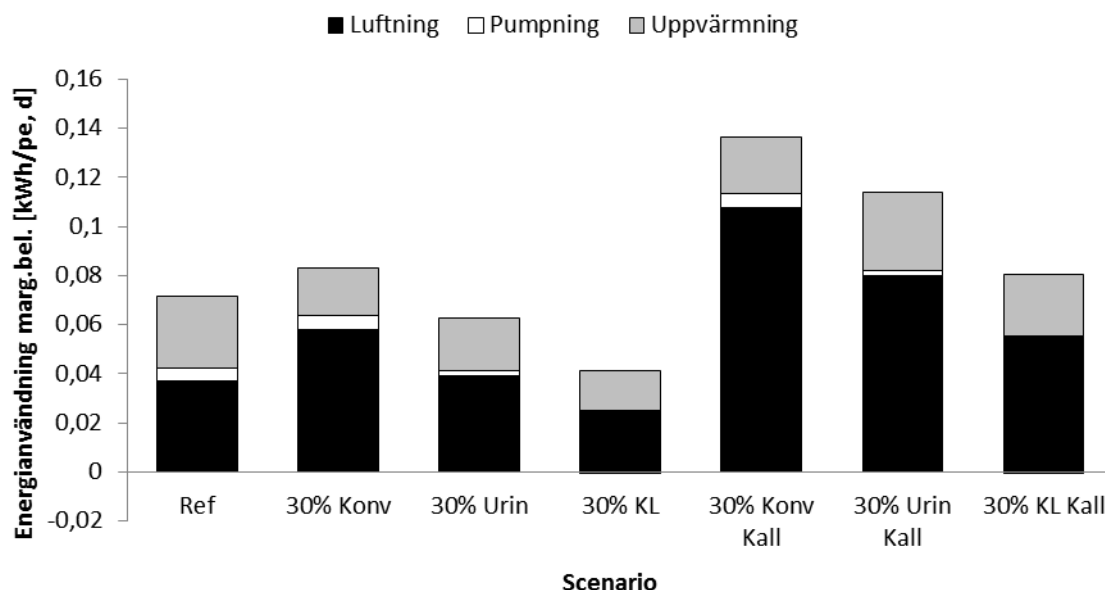
Samtliga scenarion för en kall period erhöll högre utgående totalbelastning av ammonium, nitrat och totalkväve i kg N/d jämfört med motsvarande scenarion för en varmare period (tabell 14). Ökningen i utsläpp blev mindre ju högre sorteringsgraden var.

Tabell 14. Varm och kall utvärderingsperiods påverkan på utgående totalbelastning av ammonium och totalkväve för totalbelastning 30 % nybyggnad.

	30% Konv	30% Urin	30% KL	30% Konv Kall	30% Urin Kall	30% KL Kall
Antal utvärderade dagar	365	365	365	14	14	14
Medeltemperatur °C för utvärderingsperioden	13,9	13,9	13,9	9,1	9,1	9,1
Medel tot.bel. ut Snh (kg N/d)	154	156	157,8	601,8	600,7	594,6
Medel tot.bel. ut Sno3 (kg N/d)	580	572	563,8	986	928,5	887,7
Medel tot.bel. ut tot-N (kg N/d)	867	865,3	857,2	1763	1715	1667

Koltillsatsen var samma för både den varma och kalla perioden för scenario 30 % Konv. Koltillsatsen för scenariona 30 % Urin och KL var noll för båda temperaturerna.

Totala energianvändningen för marginalbelastningen per pe och år var tydligt högre för respektive 30 % scenario för den kalla perioden jämfört med perioden med medeltemperatur (figur 14). Scenariona med kallt inflöde följde samma trend som för de varma inflödena, där totala energianvändningen minskade med ökad källsorteringsgrad. Luftningsenergin dominerade totala energianvändningen för båda temperaturerna.



Figur 14. Medelvärde av energianvändningen för marginalbelastningen i kWh per nyansluten pe och dygn för medeltemperatur på inflödet och för kallt inflöde för 30 % nybyggnad. Med marginalbelastning menas att värdet för referensen har subtraherats från respektive nybyggt scenario. Ref visar använd kWh per befintligt ansluten pe och dygn med medeltemperatur på inflödet. Blandningsenergin redovisas ej då den var samma för alla scenarion som Ref.

För den kallare utvärderingsperioden ökade elanvändningen för luftning för både Konv, Urin och KL jämfört med respektive scenario för utvärderingsperioden med högre medeltemperatur (tabell 15). För den kallare utvärderingsperioden blev elanvändningen för pumpning exakt samma som för den varmare perioden, då inställningen för internrecirkulationen, överskottslamflöde och returslamflöde inte ändrades. Värmeanvändningen för uppvärmning av rötkammaren var marginellt högre för varje kallt scenario jämfört med respektive varmare scenario. Scenario 30 % Konv Kall och 30 % KL Kall krävde marginellt mindre uppvärmningsenergi av rötkammaren per pe och dag jämfört med Ref. Scenario 30 % Urin Kall krävde dock marginellt högre uppvärmningsenergi än Ref.

Tabell 15. Påverkan av temperaturen på marginalenergianvändningen för 30 % nybyggnad

	Ref	Ref Kall	30% Konv	30% Urin	30% KL	30% Konv Kall	30% Urin Kall	30% KL Kall
Utvärderade dagar	365	14,0	365	365	365	14,0	14,0	14,0
Medeltemp. för utv.period (°C)	13,9	9,10	13,9	13,9	13,9	9,10	9,10	9,10
Medel luftningsenergi (Wh/pe, d)	37,2	41,1	58,1	39,2	25,0	108	79,8	55,2
Medel pumpningsenergi (Wh/pe, d)	4,90	4,94	5,87	2,12	-0,093	5,87	2,12	-0,093
Medel uppvärmningsenergi (Wh/pe, d)	29,5	47,1	19,2	21,2	16,3	22,8	31,8	25,4

För referensscenariot erhöles en dryg halvering av summerade växthusgasutsläpp i gram koldioxidekvivalenter per ansluten pe och dygn under den kalla utvärderingsperioden jämfört med motsvarande scenario under en utvärderingsperiod med medeltemperatur (tabell 16). Samma tendens gällde för scenario 30 % Konv för båda temperaturerna. För det urinsorterade scenariot under den kalla utvärderingsperioden blev totala växthusgasutsläppen drygt en tredjedel av motsvarande scenario för utvärderingsperioden med medeltemperatur. Skillnaden i totala växthusgasutsläpp mellan båda temperaturerna för det klosettsorterade scenariot blev ännu tydligare, nämligen en dryg tiondel. Lustgasproduktionen enligt Hiatt-modellen utgjorde största andelen av totala växthusgasutsläppen för samtliga scenarion.

Tabell 16. Påverkan av temperaturen på marginalväxthusgasutsläpp i koldioxidekvivalenter för 30 % nybyggnad

	Ref	Ref Kall	30% Konv	30% Urin	30% KL	30% Konv Kall	30% Urin Kall	30% KL Kall
Utvärderade dagar	365	14,0	365	365	365	14,0	14,0	14,0
Medeltemp. för utv.period (°C)	13,9	9,10	13,9	13,9	13,9	9,10	9,10	9,10
N ₂ O Briddle (g CO ₂ e/(pe, d))	9,83	10,3	16,3	6,18	2,05	18,6	6,68	2,32
N ₂ O Hiatt (g CO ₂ e/(pe, d))	225	66,7	148	93,0	113	3,37	3,48	-5,79
CO ₂ elförbrukning (g CO ₂ /(pe, d))	7,16	7,67	8,00	5	3,12	14,3	10,3	6,91
CO ₂ värmeförbrukning (g CO ₂ /(pe, d))	2,21	3,54	1,44	1,59	1,22	1,71	2,39	1,91
CO ₂ prod. metanol (g CO ₂ /(pe,d))	0,00	0,00	32,0	0,00	0,00	32,1	0,00	0,00
CO ₂ nedbr. metanol (g CO ₂ /(pe,d))	0,00	0,00	43,0	0,00	0,00	43,1	0,00	0,00
CH ₄ & N ₂ O slamlagring (g CO ₂ e/(pe,d))	10,2	13,8	11,9	10,9	5,04	14,3	13,8	6,56
Summa GHG (g CO ₂ e/(pe,d))	255	102	261	117	124	127	36,6	11,9

6. DISKUSSION

6.1 Energi

Jämförelse mellan Konv och Urin för samtliga nybyggnadsgrader visade att totala energianvändningen minskade med 25-60 % med urinsortering och med 50-90 % med klosettsortering (figur 8). Då luftningsenergin dominerade totala energianvändningen borde förklaringen till detta vara ändrad elanvändning för luftning. Resultatet att luftningsenergin minskades med 25-60% med urinsortering stämde överens med resultaten i Wilsenach (2006). Orsaken till minskningen var troligen att mindre mängd totalkväve (minskning av totalkväve med ca 60 %) behövde renas för de urinsorterade scenariona (tabell 9) än för de konventionella. Ännu större skillnad i mängd inkommande totalkväve (minskning med ca 85 %) borde även vara orsaken till varför de KL-sorterade scenariona vid 3 och 10 % marginalbelastning krävde markant mindre luftning jämfört med motsvarande konventionella. Orsaken till att samtliga scenarion vid 30 % nybyggnad krävde mindre luftningsenergi per nyansluten personekvivalent, trots samma marginalbelastning av inkommande totalkväve och

ammonium, jämfört med motsvarande scenarion för de lägre nybyggnadsgraderna var troligen den ändrade reglerinställningen, att ammoniumreningen ökades genom ökad slamålder istället för bara med ökad luftning (tabell 12). Inställningen valdes då luftningen var maximerad redan vid 10 % nybyggnad. Scenario 30 % Konv hade drygt dubbelt så hög medelhalt ammoniumoxiderare i de luftade zonerna (tabell 12) som scenario 10 % Konv, vilket innebar att fler bakterier kunde ta upp och utnyttja syret i de luftade zonerna. Mindre luftning krävdes för att nå samma ammoniumrening och elanvändningen från luftningen blev därför markant lägre. Detta gällde även 30 % Urin och KL.

Orsaken till att pumpningsenergin dvs. elanvändningen för pumpning av internrecirkulationsflödet, returslamflödet och överskottslamflödet för de urinsorterade scenariona var ca en tredjedel av motsvarande konventionellt scenario och att de KL-sorterade inte krävde pumpningsenergi alls var sannolikt att de källsorterade scenariona tillförde mindre volym avloppsvatten och mindre kväve som nitrifierades och sedan behövde denitrifieras och att internrecirkulationsflödet därmed kunde hållas lägre (tabell 12). Anledningen till att varje scenario inte krävde mer pumpningsenergi vid ökad nybyggnadsgrad, utan istället krävde mindre var troligen annorlunda reglerinställning.

Jämförelse av uppvärmningsenergi mellan samtliga Konv scenarion och motsvarande Urin scenarion visade att uppvärmningsenergin minskade 0-20 % med urinsortering. På samma sätt minskade uppvärmningsenergin med 15-50 % med klosettsortering (figur 8). Då procentuella skillnaden i slamproduktion mellan de konventionella scenariona och motsvarande urinsorterade var i samma storleksordning (figur 10) var detta en trolig förklaring. Mindre mängd slam som behövde värmas upp till viss temperatur för rötning krävde mindre tillförd värme, alltså mindre värmeanvändning för uppvärmning. Detta bekräftas av beräkningen för uppvärmningsenergin.

För samtliga nybyggnadsgrader var metanproduktionen för marginalbelastning högre för det konventionella scenariot jämfört med de källsorterade scenariona (figur 9), med tydligast skillnad mellan Konv och KL. Anledningen till att de konventionella scenariona gav högre metanproduktion berodde troligen på att de belastades med störst mängd organiskt material. För de urinsorterade avloppen hade det mesta kvävet sorterats ut vid källan, dock var mängden organiskt material fortfarande hög (tabell 9) och skillnaden i metanproduktion mellan konventionellt och urinsorterat scenario blev inte lika markant som mellan Konv och KL. För de KL-sorterade avloppen hade även fekalierna sorterats ut vid källan och mängden organiskt material, totCOD (tabell 9), hade i snitt mer än halverats jämfört med motsvarande konventionellt scenario. Resultatet att samtliga scenarion gav lägre metanproduktion vid 30 % nybyggnad jämfört med motsvarande scenario vid 3 och 10 % nybyggnad (med störst skillnad mellan de konventionella scenariona) berodde troligen på de generellt lägre överskottslamflödena för varje scenario vid 30 % nybyggnad (tabell 12). Mindre mängd slam togs ur aktivslamsteget och skickades till rötning vilket gav mindre mängd producerad metangas. Resultatet att relativa skillnaden i metanproduktion mellan Konv och Urin var marginellt större än motsvarande relativa skillnad i slamproduktion berodde på skillnad i slammets nedbrytningsgrad. För de urinsorterade scenariona erhöles ett slam med högre nedbrytningsgrad jämfört med motsvarande konventionellt scenario och de urinsorterade scenariona gav således högre relativ metanproduktion för varje nybyggnadsgrad. Detta stämmer med resultaten från Wilsenach (2006).

6.2 Resurser

Samtliga källsorterade scenarion gav lägre slamproduktion än motsvarande konventionellt scenario (figur 10). Jämförelse av slamproduktion mellan Konv och motsvarande Urin visade att slammängden minskade med 6-21 % med urinsortering. På samma sätt minskade slammängden med 48-61 % med klosettsortering. Då inkommande marginalbelastning av totCOD minskade i liknande storleksordning var detta en trolig förklaring (tabell 9). Minskad mängd substrat och kväve begränsade mikroorganismernas tillväxt och därmed erhöles lägre slamproduktion. Reglerinställningarna visade på kortare slamålder och mindre luftning för de källsorterade scenariona (tabell 12). Detta borde resulterat i mindre tillväxt av nitrifierare och därmed lägre slamhalt och därmed mindre slamproduktion. Denna hypotes bekräftas av Silva (2006) som konstaterade att ett ursinsorterat inflöde gav lägre ammoniumhalter i slammet och därmed sänkte nitrifikationshastigheten. Resonemanget stämmer även överens med tidigare simuleringsstudie i Wilsenach (2006) som konstaterade att ett urinsorterat inflöde med 85 % sortering och uppåt begränsade tillväxten av autotrofer med minskad slamproduktionen som följd på grund av den minskade ammoniumbelastningen.

Jämförelse av koltillsats mellan Konv scenario och motsvarande Urin scenario visade att koltillsatsen minskade med 61-72 % med urinsortering för 3 och 10 % nybyggnad (figur 11). För 30 % nybyggnad behövdes ingen koltillsats vid urinsortering. För samtliga KL-sorterade scenarion krävdes ingen koltillsats alls. Då de konventionella scenariona tillförde större mängd kväve (tabell 9) in till verket, men styrdes till samma mängd kväve ut som de källsorterade, tvingades de till högre kvävereringsgrad (ökad denitrifikation), något som justerades genom ökad internrecirkulation och ökad koldosering. För de urinsorterade scenariona var inkommande marginalbelastning av totalkväve per pe och år till verket drygt hälften av samma marginalbelastning för de konventionella. För de KL-sorterade scenariona var inkommande marginalbelastning av totalkväve ännu mindre, runt en sjundedel av de konventionella scenarionas. För de källsorterade scenariona behövdes alltså mindre mängd totalkväve renas (ca 55 % mindre med urinsortering och ca 85 % mindre med klosettsortering) för att nå satta utsläppskrav av kväve. Lägre kvävereringsgrad krävdes därmed och koldoseringen för denitrifikation kunde hållas lägre. Resultaten visade även att 10 % Konv krävde mer koltillsats än 30 % Konv trots samma inkommande mängd totalkväve per nyansluten personekvivalent (tabell 9). Förklaringen till denna skillnad tros vara att koldoseringen inte var minimerad för simuleringen av scenario 10 % Konv. Det fanns alltså en annan kombination av reglerinställningar för detta fall som krävde mindre koltillsats för att klara satta kvävereringskrav. Resultaten är i detta hänseende osäkra. Detta diskuteras vidare under felkällor.

Jämförelse av OCI mellan Konv scenario och motsvarande Urin scenario vid varje nybyggnadsgrad visade att OCI minskade med 32-70 % med urinsortering. På samma sätt minskade OCI med 74-92 % med klosettsortering. Då OCI är en summering av energi- och resursanvändningen borde orsaken till resultatet vara samma och har även beskrivits tidigare. Ett oväntat resultat var att scenario 10 % Konv gav högre OCI än scenario 30 % Konv. Förklaringen till detta var troligen samma som för energianvändningen och tillsatsen av extern kolkälla (figur 9 och 11), nämligen annorlunda vald reglerinställning. Totala energianvändningen, därmed främst elanvändning från luftning, var lägre för scenario 30 % Konv än scenario 10 % Konv, trots samma marginal in- och utbelastningar av totalkväve. För scenario 10 % Konv maximerades luftningen medan luftningen för scenario 30 % Konv var lägre och kvävereningen istället uppnåddes genom högre slamålder.

6.3 Växthusgasutsläpp

Analys av marginalkvoterna för $\text{N}_2\text{O}/\text{totN}$ -in (lustgasproduktion enligt Briddle-beräkningen per inkommande mängd totalkväve) visade att lustgasemissionen minskade med ökad källsortering för samtliga nybyggnadsgrader (bilaga G). Undantaget var scenario 30 % KL som hade högre kvot än scenario 30 % Urin. En förklaring till att de sorterande scenariona fick lägre lustgasproduktion jämfört med motsvarande konventionellt för varje nybyggnad var troligen på grund av mindre marginalbelastning av inkommande totalkväve (tabell 9). Analys av $\text{N}_2\text{O}/\text{totN}$ -in (bilaga G) visade dock att lägre kvävebelastning inte enbart var förklaringen då de sorterande inflödena även hade lägre lustgasproduktion per inkommande kg totalkväve.

Enligt STOWA (2010) varierar lustgasproduktionen från aktivslamprocessen mellan 0,04 och 6,1 % av inkommande belastning totalkväve. Enligt Hiatt-beräkningen var lustgasutsläppen för totalbelastning som minst 0,17 % av inkommande totalkväve och som mest 7,6 % dvs. strax utanför det uppmätta intervallet. Lustgasproduktionen för 3 % och 10 % marginalbelastning var markant högre för scenariona KL och jämfört med motsvarande Konv och Urin trots att de förstnämnda scenariona tillförde mindre mängd totalkväve per nyansluten personekvivalent (tabell 13 och 9). Detta indikerar på ofullständig autrof eller heterotrof dentrifikation med ökade lustgasutsläpp som följd. Enligt Arnell och Jeppson (2012) medför lägre syrehalter i de luftade zonerna en ackumulering av nitrit vilket ökar modellens lustgasproduktion. Då syrehalten i de luftade zonerna var lägst och nitrithalten högst för scenario 3 % och 10 % KL jämfört med motsvarande konventionellt och urinsorterande kan detta vara en förklaring till varför 3 % och 10 % KL gav högre lustgasproduktion. För 30 % marginalbelastning gav istället Konv högst lustgasproduktion, Urin lägre och KL lägst lustgasproduktion per nyansluten personekvivalent. Här var syrehalterna i de luftade zonerna lägst för Konv, högre för Urin och högst för KL. Reglerinställningen var annorlunda jämfört med 3 och 10 % scenariona och enligt tidigare resonemang kan de lägre syrehalterna ha orsakat ackumulering av nitrit som därmed gett högre lustgasutsläpp. Utsläppen bör dock ses som osäkra då de varierade kraftigt för olika reglerinställningar.

Förklaring till skillnaden i lustgasutsläpp mellan beräkningen enligt Briddle och Hiatt berodde på att beräkningsmodellerna skiljer sig åt. Lustgasproduktionen enligt Briddle baseras på inflödet, medelhalt totalkväve från försedimenteringen samt en emissionsfaktor. Tidigare studie (Corominas, 2012) konstaterar att skattning av lustgasutsläppen baserat på emissionsfaktorer inte ger tillförlitliga resultat då villkor som ändrad reglering, COD/N-kvot, temperatur m.m. inte beaktas. Då luftningen var dynamisk dvs. varierade över simuleringsåret medför detta att Briddles beräknade lustgasproduktion var mindre noggrann. Lustgasproduktionen enligt Hiatt baseras istället på de dynamiska biologiska processerna i aktivslamsteget och borde därför teoretiskt ge mer realistiska värden.

Klimatpåverkan från koldioxidutsläppen från produktion och nedbrytning av extern kolkälla (figur 10) var marginella i jämförelse med tidigare nämnda lustgasutsläpp. Samtliga sorterande scenarion gav, på grund av minskad koltillsats, lägre utsläpp än motsvarande konventionella.

Koldioxidutsläppen från elförbrukning var rimliga i det hänseendet att de följde samma trend som totala energiförbrukningen som utsläppsberäkningen baserades på. Samma gällde för

koldioxidutsläppen från värmeförbrukningen. Dock var samtliga dessa utsläpp marginella i jämförelse med lustgasproduktionen enligt Hiatt-modellen. Även om europeisk elmix användes för beräkningen (drygt tre gånger högre kg CO₂/kWh än utsläppet från Nordisk elmix) skulle växthuseffekten från koldioxidutsläppen vara marginell i jämförelse med lustgasutsläppen. Valet av elmix skulle därför inte nämnvärt påverka hur stor klimatpåverkan som orsakades.

Metanutsläppen från slamlagringen minskade med ökad källsortering. Detta berodde sannolikt på att samma trend erhöles för både slam- och metanproduktionen. Enligt Gabriel m.fl.(2003) kan metanutsläppen vara 0,0007 Nm³/ton VS, h. För referensscenariot blev metanutsläppen ca en fjärdedel av detta, baserat på årsmedel. Gällande lustgasutsläppen från slamlagringen var utsläppen för referensscenariot ca 0,01 % av totalkväve i slammet jämfört med 1,1 % av totalkväve i slammet enligt Willén m.fl. (2011), som dock mätte utsläppen under ett års lagring. Dessa resultat var därför mer osäkra jämfört med verkligt uppmätta värden.

6.4 Påverkan av temperatur

Dygnsmedelvärdena för utgående totalbelastning av ammonium, nitrat och totalkväve var markant högre för en utvärderingsperiod med lägre medeltemperatur (kall) jämfört med dygnsmedelvärdena för en utvärderingsperiod med högre medeltemperatur (tabell 14). Detta tyder på samband mellan lägre temperatur och sämre kväverening, vilket berodde på försämrade nitrifikations- och denitrifikationskapacitet. Resultaten följde teorin då tillväxten av autotrofer och heterotrofer minskade vid temperaturminskning. Regleringen av reningsverket, som för alla parametrar förutom luftningen var konstanta under simuleringsåret, kunde inte kompensera fullt ut för temperaturvariationerna.

Dygnsmedelvärdet för luftningsenergin för samtliga kalla scenarion var ca dubbelt hög som dygnsmedelvärdet för respektive varmt scenario (tabell 15). En förklaring till varför dygnsmedelvärdet av luftningsenergin var högre för den kalla utvärderingsperioden var lägre tillväxt av nitrifierare och därmed försämrade ammoniumrening (nitrifikation). Detta gav högre halter av ammonium i de luftade zonerna och i samtliga scenarion ledde den ammoniumåterkopplade luftningen till ökad luftning för att försöka klara satt börvärde för ammonium.

Anledningen till att elanvändningen för pumpning av internrecirkulation, överskottsslam och returslam var i princip samma för de kalla respektive varma scenarionna var troligen på grund av att dessa flöden styrdes manuellt och var konstanta över året för varje simulering. De var därför oberoende av temperaturvariationer i inflödet.

Gällande den något ökade värmeanvändningen för uppvärmning av rötkammaren för varje kallt scenario jämfört med motsvarande varmt scenario (tabell 15) borde detta vara rimligt då lägre temperatur hos slammet som ska rötas kräver mer uppvärmningsenergi för att nå samma inställda rötnings temperatur. Detta bekräftas av beräkningen bakom utvärderingen av uppvärmningsenergin enligt Alex m.fl. (2008).

Anledningen till att ingen skillnad i tillsats av extern kolkälla mellan det varma konventionella scenariot och det kalla konventionella scenariot erhöles var att koldosering

styrdes manuellt och var konstant under simuleringsåret för varje scenario dvs. ej styrdes av en regulator som var beroende av inflödets temperatur. Detta var därmed inte en intressant utvärderingsparameter för analysen.

En förklaring till att totala växthusgasutsläppen, där Hiatt-modellens lustgasproduktion utgjorde största andelen, blev markant lägre för den kalla utvärderingsperioden för varje scenario jämfört med motsvarande scenario med högre medeltemperatur under utvärderingen kan vara skillnad i syrehalt i de luftade zonerna. Enligt Arnell och Jeppson (2012) medför lägre syrehalter ackumulering av nitrit vilket kraftigt bidrar till ökade lustgasutsläpp i lustgasmodellerna, alltså Hiatt- och Mampeay-modellerna. För de kalla scenarierna var medelvärde av syrehalterna i de luftade zonerna drygt dubbelt så höga som syrehalterna för de varmare scenarierna. Drygt dubbelt så höga syrehalter kan därmed ha gett drygt halverade lustgasutsläpp för de kalla scenarierna. Tidigare resultat att kvävereningen markant försämrades (drygt fördubbling av utgående totalbelastning av ammonium och totalkväve) för den kallare utvärderingsperioden bidrog troligen även till de halverade lustgasutsläppen för de kalla scenarierna.

6.6 Felkällor

Som nämnts tidigare fanns det fler än en kombination av reglerinställning för simuleringarna. Samma rening hade kunnat uppnås genom annan inställning av styrparametrarna luftning, slamålder, koltillsats m.m. Reningen var med andra ord inte optimerad med de använda parametrarna. Det råder därför osäkerhet om koltillsatsen minimerats för samtliga simuleringar där kolkälla krävts. För skattning av denna osäkerhet identifierades den simulering där koltillsatsen misstänktes vara ”mest för hög”. Detta scenario simulerades om med nya inställningar med syfte att minska koltillsatsen men fortfarande klara satta reningskrav. Resultatet av detta blev att koltillsatsen för scenario 10 % Konv kunde sänkas från 5500 kg COD/d till 4750 kg COD/d dvs. en minskning på 14 %. Den nya simuleringen är dock den som redovisades i resultatdelen av denna rapport.

För skattning av mängden heterotrofer i ett BDT-avloppsvatten jämfört med konventionellt avloppsvatten användes faktorn 0,31. Ett mer noggrant sätt hade möjligen varit att använda Ottossons mätningar på fekala indikatororganismer för BDT-avlopp respektive konventionellt avlopp. Detta skulle istället gett en faktor på 0,15 dvs. att 15 % av mängden indikatororganismer för konventionellt avlopp fanns i BDT-avlopp. Omsimulering för scenario 30 % KL med detta förhållande (fast med samma reglerinställning) gav en minskning på 0,2 % av årsmedel för totalbelastningen av utgående ammonium, en minskning på 0,3 % av årsmedel för totalbelastningen av utgående totalkväve och en minskning på 0,4 % av årsmedel för totalbelastningen av utgående nitrat. Denna skillnad var dock ytterst marginell och omsimuleringar av samtliga KL-scenarion ansågs därför inte nödvändiga.

7. SLUTSATSER

- Totala energianvändningen (främst luftningsenergin) minskade med 25-60 % med urinsortering och med 50-90 % med klosettsortering jämfört med motsvarande konventionellt scenario oavsett nybyggnadsgrad med efterföljande reglerinställning
- Totalt driftskostnadsindex minskade med 30-70 % med urinsortering och med 70-90 % med klosettsortering jämfört med motsvarande konventionellt scenario oavsett nybyggnadsgrad med efterföljande reglerinställning
- Total slamproduktion minskade med 5-20 % med urinsortering och med 50-60 % med klosettsortering jämfört med motsvarande konventionellt scenario oavsett nybyggnadsgrad med efterföljande reglerinställning
- Total metanproduktion minskade med 0-20 % med urinsortering och med 60-70 % med klosettsortering jämfört med motsvarande konventionellt scenario oavsett nybyggnadsgrad med efterföljande reglerinställning
- Samtliga scenarions lustgasemissioner från aktivslamprocessen samt slamlagringen var osäkra jämfört med uppmätta värden. Lustgasproduktionen varierade kraftigt med ändrad reglerinställning och säkra slutsatser kunde därför ej dras för hur källsortering påverkade dessa utsläpp. Vidare studier behövs för att kvantifiera lustgasproduktionen vid införande av källsorterade avlopp
- Sänkt temperatur hos avloppsvattnet gav sämre kväverening, högre energianvändning för luftning av aktivslamprocessen och uppvärmning av rötkammaren för samtliga simulerade scenarion vid 30 % nybyggnad jämfört med ett avloppsvatten med medelårstemperatur

8. REFERENSER

Alex, J., Benedetti, L., Copp, J., Gernaey, K.V., Jeppsson, U., Nopens, I., Pons, M.-N., Steyer, J.-P., Vanrolleghem, P. 2008. Benchmark Simulation Model no. 2 (BSM2). IWA Task Group on Benchmarking of Control Strategies for WWTPs. London

Arnell, M., Jeppsson, U. 2012. Avvägning mellan vattenkvalitet, växthusgasutsläpp och driftskostnad – utveckling av dynamiska modeller för integrerad benchmarking av avloppsreningsverk. *Journal of Water Management and Research* 68:295–301.

Arnell, M. 2013. Utsläpp av lustgas och metan från avloppssystem – en granskning av kunskapsläget. SVU rapport 2013-11, Svenskt Vatten Utveckling.

Bridle T., Shaw A., Cooper S., Yap K.C., Third K. and Domurad, M. 2008. Estimation of greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants. In: Proceedings IWA World Water Congress 2008, Vienna, Austria, September 7–12 2008.

Carlsson, B., Hallin, S. 2010. Tillämpad reglerteknik och mikrobiologi i kommunala reningsverk. Publikation U10, Svenskt Vatten.

Carlsson, M., Uldal, M. 2009. Substrathandbok för biogasproduktion. SGC Rapport 200. Svenskt Gastekniskt Center

Corominas L, Flores-Alsina X, Snip L, Vanrolleghem PA. 2012. Comparison of different modelling approaches to better understand greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants. *Biotechnology and Bioengineering* 2012;109(11):2855–63.

Energimyndigheten. 2015. Växthusgasberäkning.

http://www.energimyndigheten.se/Foretag/hallbara_branslen/Hallbarhetskriterier/Fragor-och-svar-hbk/Vaxthusgasberakning/ (besökt 2015-04-25)

Gabriel, S., Lund Hansen, T., Højlund Christensen, T., Sommer, S. G., Sørensen, K. 2003. Metanemission fra lagring af bioforgasset organisk dagrenovation. Miljøprojekt, 817, Miljøstyrelsen.

Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J., Arvin, E. 2002. *Wastewater treatment: Biological and chemical processes. 3rd Edition*. Springer-Verlag, Berlin, Tyskland.

Hiatt W.C., Grady C.P.L.Jr. 2008. An updated process model for carbon oxidation, nitrification, and denitrification. *Water Environment Research*, 80, 2145–2156.

Jernlid, A.S., Karlsson K. 1997. Våta toalettsystem med urinsortering. Examensarbete, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D., Kärrman, E. 2005. Composition of urine, faeces, greywater and biowaste, for utilisation in the URWARE model (No. 2005:6). Urban Water – Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Jönsson, H., Nordberg, Å., Vinnerås, B. 2013. System för återföring av fosfor i källsorterade fraktion av urin, fekalier, matavfall och i liknande rötat samhälls- och lantbruksavfall. Institutionen för energi och teknik SLU, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. Rapport 061

Klimatkompassen. 2015. Beräkningsmetodik och grundantaganden.

<http://www.klimatkompassen.se/index.php?id=348257> (besökt 2015-04-24)

Mampaey K.E., Beuckels B., Kampschreur M.J., Kleerebezem R., van Loosdrecht M.C.M. and Volcke E.I.P. 2011. Modelling nitrous and nitric oxide emissions by autotrophic

- ammonium oxidizing bacteria. In: Proceedings IWA/WEF Nutrient Recovery and Management Conference, Miami, FL, USA, January 9–12 2011.
- Nordberg, U. 2006, Biogas- nuläge och framtida potential, Värmeforsk, projektnummer T5-503.
- Ottosson, J. 2003. Hygiene Aspects of Greywater and Greywater Reuse. Doktorsavhandling. Avdelningen för mark och vattenresurser, Kungliga Tekniska Högskolan.
- Silva, R., 2001. Modelling the effects of urine separation in the wastewater treatment process. Examensarbete. Lunds Tekniska Högskola, Lund.
- Svenskt Vatten. 2010. Avloppsteknik 2 – reningsprocessen. Svenskt vatten AB. Stockholm. ISSN: 1654-5117
- STOWA. 2010. Emissions of greenhouse gases from wastewater treatment plants. Report no. 2010-08. STOWA, Amersfort, the Netherlands.
- Tumlin, S., Gustavsson, D. och Bernstad Saraiva Schott, A. 2014. Klimatpåverkan från avloppsreningsverk. Rapport 2014-02, Svenskt Vatten Utveckling.
- Willén, A., Rodhe, L., Jönsson, H., Pell, M., 2011. Comparison of reduction potential of greenhouse gases from storage of different types of sewage sludge under Swedish conditions. Presenterat vid konferensen IWA Holistic Sludge i Västerås, Sverige maj 2013.
- Wilsenach J.A. 2006. Treatment of source separated urine and its effects on wastewater system. PhD thesis. Delft University of Technology, Netherlands. ISBN: 978-90-6464-016-2
- Åmand, L. 2014. Ammonium Feedback Control in Wastewater Treatment Plants. *Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology* 104. 256 pp. Uppsala: Acta Universitatis Upsaliensis. ISBN 978-91-554-8900-7.

Personliga meddelanden

- Arnell Magnus. Civilingenjör, Urban Water Management AB, Linköping. 2015-01-23 och 2015-04-16
- Carlsson Bengt. Professor, Avdelningen för informationsteknik, Uppsala Universitet. 2015-06-03
- Jönsson Håkan. Professor, Institutionen för energi och teknik, kretsloppsteknik, SLU. 2015-02-03 och 2015-05-09

BILAGA A - FÖRKLARING AV ASMN

Process	Förklaring
R1	Aerob tillväxt av heterotrofer
R2	Anoxisk tillväxt heterotrofer, reducerar NO ₃ till NO ₂
R3	Anoxisk tillväxt heterotrofer, reducerar NO ₂ till NO
R4	Anoxisk tillväxt heterotrofer, reducerar NO till N ₂ O
R5	Anoxisk tillväxt heterotrofer, reducerar N ₂ O till N ₂
R6	Assimilerad nitratreduktion till nitrit
R7	Assimilerad nitratreduktion till ammonium
R8	Avdöd och lysering av heterotrofer
R9	Autotrof tillväxt av AOB
R10	Autotrof tillväxt av NOB
R11	Mixotrof tillväxt av NOB
R12	Avdöd och lysering av AOB
R13	Avdöd och lysering av NOB
R14	Ammonifikation av lösligt organiskt kväve
R15	Hydrolys av partikulärt organiskt kol
R16	Hydrolys av partikulärt organiskt kväve
R17	Nedbrytning av inhiberande komponent
R18	Nedbrytning av speciell komponent

$$\begin{aligned}
 R1 &= \dot{\mu}_H \cdot X_{B,H} \cdot \left(\frac{S_S}{K_{S1} + S_S} \right) \cdot \left(\frac{S_O}{K_{OH1} + S_O} \right) \\
 R2 &= \dot{\mu}_H \cdot \eta_{g2} \cdot X_{B,H} \cdot \left(\frac{S_S}{K_{S2} + S_S} \right) \cdot \left(\frac{S_{NO3}}{K_{NO3} + S_{NO3}} \right) \cdot \left(\frac{K_{OH2}}{K_{OH2} + S_O} \right) \\
 R3 &= \dot{\mu}_H \cdot \eta_{g3} \cdot X_{B,H} \cdot \left(\frac{S_S}{K_{S3} + S_S} \right) \cdot \left(\frac{S_{NO2}}{K_{NO2} + S_{NO2}} \right) \cdot \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH3} + S_O} \right) \cdot \left(\frac{K_{TSNO}}{K_{TSNO} + S_{NO}} \right) \\
 R4 &= \dot{\mu}_H \cdot \eta_{g4} \cdot X_{B,H} \cdot \left(\frac{S_S}{K_{S4} + S_S} \right) \cdot \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO} + S_{NO}^2 / K_{I4NO}} \right) \cdot \left(\frac{K_{OH4}}{K_{OH4} + S_O} \right) \\
 R5 &= \dot{\mu}_H \cdot \eta_{g5} \cdot X_{B,H} \cdot \left(\frac{S_S}{K_{S5} + S_S} \right) \cdot \left(\frac{S_{N2O}}{K_{N2O} + S_{N2O}} \right) \cdot \left(\frac{K_{OHS}}{K_{OHS} + S_O} \right) \cdot \left(\frac{K_{TSNO}}{K_{TSNO} + S_{NO}} \right) \\
 R6 &= 1.2 \cdot i_N / x_B \cdot \left(\frac{S_{NO3}}{K_{6NO3} + S_{NO3}} \right) \cdot \left(\frac{K_{16NH}}{K_{16NH} + S_{NH}} \right) \cdot \left(\frac{K_{16NO2}}{K_{16NO2} + S_{NO2}} \right) \cdot (R1 + R2 + R3 + R4 + R5 + R9 + R10 + R11 + R17 + R18 - R14) \\
 R7 &= 1.2 \cdot i_N / x_B \cdot \left(\frac{S_{NO2}}{K_{7NO2} + S_{NO2}} \right) \cdot \left(\frac{K_{17NH}}{K_{17NH} + S_{NH}} \right) \cdot (R1 + R2 + R3 + R4 + R5 + R9 + R10 + R11 + R17 + R18 - R14) \\
 R8 &= b_{L,H} \cdot X_{B,H} \\
 R9 &= \dot{\mu}_{A1} \cdot X_{B,A1} \cdot \left(\frac{S_{FA}}{K_{FA} + S_{FA} + S_{FA}^2 / K_{79FA}} \right) \cdot \left(\frac{S_O}{K_{OA1} + S_O} \right) \cdot \left(\frac{K_{79FNA}}{K_{79FNA} + S_{FNA}} \right) \\
 R10 &= \dot{\mu}_{A2} \cdot X_{B,A2} \cdot \left(\frac{S_{FNA}}{K_{FNA} + S_{FNA} + S_{FNA}^2 / K_{110FNA}} \right) \cdot \left(\frac{S_O}{K_{OA2} + S_O} \right) \cdot \left(\frac{K_{110FA}}{K_{110FA} + S_{FA}} \right) \\
 R11 &= \beta_g \cdot \left(\frac{S_S}{K_{S1} + S_S} \right) \cdot R10 \\
 R12 &= b_{LA1} \cdot X_{B,A1} \\
 R13 &= b_{LA2} \cdot X_{B,A2} \\
 R14 &= k_a \cdot S_{NS} \cdot X_{B,H} \\
 R15 &= k_a \cdot X_{B,H} \cdot \left[\left(\frac{X_S}{X_{B,H}} \right) / \left(K_x + \frac{X_S}{X_{B,H}} \right) \right] \cdot \left[\left(\frac{S_O}{K_{OH1} + S_O} \right) + \eta_{1a} \cdot \left(\frac{K_{OH1}}{K_{OH1} + S_O} \right) \cdot \left(\frac{S_{NOx}}{K_{NO3} + S_{NOx}} \right) \right] \\
 R16 &= R15 \cdot \left(\frac{X_{w}}{X_S} \right) \\
 R17 &= \dot{\mu}_H \cdot \left(\frac{S_J}{S_S} \right) \cdot X_{B,H} \cdot \left(\frac{S_J}{K_{sw} + S_J} \right) \cdot \left[\left(\frac{S_O}{K_{OH1} + S_O} \right) + \eta_g \cdot \left(\frac{K_{OH1}}{K_{OH1} + S_O} \right) \cdot \left(\frac{S_{NOx}}{K_{NO3} + S_{NOx}} \right) \right] \\
 R18 &= \dot{\mu}_H \cdot \left(\frac{S_w}{S_S} \right) \cdot X_{B,H} \cdot \left(\frac{S_w}{K_{sw} + S_w} \right) \cdot \left[\left(\frac{S_O}{K_{OH1} + S_O} \right) + \eta_g \cdot \left(\frac{K_{OH1}}{K_{OH1} + S_O} \right) \cdot \left(\frac{S_{NOx}}{K_{NO3} + S_{NOx}} \right) \right] \\
 \Sigma NO_x &= S_{NO3} + S_{NO2} + S_{NO} + S_{N2O}
 \end{aligned}$$

BILAGA B – INDATA

Exceltabell för beräkningar av indata till BSMG Käppala

NYBYGGNAD, marginalbelastning										
	Si (g/d)	Ss (g/d)	Xi (g/d)	Xs (g/d)	Xbh (g/d)	Snh (g/d)	Snd (g/d)	Xnd (g/d)	Tss (g/d)	(m ³ /d)
3% Konv	30360	475635	261836	961519		138989	19471	21137	917516	2061
3% Urin	23494	401542	260402	956805		33434	13322	20112	912905	1977
3% KL	16653	316407	115290	350994		3203	6021	10248	349713	1665
10% Konv	101199	1585451	872788	3205062		463295	64904	70455	3058388	6870
10% Urin	78312	1338474	868006	3189348		111447	44408	67039	3043016	6591
10% KL	55510	1054690	384300	1169980		10675	20069	34160	1165710	5551
30% Konv	303597	4756353	2618364	9615186		1389885	194712	211365	9175163	20611
30% Urin	234935	4015423	2604017	9568045		334341	133224	201117	9129047	19773
30% KL	166530	3164070	1152900	3509940		32025	60207	102480	3497130	16653
TOTALT SYS = REF + NYBYGG., totalhalter										
	Si (g/m ³)	Ss (g/m ³)	Xi (g/m ³)	Xs (g/m ³)	Xbh (g/m ³)	Snh (g/m ³)	Snd (g/m ³)	Xnd (g/m ³)	Tss (g/m ³)	Qi (m ³ /d)
3% Konv	19,30	112,76	85,01	302,14	46,44	33,09	2,12	9,81	259,2	97413
3% Urin	19,24	112,09	85,07	302,36	46,48	32,03	2,06	9,80	259,4	97329
3% KL	19,23	111,57	83,85	297,08	46,52	31,82	1,99	9,73	254,4	97017
10% Konv	19,08	118,31	86,99	309,88	47,27	34,70	2,46	9,83	268,0	102222
10% Urin	18,91	116,21	87,18	310,57	47,40	31,35	2,27	9,82	268,6	101943
10% KL	18,88	114,59	83,28	293,76	47,54	30,67	2,05	9,60	252,7	100903
30% Konv	18,57	131,63	91,73	328,44	49,24	38,58	3,29	9,88	289,0	115963
30% Urin	18,11	126,16	92,28	330,42	49,60	29,69	2,78	9,86	290,7	115125
30% KL	18,00	122,07	81,89	285,53	40,98	27,82	2,21	9,25	248,5	112005
OMVANDLINGS- FAKTORER										
	Si	Ss	Xi	Xs	Xbh	Snh	Snd	Xnd	Tss	Qi
3% Konv	0,995	1,023	1,011	1,012	1,008	1,023	1,081	1,001	1,016	1,022
3% Urin	0,992	1,017	1,011	1,013	1,009	0,990	1,050	1,001	1,016	1,021
3% KL	0,992	1,012	0,997	0,995	1,010	0,984	1,015	0,994	0,997	1,017
10% Konv	0,984	1,074	1,034	1,038	1,026	1,073	1,257	1,003	1,050	1,072
10% Urin	0,975	1,054	1,037	1,040	1,029	0,969	1,158	1,002	1,052	1,069
10% KL	0,973	1,040	0,990	0,984	1,032	0,948	1,047	0,980	0,990	1,058
30% Konv	0,957	1,194	1,091	1,100	1,069	1,193	1,679	1,008	1,132	1,216
30% Urin	0,933	1,145	1,097	1,107	1,077	0,918	1,419	1,007	1,139	1,207
30% KL	0,928	1,108	0,974	0,956	0,890	0,860	1,126	0,945	0,974	1,175

BILAGA C – MATLABSCRIPT 1

Utvärderingscript för intressanta variabler i alla zoner i ASP

```
perf_plant_kappala_g_plot_on;
perf_GHG_bsm2g;

% plot för halt substrat i inflödet (Ss = readily biodegradable substrate
(g
% COD/m3) och Xs = slowly biodegradable substrate (g COD/m3))
figure('Name', 'Halt SSin och XSin vs dag 245-609', 'NumberTitle', 'off')
subplot(1,2,1);
plot(inpart(:,2));
title('SSin [mg/l] vs dag 245-609')
subplot(1,2,2);
plot(inpart(:,4));
title('XSin [mg/l] vs dag 245-609')

%plot för halt SNH i inflödet, Snh = ammonia and ammonium nitrogen (g N/m3)
figure('Name', 'Halt SNHin vs dag 245-609', 'NumberTitle', 'off')
plot(inpart(:,10));
title('SNHin [mg/l] vs dag 245-609')

%plot för halt SN02 i inflödet, SN02 = nitrate nitrogen (g N/m3)
figure('Name', 'Halt SN02in vs dag 245-609', 'NumberTitle', 'off')
plot(inpart(:,9));
title('SN02in [mg/l] vs dag 245-609')

%plot för halt SND i inflödet, Snd = soluble biogradable organic nitrogen
(g N/m3)
figure('Name', 'Halt SNDin vs dag 245-609', 'NumberTitle', 'off')
plot(inpart(:,11));
title('SNDin [mg/l] vs dag 245-609')

%plot för halt XND i inflödet, Xnd = particulate biogradable organic
nitrogen (g N/m3)
figure('Name', 'Halt XNDin vs dag 245-609', 'NumberTitle', 'off')
plot(inpart(:,12));
title('XNDin [mg/l] vs dag 245-609')

%SN02, SN0, SN20 och SN2 är noll i inflödet

%plot för Qin
figure('Name', 'Qin vs dag 245-609', 'NumberTitle', 'off')
plot(inpart(:,15));
title('Qin (m^3/d) vs dag 245-609')

% Plottar relevanta variabler i alla zoner
% Medel och plot för SO-profil
SO_zon1=mean(reac1part(:,8))
SO_zon2=mean(reac2part(:,8))
SO_zon3=mean(reac3part(:,8))
SO_zon4=mean(reac4part(:,8))
SO_zon5=mean(reac5part(:,8))
SO_zon6=mean(reac6part(:,8))
SO_zon7=mean(reac7part(:,8))
```

```

S0_zon8=mean(reac8part(:,8))
S0_zon9=mean(reac9part(:,8))

figure('Name','S0 zon1-9 vs dag 245-609','NumberTitle','off')
subplot(3,3,1);
plot(reac1part(:,8));
title('S0 zon1 [mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,2);
plot(reac2part(:,8));
title('S0 zon2 [mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,3);
plot(reac3part(:,8));
title('S0 zon3 [mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,4);
plot(reac4part(:,8));
title('S0 zon4 [mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,5);
plot(reac5part(:,8));
title('S0 zon5 [mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,6);
plot(reac6part(:,8));
title('S0 zon6 [mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,7);
plot(reac7part(:,8));
title('S0 zon7 [mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,8);
plot(reac8part(:,8));
title('S0 zon8 [mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,9);
plot(reac9part(:,8));
title('S0 zon9[mg/l] vs dag 245-609')

% Medel och plot för KLa-profil
% KLa_zon4=mean(KLa_4)
% KLa_zon5=mean(KLa_5)
% KLa_zon6=mean(KLa_6)
% KLa_zon7=mean(KLa_7)
% KLa_zon8=mean(KLa_8)
%
% figure('Name','KLa zon4,5,6,7 och 8 vs tid','NumberTitle','off')
% subplot(2,3,1);
% plot(KLa_4);
% subplot(2,3,2);
% plot(KLa_5);
% subplot(2,3,3);
% plot(KLa_6);
% subplot(2,3,4);
% plot(KLa_7);
% subplot(2,3,5);
% plot(KLa_8);

```

```

% Medel och plot för SN03-profil
SN03_zon1=mean(reac1part(:,9))
SN03_zon2=mean(reac2part(:,9))
SN03_zon3=mean(reac3part(:,9))
SN03_zon4=mean(reac4part(:,9))
SN03_zon5=mean(reac5part(:,9))
SN03_zon6=mean(reac6part(:,9))
SN03_zon7=mean(reac7part(:,9))
SN03_zon8=mean(reac8part(:,9))
SN03_zon9=mean(reac9part(:,9))

figure('Name','SN03 zon1-9 vs dag 245-609','NumberTitle','off')
subplot(3,3,1);
plot(reac1part(:,9));
title('SN03 zon1[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,2);
plot(reac2part(:,9));
title('SN03 zon2[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,3);
plot(reac3part(:,9));
title('SN03 zon3[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,4);
plot(reac4part(:,9));
title('SN03 zon4[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,5);
plot(reac5part(:,9));
title('SN03 zon5[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,6);
plot(reac6part(:,9));
title('SN03 zon6[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,7);
plot(reac7part(:,9));
title('SN03 zon7[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,8);
plot(reac8part(:,9));
title('SN03 zon8[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,9);
plot(reac9part(:,9));
title('SN03 zon9[mg/l] vs dag 245-609')

% Medel och plot för SNH-profil
SNH_zon1=mean(reac1part(:,10))
SNH_zon2=mean(reac2part(:,10))
SNH_zon3=mean(reac3part(:,10))
SNH_zon4=mean(reac4part(:,10))
SNH_zon5=mean(reac5part(:,10))
SNH_zon6=mean(reac6part(:,10))
SNH_zon7=mean(reac7part(:,10))
SNH_zon8=mean(reac8part(:,10))

```

```

SNH_zon9=mean(reac9part(:,10))

figure('Name','SNH zon1-9 vs dag 245-609','NumberTitle','off')
subplot(3,3,1);
plot(reac1part(:,10));
title('SNH zon1 [mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,2);
plot(reac2part(:,10));
title('SNH zon2[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,3);
plot(reac3part(:,10));
title('SNH zon3 [mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,4);
plot(reac4part(:,10));
title('SNH zon4 [mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,5);
plot(reac5part(:,10));
title('SNH zon5[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,6);
plot(reac6part(:,10));
title('SN02 zon6 [mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,7);
plot(reac7part(:,10));
title('SNH zon7 [mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,8);
plot(reac8part(:,10));
title('SNH zon8 [mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,9);
plot(reac9part(:,10));
title('SNH zon9 [mg/l] vs dag 245-609')

% Medel och plot för SN02-profil
SN02_zon1=mean(reac1part(:,18))
SN02_zon2=mean(reac2part(:,18))
SN02_zon3=mean(reac3part(:,18))
SN02_zon4=mean(reac4part(:,18))
SN02_zon5=mean(reac5part(:,18))
SN02_zon6=mean(reac6part(:,18))
SN02_zon7=mean(reac7part(:,18))
SN02_zon8=mean(reac8part(:,18))
SN02_zon9=mean(reac9part(:,18))

figure('Name','SN02 zon1-9 vs dag 245-609','NumberTitle','off')
subplot(3,3,1);
plot(reac1part(:,18));
title('SN02 zon1[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,2);
plot(reac2part(:,18));
title('SN02 zon2[mg/l] vs dag 245-609')

```

```

subplot(3,3,3);
plot(reac3part(:,18));
title('SN02 zon3[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,4);
plot(reac4part(:,18));
title('SN02 zon4[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,5);
plot(reac5part(:,18));
title('SN02 zon5[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,6);
plot(reac6part(:,18));
title('SN02 zon6[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,7);
plot(reac7part(:,18));
title('SN02 zon7[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,8);
plot(reac8part(:,18));
title('SN02 zon8[mg/l] vs dag 245-609')

subplot(3,3,9);
plot(reac9part(:,18));
title('SN02 zon9[mg/l] vs dag 245-609')

% Slamålder för luftade zoner
SRTvec =TSSvecreactor./(TSSuvec2+TSSevec2);
SRT=mean(SRTvec)
figure('Name','Slamålder vs dag 245-609','NumberTitle','off')
plot(SRTvec)
title('slamålder (dagar) vs dag 245-609')

```

BILAGA D – MATLABSCRIPT 2

```
% program för omskalning av simuleringsvariabler
load influent_Kappala_2012g_uppdaterad;

%3% nybygggnad KONV
Si_konv=0.995;
Ss_konv=1.023;
Xi_konv=1.011;
Xs_konv=1.012;
Xbh_konv=1.008;
Snh_konv=1.023;
Snd_konv=1.081;
Xnd_konv=1.001;
TSS_konv=1.016;
Qi_konv=1.022;

nybygggnad_konv=[1, Si_konv, Ss_konv, Xi_konv, Xs_konv, Xbh_konv, 1, 1, 1, 1, Snh_konv,
, Snd_konv, Xnd_konv, 1, TSS_konv, Qi_konv, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1];

DYNin_konv=zeros(58465, 27);
CONSTin_konv=zeros(2, 27);

for i=1:27
DYNin_konv(:, i)=nybygggnad_konv(i) .* DYNINFLUENT_Kappala(:, i);
CONSTin_konv(:, i)=nybygggnad_konv(i) .* CONSTINFLUENT_Kappala(:, i);
end

% 3% nybygggnad URIN
Si_urin=0.992;
Ss_urin=1.017;
Xi_urin=1.011;
Xs_urin=1.013;
Xbh_urin=1.009;
Snh_urin=0.99;
Snd_urin=1.05;
Xnd_urin=1.001;
TSS_urin=1.016;
Qi_urin=1.021;

nybygggnad_urin=[1, Si_urin, Ss_urin, Xi_urin, Xs_urin, Xbh_urin, 1, 1, 1, 1, Snh_urin,
, Snd_urin, Xnd_urin, 1, TSS_urin, Qi_urin, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1];

DYNin_urin=zeros(58465, 27);
CONSTin_urin=zeros(2, 27);

for i=1:27
DYNin_urin(:, i)=nybygggnad_urin(i) .* DYNINFLUENT_Kappala(:, i);
CONSTin_urin(:, i)=nybygggnad_urin(i) .* CONSTINFLUENT_Kappala(:, i);
end

3% Nybygggnad KL
Si_kl=0.992;
Ss_kl=1.012;
Xi_kl=0.997;
Xs_kl=0.995;
Xbh_kl=0.992;
Snh_kl=0.984;
```

```

Snd_kl=1.015;
Xnd_kl=0.994;
TSS_kl=0.997;
Qi_kl=1.017;

nybygggnad_kl=[1, Si_kl, Ss_kl, Xi_kl, Xs_kl, Xbh_kl, 1, 1, 1, 1, Snh_kl, Snd_kl, Xnd_kl
, 1, TSS_kl, Qi_kl, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1];

DYNin_kl=zeros(58465, 27);
CONSTin_kl=zeros(2, 27);

for i=1:27
DYNin_kl(:, i)=nybygggnad_kl(i) .* DYNINFLUENT_Kappala(:, i);
CONSTin_kl(:, i)=nybygggnad_kl(i) .* CONSTINFLUENT_Kappala(:, i);
end

% 10% Nybygggnad KONV
Si_konv=0.984;
Ss_konv=1.074;
Xi_konv=1.034;
Xs_konv=1.038;
Xbh_konv=1.026;
Snh_konv=1.073;
Snd_konv=1.257;
Xnd_konv=1.003;
TSS_konv=1.050;
Qi_konv=1.072;

nybygggnad_konv=[1, Si_konv, Ss_konv, Xi_konv, Xs_konv, Xbh_konv, 1, 1, 1, 1, Snh_konv
, Snd_konv, Xnd_konv, 1, TSS_konv, Qi_konv, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1];

DYNin_konv=zeros(58465, 27);
CONSTin_konv=zeros(2, 27);

for i=1:27
DYNin_konv(:, i)=nybygggnad_konv(i) .* DYNINFLUENT_Kappala(:, i);
CONSTin_konv(:, i)=nybygggnad_konv(i) .* CONSTINFLUENT_Kappala(:, i);
end

% 10% nybygggnad URIN
Si_urin=0.975;
Ss_urin=1.054;
Xi_urin=1.037;
Xs_urin=1.040;
Xbh_urin=1.029;
Snh_urin=0.969;
Snd_urin=1.158;
Xnd_urin=1.002;
TSS_urin=1.052;
Qi_urin=1.069;

nybygggnad_urin=[1, Si_urin, Ss_urin, Xi_urin, Xs_urin, Xbh_urin, 1, 1, 1, 1, Snh_urin
, Snd_urin, Xnd_urin, 1, TSS_urin, Qi_urin, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1, 1];

DYNin_urin=zeros(58465, 27);
CONSTin_urin=zeros(2, 27);

for i=1:27

```

```

DYNin_urin(:,i)=nybygggnad_urin(i).·DYNINFLUENT_Kappala(:,i);
CONSTin_urin(:,i)=nybygggnad_urin(i).·CONSTINFLUENT_Kappala(:,i);
end

10% Nybygggnad KL
Si_kl=0.973;
Ss_kl=1.040;
Xi_kl=0.990;
Xs_kl=0.984;
Xbh_kl=0.974;
Snh_kl=0.948;
Snd_kl=1.047;
Xnd_kl=0.980;
TSS_kl=0.990;
Qi_kl=1.058;

nybygggnad_kl=[1,Si_kl,Ss_kl,Xi_kl,Xs_kl,Xbh_kl,1,1,1,1,Snh_kl,Snd_kl,Xnd_kl,
1,TSS_kl,Qi_kl,1,1,1,1,1,1,1,1,1,1,1,1];

DYNin_kl=zeros(58465,27);
CONSTin_kl=zeros(2,27);

for i=1:27
DYNin_kl(:,i)=nybygggnad_kl(i).·DYNINFLUENT_Kappala(:,i);
CONSTin_kl(:,i)=nybygggnad_kl(i).·CONSTINFLUENT_Kappala(:,i);
end

30% Nybygggnad KONV
Si_konv=0.957;
Ss_konv=1.194;
Xi_konv=1.091;
Xs_konv=1.1;
Xbh_konv=1.069;
Snh_konv=1.193;
Snd_konv=1.679;
Xnd_konv=1.008;
TSS_konv=1.132;
Qi_konv=1.216;

nybygggnad_konv=[1,Si_konv,Ss_konv,Xi_konv,Xs_konv,Xbh_konv,1,1,1,1,Snh_konv,
Snd_konv,Xnd_konv,1,TSS_konv,Qi_konv,1,1,1,1,1,1,1,1,1,1,1,1];

DYNin_konv=zeros(58465,27);
CONSTin_konv=zeros(2,27);

for i=1:27
DYNin_konv(:,i)=nybygggnad_konv(i).·DYNINFLUENT_Kappala(:,i);
CONSTin_konv(:,i)=nybygggnad_konv(i).·CONSTINFLUENT_Kappala(:,i);
end

% 30% Nybygggnad URIN
Si_urin=0.933;
Ss_urin=1.145;
Xi_urin=1.097;
Xs_urin=1.107;
Xbh_urin=1.077;
Snh_urin=0.918;
Snd_urin=1.419;
Xnd_urin=1.007;

```

```

TSS_urin=1.139;
Qi_urin=1.207;

nybygggnad_urin=[1,Si_urin,Ss_urin,Xi_urin,Xs_urin,Xbh_urin,1,1,1,1,Snh_urin
,Snd_urin,Xnd_urin,1,TSS_urin,Qi_urin,1,1,1,1,1,1,1,1,1,1,1];

DYNin_urin=zeros(58465,27);
CONSTin_urin=zeros(2,27);

for i=1:27
DYNin_urin(:,i)=nybygggnad_urin(i).*DYNINFLUENT_Kappala(:,i);
CONSTin_urin(:,i)=nybygggnad_urin(i).*CONSTINFLUENT_Kappala(:,i);
end

% 30% Nybygggnad KL
Si_kl=0.928;
Ss_kl=1.108;
Xi_kl=0.974;
Xs_kl=0.956;
Xbh_kl=0.930;
Snh_kl=0.860;
Snd_kl=1.126;
Xnd_kl=0.945;
TSS_kl=0.974;
Qi_kl=1.175;

nybygggnad_kl=[1,Si_kl,Ss_kl,Xi_kl,Xs_kl,Xbh_kl,1,1,1,1,Snh_kl,Snd_kl,Xnd_kl
,1,TSS_kl,Qi_kl,1,1,1,1,1,1,1,1,1,1,1];

DYNin_kl=zeros(58465,27);
CONSTin_kl=zeros(2,27);

for i=1:27
DYNin_kl(:,i)=nybygggnad_kl(i).*DYNINFLUENT_Kappala(:,i);
CONSTin_kl(:,i)=nybygggnad_kl(i).*CONSTINFLUENT_Kappala(:,i);
end

```

BILAGA E – MATLABSCRIPT 3

BSM2G Käppalas utvärderingsscript för energi, resurser och växthusgasutsläpp.

```
% Sludge production (calculated as kg TSS produced for the complete
evaluation period)

TSSreactors_start =
(reac1part(1,14)·VOL1+reac2part(1,14)·VOL2+reac3part(1,14)·VOL3+reac4part(1
,14)·VOL4+reac5part(1,14)·VOL5)/1000;
TSSreactors_end =
(reac1part(end,14)·VOL1+reac2part(end,14)·VOL2+reac3part(end,14)·VOL3+reac4
part(end,14)·VOL4+reac5part(end,14)·VOL5)/1000;

TSSsettler_start=(settlerpart(1,1)·DIM(1)·DIM(2)/10+settlerpart(1,2)·DIM(1)
·DIM(2)/10+settlerpart(1,3)·DIM(1)·DIM(2)/10+settlerpart(1,4)·DIM(1)·DIM(2)
/10+settlerpart(1,5)·DIM(1)·DIM(2)/10+settlerpart(1,6)·DIM(1)·DIM(2)/10+set
tlerpart(1,7)·DIM(1)·DIM(2)/10+settlerpart(1,8)·DIM(1)·DIM(2)/10+settlerpar
t(1,9)·DIM(1)·DIM(2)/10+settlerpart(1,10)·DIM(1)·DIM(2)/10)/1000;
TSSsettler_end=(settlerpart(end,1)·DIM(1)·DIM(2)/10+settlerpart(end,2)·DIM(
1)·DIM(2)/10+settlerpart(end,3)·DIM(1)·DIM(2)/10+settlerpart(end,4)·DIM(1)·
DIM(2)/10+settlerpart(end,5)·DIM(1)·DIM(2)/10+settlerpart(end,6)·DIM(1)·DIM
(2)/10+settlerpart(end,7)·DIM(1)·DIM(2)/10+settlerpart(end,8)·DIM(1)·DIM(2)
/10+settlerpart(end,9)·DIM(1)·DIM(2)/10+settlerpart(end,10)·DIM(1)·DIM(2)/1
0)/1000;

TSSprimary_start = primarypart(1,41)·VOL_P/1000;
TSSprimary_end = primarypart(end,41)·VOL_P/1000;

% digestersludgeinpart = digesterinpreinterface(startindex:(stopindex-
1),:);
digestersludgeoutpart = digesteroutpostinterface(startindex:(stopindex-
1),:);

TSSdigester_start = digestersludgeoutpart(1,14)·V_liq/1000;
TSSdigester_end = digestersludgeoutpart(end,14)·V_liq/1000;

TSSstorage_start = storagepart(1,14)·storagepart(1,22)/1000;
TSSstorage_end = storagepart(end,14)·storagepart(end,22)/1000;

TSSsludgeconc=sludgepart(:,14)/1000; %kg/m3
Qsludgeflow=sludgepart(:,15); %m3/d

TSSsludgevec=TSSsludgeconc·Qsludgeflow·timevector;

TSSproduced=sum(TSSsludgevec)+TSSreactors_end+TSSsettler_end+TSSprimary_end
+TSSdigester_end+TSSstorage_end-TSSreactors_start-TSSsettler_start-
TSSprimary_start-TSSdigester_start-TSSstorage_start;
TSSproducedperd=TSSproduced/totalt

Sludgetoeff=TSSeload/1000;
Sludgetoeffperd=TSSeload/(1000·totalt);

Totssludgeprod=TSSproduced+TSSeload/1000;
Totssludgeprodperd=TSSproduced/totalt+TSSeload/(1000·totalt);
```

```

% Aeration energy (calculated as kWh consumed for the complete evaluation
period)
kla1vec = kla1in(startindex:(stopindex-1),:);
kla2vec = kla2in(startindex:(stopindex-1),:);
kla3vec = kla3in(startindex:(stopindex-1),:);
kla4vec = kla4in(startindex:(stopindex-1),:);
kla5vec = kla5in(startindex:(stopindex-1),:);
kla6vec = kla6in(startindex:(stopindex-1),:);
kla7vec = kla7in(startindex:(stopindex-1),:);
kla8vec = kla8in(startindex:(stopindex-1),:);
kla9vec = kla9in(startindex:(stopindex-1),:);

kla1newvec = SOSAT1·VOL1·kla1vec;
kla2newvec = SOSAT2·VOL2·kla2vec;
kla3newvec = SOSAT3·VOL3·kla3vec;
kla4newvec = SOSAT4·VOL4·kla4vec;
kla5newvec = SOSAT5·VOL5·kla5vec;
kla6newvec = SOSAT6·VOL6·kla6vec;
kla7newvec = SOSAT7·VOL7·kla7vec;
kla8newvec = SOSAT8·VOL8·kla8vec;
kla9newvec = SOSAT9·VOL9·kla9vec;
airenergyvec =
(kla1newvec+kla2newvec+kla3newvec+kla4newvec+kla5newvec+kla6newvec+kla7newv
ec+kla8newvec+kla9newvec)/(1.8·1000);
airenergy = sum(airenergyvec.·timevector);
airenergypd = airenergy/totalt; % for OCI

% Mixing energy (calculated as kWh consumed for the complete evaluation
period)
mixnumreac1 = length(find(kla1vec<20));
mixnumreac2 = length(find(kla2vec<20));
mixnumreac3 = length(find(kla3vec<20));
mixnumreac4 = length(find(kla4vec<20));
mixnumreac5 = length(find(kla5vec<20));
mixnumreac6 = length(find(kla6vec<20));
mixnumreac7 = length(find(kla7vec<20));
mixnumreac8 = length(find(kla8vec<20));
mixnumreac9 = length(find(kla9vec<20));

mixenergyunitreac = 0.005; %kW/m3

mixenergyreac1 = mixnumreac1·mixenergyunitreac·VOL1;
mixenergyreac2 = mixnumreac2·mixenergyunitreac·VOL2;
mixenergyreac3 = mixnumreac3·mixenergyunitreac·VOL3;
mixenergyreac4 = mixnumreac4·mixenergyunitreac·VOL4;
mixenergyreac5 = mixnumreac5·mixenergyunitreac·VOL5;
mixenergyreac6 = mixnumreac6·mixenergyunitreac·VOL6;
mixenergyreac7 = mixnumreac7·mixenergyunitreac·VOL7;
mixenergyreac8 = mixnumreac8·mixenergyunitreac·VOL8;
mixenergyreac9 = mixnumreac9·mixenergyunitreac·VOL9;

mixenergyreac =
24·(mixenergyreac1+mixenergyreac2+mixenergyreac3+mixenergyreac4+mixenergyre
ac5+mixenergyreac6+mixenergyreac7+mixenergyreac8+mixenergyreac9)·sampletime
;

mixenergyunitAD = 0.005; %0.01 kW/m3 (Keller and Hartley, 2003)
mixenergyAD = 24·mixenergyunitAD·V_liq·2·totalt;

```

```

mixenergy = mixenergyreac+mixenergyAD;
mixenergyperd = mixenergy/totalt;

% Pumping energy (calculated as kWh consumed for the complete evaluation
period)
Qintflow = recpart(:,15);
Qrflow = settlerpart(:,15);
Qwflow = settlerpart(:,27);
Quprimaryflow = primarypart(:,41);
Quthickenerflow = thickenerpart(:,15);
Qodewateringflow = dewateringoutpart(:,41);

% should we add pumping energy for storage tank pumping?

pumpenergyvec =
PF_Qint·Qintflow+PF_Qr·Qrflow+PF_Qw·Qwflow+PF_Qpu·Quprimaryflow+PF_Qtu·Quth
ickenerflow+PF_Qdo·Qodewateringflow;
pumpenergy = sum(pumpenergyvec.*timevector);
pumpenergyperd=pumpenergy/totalt

% Carbon source addition
carbon1vec = carbon1in(startindex:(stopindex-1),:);
carbon2vec = carbon2in(startindex:(stopindex-1),:);
carbon3vec = carbon3in(startindex:(stopindex-1),:);
carbon4vec = carbon4in(startindex:(stopindex-1),:);
carbon5vec = carbon5in(startindex:(stopindex-1),:);
carbon6vec = carbon6in(startindex:(stopindex-1),:);
carbon7vec = carbon7in(startindex:(stopindex-1),:);
carbon8vec = carbon8in(startindex:(stopindex-1),:);
carbon9vec = carbon9in(startindex:(stopindex-1),:);
Qcarbonvec =
(carbon1vec+carbon2vec+carbon3vec+carbon4vec+carbon5vec+carbon6vec+carbon7v
ec+carbon8vec+carbon9vec);
carbonmassvec = Qcarbonvec·CARBONSOURCECONC/1000;
Qcarbon = sum(Qcarbonvec.*timevector); %m3
carbonmass = sum(carbonmassvec.*timevector); %kg COD
carbonmassperd = carbonmass/totalt; %for OCI

%Methane, H2, CO2 production, updated for new order of variables, UJ 2007-
01-15
Methanevec1 =
digester1outpart(:,48)./digester1outpart(:,50)·P_atm·16/(R·T_op); %kg
CH4/m3
Methanevec2 =
digester2outpart(:,48)./digester2outpart(:,50)·P_atm·16/(R·T_op); %kg
CH4/m3
Methaneflowvec1 = Methanevec1·digester1outpart(:,51);
Methaneflowvec2 = Methanevec2·digester2outpart(:,51);
Methaneprod = sum((Methaneflowvec1+Methaneflowvec2).*timevector);
Methaneprodperd = Methaneprod/totalt; %kg CH4/d
EnergyfromMethaneperd = Methaneprodperd·50014/3600; %kWh/d

%Heating energy for anaerobic digester
ro = 1000; %Water density in kg/m3
cp = 4.186; %Specific heat capacity for water in Ws/gC
% Potential truck input to AD has been removed below
Tdigester1in = (primarypart(:,42)·primarypart(:,41))./(primarypart(:,41));

```

```

Tdigester2in =
(thickenerpart(:,16) .* thickenerpart(:,15))./(thickenerpart(:,15));
Heatpower = (35-
Tdigester1in) .* digesterinpreinterface1part(:,15) .ro .cp/86400 + (35-
Tdigester2in) .* digesterinpreinterface2part(:,15) .ro .cp/86400; %kW
Heatenergyperd = 24 .sum(Heatpower .timevector)/totalt; %kWh/d

% Operational Cost Index, OCI
TSScost=3.TSSproducedperd;
airenergycost=1.airenergyperd;
mixenergycost=1.mixenergyperd;
pumpenergycost=1.pumpenergyperd;
carbonmasscost=3.carbonmassperd;
EnergyfromMethaneperdcost = 6.Methaneprodperd;
Heatenergycost = max(0,Heatenergyperd-7.Methaneprodperd);

OCI=TSScost+airenergycost+mixenergycost+pumpenergycost+carbonmasscost-
EnergyfromMethaneperdcost+Heatenergycost;

% determining SRT
% determining Biomass in activated sludge tanks
Biomassvec=0.75.(reac1part(:,5).VOL1+reac1part(:,6).VOL1+reac1part(:,21).VOL
L1+reac2part(:,5).VOL2+reac2part(:,6).VOL2+reac2part(:,21).VOL2+reac3part(:
,5).VOL3+reac3part(:,6).VOL3+reac3part(:,21).VOL3+reac4part(:,5).VOL4+reac4
part(:,6).VOL4+reac4part(:,21).VOL4+reac5part(:,5).VOL5+reac5part(:,6).VOL5
+reac5part(:,21).VOL5+reac6part(:,5).VOL6+reac6part(:,6).VOL6+reac6part(:,2
1).VOL6+reac7part(:,5).VOL7+reac7part(:,6).VOL7+reac7part(:,21).VOL7+reac8p
art(:,5).VOL8+reac8part(:,6).VOL8+reac8part(:,21).VOL8+reac9part(:,5).VOL9+
reac9part(:,6).VOL9+reac9part(:,21).VOL9); %XBH + XBA in aeration tanks
only, in TSS units
TSSvecreactor=reac1part(:,14).VOL1+reac2part(:,14).VOL2+reac3part(:,14).VOL
3+reac4part(:,14).VOL4+reac5part(:,14).VOL5+reac6part(:,14).VOL6+reac7part(
(:,14).VOL7+reac8part(:,14).VOL8+reac9part(:,14).VOL9; %TSS in aeration
tanks

% Waste sludge production
Qwasteflow = settlerpart(:,27);
TSSwasteconc = settlerpart(:,14);%(changed from BSM1.)
TSSuvec2 =TSSwasteconc.Qwasteflow; % TSS in WAS, in g/d
TSSsevec2=effluentpart(:,14).effluentpart(:,15); %TSS in the effluent, in
g/d (changed from BSM1.)

% SRT for sludge in aeration tanks, settler not considered
SRTvec =TSSvecreactor./(TSSuvec2+TSSsevec2); % TSS in reactor / TSS removed
from the system

% 1.4. CO2 generated from nitrogen removal Bridle model

N2Oemission = (Influent_flow.Primary_TN .RN20_generation)/1000; % amount of
N2O emitted (kg N2O/day)
CO2_equivalent1=N2Oemission.GWPN20; %equivalent of CO2 of the N2O
emissions (kg CO2/day)

% 1.4. CO2 generated from nitrogen removal Hiatt and Grady + Mampaey

GHG_reac1part = GHG_reac1(startindex:(stopindex-1),:);
GHG_reac2part = GHG_reac2(startindex:(stopindex-1),:);
GHG_reac3part = GHG_reac3(startindex:(stopindex-1),:);
GHG_reac4part = GHG_reac4(startindex:(stopindex-1),:);

```

```

GHG_reac5part = GHG_reac5(startindex:(stopindex-1),:);
GHG_reac6part = GHG_reac6(startindex:(stopindex-1),:);
GHG_reac7part = GHG_reac7(startindex:(stopindex-1),:);
GHG_reac8part = GHG_reac8(startindex:(stopindex-1),:);
GHG_reac9part = GHG_reac9(startindex:(stopindex-1),:);

N2ONemissionvec = (GHG_reac1part(:,2)+ GHG_reac2part(:,2)+
GHG_reac3part(:,2) + GHG_reac4part(:,2)+ GHG_reac5part(:,2)+
GHG_reac6part(:,2)+ GHG_reac7part(:,2) + GHG_reac8part(:,2)+
GHG_reac9part(:,2))./1000;
N2Oemitted = sum(N2ONemissionvec.*timevector).*N2ON_2_N2O;
N2Oemittedperd = N2Oemitted/totalt;

CO2_equivalent2=N2Oemittedperd*GWPN2O; %equivalent of CO2 of the N2O
emissions (kg CO2/day)

CO2_elforbrukning=(airenergyperd+mixenergyperd+pumpenergyperd).*CO2_kWh_nord
isk_el; % (kWh/d).*(kg co2/kWh) = kg CO2/d
CO2_varmeforbrukning=Heatenergyperd.*CO2_kWh_fjarrvarme; % kg CO2/d

CO2methanol = (carbonmassperd/1.5).* methanol_CO2; %%% 1.5 COD of methanol
CO2_emission_chemical=CO2methanol;
CO2_emission_degr_carbonsource=1.38.*carbonmassperd; % 1 kg metanol ger 1,38
kg CO2, CO2 från nedbrytning extern kol

% 5.1 Sludge storage
sludgestorageemissionspart = sludgestorageemissions(startindex:(stopindex-
1),:);

storagech4vec      = sludgestorageemissionspart(:,1).*timevector;
storagech4prod      = sum(storagech4vec);
storagech4prodperd  = storagech4prod/totalt;

storagen2ovec      = sludgestorageemissionspart(:,2).*timevector;
storagen2oprod      = sum(storagen2ovec) .*N2ON_2_N2O;
storagen2oprodperd  = storagen2oprod/totalt;

CO2_emission_sludgestorage = storagech4prodperd.*GWPC4 +
storagen2oprodperd.*GWPN2O;

```

BILAGA F – FULLT RESULTAT

Sammanställning av resultat för samtliga scenarion

TOT.BELASTNING														Ref	3% Konv	3% Urin	3% KL	10% Konv	10% Urin	10% KL	30% Konv	30% Urin	30% KL
filnamn														ref66	konv35	urin19	kl29	konv72	urin25	kl66	konv74	urin31	kl44
Tot OC/år														14082483	16232158	15101050	14258248	25299562	17833102	15241010	22920280	17197031	16417115
Medel luftningsenergi kWh/år														5783403	6808424	6325929	5886709	10905739	7583761	6559156	8491237	7612346	6950304
Medel pumpningsenergi kWh/år														763397	1058215	858000	723591	1060382	831861	763801	1036799	861196	758301
Medel koltillsats kg COD/år														0	225680	87360	0	1729000	480480	0	1456000	0	0
Medel mixningsenergi kWh/år														2342558	2342558	2342558	2342558	2342558	2342558	2342558	2342558	2342558	2342558
Medel uppvärmningsenergi kWh/år														4590099	4713612	4707367	4671979	5113352	4995898	4858650	5485653	5578814	5350155
Medel I metanproduktion kWh/år														24610913	25458194	25439900	24912942	28112509	27451807	25588205	31750141	31712966	27286756
Total medel slamproduktion kg SS/år														5461550	5638500	5624595	5545750	6182645	6030525	5740826	7014146	6918544	6270870
N2O ASP enl . Briddle kg CO2e/år														1531547	1604251	1559595	1540088	1769359	1624344	1561401	2295512	1820732	1627333
N2O ASP enl . Hiatt kg CO2e/år														35118675	25612139	24817878	37248974	9581294	26869039	36118087	42061998	39467275	40380872
CO2 verkets elförbrukning kg CO2/år														1115615	1281254	1195574	1123584	1795739	1350152	1213022	1489760	1357421	1261421
CO2 verkets värmeförbrukning kg CO2/år														344257	353521	353053	350398	383501	374692	364399	411424	418411	401262
CO2 produktion extern kolkälla kg CO2/år														0	231698	89690	0	1775107	493293	0	1494827	0	0
CO2 nedbrytning extern kolkälla kg CO2/år														0	311498	120580	0	2386475	663189	0	2009280	0	0
CH4 och N2O från slamlagring kg CO2e/år														1593031	1657644	1651294	1618113	1870589	1800088	1675309	2150747	2102961	1828454
Effl. Average Sno3 (kg N/år)														214257	220285	218930	218110	217004	216293	216505	210915	208371	205230
Effl. Average Snh (kg N/år)														56636	56725	57681	57660	57246	57775	57209	56115	56800	57441
Effl. Average totN (kg N/år)														311136	316882	316745	317165	314709	316877	316957	315581	314963	312038
MARG.BELASTNING														Ref	3% Konv	3% Urin	3% KL	10% Konv	10% Urin	10% KL	30% Konv	30% Urin	30% KL
filnamn														ref66	konv35	urin19	kl29	konv72	urin25	kl66	konv74	urin31	kl44
antal pe														427000	12810	12810	12810	42700	42700	42700	128100	128100	128100
Tot OC/pe, år														33	167,8	79,5	13,7	262,7	87,8	27,1	69,0	24,3	18,2
Medel luftningsenergi kWh/pe,år														14	80,0	42,4	8,1	120,0	42,2	18,2	21,1	14,3	9,1
Medel pumpningsenergi kWh/pe, år														2	23,01	7,39	-3,11	7	2	0,009	2,134	0,763	-0,040
Medel koltillsats kg COD/pe, år														0	17,62	6,82	0,00	40,49	11,25	0,00	11,37	0,00	0,00
Medel mixningsenergi kWh/pe, år														5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Medel uppvärmningsenergi kWh/pe, år														11	9,64	9,15	6,39	12,25	9,50	6,29	6,99	7,72	5,93
Medel metanproduktion kWh/pe, år														58	66,142	64,714	23,578	82,005	66,531	22,887	55,732	55,441	20,889
Total medel slamproduktion kg SS/pe, år														13	13,81	12,73	6,57	16,89	13,32	6,54	12,12	11,37	6,32
N2O Briddle kg CO2e/pe,år														4	5,68	2,19	0,67	5,57	2,17	0,70	5,96	2,26	0,75
N2O Hiatt kg CO2e/pe,år														82	-742	-804	166	-598	-193	23	54	34	41
CO2 elförbrukning (kg CO2/pe,år)														3	12,93	6,24	0,62	15,93	5,49	2,28	2,92	1,89	1,14
CO2 värmeförbrukning (kg CO2/pe,år)														1	0,72	0,69	0,48	0,92	0,71	0,47	0,52	0,58	0,44
CO2 prod. extern kolkälla kg CO2/pe,år														0	18,09	7,00	0,00	41,57	11,55	0,00	11,67	0,00	0,00
CO2 nedbr. extern kolkälla kg CO2/pe,år														0	24,32	9,41	0,00	55,89	15,53	0,00	15,69	0,00	0,00
CH4 och N2O slamlagring kg CO2e/pe, år														4	5	4,55	2	7	5	2	4	4	2
Summa GHG kg CO2e/pe,år														93	-675	-774	170	-472	-153	29	95	43	45

BILAGA G – LUSTGASKVOTER 1

Kvoter för lustgasutsläpp från ASP

TOT.BELASTNING	REF	3% KONV	3% URIN	3% KL	10% KONV	10% URIN	10% KL	30% KONV	30% URIN	30% KL
	ref66	konv35	urin19	kl29	konv72	urin25	kl66	konv74	urin31	kl44
totN-in (kg N/d)	4635	4825	4721	4661	5262	4919	4726	6517	5490	4915
N20 enl. Hiatt (kg N20/d)	323,8	236,1	228,8	343,4	88,3	247,7	333,0	387,8	363,8	372,3
N20/totN-in enl Hiatt	0,0699	0,0489	0,0485	0,0737	0,0168	0,0504	0,0705	0,0595	0,0663	0,0757
N20 enl. Briddle (kg N/d)	14,12	14,79	14,38	14,20	16,31	14,97	14,39	21,16	16,79	15,00
N20/totN-in enl. Briddle	0,0030	0,0031	0,0030	0,0030	0,0031	0,0030	0,0030	0,0032	0,0031	0,0031
MARG.BELASTNING		3% KONV	3% URIN	3% KL	10% KONV	10% URIN	10% KL	30% KONV	30% URIN	30% KL
		konv35	urin19	kl29	konv72	urin25	kl66	konv74	urin31	kl44
totN-in (kg N/d)		190,3	86,1	26,7	627,4	284,6	91,7	1882,6	855,8	280,6
N20 enl. Hiatt (kg N20/d)		-87,64	-94,96	19,64	-235,4	-76,05	9,21	64,01	40,09	48,51
N20/totN-in enl Hiatt		-0,461	-1,103	0,737	-0,375	-0,267	0,101	0,034	0,047	0,173
N200enl. Briddle (kg N/d)		0,670	0,259	0,079	2,192	0,855	0,275	7,043	2,666	0,883
N20/totN-in enl. Briddle		0,0035	0,0030	0,0030	0,0035	0,0030	0,0030	0,0037	0,0031	0,0031

BILAGA H – LUSTGASKVOTER 2

Marginalkvot lustagsproduktion per inkommande totalkväve

