



---

Sveriges  
lantbruksuniversitet

# Analys av framtidens system för hantering av avloppsvatten och matavfall i Eskilstuna

Analysis of future systems for wastewater  
and biowaste treatment in Eskilstuna

---

Frida Källström



## REFERAT

### **Analys av framtidens system för hantering av avloppsvatten och matavfall i Eskilstuna** *Frida Källström*

Avloppshantering styrs i allt högre grad av de nationella miljö kvalitetsmål som beslutas av riksdagen. Det finns ett behov av avloppssystem som uppfyller hårda krav på miljö, kretslopp och resursanvändning, och hygien. De miljöaspekter som tillkommit under senare år är bland annat effekter av förändrat klimat, ny kunskap om effekter av läkemedel i vatten, behovet av ytterligare rening av avloppsvatten samt ökad återföring av växtnäring till jordbruket.

Denna rapport har, utifrån ett framtidsscenario för år 2050, analyserat sju olika system för hantering av avloppsvatten och matavfall i Eskilstuna. Framtidsscenarioet valdes med anledning av att inom en fyrtioårsperiod kan nya utmaningar ha uppkommit som ställer högre krav på avloppshantering än de vi ser idag samt därför att förändringsåtgärder i avloppssektorn tar lång tid att införa. Analysen har främst utförts med avseende på ekonomi. Miljöaspekter som exempelvis utsläpp till recipient och återföringspotential av växtnäringsämnen har även utvärderats. Den ekonomiska analysen har utförts ur ett nybyggnadsperspektiv med hjälp av kostnadsmodellen URWARE Eko. I rapporten ingår även en litteraturstudie som behandlar resultat från tidigare systemstudier.

Inledningsvis upprättades en målbild av Eskilstunas förutsättningar år 2050. Med utgångspunkt från denna målbild analyserades sju system som kunde delas in i tre huvudkategorier: konventionell teknik som byggs på och byggs om, källsorterande klosettsystem (KL-system) samt ett reningsverk med förändrad reningsteknik i form av membranteknik och omvänd osmos.

Resultaten visade att det skiljer en faktor 1,9 mellan det billigaste systemet (slamanvändning på produktiv mark) och det dyraste (separata KL-ledningar till central behandlingsanläggning). Samtliga system har en stor återföring av fosfor medan KL-system och membranteknik med omvänd osmos i reningsverket uppnår bäst återföring av övriga näringsämnen, som kväve, kalium och svavel. Vad gäller utsläpp till recipient av fosfor och kväve är KL-systemen tillsammans med membranteknik med omvänd osmos i reningsverket de systemen med lägst utsläpp.

Nyckelord: ekonomi, avlopp, kretslopp, återföringspotential, växtnäring, klosett vatten, KL-system, matavfall

## **ABSTRACT**

### **Analysis of future systems for waste water and bio waste treatment in Eskilstuna**

*Frida Källström*

Wastewater treatment is increasingly controlled by the Swedish environmental quality objectives, adopted by the Swedish parliament. There is a need for a sewage system that can fulfill stringent requirements concerning the environment, recycling and resource use and hygiene. Additional environmental aspects in recent years are the impact of climate change, new knowledge about the effects of pharmaceuticals in water, the need for improved wastewater treatment and increased recycling of nutrients to agriculture.

This report has, from a future scenario of the year 2050, analyzed seven different systems for wastewater treatment and treatment of compostable biowaste from households in Eskilstuna. A future scenario was chosen based on that within a forty year period new challenges may arise which can result in higher demands on sewage treatment than those we see today. Another reason why the future scenario was established is that changes in wastewater treatment systems are slow to establish.

The analysis is mainly focused on the economical aspects but environmental aspects such as emissions to receiving waters and potential recycling of plant nutrients has also been evaluated briefly. The economical analysis was made from a new construction perspective. The economy model is constructed in Microsoft Office Excel and named URWARE Eko. The report also includes a section based on results from previous system studies.

A target image of Eskilstuna 2050 was initially created. Seven systems were then analyzed based on this target image. The seven different systems could be divided in to three main categories: conventional sewage system that were modified, source separated blackwater systems and a sewage plant with improved treatment technology in the form of membrane technology and reverse osmosis.

The results showed that it differed a factor of 1.9 between the cheapest system (sludge recovery to productive land) and the most expensive (separated blackwater treated in a central treatment facility). All systems have a big recycling potential of phosphorus. Blackwater systems and wastewater plants with membrane technology and reverse osmosis are the best systems for recycling of other nutrients such as nitrogen, potassium and sulfur.

Keyword: Wastewater treatment, blackwater, Eskilstuna, sewage systems, economy analysis, system studies

## FÖRORD

Detta examensarbete har utförts som avslutande del på civilingenjörsprogrammet miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Examensarbetet omfattar 30 högskolepoäng och har utförts på uppdrag av Lantbrukarnas Riksförbund (LRF) i Stockholm.

Initiativtagare till projektet var Jan Eksvärd LRF, tillika handledare tillsammans med Gilbert Svensson, CIT Urban Water Management.

Ämnesgranskare har varit Håkan Jönsson vid Institutionen för energi och teknik vid Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, i Uppsala.

Jag vill rikta ett stort tack till alla som ställt upp och svarat på frågor under arbetets gång! Speciellt vill jag tacka Gilbert och Jan som motiverat mig och avsatt tid för mina funderingar och även Håkan för all ovärderlig expertkunskap och hjälp vid slutspurten. Tack också till alla inblandade på Eskilstuna Energi & Miljö som svarat på mina frågor och funderingar.

Uppsala, mars 2010

Frida Källström

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

I dagens samhälle kretsar mer och mer kring att bedriva verksamheter som är miljömässigt hållbara och lämnar så små negativa avtryck för vår miljö som möjligt. Det finns ett intresse av att minska användningen av ändliga resurser och ställa om till en mer förnyelsebar energianvändning. Lokala kretslopp blir allt viktigare för att tillvarata resurser som i framtiden kan komma att stiga i inköpspris på grund av högre energipriser och minskade tillgångar. Dessa frågor är aktuella när det kommer till avloppshantering. Att tillverka handelsgödsel är en energikrävande process när kväve ska fixeras från luften och användandet av råfosfat innebär att vi sakta tömmer reserverna av en ändlig resurs. Utsläpp av närsalter och organiskt material från reningsverk inverkar på övergödningsproblematiken när näringsämnen istället skulle kunna ingå i ett kretslopp. Det finns även en ökad avsättning för biogas och synergier mellan olika sorters substrat är av stort intresse.

Klimatförändringar förutspås medföra ökade perioder med kraftig nederbörd i vissa delar av Sverige, något som kan tvinga avloppsnäten att avleda delvis orenat avloppsvatten till recipienter, vilket i sin tur innebär hygieniska risker för djur och människor. I ett framtidsscenario kan ökade krav på utsläpp av näringsämnen, tungmetaller och läkemedel uppstå. Sveriges miljömål innebär vissa krav på avloppshantering och matavfall som många kommuner inte lever upp till idag. Klarar dagens konventionella avloppssystem att möta denna framtidsvision? Finns det ett behov att förändra systemen för att möta dessa utmaningar som kan komma att uppstå?

Avloppsslam bildas i reningsverken och innehåller ca 3 % fosfor och 4 % kväve. Slammet är intressant ur den synpunkten att det är ett bra gödningsmedel som lämpar sig i jordbruket. Tyvärr uppfyller inte alla reningsverk kravet på slammets innehåll då det innehåller oönskade ämnen som exempelvis tungmetaller som inte bör föras till produktiv mark. I reningsverket blandas urin och fekalier, som är relativt rena fraktioner, med förorenat trafikdagvatten (från kombinerade system) och BDT-vatten. I vissa reningsverk sker även en samrötning med matavfall som även det är en ren fraktion. Det kan vara av intresse att sortera dessa rena fraktioner från de förorenade, för att på så sätt erhålla en mer näringsrik produkt än slam, som dessutom är betydligt renare. Detta kan ske genom sortering och av klosettwater. Det finns även andra sätt att framställa gödningsprodukter på, exempelvis genom utvinning av fosfor från förbränt avloppsslam eller från avloppsvatten.

Denna bakgrund ligger till grund för uppkomsten av detta examensarbete som utvärderar i vilka fall det kan vara intressant att frånga konventionell teknik för hantering av avloppsvatten och matavfall.

Utsläppskrav, riktvärden och omvärldsfaktorer kommer att förändras i framtiden och intresset ligger i att utvärdera hur avloppshanteringen möter dessa förändringar. För att kunna göra detta gjordes ett nedslag i framtiden. En målbild för år 2050 upprättades där möjliga gräns- och riktvärden och krav sammanställdes och faktorer så som befolkningsutveckling och vattentillgång och vattenförbrukning utvärderades.

Syftet med examensarbetet var att, utifrån uppsatt målbild, analysera sju olika system för hantering av avloppsvatten och matavfall, och utreda ekonomiska skillnader dem emellan samt när respektive system kan anses aktuellt. De system som analyserades var ett med slam användning på produktiv mark, två olika utvinningssystem för fosfor, tre olika

källsorterande klosettvattnensystem samt ett system där avloppsvattnet renades med membranteknik och omvänd osmos.

Den ekonomiska analysen utfördes ur ett nybyggnadsperspektiv med hjälp av ett verktygsprogram, URWARE Eko. Nybyggnadsperspektivet valdes med utgångspunkten att ingående komponenters och anläggningars livstid, inom en fyrtioårsperiod, kommer att passeras och ersättas med nya. Det finns dock ett intresse i att utnyttja värdet i dagens befintliga anläggningar och ledningsnät, en diskussion om eventuell utbyggnad genomfördes därför också.

Rangordningen mellan systemen skiljer sig åt beroende på vilken aspekt som placeras i centrum. Den ekonomiska modelleringen visade att det skiljer en faktor 1,9 mellan det billigaste systemet (system slam) och det dyraste (klosettvattnenledningar till central anläggning). Utvinning av fosfor via förbränt slam samt klosettvattnensortering med extremt vattensnåla toaletter och uppsamlingstankar visar sig ligga nära slamanvändning i kostnader. Enbart med hänsyn till miljöaspekten, med avseende på kretsloppsmöjligheter av näringsämnen samt låga utsläpp till recipient, är klosettvattnensortering och reningsverk med membranteknik och omvänd osmos de systemlösningar som uppvisar bäst resultat. Kostnaden i förhållande till potentiell mängd återförbar fosfor är lägst vid slamanvändning och för kväve är kostnaden lägst vid återföring av klosettvattnenprodukt från extremt vattensnåla toaletter med uppsamlingstankar.

## ORDLISTA

### **Aerob**

Med tillgång till syre

### **Anaerob**

Utan tillgång till syre

### **ARV**

Avloppsreningsverk

### **BDT-vatten**

Bad-, dusch- och tvättvatten

### **BOD**

Mått på syreförbrukande material

### **BSAP**

Baltic Sea Action Plan

### **Duplikatsystem**

Spillvatten avleds separat från dagvatten och dräneringsvatten

### **EEM**

Eskilstuna Energi och Miljö

### **KL-system**

Källsorterande system som avleder klosettwater separat från BDT-vatten

### **KL-vatten**

Urin, fekalier och spolvatten

### **Kombinerat System**

Spill- dag- och dräneringsvatten leds gemensamt

### **LOD**

Lokal dagvattenhantering

### **MBR**

Membranbioreaktor

### **PS**

Primärslam

### **ReVAQ**

Certifieringssystem för avloppsslam

### **RO**

Omvänd osmos

### **Spillvatten**

BDT- och KL-vatten

### **TS**

Torrsubstans

### **TSS**

Torrsubstansen av suspenderad substans

### **URWARE\_Eko**

Kostnadsmodell som används för ekonomis systemanalys

### **VA**

Vatten och avlopp

### **ÖS**

Överskottsslam



<b>REFERAT .....</b>	<b>i</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>ii</b>
<b>FÖRORD .....</b>	<b>iii</b>
<b>POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING .....</b>	<b>iv</b>
<b>ORDLISTA .....</b>	<b>vi</b>
<b>1 INLEDNING .....</b>	<b>1</b>
<b>1.1 SYFTE OCH PROJEKTMÅL .....</b>	<b>1</b>
<b>1.2 BAKGRUND.....</b>	<b>2</b>
<b>1.3 AVGRÄNSNINGAR.....</b>	<b>3</b>
<b>2 METOD OCH UTFÖRANDE.....</b>	<b>5</b>
<b>2.1 EKONOMISK ANALYS, URWARE EKO.....</b>	<b>5</b>
<b>3 LITTERATURSTUDIE.....</b>	<b>6</b>
<b>3.1 HÅLLBAR UTVECKLING FÖR AVLOPPSSYSTEM .....</b>	<b>6</b>
3.1.1 Sveriges miljö mål .....	6
3.1.2 Miljö mål i Söderman lands län.....	7
3.1.3 Aktionsplanen för Östersjön .....	7
3.1.4 Vattendirektivet .....	8
3.1.5 Norra Östersjöns vattendistrikt .....	8
3.1.6 Re VA Q.....	8
<b>3.2 LÄKEMEDELSRESTER I AVLOPPSVATTEN.....</b>	<b>9</b>
<b>3.3 SYSTEMSTUDIER.....</b>	<b>10</b>
<b>4 FRAMTIDENS AVLOPPSSYSTEM I ESKILSTUNA.....</b>	<b>13</b>
<b>4.1 EKEBYVERKET.....</b>	<b>13</b>
<b>4.2 MÄLARDALENS AVRINNINGSSOMRÅDE.....</b>	<b>15</b>
4.2.1 Eskilstunaån.....	15
4.2.2 Mälaren .....	15
4.2.3 Östersjön.....	15
<b>4.3 MÅLBILD 2050 .....</b>	<b>15</b>
4.3.1 Vattenförsörjning .....	16
4.3.2 Befolkningsutveckling och anslutningsområde .....	16
4.3.3 Dagvatten .....	17
4.3.4 Kadmiu m.....	17
4.3.5 Utsläpp till recipient .....	18
4.3.6 Hygienisering .....	18
4.3.7 Bräddning .....	19
4.3.8 Läkemedel .....	19
<b>5 STUDERADE SYSTEM .....</b>	<b>21</b>
<b>5.1 ALLMÄNNA ANTAGANDEN .....</b>	<b>21</b>
<b>5.2 SYSTEM SLAM.....</b>	<b>22</b>
5.2.1 Systembeskrivning .....	23
5.2.2 Förbättringsarbete och Re VAQ-certifiering .....	24
<b>5.3 SYSTEM ASH DEC OCH OSTARA .....</b>	<b>25</b>
5.3.1 Systembeskrivning .....	25
5.3.2 Antaganden .....	25

5.3.3	Funktion, Ash Dec .....	25
5.3.4	Funktion, Ostara .....	27
5.3.5	Tekniska förutsättningar .....	28
<b>5.4</b>	<b>KL-SYSTEM.....</b>	<b>28</b>
5.4.1	Antaganden .....	30
5.4.2	System snål KL .....	30
5.4.3	System vakuum KL .....	30
5.4.4	System KL-ledningar .....	31
<b>5.5</b>	<b>SYSTEM MBR &amp; RO.....</b>	<b>32</b>
5.5.1	Systembeskrivning .....	33
5.5.2	Antaganden .....	34
<b>6</b>	<b>RESULTAT OCH OBSERVATIONER .....</b>	<b>35</b>
<b>6.1</b>	<b>KRETSLOPP.....</b>	<b>35</b>
6.1.1	System slam.....	35
6.1.2	System Ash Dec och Ostara.....	35
6.1.3	KL- system.....	37
6.1.4	System MBR & RO.....	38
6.1.5	Sammanställning .....	39
<b>6.2</b>	<b>UTSLÄPP TILL RECIPIENT .....</b>	<b>41</b>
6.2.1	System slam, Ash Dec och Ostara .....	41
6.2.2	KL-system.....	41
6.2.3	System MBR & RO.....	42
<b>6.3</b>	<b>EKONOMI.....</b>	<b>42</b>
6.3.1	Resultatåskådning.....	42
6.3.2	Resultat.....	44
<b>6.4</b>	<b>LÄKEMEDEL .....</b>	<b>47</b>
<b>7</b>	<b>DISKUSSION .....</b>	<b>49</b>
<b>7.1</b>	<b>FELKÄLLOR OCH OSÄKERHETER.....</b>	<b>49</b>
<b>7.2</b>	<b>KRETSLOPP.....</b>	<b>49</b>
<b>7.3</b>	<b>UTSLÄPP TILL RECIPIENT .....</b>	<b>50</b>
<b>7.4</b>	<b>EKONOMI.....</b>	<b>51</b>
7.4.1	Resultat i relation till nyckeltal.....	51
7.4.2	Diskussion.....	51
7.4.3	Utbyggnadskalkyl .....	53
<b>7.5</b>	<b>LÄKEMEDEL .....</b>	<b>56</b>
<b>7.6</b>	<b>MILJÖMÅL.....</b>	<b>57</b>
<b>7.7</b>	<b>HYGIEN .....</b>	<b>57</b>
<b>7.8</b>	<b>BRÄDDNING.....</b>	<b>58</b>
<b>7.9</b>	<b>SAMMANFATTANDE DISKUSSION .....</b>	<b>58</b>
<b>7.10</b>	<b>FÖRSLAG TILL FORTSATT ARBETE.....</b>	<b>58</b>
<b>8</b>	<b>SLUTSATSER .....</b>	<b>60</b>
<b>9</b>	<b>REFERENSER .....</b>	<b>61</b>
<b>10</b>	<b>BILAGOR .....</b>	<b>a</b>
	<b>BILAGA 1 - Data och ekvationer i URWARE Eko .....</b>	<b>a</b>
	<b>BILAGA 2 - Beräkningar för indata till URWARE Eko .....</b>	<b>d</b>

<b>BILAGA 3 - Fördelning villahushåll/flerbostadshus .....</b>	<b>h</b>
<b>BILAGA 4 - Befolkningsmängd .....</b>	<b>j</b>
<b>BILAGA 5 - Vattenförbrukning .....</b>	<b>l</b>
<b>BILAGA 6 - Kostnader för biogasanläggning .....</b>	<b>n</b>
<b>BILAGA 7 - Kväve, fosfor och kadmium i slam och KL-vatten.....</b>	<b>p</b>
<b>BILAGA 8 - Rening av BDT-vatten.....</b>	<b>t</b>



# 1 INLEDNING

I Klimat- och sårbarhetsutredningen (2007) poängteras att det är nödvändigt att påbörja anpassningen till klimatförändringar i Sverige. Ett steg i detta arbete är att utvärdera förändringsåtgärder i svenska avloppssystem som långsiktigt kan bidra till en hållbar utveckling. En del i problematiken med dagens konventionella avloppssystem är att stora mängder växtnäring (framförallt fosfor och kväve) inte ingår i ett kretslopp mellan jordbruk och samhälle. När spillvatten behandlas i reningsverken bildas avloppsslam som innehåller ca 3 % fosfor (Naturvårdsverket, 2002). En återanvändning av denna fosfor eftersträvas enligt proposition 1997/98:145: *”Ett framtida hållbart och kretsloppsanpassat VA-system bör vara utformat så att: slutna kretslopp mellan samhälle och jordbruk skapas för närings- och humusämnen, i första hand för fosfor...”*. Slammet innehåller också halter av växtnäringsämnena kväve och kalium, organiskt material, metaller och föroreningar. Eftersom avloppsslam är näringsrikt är det av intresse att kunna föra slammet till odlingsbar mark som gödsel. Rötslammet är dock inte alltid lämpligt att använda på jordbruksmark på grund av innehåll av tungmetaller och organiska föroreningar. Övriga användningsområden för slam är bland annat till jordtillverkning och deponitäckning.

En annan del av problematiken med dagens system är att avloppsvatten leds orenat till vattendrag genom bräddning. Detta kan inträffa vid kraftig nederbörd och kan utgöra en hygienisk risk för djur och människor. Vid ökad nederbörd, vilket förutspås av klimatmodeller, kommer antalet bräddningar förmodligen att öka (von Hofsten m.fl., 2009). Höga föroreningshalter i slam, minskad tillgång på ändliga resurser (fosfor, svavel och fossila bränslen) och läkemedelsrester i utgående vatten till recipient är ytterligare aspekter som gör att hårdare krav kan komma att ställas på avloppshantering i framtiden.

Utmaningarna är många och komplexa och ligger till grund för detta examensarbete som har analyserat alternativa system för hantering av avloppsvatten och matavfall i Eskilstuna. För att bilda en uppfattning om vilka utmaningar som kan ligga i framtiden upprättades en målbild för Eskilstuna. Målbilden utgjorde ett nedslag år 2050 och utredningen utfördes med de antagna förhållanden som då kan tänkas råda.

## 1.1 SYFTE OCH PROJEKTMÅL

Syftet med examensarbetet var att uppskatta kostnader för sju olika system för hantering av avloppsvatten och matavfall, utifrån en uppsatt målbild för år 2050. Studien syftade till att utreda ekonomiska förutsättningar, platsspecifikt i Eskilstuna, i ett nybyggnadsperspektiv. Examensarbetet skulle även i så stor utsträckning som möjligt utvärdera systemens förmåga att klara utmaningar som kan komma att ställas och svara på frågan när respektive system kan anses vara konkurrenskraftigt.

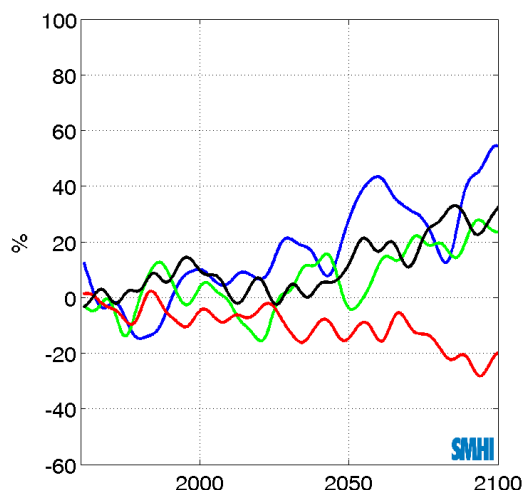
Med utmaningar menas systemlösningarnas potential att klara uppsatta mål vad gäller bräddningsproblematik, läkemedelsrester i utgående vatten, återföring av växtnäring till produktiv mark samt att endast små mängder föroreningar återförs till odlad mark. Utmaningar innefattar att systemen bör kunna bidra till uppfyllelse av uppsatta miljömål på nationell och regional skala. Ambitionen med examensarbetet var att ta fram ett underlag om vilka framtida system som är långsiktigt hållbara, det vill säga ekonomiskt acceptabla och belastar miljön i minsta möjliga mån.

## 1.2 BAKGRUND

År 2008 passerade ca 95 % av tätorternas avloppsvatten biologisk och kemisk rening (Naturvårdsverket, 2008). Trots det hotas ekosystemen i Östersjön av övergödning, och belastningen från mänsklig aktivitet bör minska. Ett sätt att avlasta Östersjön är att ytterligare minska belastningen av näringsämnen som kommer från jordbruk och avloppsreningsverk. Jordbruk är den främsta orsaken till övergödning av sjöar, vilket beror på den utlakning av näringsämnen som sker från åkermarken (Naturvårdsverket, 2008). I jordbruk används handelsgödsel som bland annat består av fosfor. Fosfor är en ändlig resurs och bör därför ingå i ett uthålligt kretslopp. Ingen vet säkert när den brytvärda fosfor kommer att ta slut, siffrorna rör sig mellan 80 år och 400 år men långt tidigare kommer priserna höjas på grund av en minskad tillgänglighet (Palm m.fl., 1999). För svavel har motsvarande tid uppskattats till 26 år (USGS, 1998) men USGS ansåg själv att siffran var osäker och avstod från att göra någon uppskattning 2009 (USGS, 2009). Det förväntas en befolkningsökning från 6,1 miljarder idag till 9,5 miljarder år 2050 (Statistiska Centralbyrån, 2005), vilket leder till ett ökat behov av livsmedel och därmed en ökad produktion av bland annat spannmål. Detta leder troligen till att reservernas livslängd blir kortare än förväntat och eventuellt kommer svårtillgängliga reserver driva upp priset på fosfor och andra resurser (Kretsloppskontoret, 2007). Om det sker en fortsatt ökad efterfrågan av handelsgödsel samtidigt som resurserna minskar förväntas kostnaderna för NPK-gödsel att öka med 50 % till år 2050 (Kretsloppskontoret, 2007). Växttillgängligt kväve (konstgödsel) tillverkas med en energikrävande process som använder fossila, ändliga, resurser. Det är därför av stort intresse att kunna recirkulera kvävet från spillvattenfraktionen (Kärrman m.fl., 2005). Genom att återföra redan cirkulerande näring till jordbruksmark minskar påfrestningen på ändliga naturresurser och energibehovet inom jordbruket kan sänkas. Idag utgör mineralgödselindustrin 2 % av den totala energianvändningen globalt och det är därför av intresse att ersätta en del av handelsgödseln med växtnäring från avlopp (Kretsloppskontoret, 2007). Sammanlagd fosformängd från avloppsslam i Sverige uppgår till ca 6 000 ton per år. Om hela denna mängd skulle kunna användas som gödselmedel motsvarar detta 41 % av fosforanvändningen i form av handelsgödsel år 2007/2008 (Statistiska centralbyrån, 2009).

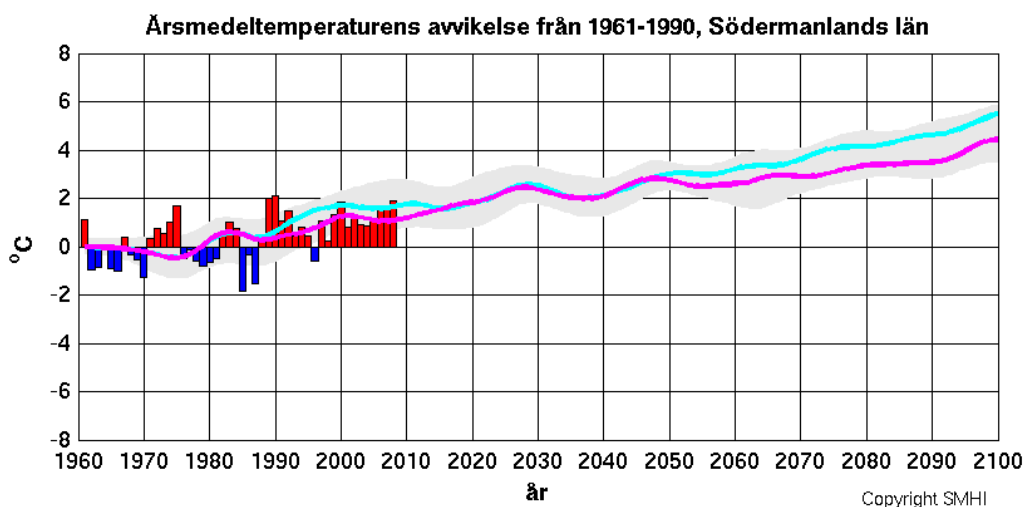
Näst efter jordbrukets bidrag till övergödningen följer bidraget från Sveriges kommunala reningsverk (Naturvårdsverket, 2008). En utveckling av tekniken i reningsverken, eller ett systemalternativ som fångar in näringsämnen i ett tidigt skede så att recipienten avlastas är två exempel på hur man kan minimera reningsverkens andel av utsläppen av eutrofierande ämnen till recipient.

Temperaturen i Sverige förutspås stiga och nederbördsmonstren förändras (figur 1 och figur 2) (SMHI, 2009). Högre vattennivåer i hav, sjöar och vattendrag är en konsekvens av klimatförändringarna som kan ha stor påverkan på avloppssystemen (Svenskt Vatten, 2007). En förhöjning av vattennivåerna utgör en ökad risk för översvämningar av bebyggelse och en risk för återströmning i brädd- och nödavlopp. Dricksvattenförsörjningen kan påverkas på så sätt att vattentäkter blir förorenade med avloppsvatten. Det kan ske på grund av att påfrestningen blir för hög på ledningsnätet, om ledningsnätet inte har kapacitet nog att omhänderta den ökade mängden nederbörd.



Figur 1. Nederbördsförändring per årstid i Östra Svealand; Beräknad nederbördsförändring per årstid 1961-2100 jämfört med medelvärdet 1961-1990 för ett utsläppsscenario (SMHI, 2009); vinter (blå), vår (grön), sommar (röd) höst (svart).

Omfördelning av regn till höst- vinter- och vårperioderna kommer att ge en ökad tillförsel av vatten till avloppssystemen, vilket i sin tur ställer högre krav på systemen som helhet (SOU, 2007).



Figur 2. Framtidsscenario för årsmedeltemperaturens avvikelse från det normala 1961-1990 och beräknad förändring av årsmedeltemperatur för åren 1961-2100 (SMHI, 2009). Staplarna visar historiska data från observationer (röda staplar symboliserar temperaturer högre än den normala och blå lägre temperaturer än den normala). Den cerise och blå kurvan motsvarar förändringar i årsmedeltemperatur för två olika utsläppsscenarioer (SMHI, 2009).

### 1.3 AVGRÄNSNINGAR

Examensarbetet avgränsades till Eskilstuna i Södermanlands län och de system som analyserades var anpassade efter Eskilstunas förutsättningar. Det reningsverk som studien var anpassad för var Ekeby reningsverk, Eskilstunas största. Som recipienter behandlades Eskilstunaån, som mynnar i Mälaren, som i sin tur har sitt utlopp i Egentliga Östersjön. Med begreppet Eskilstuna menas de fysiska personer som var anslutna till Ekebyverket och den yta som upptagningsområdet för Ekebyverket omfattar.

Examensarbetet genomfördes för ett framtidsscenario, utifrån förhållanden som kan tänkas råda år 2050. Detta tidsperspektiv har valts därför att förändringsåtgärder tar tid att implementera i samhället och inom denna tidsram finns utrymme för detta. Ett fullständigt införande av KL-uppsamling, om det införs vid nybyggnation och omfattande renoveringar, bedöms ta ca 50 år (Balmér m.fl., 2002). Anledningen till att studien utfördes för detta tidsperspektiv är även att det då kan ha uppkommit hårdare krav på avloppssystem och hantering av matavfall som kräver storskaliga omställningar.

Enskilda avlopp behandlades inte, utan studien inriktade sig mot storskalig spillvattenhantering som omfattas av Eskilstuna Energi och Miljö.

Substansflödena följdes från uppkomst i till exempel hushåll, fram till slutmålet, där slutmålet exempelvis var jordbruksmark, förbränning och recipient. Examensarbetet omfattade även slambehandling och transporter längs hela kedjan (från hushåll till behandling till slutmål). Många antaganden och förenklingar har gjorts för att kunna analysera så pass stora system. Det är därför viktigt att poängtera att resultatet endast bör ses som en grov uppskattning av verkligheten.



## 2 METOD OCH UTFÖRANDE

Examensarbetet omfattades av många delstudier. En litteraturstudie utfördes med syftet att ta fram ett underlag med resultat från tidigare systemstudier. Med hjälp av litteraturstudier sammanställdes även ett kort avsnitt om miljö kvalitetsmål, certifieringssystem och övriga direktiv som berör avloppshantering. Målbilden för år 2050 och sju systemalternativ konstruerades för att bemöta uppsatt målbild. Målbilden togs fram genom att studera översiktsplanen för kommunen, tala med insatta personer på myndigheter och kommuner, samt genom information från tidigare studier som också utförts med ett framtidsperspektiv.

Huvudsyftet var att analysera system i en ekonomisk modell. För att göra detta krävdes datainsamling. Specifik datainsamling för Eskilstuna kompletterades med schablonmässig data. Analysen utfördes med ett verktygsprogram uppbyggt i Microsoft Office Excel och benämns i examensarbetet som URWARE Eko. Resultaten från URWARE Eko jämfördes med varandra samt med tidigare resultat, framtagna genom litteraturstudien. Systemen analyserades också med anseende på återföring, och utsläpp till recipienten, av kväve och fosfor. Detta gjordes genom beräkningar för de system där data fanns tillgängliga, och för övriga antogs värden från tidigare rapporter.

### 2.1 EKONOMISK ANALYS, URWARE EKO

Den kostnadsmodell (URWARE Eko) som har använts i studien är ett verktyg som har utvecklats inom CIT Urban Water Management (Urban Water) för att användas vid strategisk utvärdering av alternativa hållbara VA-system. URWARE Eko har tidigare använts av Urban Water i bland annat Systemstudie Avlopp (2007) och Uthålliga spillvattensystem i Uppsala (2005).

Modellen är utformad med en rad förutsättningar, exempelvis att flertalet ingående komponenter i VA-system har långa livslängder och skall fungera under en överskådlig framtid. Modellen överblickar samtliga ekonomiska konsekvenser under en lång tidsperiod och under hela tidsperioden tas hänsyn till investerings-, återinvesterings- drift- och underhållskostnader. Kostnadsmodellen är uppbyggd som en parametrisk kostnadsmodell där beräkningarna styrs av erfarenhetsmässiga kostnadsdata (parametrar), med avseende på investering och drift för ingående systemkomponenter.

Kostnaderna i systemen beräknas för de massflöden (indata) som går genom systemen. Massflöden beräknade för denna studie redovisas i bilaga 2. Det finns även möjlighet att lägga till egna komponenter i det ekonomiska verktyget. För dessa komponenttillägg krävs en specifikation av kapacitet samt investerings- och driftkostnader. Investerings- och driftkostnader ligger inbyggda i modellen för respektive systemkomponent. I examensarbetet har schablonmässiga kostnader använts som bygger på värden från Kretsloppskontorets projekt Systemstudie Avlopp (2007).

Ett enkelt sätt att beskriva modellen på är att indata ges i indatablad. Till varje indatablad hör ett kalkylblad där kapital-, drift- och totalkostnad anges. I huvudkalkylen används kalkylbladens uträkningar för att beräkna årskostnaden baserat på komponenternas avskrivningstider och kalkylräntan (Kretsloppskontoret, bilaga 8, 2007). Detta görs genom en funktion i Excel som heter ”Betaling” som beräknar betalningen för ett lån baserat på fast ränta och fasta betalningar. Med hjälp av denna funktion kan då årskostnaden per person redovisas för samtliga komponenter i systemen.

### 3 LITTERATURSTUDIE

#### 3.1 HÅLLBAR UTVECKLING FÖR AVLOPPSSYSTEM

Näringen i avloppsvattnet kommer ursprungligen från de livsmedel som människan konsumerar och är det enskilt största flödet av växtnäring från gårdarna. Bland annat genom denna bortförsl är jordbruket i dagsläget inte självförsörjande på växtnäringämnen och har därför ett stort behov av till exempel råfosfat och kväve i handelsgödsel (Eksvärd, pers. medd., 2010). Om näringen från avloppsvatten kan omhändertas och återföras kan det innebära både en ekonomisk vinst och en vinst för miljön (Naturvårdsverket, 2008). För att detta ska vara möjligt krävs att den återförda näringen är ren från tungmetaller och organiska miljögifter samt att den hygieniseras före användningen på jordbruksmark (Naturvårdsverket, 2008). I en proposition från regeringen definieras hur ett framtida kretsloppsanpassat VA-system bör vara utformat (proposition 1997/98:145):

- *”Det ska upprättas ett slutet kretslopp mellan samhälle och jordbruk för närings- och humusämnen, fosfor bör prioriteras*
- *Smittspridning till djur och människor ska minimeras*
- *Slamanvändningen ska inte leda till några negativa miljö- och hälsoeffekter*
- *Hänsyn ska tas till uppsatta miljömål för luft, mark och vatten så att dessa medier inte påverkas av skadliga ämnen från anläggning, drift och underhåll av VA-systemet.*
- *Energin i avloppsvatten (värme, biogas) ska tillvaratas och användandet av icke förnybara råvaror och energi bör minimeras i VA-system*
- *Inblandade aktörer har ett förtroende för VA-systemen (m. a. p funktion och måluppfyllelse)”*

##### 3.1.1 Sveriges miljömål

Syfte med Sveriges 16 miljökvalitetsmål är att precisera den miljökvalitet som ska uppnås i ett generationsperspektiv. De miljömål som är relevanta för denna rapport är främst *Ingen övergödning, God bebyggd miljö, Levande sjöar och vattendrag, Giftfri miljö* och *Hav i balans samt levande kust och skärgård*. Dessa miljömål innebär att miljön ska vara fri från ämnen och metaller som skapats eller utvunnits i samhället och kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden (Naturvårdsverket, 2008). Vidare ska halterna av eutrofierande ämnen i mark och vatten inte påverka den biologiska mångfalden eller mänsklig hälsa negativt och sjöar och vattendrag ska vara ekologiskt hållbara och variationsrika livsmiljöer ska bevaras (Naturvårdsverket, 2008). Generellt skriver Klimat och sårbarhetsutredningen (2007) att klimatförändringen kommer att leda till att miljömålen om övergödning och levande sjöar och vattendrag blir näst intill omöjliga att nå då behovet av åtgärder ökar enormt i jämförelse med dagens situation. Av största vikt är åtgärder för att minska utsläppen av kväve och fosfor. Under *God bebyggd miljö* finns delmål som rör avfallshantering:

- *”Senast år 2010 skall minst 35 procent av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker återvinnas genom biologisk behandling. Målet avser källsorterat matavfall till såväl hemkompostering som central behandling,*
- *Senast år 2010 skall matavfall och därmed jämförligt avfall från livsmedelsindustrier m.m. återvinnas genom biologisk behandling. Målet avser sådant avfall som förekommer utan att vara blandat med annat avfall och är av en sådan kvalitet att det är lämpligt att efter behandling återföra till växtodling”*  
(Naturvårdsverket, 2009)

### 3.1.2 Miljömål i Södermanlands län

Mälarens vattenvårdsförbund har tagit fram delmål för Mälaren för miljömålen *Ingen övergödning, Levande sjöar och vattendrag* samt *Giftfri miljö*. Nedanstående delmål ingår i arbetet för att bevara sjöns natur- och kulturvärden:

- *”År 2010 har fosfor- och kvävetillförseln från mänsklig verksamhet till Mälaren minskat kontinuerligt jämfört med 1995 års nivå. Syftet är att motverka övergödning, och ambitionsnivån är en minskning av näringsämnen med 10 procent.*
- *Mälarens vatten ska inte innehålla ämnen och organismer som kan hota människors hälsa och miljön.*
- *Mälarens vatten ska vara av en sådan kvalitet att dricksvatten kan framställas med enkla och resurssnåla processer”* (Mälarens vattenvårdsförbund, 2009).

Avloppshanteringen påverkas även av miljömålet *God bebyggd miljö*. Enligt proposition 2004/05:150 innebär detta miljömål bland annat följande:

- *”Användningen av energi, vatten och andra naturresurser sker på ett effektivt, resursbesparande och miljöanpassat sätt för att på sikt minska och främst förnybara energikällor används.*
- *Avfall och restprodukter sorteras så att de kan behandlas efter sina egenskaper och återföras i kretsloppet i ett balanserat samspel mellan bebyggelsen och dess omgivning*
- *Senast år 2015 skall minst 60 procent av fosforföreningarna i avlopp återföras till produktiv mark, varav minst hälften bör återföras till åkermark.”*  
(Naturvårdsverket, 2009)

Eskilstuna kommun har omsatt de nationella och regionala miljömålen till kommunal nivå där de bland annat framhäver vikten av lokala kretslopp (Eskilstuna kommun, 2002).

### 3.1.3 Aktionsplanen för Östersjön

Aktionsplanen för Östersjön (Baltic Sea Action Plan (BSAP), 2009) är ett gemensamt mål för Östersjöländerna som syftar till att uppnå god ekologisk status för Egentliga Östersjön, Öresund och Kattegatt till år 2021. Målet har fyra delmål varav ett är att Östersjön ska vara opåverkad av övergödning. För att minska närsaltsbelastning på Östersjön krävs att åtgärder införs i jordbruks- och avloppssektorerna därför att det är i dessa sektorer det finns stora möjligheter att reducera närsaltsutsläpp (Naturvårdsverket, 2009). En minskning av belastningen från närsalter ses som den största utmaningen i BSAP. Kvävebelastning till Egentliga Östersjön var högre än fosforbelastningen då reningsgraden för kväve är lägre än för fosfor (tabell 1 och tabell 2). Enligt BASP är ytterligare åtgärder för att minska belastningen möjliga. Om reningsverk dimensionerade för mer än 200 personekvivalenter når en kväveavskiljning på 80 % kan Sveriges kvävebelastning på Egentliga Östersjön minska med 2 250 ton kväve per år. För fosfor kan belastningen minska med 16 ton fosfor per år om reningsverk dimensionerade för mer än 200 personekvivalenter ökar doseringen av fällningskemikaliedos så att fosforhalterna i utgående vatten blir högst 0,2 mg fosfor per liter (Naturvårdsverket, 2008).

Tabell 1. Antropogen nettokvävebelastning från Sverige på Egentliga Östersjön, i ton för år 2006 (Naturvårdsverket, 2009)

	Reningsverk	Industri	Enskilda avlopp	Jordbruk	Deposition	Hygge	Dagvatten	Totalt
Eg. Östersjön	5870	665	375	8600	2195	345	210	18260

Tabell 2. Antropogen nettofosforbelastning från Sverige på Egentliga Östersjön, i ton för år 2006 (Naturvårdsverket, 2009)

	Reningsverk	Industri	Enskilda avlopp	Jordbruk	Hygge	Dagvatten	Totalt
Eg. Östersjön	110	50	57	209	1	32	458

### 3.1.4 Vattendirektivet

Ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) skapades för att ställa krav på medlemsländerna inom unionen att organisera nationella vattenadministrationer. På nationell nivå delas landet in i avrinningsdistrikt som handhas av en distriktsmyndighet vid exempelvis en Länsstyrelse, som beslutar hur arbetet i distriktet ska utföras. Syftet med vattendirektivet är att hindra och minska föroreningar, främja hållbar användning, skydda miljön, förbättra tillståndet för akvatiska ekosystem och mildra effekterna av översvämningar och torka (Europa EU:s webbplats, 2009). Uppsatta mål för vattendirektivet är att alla medlemsländer inom EU, senast år 2015, ska uppnå god vattenstatus för yt-, kust- och grundvatten. Arbetet ska utgöra ett hjälpmedel för att minimera effekterna av bland annat övergödning, försurning och kemiska ämnen. Sverige är indelat i fem vattendistrikt varav Norra Östersjöns vattendistrikt innefattar Eskilstuna och Mälaren.

### 3.1.5 Norra Östersjöns vattendistrikt

Övergödningen anses vara ett av de största problemen i Norra Östersjöns vattendistrikt. För att nå god status med avseende på övergödningen krävs åtgärder för att minska den antropogena belastningen av fosfor och kväve. Norra Östersjöns vattenmyndighet har utformat ett åtgärdsprogram för Norra Östersjöns vattendistrikt mellan åren 2009 – 2015. De åtgärder som förordas är att avloppsreningsverken bör minska sina utsläpp av fosfor med 35-50 % och för kväve med 50-70 % (Vattenmyndighet Norra Östersjön, 2008). Det anses viktigt att kommunerna, i samarbete med länsstyrelserna, har framförhållning och utvecklar VA-planer som verkar för en minskad antropogen belastning av kväve och fosfor. Många reningsverk i distriktet kan behöva använda sig av ny teknik för att möta de tuffare kraven och omvänd osmos är en teknik som anses vara ett alternativ. Bättre teknik i reningsverken är en del i arbetet men att minska bräddningen av orenat avloppsvatten, från verk och nät, är likaså en nödvändig åtgärd mot minskad belastning.

### 3.1.6 ReVAQ

*”Det långsiktiga målet är att innehållet av metaller och oönskade organiska ämnen i inkommande avloppsvatten inte skall överstiga det i klosettvattnet”* (Svenskt Vatten, 2010)

ReVAQ är ett certifieringssystem framtaget för reningsverk i Sverige. Syftet med ReVAQ är att säkra att växtnäring från avloppsslam produceras på ett ansvarsfullt sätt och att kvaliteten uppfyller vissa uppställda krav. Vidare ska det även finnas tillgänglig information för alla inblandade aktörer om hur slammet producerats och dess sammansättning. ReVAQ certifierar förändringsarbetet som utförs kontinuerligt för att uppnå en hög slamkvalitet. När slammet når tillräckligt hög kvalitet blir det attraktivt på marknaden och kan användas på produktiv mark. ReVAQs kärna ligger i att arbeta uppströms för att kontinuerligt minska flödet av oönskade ämnen in till reningsverket. I praktiken innebär detta bland annat att reningsverken bör kartlägga oönskade föroreningar som förekommer i spillvattennätet, granska

kemikaliehanteringen hos anslutna verksamheter och arbeta för att de kemikalier som medföra risker för människors hälsa eller miljön ersätts med mindre farliga produkter (Sweco Environment AB, 2009). Reningsverk som är ReVAQ-certifierade genomgår kontinuerliga kontroller för att säkra att kvaliteten på slammet är fortsatt god. Om uppmätta halter ligger över gränsvärden för ett ReVAQ-certifierat reningsverk kan certifieringen komma att tas bort och på så sätt tvingas reningsverket till ett kontinuerligt uppströmsarbete för att bibehålla och förbättra kvalitén på slammet

### 3.2 LÄKEMEDELSRESTER I AVLOPPSVATTEN

I de läkemedel som finns på den svenska marknaden ingår cirka 1200 aktiva substanser. En stor andel av dessa är svårnedbrytbara, biologiskt aktiva, vattenlösliga och utsöndras via urinen (Stockholm Vatten, 2010). Dagens reningsverk är inte konstruerade för att bryta ned läkemedelsrester utan dessa följer ofta med det renade avloppsvattnet ut till recipienten, mer eller mindre opåverkad. Det finns en oro att dessa aktiva substanser kan påverka vattenlevande organismer negativt (Stockholm Vatten, 2010). Studier har exempelvis påvisat negativa effekter hos fisk till följd av uppmätta halter östrogen i vattenmiljön (Stockholm Vatten m.fl., 2010).

I ett omfattande projekt om läkemedel i avloppsvatten (Läkemedel – förekomst i vattenmiljön, förebyggande åtgärder och möjliga reningsmetoder), utfört av Stockholm Vatten och GRYAAB (2005-2010), har olika reningsmetoder för avskiljning av läkemedelsrester studerats (Tabell 3).

Tabell 3. Behandlingsmetoder för rening av läkemedelsrester som ingick i projektet Läkemedel – förekomst i vattenmiljön, förebyggande åtgärder och möjliga reningsmetoder (Björleinius m.fl., 2010)

<b>Biologiska metoder</b>	<b>Separerande metoder</b>	<b>Oxidativa metoder</b>
Aktivt slam (CAS)	Nanofiltrering (NF)	Ozonering (O <sub>3</sub> )
Membranbioreaktor (MBR)	Omvänd osmos (RO)	Ultraviolettt ljus +
Biofilm System (MBBR)	Aktivt kol (AC)	väteperoxid (UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )

Under 2007 och 2008 genomfördes analyser på vattenprover som behandlats med dessa olika metoder. Ozonrening i låg dos (5 mg/l) och rening med aktivt kol föll bäst ut. De ansågs vara de bästa metoderna utifrån ett ekotoxikologiskt perspektiv (Björleinius m.fl., 2010). Aktivt kol rekommenderades dock framför ozon då ozon visades kunna ge upphov till biologiskt aktiva ämnen vid höga ozondoser (Breitholz & Larsson, 2009). Behandling av avloppsvatten med aktivt kol och lågdosozonering visade sig kunna avskilja projektets ingående och undersökta läkemedelsrester med upp till 90 % (Björleinius m.fl., 2010). Preliminära uppgifter från projektet visar att ozon är mer kostnadseffektivt och rening med aktivt kol uppskattas till ungefär 1,5-5 gånger så dyrt som ozon (Björleinius m.fl., 2010).

Slutsatser från projektet var bland annat att:

- Kompletterande reningsmetoder kräver ökade resurser, vanligtvis i form av energi. Trolig ökning beräknades till 30-100 %.
- Den extra kostnaden för att rena avloppsvatten från läkemedelsrester beräknades ligga mellan 0,9 – 17 kr/m<sup>3</sup>, beroende på teknikval och storleken på reningsverket.
- Omvänd osmos klassas som den absolut dyraste metoden och om denna undantas från övriga metoder landar den förväntade kostnaden för reduktion av läkemedel på 0,9 – 6 kr/m<sup>3</sup>.
- För hela Sverige skulle totalkostnaden uppgå till 1,8 – 12 miljarder kr/år

(225-1500 kr/p, år). Som jämförelse kostade driften av Sveriges VA-verksamhet (vatten och avlopp) 14 miljarder kronor under 2003. (Stockholm Vatten, 2010)

### 3.3 SYSTEMSTUDIER

Enligt Naturvårdsverkets (2002) System för återanvändning av fosfor ut avlopp bedöms KL-vattenuppsamling ha potential att återföra ca 75 % av fosfor, direkt slam användning ca 95 %, utvinning av fosfor från avloppsvatten ca 60 %, utvinning från slam ca 70 % och utvinning från slamaska ca 60 % av totala mängden fosfor i avloppsvattnet. Det anses även intressant att återföra andra näringsämnen och fördelar med KL-vattenuppsamling är att stora delar av avloppsfraktionens innehåll av kväve, kalium och svavel också kan återföras (Balmér m.fl., 2002). Användandet av slam på jordbruksmark medför främst ett återförande av fosfor men för att återföra en större andel av andra näringsämnen, som kväve och kalium, krävs en sortering av urin och fekalier från övrigt avloppsvatten (Jönsson m.fl., 2006). Det mest näringsrika fraktionen av avloppsflödet är urinen (Ganrot, 2005). Urinen innehåller ca 78 % av spillvattnets totala kväveinnehåll och fekalierna 11 %. När det gäller fosfor återfinns ca 43 % i urinen och 24 % i fekalierna (Jönsson m.fl., 2005).

Urban Water genomförde 2005 en studie kring uthålliga spillvattensystem i Uppsala där fyra olika spillvattensystem analyserades:

1. Användning av slam till jordtillverkning
  2. Urinsortering (fånga näringen vid källan)
  3. Användning av slam i jordbruk (fånga föroreningen vid källan)
  4. Aqua Reci (näringutvinning vid reningsverket)
- (Kärrman m.fl., 2005).

Med utgångspunkt från dessa 4 systemalternativ valdes 12 underkriterier ut, vilka analyserades. Efter bedömning av samtliga kriterier visade sig alternativ 1, användning av slam till jordtillverkning, vara det mest gynnsamma, därefter följde alternativ 3 och 4 och på sista plats alternativ 2, urinsortering. Med hjälp av Urban Waters verktygsprogram kunde en känslighetsanalys utföras och beroende av vilken prioritet de olika parametrarna fick blev resultaten olika. Exempelvis blev alternativ 2, urinsortering, högst rankat då endast miljöparametrarna ingick. När hygienparametern gavs lägre prioritet och kostnadsparametern högre föll alternativ 3, användning av slam i jordbruk, bäst ut. (Kärrman m.fl., 2005). Slutsatsen för denna studie var således att källsorterande urinsystem är överlägsna konventionella avloppssystem, med avseende på miljöpåverkan och ett hållbart resursutnyttjande, men underlägsna när det gäller smittspridning och social acceptans (Kärrman m.fl., 2005).

I Göteborg genomfördes år 2007 en omfattande studie med syftet att ta fram ett underlag som hjälpmedel för valet av framtida, långsiktigt hållbara, VA-system. Med långsiktigt hållbara VA-system menades system med liten miljöbelastning, god näringsåterföring och ekonomiskt och socialt acceptabla system. Studien utgick ifrån ett framtidsscenario för år 2050. Som referenssystem sattes det nuvarande systemet med förutsättningar för år 2050 (Kretsloppskontoret, 2007).

Följande system analyserades:

1. Referenssystemet. Anläggningsjord tillverkas av komposterat slam.
2. Källkontroll kompostering. Slam förs till åker efter hygienisering och för att detta ska bli genomförbart införs generella och lokala åtgärder i samhället.
3. Samma avloppshantering som i alt. 2 men annan avfallshantering
4. Samma avloppshantering som i alt. 2 men annan avfallshantering

5. KL-systemet. Nya GBG: KL-system med köksavfallskvarnar. Befintliga Gbg: slammet hanteras som i referenssystemet.
6. Utvinning. 60 % av P och 20 % N utvinns i ren form i reningsverket.
7. Förbränning. Slammet förbränns i egen panna och askan används som gödsel på jordbruksmark.
8. Deponering. Slammet förbränns med övrigt avfall och askan deponeras.  
(Kretsloppskontoret, 2007)

Uthålligheten för dessa system värderades utifrån fem kriterier; ekonomi, miljö, teknisk funktionalitet, sociokultur och hygien. Dessa fem kriterier delades upp i underliggande värderingsaspekter och analyserades med anpassade verktyg (MRA, URWARE, SEWSYS, URWARE Eko) (Kretsloppskontoret, 2007). Simuleringar gav resultat som sedan normaliserades och aspekterna viktades i relation till betydelse utifrån nationella och regionala miljömål, så att en övergripande bedömning av de olika systemen kunde utföras. Slutsatserna från Göteborgsstudien var att systemalternativen skilde sig åt vid betraktande av enskilda värderingsaspekter men vid en sammanvägning av alla värderingsaspekter var skillnaderna mellan de bästa alternativen små (Kretsloppskontoret, 2007). I studien pekade ingenting på att vi bör överge vårt nuvarande system där avloppsvatten avleds för behandling i reningsverk. Utvinning av fosfor gav bra resultat och bedömdes kunna återföras i hög utsträckning i form av slam eller utvunnen ren fosforprodukt. Det finns även möjlighet att återföra fosfor i form av en koncentrerad KL-fraktion och på så sätt återföra även kväve, kalium och svavel (Kretsloppskontoret, 2007). En förutsättning för ett långsiktigt återförande av näringsämnen via slam är att metallhalten sjunker och kvaliteten förbättras ytterligare. Uppnår man en god slamkvalitet är det bättre att satsa på återföring av näringsämnen via slam istället för via utvinningsprocesser (Kretsloppskontoret, 2007).

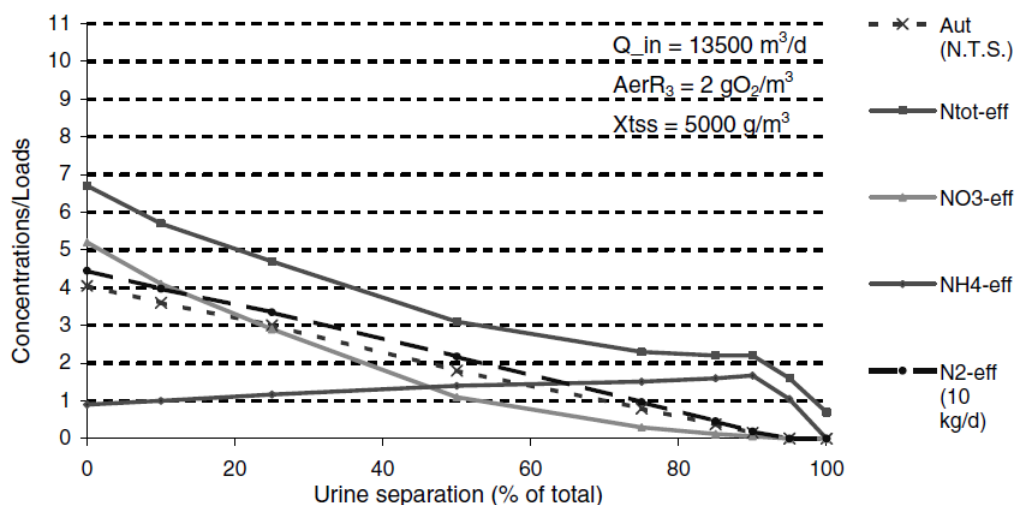
Balmér m.fl. (2002) analyserade i System för återanvändning av fosfor ur avlopp sex systemalternativ för återföring av fosfor i avlopp. Systemen jämfördes med konventionell avloppsbehandling där slammet omhändertogs genom förbränning. De system som utvärderats är bland andra ett urinsorterande alternativ, ett system som återför slam till jordbruksmark och ett KL-system där KL-vattnet behandlas i en separat anläggning för att senare återföras till jordbruksmark. Resultaten visade att KL-systemet var det system som hade störst potential att återföra kväve medan det slamåterförande systemet hade störst potential för återförande av fosfor. Det slamåterförande systemet var även det med lägst kostnader per person och år. Systemet skulle kunna ge en minskning på 26 kr per person och år i jämförelse med referenssystemet. KL-systemet var tillsammans med det urinsorterande de dyraste, med en ökning på 550-900 kr per person och år. Ur energisynpunkt bedömdes det urinsorterande systemet som mest energisnålt och KL-systemet som det mest energikrävande. Återförandet av slam bedömdes likvärdigt med referensalternativet. Vid ett generellt återföringskrav, utan fokus enbart på fosfor, ansåg projektgruppen KL-systemet som det system med störst potential med avseende på kväve, fosfor, kalium och svavel. Detta system hade visserligen högst energiförbrukning men var även det alternativ som bidrog minst till utsläpp av övergödande ämnen och tungmetaller till recipienten och det system som medförde lägst risk för smittspridning. (Naturvårdsverket, 2002). En annan slutsats var att möjlighet fanns att kombinera de olika systemen för att uppnå en ökad återföring av näringsämnen, men det skulle då ske till ett högre pris.

Weiss (2007) utvärderade i sitt examensarbete enskilda avloppsanläggningar med fosforbindning i Stockholms län. Slutsatser från denna studie är att olika typer av miljöpåverkan är en värderingsfråga. Det man vinner på minskade utsläpp av eutrofierande

ämnen till recipient förlorar man i energianvändning, resursförbrukning och utsläpp av växthusgaser. Weiss hävdade att logistiken i systemen måste ses över för att bli hållbara i en framtid av ändrade energiförhållanden, då transporter utgör en stor del av energiförbrukningen i avloppsverksamheten. Lokal tillverkning och lokal återföring ansågs bli nödvändig (Weiss, 2007).

VeVa-verktyget (Verktyg för miljöbedömning av vatten- och avloppssystem i omvandlingsområden) (Kärrman & Erlandsson, 2009) vidareutvecklades i samband med en fallstudie för Tanums kommun 2009. Syftet var att utveckla VeVa för användning som planeringsverktyg i kommuner som helhet där kostnader och miljöbelastning beräknas för aktuell VA-situation samt för utvalda framtidsscenarioer. I rapporten utvärderades dagens system samt ett framtidsscenario för 2025 med olika systemlösningar för enskilda avlopp samt åtgärder för centrala system. Resultatet visade att urinsortering var det alternativ med störst möjlighet för en minskning av kväve till recipienten. Även ett införande av membranfiltrering i nya verk visade en bra effekt på kvävereningen men inte i samma utsträckning som urinsortering. Membranfiltrering visade även en god effekt på fosforering (Kärrman & Erlandsson, 2009).

Van Loosdrecht och Wilsenach (2003) och kommer i artikeln "Impact of separate urine collection on waste water treatment systems" fram till resultat som visar att en utsläppsnivå på 2 mg N-tot. kan nås vid 80 % urinsortering (Figur 3). De visade även i sina modelleringar att urinsortering även medför en minskad energiförbrukning.



Figur 3. Effekter av urinsortering i reningssystem som använder sig av biologisk/kemisk fosfor- och kväveavskiljning (Van Loosdrecht & Wilsenach, 2003).

Urban Water (2009) utförde en samhällsekonomisk analys av fosforutvinning ur avloppsslam och aska från monoförbränning av avloppsslam. Kostnaderna jämfördes med kostnader för slamgödsling på jordbruksmark. Slutsatserna från rapporten var att kostnaderna för systemen hamnar nära varandra, ca 410–470 kr per år. Slamgödsling föll ut som det billigaste alternativet, följt av fosforutvinning via förbränt slam (Ash Dec) och fosforutvinning via rejektvattnet från avloppsslam (Ostara).



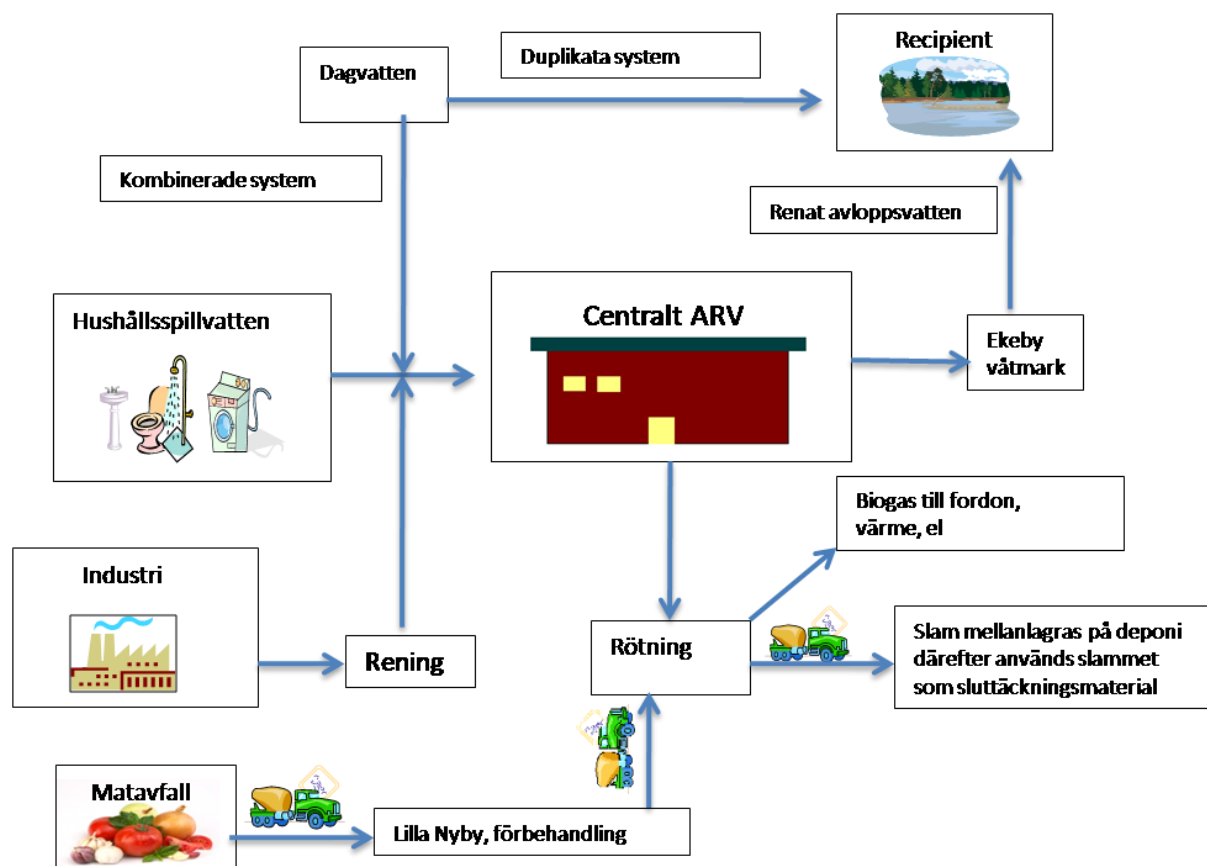
## **4 FRAMTIDENS AVLOPPSSYSTEM I ESKILSTUNA**

Eskilstuna hade 95 000 invånare år 2009. Staden ligger i Södermanlands län, mellan Mälaren och Hjälmaren, ca 12 mil väster om Stockholm. Från 1998 har Eskilstunas befolkning stadigt ökat och beräknas år 2025 vara 110 000 personer (Eskilstuna kommun, 2005). Av invånarna i Eskilstuna kommun bor ca 90 % i fastigheter som är anslutna till det vatten- och avloppsledningsnät som Eskilstuna Energi & Miljö AB (EEM) är huvudman för (Eskilstuna kommun, 2005).

### **4.1 EKEBYVERKET**

År 2009 var 84 300 personer anslutna till Ekebyverket, det motsvarade ca 90 % av kommunens invånare. Ekebyverket är Eskilstuna kommuns största avloppsreningsverk och har två huvudprocesser, en för slam och en för vatten. Vattenprocessen består av mekanisk rening, biologisk rening med kvävereduktion, kemisk rening och våtmarksbehandling. Slamprocessen består av slambehandling och rötgasbehandling där gasen uppgraderas till fordonsgas. Sekundärt används gasen för värmeproduktion i en gaspanna. Tillsammans med avloppsslammet samrötas även matavfall från hushåll. Matavfallet avskiljs från övrigt hushållsavfall genom optisk sortering. Efter avskiljning pressas matavfallet vid avfallsanläggningen i Lilla Nyby och biomassan transporteras till biogasanläggningen vid Ekebyverket (Eskilstuna Energi & Miljö, 2008). Slammet körs efter rötning till avfallsdeponin Lilla Nyby där det mellanlagras för att sedan användas som sluttäckningsmaterial.

Reningsverkets upptagningsområde har både kombinerade ledningar och duplikata ledningar. Fördelningen av dessa är: spillvattenledningar 495 km, kombinerade ledningar 42 km, dagvattenledningar 304 km. Framöver kommer kombinerade ledningssträckor att bytas ut mot duplikata men att ersätta allt är inte realistiskt i dagsläget (Färm, pers. medd., 2009). EEM har som mål att Ekebyverket ska bli ReVAQ-certifierat. I dagsläget har reningsverket lakvatten kopplat till sig men framöver är tanken att det ska behandlas separat vid deponin. EEM har ännu inte påbörjat arbetet mot certifiering men planerar att göra det i framtiden (Färm, pers. medd., 2009).



Figur 4. Befintligt system år 2010, för avlopp och hantering av matavfall i Eskilstuna.

I anslutning till Ekebyverket ligger Ekeby våtmark. Efter att avloppsvattnet har genomgått mekanisk, kemisk och biologisk behandling kan vattnet ledas ut till våtmarken, vilken fungerar som en näringsfälla där fosfor och kväve tas upp av växter och djur och en del av kvävet omvandlas med hjälp av mikroorganismer till kvävgas som återgår till atmosfären. Våtmarken anlades 1998 och består av flera planterade dammar mellan vilka vattnet kan ledas och fördelas. Våtmarkens sidor är tätade med blålera så att inget vatten ska kunna läcka ut. Även botten består av blålera så endast små mängder vatten kan infiltrera (Eskilstuna Energi & Miljö, 2008). Vattnet från avloppsreningsverket kan i undantagsfall även ledas via en självfallsledning direkt till Eskilstunaån utan passage genom våtmarken (Eskilstuna Energi & Miljö, 2008). Detta skedde inte vid något tillfälle 2008.

I det kombinerade nätet finns bräddavlopp som ska avlasta ledningsnätet vid höga flöden, genom att avleda vatten till närmsta recipient eller dagvattenledning. En konsekvens av detta är att orenat spillvatten kan nå recipienten och påverka denna negativt. Samma förlopp inträffar även vid bräddning från spillvattenpumpstationer som kan ske vid driftstörningar i systemet. Det finns 160 pumpstationer för spillvatten och dessa har bräddavlopp direkt från anläggningen eller på ledningsnätet i anslutning till pumpstationen. År 2008 uppgick antalet bräddningar till 35 gånger från 21 bräddningspunkter (Eskilstuna Energi & Miljö, 2008). Totalt bräddades  $3690 \text{ m}^3$  år 2008 (från pumpstationer och ledningsnät). Ingenting bräddades vid reningsverket. Den totala bräddningen uppgick då till 0,2 % av det totala inkommande flödet.

Halterna av  $\text{BOD}_7$ , P-tot och N-tot i utgående vatten till recipient redovisas i tabell 4. Samtliga utsläpp uppfyllde uppsatta gräns- och riktvärdeskrav. Mellan 1999 och 2007 har kadmiumhalten i slam från Ekeby varierat mellan 1,3 och 1,5 mg Cd/kg TS.

Tabell 4. Uppmätta halter i utgående vatten vid Ekeby reningsverk efter passage genom våtmarken (Eskilstuna Energi & Miljö, 2008)

	Medelvärde 2008 (mg/l)	Gränsvärde (mg/l)
BOD <sub>7</sub>	3,7	10
P-tot	0,15	0,30
N-tot	12	15 <sup>a</sup>

<sup>a</sup>riktvärde

## 4.2 MÄLARDALENS AVRINNINGSSOMRÅDE

### 4.2.1 Eskilstunaån

Ekebyverket släpper ut sitt renade vatten i Eskilstunaån. Denna å avvattnar Hjälmarren norrut till Mälaren och sett till avrinningsområde är Eskilstunaån Mälarens största tillflöde. Medelvattenföringen är 24 m<sup>3</sup>/s (SMHI, 2009).

### 4.2.2 Mälaren

Mälaren är Sveriges tredje största sjö, med ett tillrinningsområde på 226 kvadratmil. Den utgör dricksvattentäkt för ca 1,5 miljoner människor. Inom Mälarens tillrinningsområde samsas sex län och ett 40-tal kommuner och detta innebär ett intensivt utnyttjande av Mälaren, vars utlopp är Norrström och Söderström i Stockholm och vid högvatten även Södertälje kanal (Mälarens Vattenvårdsförbund, 2009). Åtgärder har vidtagits för att förbättra förhållandena i Mälaren men problem med övergödning i form av algbloomingar kvarstår i dess inre delar (Mälarens Vattenvårdsförbund, 2009).

### 4.2.3 Östersjön

Östersjöns begränsade vattenutbyte har skapat speciella levnadsvillkor för de växter och djur som lever i den. Vattnets salthalt och syrehalt påverkas indirekt av nederbörd och vindförhållanden och en stigande temperatur har givetvis inverkan på havstemperaturen. Östersjöns genomsnittliga temperatur förväntas öka med 2-4°C enligt Klimat och sårbarhetsutredningen (2007). Tillförsel av näringsämnen som kväve och fosfor samt organiskt material och omsättningen i Östersjön styrs delvis av klimatparametrar. En förändring av dagens klimat kan slå hårt på ekosystemen i Östersjön som redan idag är kraftigt påverkad av antropogena aktiviteter, till exempel övergödning. Övergödningen innebär en rad förändringar i ekosystemen. Vattnet är grumligare på grund av tillväxten växtplankton, algbloomingar är allt vanligare och syrebrist råder på bottenarna och slår ut bottenfaunan i stora delar av Östersjön (SOU, 2007). Tillrinningen till Östersjön kommer i genomsnitt att öka med 15 % enligt klimatmodeller. Detta skulle i så fall kunna innebära en ökad tillförsel av näringsämnen till Östersjön och därmed även risk för en ökad övergödning. Detta är dock osäkert då andra resultat visar att en ökad temperatur skulle leda till en ökning av näringsupptaget i sjöar och vattendrag och relativt lite av det ökade läckaget skulle nå Östersjön (SOU, 2007).

## 4.3 MÅLBILD 2050

Målbilden för examensarbetet är framtagen för Eskilstuna och utgör en vision av de förhållanden som kan tänkas råda år 2050. Denna målbild är ett antagande som utformats utifrån tidigare studier som berört framtida utveckling. Det är viktigt att poängtera att under utformandet av detta framtidsscenario har många förenklingar och antaganden gjorts. I största möjliga mån har dessa antaganden fått stöd av insatta personer inom ämnet men i vissa fall bygger det enbart på antaganden från tidigare studier. De faktorer som lagts vikt vid i

bedömning av framtidsbilden är följande: vattenförsörjning, befolkningsutveckling och anslutningsområde, dagvattenhantering, förändrade krav på rening av tungmetaller i avloppsfraktioner, förändrade krav på utsläpp till recipient, hygieniseringskrav, bräddning och hur läkemedelsrester i avloppsvatten ska behandlas. I spillvatten och även i produkter som ska föras till produktiv mark förekommer många föroreningsämnen som är viktiga att kontrollera. I examensarbetet fanns inte möjlighet att nämna alla utan fokus har lagts på kadmium och läkemedelsrester.

#### **4.3.1 Vattenförsörjning**

I och med ökad nederbörd kommer råvattentillgångarna på många håll i Sverige att öka, med undantag för i de sydöstra delarna av landet där det kan finnas risk för vattenbrist på grund av minskade nederbörds mängder (SOU, 2007). Bedömningen när det gäller målbilden är att Eskilstuna inte kommer ha några problem med sin råvattenförsörjning.

Idag använder Eskilstunas befolkning 215 liter vatten per person och dygn i hushållen (Eskilstuna Energi & Miljö, 2009). Det antagande som ligger till grund för målbilden är att Eskilstunas befolkning har råd att betala för tjänster som bidrar till en hållbar utveckling, god miljövard och ett kretslopp av näringsämnen. Toaletterna antogs bli mer snålspolade (för konventionella toalettstolar används i studien 2 liter respektive 4 liter vatten vid liten respektive stor spolning) och BDT-vattenvolymen, vatten till matlagning och övrig vattenförbrukning antogs minska med 30 % genom att användningen blir mer effektiv (Kretsloppskontoret, 2007). Den totala vattenförbrukningen i hushållen beräknades utifrån dessa antaganden till 143 liter per person och dygn år 2050 (beräkningar i bilaga 5) varav 113 liter per person och dygn utgörs av BDT-vatten. Vattenförbrukning i industrier och verksamheter uppskattades till 45 liter per person och dygn (inkl. WC och BDT). Detta värde har använts i en tidigare studie för Göteborg (Kretsloppskontoret, 2007) och antogs även för Eskilstuna därför att inga specifika värden fanns tillgängliga.

#### **4.3.2 Befolkningsutveckling och anslutningsområde**

Inom en 30–40-årsperiod antas att 95 % av befolkningen är ansluten till den kommunala VA-försörjningen varav 93 % till Ekebyverket (Alsbro, pers. medd., 2010). Enligt översiktsplanen för Eskilstuna kommun (2005) antas ett ökat barnafödande och en fortsatt hög inflyttning. Vidare antas att det blir mer flexibelt att arbeta och studera genom förbättrade transport- och kommunikationsmöjligheter. Bostadsort kommer därför kunna väljas efter attraktivitet och läge i större utsträckning än idag. Dessa faktorer bidrar troligen till att Eskilstuna får en del av den förväntade tillväxten i Mälarenregionen (Eskilstuna kommun, 2005). I Eskilstuna har inflyttningen från utlandet svarat för 15 % av den totala inflyttningen och denna nivå förväntas bibehållas (Eskilstuna kommun, 2005).

Befolkningsmängden för 2050 har uppskattats genom att förutsätta att ovan nämnda utveckling fortsätter. Statistiska Centralbyrån (2009) har uppskattat en befolkningsprognos för Eskilstuna till och med år 2030. Denna har legat till grund för beräkningarna men efter år 2030, där data ej längre fanns att tillgå, användes riksgenomsnittet på förutspådd befolkningstillväxt, 2,8 ‰ per år. Med hjälp av detta kunde befolkningsmängden för år 2050 uppskattas till 115 000 personer (beräkningar i bilaga 4). Hushållen antogs liksom för 2005 ha en genomsnittlig storlek på 2,1 boende per hushåll (Eskilstuna kommun, 2005). Utifrån antalet abonnenter 2009 beräknades fördelningen av villahushåll till cirka 30 % och flerbostadshushåll till resterande 70 %. Samma fördelning antogs även för målbilden (beräkningar i bilaga 3).

År 2009 omfattade den kommunala VA-försörjningen ca 4 100 ha, av kommunens totala yta på 110 400 ha. För framtiden förutspås en utökning med i genomsnitt 1 ha per år fram till år 2050 vilket gör att Ekebyverkets upptagningsområde antogs vara 4 140 ha år 2050 (Andersson, pers. medd., 2010).

I dagsläget (2010) finns 160 stycken pumpstationer för konventionell spillvattenhantering. Eskilstuna är relativt platt och kräver mycket pumpning. Antalet konventionella pumpstationer antogs vara oförändrat år 2050. Detta antagande gjordes därför att nya anslutningar till kommunalt spillvattennät planeras ske till redan befintliga ledningskluster med befintliga pumpstationer. Målbilden för Eskilstunas tillväxt är att staden i huvudsak ska förtätas inom sin nuvarande utsträckning samt längs de stora vägarna i kommunen för att möjliggöra kollektiva färdmedel och effektiv utbyggnad av vatten och avloppshantering (Rudin, pers. medd., 2009). För KL-systemet med KL-ledningar tillkommer dock pumpstationer. KL-ledningarna måste läggas med större lutning i marken för att de ska vara självrensande. En större lutning kräver att ledningarna läggs längre ned i marken och därmed krävs fler pumpstationer för att föra KL-vattnet till dess behandlingsanläggning.

### 4.3.3 Dagvatten

Dagvattenhantering är ett kostnadseffektivt sätt att minska fosfor- och kvävebelastningen på recipienten. Det är även ett effektivt sätt att hindra tungmetaller och andra farliga ämnen att nå recipienten. De mest kostnadseffektiva åtgärderna anses, enligt BSAP, vara behandling av dagvattnet i våtmarker och dammar (Naturvårdsverket, 2008). Lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD) inkluderar åtgärder som görs på privat mark och kan till exempel vara infiltration på gräsytor eller i stenfyllningar, samt uppsamling och återvinning av takvatten. För samtliga systembeskrivningar antogs hanteringen av dagvatten ske med dammar. Antalet dammar baseras på andelen hårdgjord yta i Eskilstuna. LOD förutsattes men ingick inte i den ekonomiska analysen.

### 4.3.4 Kadmium

Att just kadmium behandlas i examensarbete beror på att kadmium lätt kan ackumuleras i grödor, och befolkningens intag av kadmium bör inte öka. EU:s organ för livsmedelssäkerhet, EFSA, sänkte nyligen kravet för rekommenderat vecko-intag av kadmium till 2,5 µg per kg kroppsvikt från det tidigare värdet på 7 µg per kg kroppsvikt (Eriksson, 2009). Kadmium utgör en hälsorisk vid alltför stor exponering varför tillförseln av kadmium bör vara så liten som möjligt. Uppsett miljömål om återförande av fosfor innebär, om avloppsslam används på jordbruksmark, även en cirkulation av kadmium. Det skärpta kravet från EFSA kan antas ställa höga krav på reningen i avloppsreningsverket eller uppströmsarbetet, om slam ska kunna återföras till jordbruksmark.

Naturvårdsverket har i Aktionsplan för återföring av fosfor (2002) formulerat förslag till gränsvärden för metaller i avloppsfraktioner som ska tillföras jordbruksmark. Kadmiumhalten bör enligt Naturvårdsverket minska enligt tabell 5 nedan. Naturvårdsverket strävar efter en kontinuerlig minskning till och med år 2020 medan gränsvärdet för 2050 är en uppskattning för denna studie.

Det har utförts studier för att ta reda på kadmiumhalterna i ett avloppsslam som inte innehåller något annat än det som människan utsöndrar. I slutna avloppstankar i Lund (Svensson, 2006) uppmättes halter på 13 och 19 mg kadmium per kilo fosfor medan andra studier redovisar halter på 11 och 12 mg Cd/kg P (Eriksson, 2009). Med en maximal giva på 22 kg P/ha, år skulle halter på 11 mg Cd/kg P ge en maximal tillförsel till åker på 0,24 g

Cd/ha, år. År 2008 var medelhalten i slam ca 30 mg Cd/kg P (Eriksson, 2009).

Tabell 5. Gränsvärden för kadmium i avloppsfraktioner (Kärrman m.fl., 2007)

	Haltgräns värde i avloppsfraktion (mg/kg TS)	Haltgräns värde i avloppsfraktion (mg/kg P)	Max. tillförsel till åker (g/ha, år)	Haltgräns värde i mark (mg/kg TS)
<b>Kadmium</b>	1,7 (2005)	61 (2005)	0,75	0,40
		35 (2010)	0,55 (2010)	
		17 <sup>a</sup> (2025)	0,45 (2015)	
			0,35 (2020)	
			0,24 <sup>b</sup> (2050)	

<sup>a</sup>Svenskt Vattens hemsida, REVAQ, Styrgruppsmöte Nr 8, 2009-06-11

<sup>b</sup>Eget antagande utifrån beräkningar under avsnitt 3.3.8 Kadmium

Troligen kommer kraven för år 2050 att omfatta minskade kadmiumutsläpp med brädd- och dagvatten. Motivet för detta är att Vattendirektivet kommer att medföra krav på minskade utsläpp till recipienter som är känsliga för metallpåverkan. Vad gäller utsläppen av kadmium med vatten från avloppsreningsverken finns troligen inga specifika krav i målbilden.

#### 4.3.5 Utsläpp till recipient

Reningsgraden av fosfor har legat på ca 95 % under den senaste tioårsperioden och för kväve var den genomsnittliga reningsgraden i Sverige 60 %, år 2006 (Naturvårdsverket, 2008). I Naturvårdsverkets rapport Sveriges åtagande i BSAP (2008) har olika alternativ lyfts fram som potentiella förbättringsförslag för en minskad närsaltsbelastning. Det alternativ som förordas innebär att samtliga reningsverk större än 10 000 personekvivalenter ska åtgärdas för att klara en kväveavskiljning på 80 % (Naturvårdsverket, 2008). Åtgärderna bör väljas så att kvävet huvudsakligen förekommer som nitrat som är fördelaktigt framför ammoniumutsläpp till recipienten. För fosfor rekommenderas att kemikaliedosen för fällning bör ökas så att de verk som belastar Egentliga Östersjön når en halt på högst 0,15 mg fosfor per liter i utgående vatten. Konsekvenser vid en ökad dos fällningskemikalier blir ökad energi- och kemikalieanvändning samt ökad slammängd. Utsläppskrav som förordas i Sveriges åtagande i BSAP (2008) liknar de som sattes upp vid planeringen av Hammarby sjöstad. Utsläppskraven var att kväveinnehållet i renat avloppsvatten ej fick överstiga 6 mg kväve per liter och för fosfor 0,15 mg fosfor per liter (Heldt, 2005).

#### 4.3.6 Hygienisering

Urin från friska personer är fri från patogener (sjukdomsalstrande mikroorganismer). Patogener koncentreras i slammet då en stor del av dem är bundna till partiklar (Kretsloppskontoret, 2007). Hygieniseringens uppgift är att minimera patogenernas förekomst och därmed undvika smittspridning. Enligt REVAQ finns det hygieniska krav som avloppsslam ska genomgå. Allt slam ska vara behandlat med accepterad hygieniseringsmetod, samt vara salmonellafritt, för att få användas i jordbruket (Svenskt Vatten, 2008). Exempel på hygieniseringsmetoder är långtidslagring, termofil rötning och pastörisering (70°C i 1 timme) innan mesofil rötning.

Naturvårdsverket har lämnat ett förslag till regeringen på en uppdatering av Aktionsplan för återföring av fosfor från avlopp. I detta förslag redovisas klassificeringssystemen av hygieniseringsmetoder för avloppsfraktioner. Förslaget är en uppdatering på tidigare klassificeringssystem, där det fanns en indelning i tre klasser, A, B och C. I det nya förslaget föreslås en förenkling, en indelning i klass A och klass B. De metoder som tilldelats klass A är energikrävande metoder som termisk torkning, pastörisering och termofil rötning. Metoder

inom klass B, exempelvis långtidslagring, medför större restriktioner för användandet men är inte lika energikrävande. Generella bestämmelser för avloppsfraktioner (oavsett klass) är vidare att de, enligt 9 § och 10 § i förslaget, inte får användas på betesmark eller åkermark som inom ett år från spridning ska användas för bete eller där fodergrödor ska skördas. De får heller inte användas på mark för odling av bär, rotfrukter, grönsaker eller frukt som är i kontakt med jorden eller normalt konsumeras råa. Avloppsfraktioner som klassificeras enligt klass B får utöver ovan nämnda krav heller inte användas:

- På åkermark som, inom två år från spridningstillfället, ska användas för bete eller där fodergrödor ska skördas.
- På mark som inom två år från spridningstillfället ska användas för odling av bär, rotfrukter och sådana grönsaker och frukt som är i kontakt med jorden och normalt konsumeras råa.
- På skogsmark eller på markytan där människor normalt vistas, såsom parker, idrottsplatser och golfbanor.
- Vid trädgårdsodling och krukodling samt av privatpersoner.

Ytterligare ett krav är att slammet ska inarbetas i jorden senast inom ett dygn efter spridning. Ett annat alternativ som inte nämns i förslaget är hygienisering med urea, ammoniakbehandling. Principen är densamma som vid lagring men en tillsats av 0,5-2 vikts% urea,  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ , blandas in i KL-vattnet eller slammet i början av lagringen. Fördelen med detta är att det sker en snabbare och säkrare avdödning av patogener (Sylwan, 2010). Metoden medför även en förhöjd ammoniakhalt på den behandlade fraktionen som ökar dess gödslingsvärde och bör göra det attraktivt som gödselmedel i lantbruket (Sylwan, 2010). För samtliga system antogs att hygienisering enligt klass A var nödvändig.

#### 4.3.7 Bräddning

Kombinerade system är utrustade med bräddavlopp för att avlasta avloppsreningsverket vid höga flöden. Intensiv nederbörd är en utmaning för avloppssystemen då de genererar stora volymer att avleda under kort tid, med ökad risk för bräddning och översvämning. Om klimatförändringarna bidrar till ökad frekvens av kraftig nederbörd kommer bräddningstillfällena bli fler vilket kan medföra en ökad mikrobiologisk belastning med åtföljande hälsorisker för råvattnet. Studier har visat en koppling mellan kraftig nederbörd och vattenburna sjukdomsutbrott (SOU, 2007).

Bräddning inträffar då ledningskapaciteten i kombinerade system överskrids. Det som inträffar är att överskottsflödet passerar ut till recipienten. Bräddning kan ske på ledningsnätet men även vid pumpstationer och vid avloppsreningsverk när volymen på inflödet överskrider vad som kan hanteras i verket. Avledning till recipienten sker då vanligtvis efter grovrensningsteget (SOU, 2007). Detta innebär utsläpp av ickebehandlat avloppsvatten, men med risk för större komplikationer på grund av högre mikrobiologiska koncentrationer än de halter som uppstår vid bräddning på ledningsnätet, där det sker en utspädning med dagvatten. Bräddningar kan påverka badvattnets kvalitet när orenat vatten når recipienten (Naturvårdsverket, 2008). För jordbruket som använder ytvatten för bevattning av odlingar, eller som dricksvatten till djur, innebär bräddningar en risk för att smittor sprids till livsmedelskedjan (Eksvärd, pers. medd., 2010).

#### 4.3.8 Läkemedel

Kunskap om läkemedelsrester i avloppsreningsverk och i känsliga recipienter är under uppbyggnad och möjlig skadeverkan är svår att förutsäga. I detta examensarbete har denna fråga ändå belysts då hårdare krav på rening av läkemedelsrester, som visar negativa effekter på akvatiska ekosystem, mycket väl skulle kunna uppstå inom en fyrtioårsperiod.

Hur dessa rester av läkemedel skulle kunna påverka människor är omdebatterat och kunskapen är under uppbyggnad. I Sverige anses det näst intill otänkbart att människor skulle kunna få i sig tillräckliga mängder för att ge en mätbar effekt, genom dricksvatten. De halter av läkemedel som har funnits i dricksvatten skulle kräva en konsumtion på flera tusen liter per dag för att uppnå en verksamt dagsdos (Svensson & Ek, 2008). Om tuffare krav ställs på läkemedelshalter kan man införa ett reducerande steg efter den konventionella avloppshanteringen. Mest effektiva metoder är då rening med ozon eller aktivt kol varav ozon ses som det mest kostnadseffektiva. Aktivt kol blir troligen 1,5-5 gånger dyrare än ozonering (Björleinius m.fl., 2010). I detta examensarbete förutsattes inte att läkemedelsreducering var ett krav men kostnaderna vid eventuella krav uppskattades översiktligt.



## 5 STUDERADE SYSTEM

Sju olika system, med förutsättningar att möta uppsatt målbild, konstruerades för att senare analyseras. Systemalternativen presenteras översiktligt i Tabell 6 för att mer grundläggande beskrivas under respektive avsnitt nedan.

Tabell 6. Översikt av studerade systemalternativ

SCENARIO	INSAMLING	BEHANDLING	BETECKNING
Utveckling av befintligt system med slamavvinnning på produktiv mark (Referensscenario).	Uppgraderat gemensamt avloppssystem för att nå en högre slamkvalitet.	Centralt avloppsreningsverk (ARV), rötning, hygienisering, spridning av slam som gödningsmedel.	System slam
Utveckling av befintligt system med utvinning av fosfor från slammet.	Gemensamt avloppssystem.	Centralt ARV, utvinning av fosfor genom slammaska (ASH DEC).	System Ash Dec
Utveckling av befintligt system med utvinning av fosfor från avloppsvattnet.	Gemensamt avloppssystem.	Centralt ARV med biologisk fosforavskiljning, utvinning av fosfor genom avloppsvatten (Ostara).	System Ostara
Klosettvattnensortande system - KL-vattnet källsorteras från BDT-vattnet.	Vakuum- eller snålpolade vattentoaletter med separata ledningsnät till uppsamlingstankar.	KL-fraktionen hanteras i anslutning till jordbruk där den sedan sprids som gödselmedel. BDT-vatten hanteras i centralt ARV.	System snål KL, vakuum KL
Klosettvattnensortande system - KL-vattnet källsorteras från BDT-vattnet.	Konventionella vattentoaletter med separata KL-vattenledningar till lokal behandlingsanläggning.	Lokal behandlingsanläggning där KL-vattnet omhändertas. Hygienisering och spridning av KL-fraktionen. BDT-vattnet går till centralt ARV.	System KL-ledningar
Reningsverk med membranbioreaktor (MBR) och omvänd osmos (RO).	Gemensamt avloppssystem.	Utvecklad teknik i reningsverket (MBR & RO) RO-produkt sprids som gödselmedel.	System MBR & RO

### 5.1 ALLMÄNNA ANTAGANDEN

System slam konstruerades enligt EEMs vision om att bli certifierade enligt ReVAQ och på så sätt kunna sprida slammet på produktiv mark. EEM har även en vision om att samla in biologiskt avfall från hushållen för att samröta det med avloppsslammet, vilket sker redan idag (2010) men inte i full utsträckning. För varje system uppskattades återföringspotentialen för fosfor och kväve, och likaså de halter kadmium som återfördes. Dessa värden var dels beräknade och dels framtagna genom litteraturstudier.

Eventuella intäkter från biogasproduktion är inte medräknade. Kostnaderna för påsar och kär, för hantering av matavfall, ingick inte i den ekonomiska analysen. Transport av slam till jordbruk antogs ske med lastbil och energiförbrukningen baserades på att lastbilen kör ena riktningen tom och andra riktningen fullastad. Av flerbostads- respektive villahushållen antogs 100 % respektive 80 % lämna biologiskt avfall till central anläggning. Av villahushållen antogs 20 % ha egna komposter för källsortering (Kretsloppskontoret, 2007).

Sträckan mellan Lilla Nyby och Ekebyverket är 8,7 km och specificerad i den ekonomiska modellen.

För att minska belastningen på ledningsnätet hanterades dagvattnet med dagvattendammar. Dagvattenhanteringen ingick i kostnadskalkylen men var densamma för samtliga system. Syftet med denna dagvattenbehandling var att minska belastningen på reningsverket (och

därmed minska antalet bräddningar) samt att minska tillförseln av förorenat trafikdagvatten till recipienter och reningsverk, för att erhålla ett renare slam.

För samtliga system har nedbrytningsgraden av primärslam, överskottsslam, fettslam och matavfall i röttningsprocessen antagits enligt erfarenhetsmässiga data från Henriksdals reningsverk i Stockholm (Hellstedt m.fl., 2009). Reningsprocessen i Henriksdal utgörs av mekanisk-, kemisk-, och biologisk rening, vilken liknar Ekebyverkets reningsprocess.

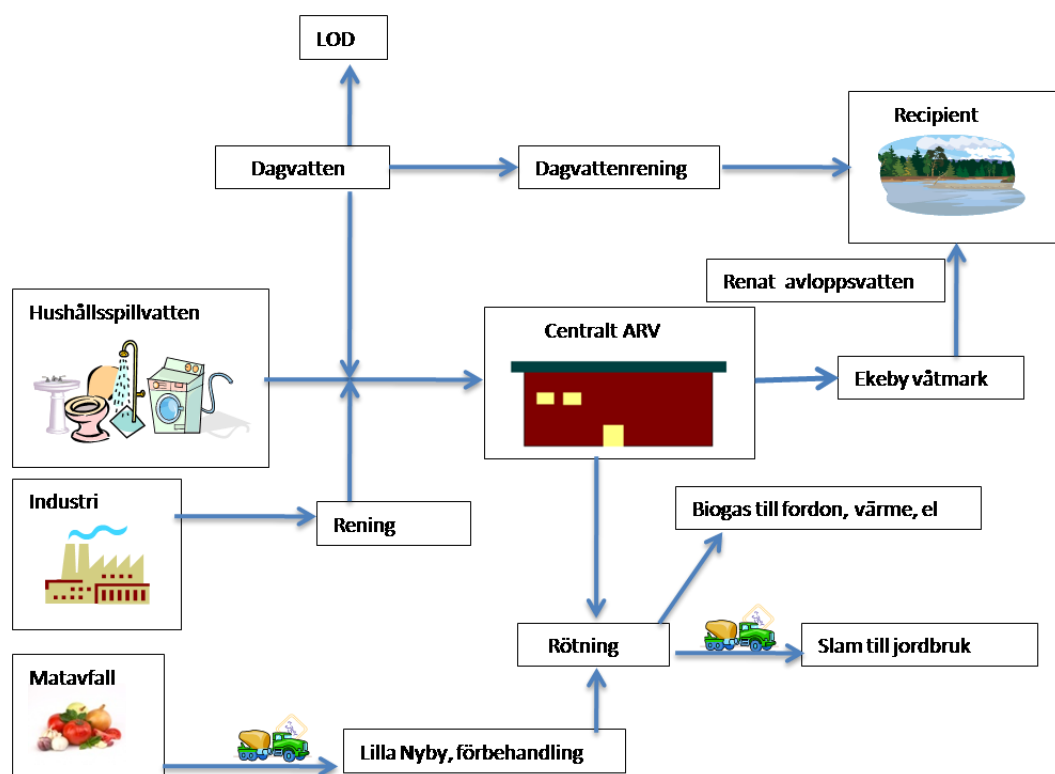
Kalkylräntan som sattes i modellen spelar en central roll vid nuvärdeskalkylering. Enligt definition är kalkylräntan den ränta, till vilken investeringen skall förränta sig för att vara lönsam. Detta innebär att den skall utgöra den uppskattade skillnaden mellan utlåningsränta och inflation. Det är kalkylräntan som möjliggör omräkning av kostnader i tiden så att ett jämförelsetal kan bildas. I denna studie sattes kalkylräntan till 3 % (Svensson, pers. medd., 2010). Alla ingående komponenter definieras med livslängder för att möjliggöra beräkningar av reinvesteringar och restvärden (Tabell 7). Antagna investerings- och driftkostnader och mer information om URWARE Eko finns i bilaga 1.

Tabell 7. Antagna livslängder för ingående komponenter (Kretsloppskontoret, bilaga 8, 2007)

<b>Typ av investering</b>	<b>Avskrivn.tid – standard – antal år</b>
Fastigheter	30
Transporter från fastigheter	15
Ledningsnät	50
Pumpstationer	25
Dagvattenanläggningar	50
Konventionell rening	30
Kväverening	50
Rötning och slamhantering	30
Återvinningsprocesser	25
Långtidslagring - urin	50
Förbränning	30
Deponi	50
Transporter från anläggningar	15
Ostara	25
ASH DEC	25

## 5.2 SYSTEM SLAM

Det första systemet bygger på att det befintliga systemet i Eskilstuna, för spillvattenhantering och matavfallshantering, utvecklas och byggs om. Detta system är ett referensscenario som syftar till att spegla planerad utveckling för Eskilstuna (figur 5).



Figur 5. Systembild för system slam.

En användning av slammet som gödningsmedel medför ett ökat kretslopp av näringsämnen. Dock kan det även medföra en viss tillförsel av kadmium till produktiv mark. Om den totala mängden fosfor som ingår i svensk slamproduktion skulle återföras till produktiv mark, motsvarar mängden fosfor ca 42 % av dagens användning av mineralgödsel fosfor (Sweco Environment AB, 2009). Hur mycket mineralgödsel fosfor som kan ersättas är osäkert då växttillgängligheten för fosfor i slam varierar mycket. Weiss uppskattade en ersättning till 67 % (Weiss, 2007).

### 5.2.1 Systembeskrivning

Systemet är uppbyggt med konventionella toaletter med två spolknappar. Liten spolning kräver 2 liter vatten och stor spolning 4 liter vatten. Avloppsledningarna, med blandat KL-vatten och BDT-vatten, leds till ett centralt ARV för behandling med konventionell reningsteknik. Matavfall från hushåll, utan egen kompost, sorteras i särskilda påsar som tillsammans med övrigt hushållsavfall hämtas med sopbilar och körs till avfallsanläggningen Lilla Nyby där de olikfärgade påsarna sorteras optiskt. Efter sortering pressas matavfallet för att sedan köras i lastbil till Ekebyverket för samrötning. Matavfallet samrötas med slam från centralt ARV och biogas produceras. Därefter hygieniseras slammet genom pastörisering och mesofil rötning och används som gödselmedel. Flerbostadshus och villor som inte komposterar hemma får sitt avfall hämtat med sopbil, en gång i veckan. Utifrån antalet abonnenter år 2009 beräknades andelen villor och lägenhetshus i Eskilstuna (tabell 8).

Tabell 8. Antagande om bostadsfördelning och kompostering i Eskilstuna 2050

		<b>Referens</b>
Antal personer per hushåll	2,1	(Eskilstuna kommun, 2005)
Lägenheter	70 %	Beräknat i bilaga 3
Villor	30 %	Beräknat i bilaga 3
Andel villahushåll som komposterar	20 %	(Kretsloppskontoret, 2007)
Invånare 2050	106 950 p	Beräknat i bilaga 4
Invånare som bor i villa 2050	32 224 p	
Invånare som bor i lägenhet 2050	74 726 p	
Invånare som källsorterar i egen kompost 2050	6 445 p	
Invånare som har en extra toalett 2050	32 224 p	
Procentuell andel som hemkomposterar 2050	6 %	

### 5.2.2 Förbättringsarbete och ReVAQ-certifiering

För att förbättra slamkvaliteten krävs att generella åtgärder införs. På detta sätt förutsätts slammet få en tillräckligt god kvalitet för att uppfylla gränsvärdena för gödning. I den slutliga bedömningen måste hänsyn även tas till dessa åtgärder och de kostnader de kan innebära (tabell 9). För att uppnå en god slamkvalitet kan generella åtgärder innebära restriktioner eller förbud mot användning av vissa ämnen. Lokala åtgärder är exempelvis målning av koppar och zinkytor, lakvattenrening och informationskampanjer (Kretsloppskontoret, 2007). Genom att räkna in kostnaderna för dessa åtgärder i system slam, förutsattes att slamkvaliteten blev tillräckligt hög för att spridas på produktiv mark.

Tabell 9. Åtgärder som antogs vidtas uppströms i system slam, och deras kostnader (Kretsloppskontoret bilaga 8 & 17, 2007)

Åtgärd	Kostnad Kr/p, år	Kostnad Kr/kg reducerad metall
Informationskampanjer	15	Kan ej bedömas
Forcerat byte av kopparledningar	135	232 000
Målning av metallytor	23	589 000
Rening av trafikdagvatten	5	86 000
Bräddvattenrening	12	2 000
Lakvattenrening för deponier	24	Kan ej bedömas
<b>Summa</b>	<b>214</b>	

Dessa kostnader kan ses som det förbättringsarbete som krävs för att minimera inkommande föroreningar till reningsverket. Utöver dessa kostnader tillkommer också själva kostnaden för att reningsverket ska bli ReVAQ-certifierat. Kostnaderna för det uppskattades genom uppgifter från två reningsverk som sedan nyligen är certifierade (tabell 10).

Tabell 10. Kostnader under ett år, utöver förbättringsarbeten som tillkommer för att ReVAQ-certifiera reningsverket

		Referens
Kostnad till Svenskt Vatten (kr/ansluten)	0,5	Karlstad kommun
Totalt i Eskilstuna (kr)	53 475	Karlstad kommun
Kostnad en dags besiktning + certifiering (kr)	29 000	Karlstad kommun
Kostnad utbildning internrevision (kr)	7 000	Karlstad kommun
Provtagningskostnad extra (kr)	10 000	Karlstad kommun
Inköp av extra provtagningsutrustning (kr)	15 000	Karlstad kommun
Lönekostnader inkl. handläggare, heltid 6 mån sedan 50 % (kr)	251 325	Sunne kommun
Kurser, resa med mera (kr)	9 061	Sunne kommun
Kostnader Eskilstuna (kr/år)	374 861	
Kostnader Eskilstuna (kr/p, år)	4	

Den totala kostnaden för att slammet ska bli tillräckligt rent att återföra till produktiv mark och kostnaden för ReVAQ-certifiering uppgår då till 218 kr per person och år.

### 5.3 SYSTEM ASH DEC OCH OSTARA

System Ash Dec och Ostara är två system för fosforutvinning. För system Ash Dec sker fosforutvinningen via förbränt avloppsslam och för system Ostara via rejektvattnet från rötning. De är till fastighetsstrukturen lika system slam.

#### 5.3.1 Systembeskrivning

Utvinning av närsaltsprodukter kan ske från avloppsvatten, slam eller aska från förbränt slam. För examensarbetet valdes endast två metoder, en för utvinning ur avloppsvatten (Ostara-processen; utfällning av fosfor i form av struvit) och en för utvinning ur förbränt avloppsslam (Ash Dec). En fördel med utvinning är att det, med rätt processutformning, går att skapa en fosforprodukt med god kvalitet och låg halt oönskade ämnen. Utvinningsprocesserna som studerades ingick inte i URWARE Eko. För dessa gjordes specifika tillägg. Kostnader och övriga uppgifter hämtades från litteratur och redovisas i bilaga 2.

#### 5.3.2 Antaganden

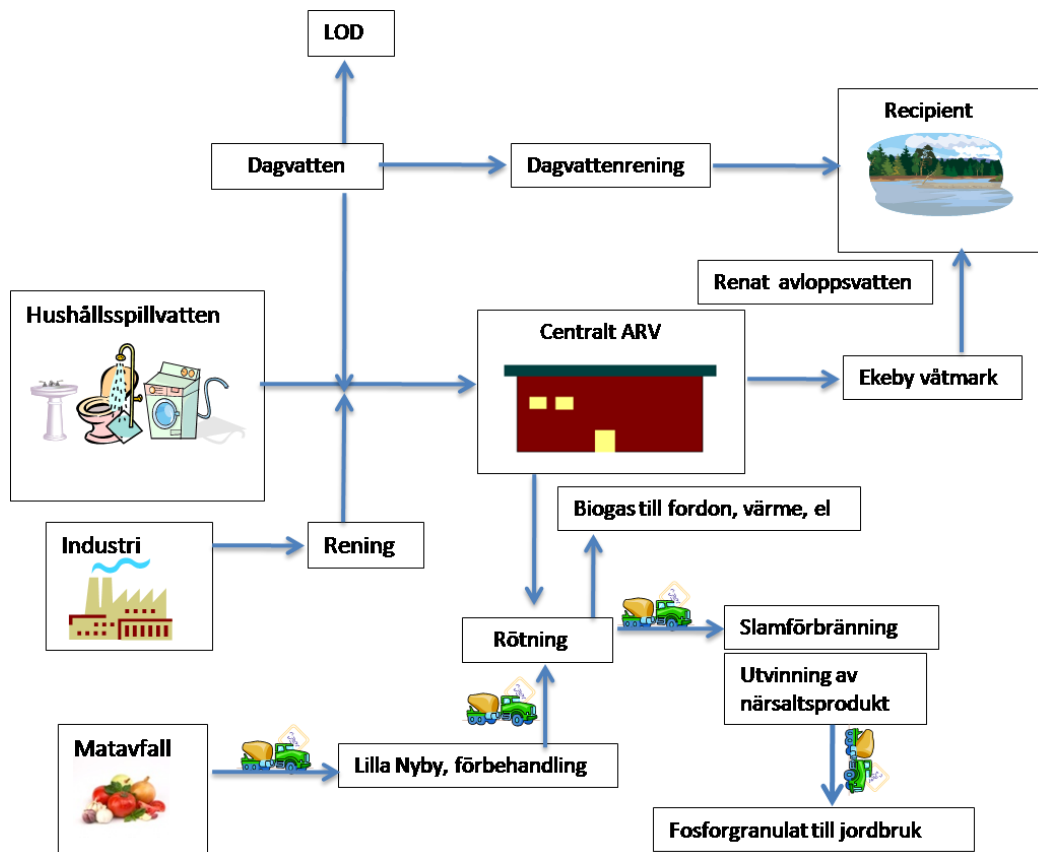
Antaganden för kostnadsuppskattningarna presenteras vidare i Norström och Kärrmans rapport Samhällsekonomisk utvinning ur avloppsslam och aska från monoförbränning av avloppsslam (Urban Water, 2009). Litteraturdata är hämtade från en studie som använde Örebro som modellstad. Storleksmässigt stämmer Örebro och Eskilstuna överens och resultaten antogs därför vara applicerbara även i denna studie.

#### 5.3.3 Funktion, Ash Dec

Nedanstående text bygger på fakta från rapporten Fosforutvinning ur avloppsslam - Teknik, miljö-, hälso- och climateffekter (Sweco Environment AB, 2009).

Ash Dec Umwelt AG är namnet på ett Österrikiskt företag som har vidareutvecklat en process för fosforutvinning ur slamaska. Slamaska behandlas i en roterande ugn och som slutprodukt framställs ett fosforrikt gödningsmedel i form av pellets, men med lågt metallinnehåll. Processen utgörs av rostning vid ca 1 000°C under närvaro av magnesium- och kalciumklorid. Under processen bildas metallklorider, som vid den aktuella temperaturen föreligger i gasfas.

Metallerna avskiljs genom rening av processgasen och i förbränningsresten återfinns slammets innehåll av fosfor. Den färdiga gödningsprodukten, benämns granulat, framställs genom att blanda termokemiskt behandlad aska med kalciumklorid eller kalciumsulfat, biprodukter från biobränsleproduktion. Den utvunna fosforprodukten kan blandas med annat material för att ge den de egenskaper som efterfrågas på marknaden. Ash Dec kan enligt Ash Dec Umvelt AG även återföra kalium och kalcium och till viss del magnesium, järn och svavel. Några värden på halter av dessa ämnen kunde inte verifierats med data.



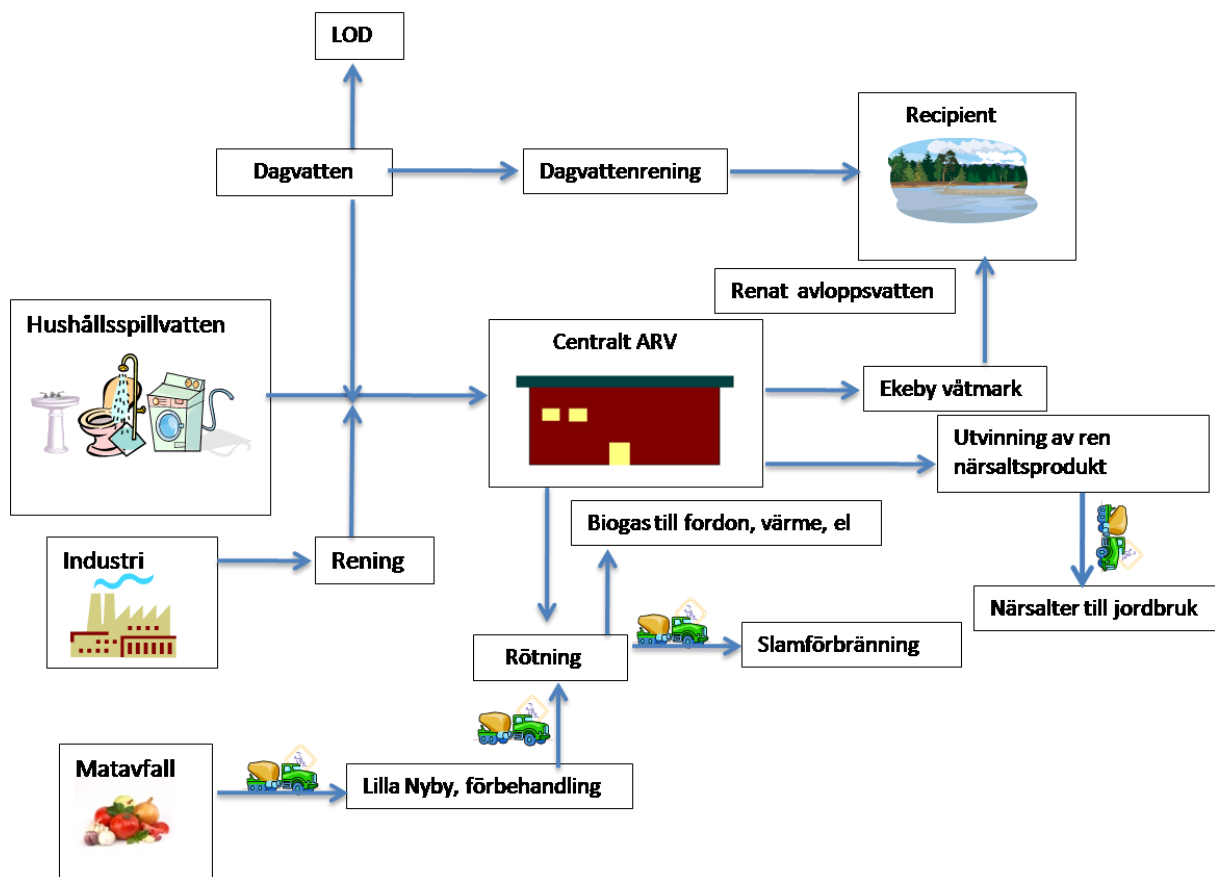
Figur 6. Systembild för system Ash Dec, utvinning av fosfor via förbränt avloppsslam.

Denna behandling innebär i praktiken att rötslam transporteras från reningsverket till befintlig avfallsförbränningsanläggning med lastbil. Utvunnen fosforprodukt kan användas som gödselmedel utan ytterligare behandling. Begränsningarna för beräkningarna ligger i att beräkningarna är baserade på en stor anläggning med kapacitet för 16 000 ton aska per år (ca 1,5 miljoner personekvivalenter). Detta anses vara minsta standardstorlek för att få en hållbar ekonomisk anläggning. I Sverige motsvarar det slamhantering från en stor region och avståndet till förbränning har i beräkningarna satts till 100 km för att kompensera för långväga transporter (Norström & Kärman, 2009).

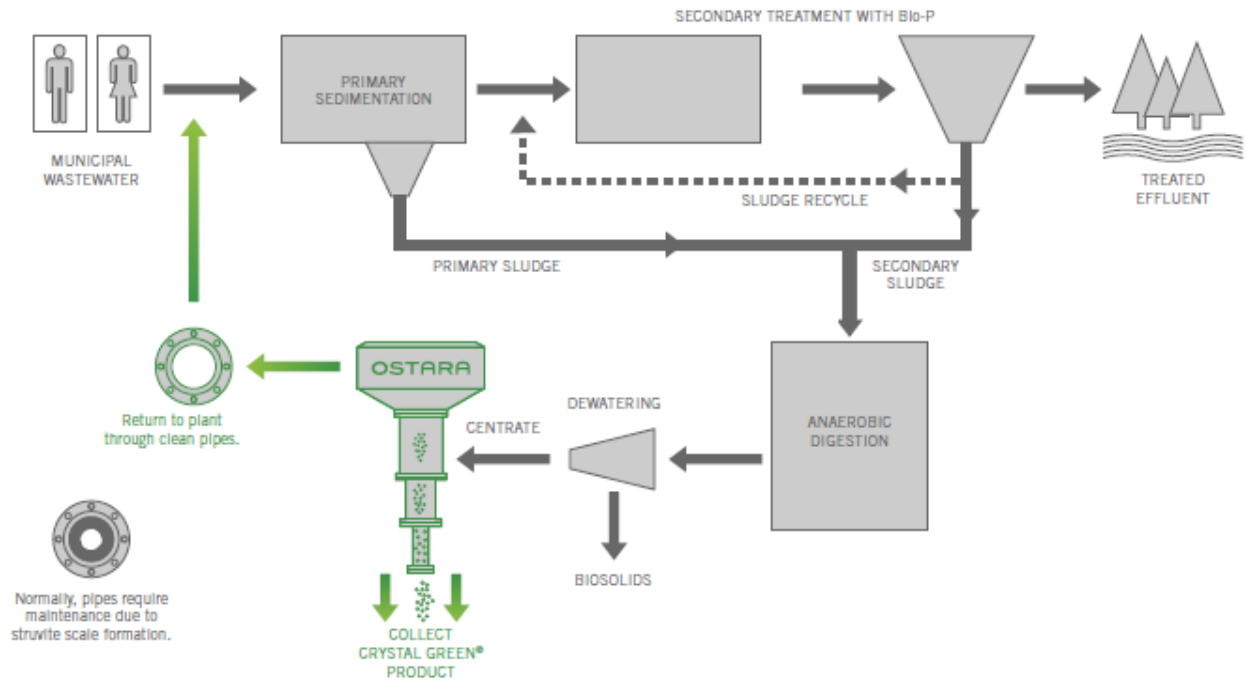
Växttillgängligheten för fosfor i förbränt slam är normalt lägre än för fosfor i avloppsslam (Jönsson, pers. medd., 2010). Försök med lakning i citronsyra har gjorts för att studera växttillgängligheten av fosfor i termokemiskt behandlad aska. I jämförelse med fosfor i aska som inte genomgått termokemisk behandling kunde fosfor utvunnen med Ash Dec gå i lösning i större utsträckning, ca 60 % mer kunde lösas (Sweco Environment AB, 2009).

### 5.3.4 Funktion, Ostara

För att kunna utföra en analys av utvinning från avloppsvatten i den ekonomiska modellen konstruerades reningsverket som ett verk som använder biologisk fosforering (bio-P-rening) (Kretsloppskontoret bilaga 8, 2007). En biologisk fosforeringsprocess kräver en anaerob och en aerob zon. I den syrefria zonen sker ett fosforsläpp från bio-P bakterierna samtidigt som de tar upp lättillgängligt organiskt material som de lagrar i sina celler. Denna upplagring används i den luftade zonen som kolkälla för att ta upp fosfor från vattenfasen (Borglund, 2004). Fosfor lagras i bakteriecellen som poly-fosfat och i och med det hamnar fosfor i slammet, och kan tas ut i form av överskottsslam (Tchobanoglous, 2003). Ostara-processen bygger på att fosforutvinningen sker från den fraktion där det finns störst andel vattenlösligt fosfor, i detta fall från rejektvatten efter rötning (Norström & Kärrman, 2009). Genom att tillsätta magnesium och höja pH-värdet kan struvit (magnesiumammoniumfosfat) utvinnas och uppsamlas (process i figur 8). Struvit fungerar bra som gödningsmedel bland annat därför att det är ett salt som löser sig långsamt (Heldt, 2005). Rejektvatten som lämnar reaktorn har en betydligt minskad fosfor- och kvävehalt och återförs till inkommande avloppsvatten (Sweco Environment AB, 2009). Gödningsprodukten produceras i form av pellets, vilket kan vara fördelaktigt vid användningen inom jordbruk (Sweco Environment AB, 2009). Slammet förbränns och askan deponeras.



Figur 7. Systembild för system Ostara, utvinning av fosfor via avloppsvatten.



Figur 8. Ostara som tillägg i reningsverk (Ostara, 2010).

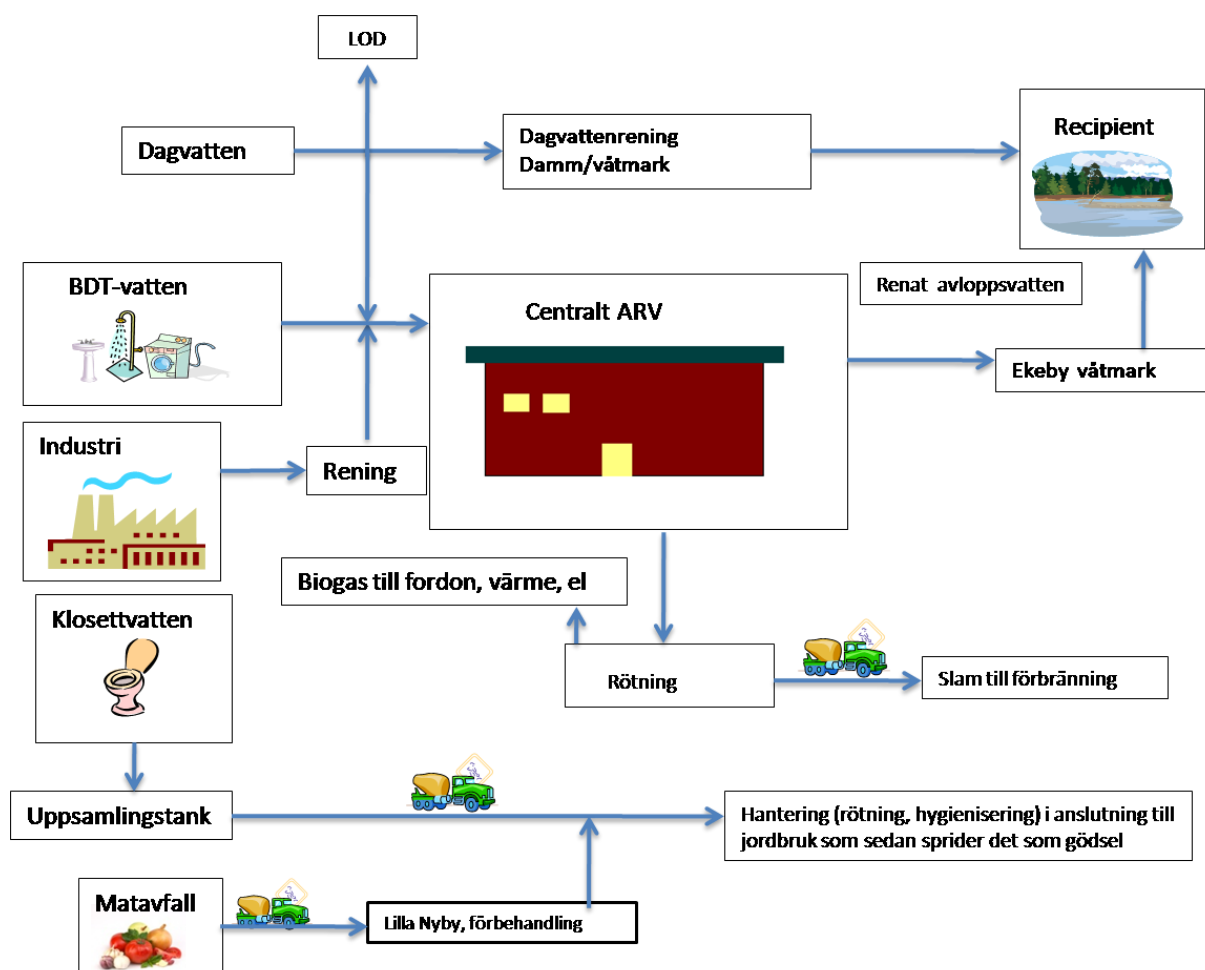
### 5.3.5 Tekniska förutsättningar

Ash Dec och Ostara är kommersiellt tillgängliga tekniker och den näringsprodukt som bildas kan spridas med konventionell utrustning (Sweco Environment AB, 2009). Struvitutfällning med Ostara anses vara mest realistisk ur ett svenskt perspektiv. Särskilt lämpad är den för de ca 20 svenska kommuner som idag använder sig av biologisk fosforreduktion (Sweco Environment AB, 2009). Slammet som bildas är fosforfattigt och tas om hand förslagsvis genom jordtillverkning, sluttäckning av deponier eller avfallsförbränning. Anläggningar som krävs för Ash Dec saknas i Sverige och detta tillsammans med dess krav på storskalig hantering av slam kan utgöra ett hinder för att tekniken införs (Sweco Environment AB, 2009).

## 5.4 KL-SYSTEM

KL-systemen är uppdelade på tre olika systemutformningar som bygger på att KL-vatten sorteras från övrigt BDT-vatten. Två KL-system med gemensamma uppsamlingstankar analyserades, ett med vakuumtoaletter (system vakuum KL) och ett med snålspolade vattentoaletter (system snål KL). Utöver dessa analyserades ett KL-system med KL-ledningar som avleder KL-vattnet separat till en lokal behandlingsanläggning (system KL-ledningar).



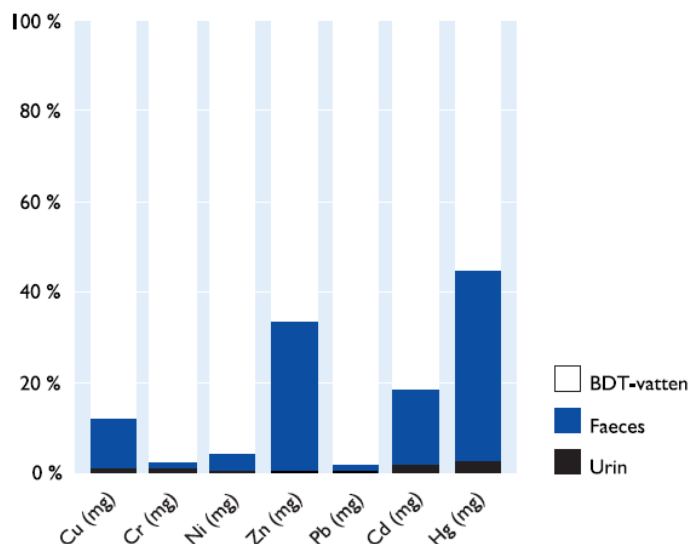


Figur 9. Systembild för system snål KL och vakuum KL.

För att KL-system ska vara konkurrenskraftiga och slutprodukten intressant som gödselmedel på jordbruksmark krävs att volymerna är hanterbara och näringsinnehållet tillräckligt högt. Tekniken för KL-system har utvecklats under de senaste åren och idag finns energisnåla, enkla och relativt billiga vakuumsystem för mindre system med en toalett (Jönsson, 2009). För att skynda på införandet av KL-system anses det viktigt att ett certifieringssystem som även omfattar KL-vatten utvecklas och kommer till stånd. Även små styrmedel från kommunerna kan vara effektiva för att styra utvecklingen mot källsorterande system (Jönsson, 2009).

KL-sortering bidrar till att det centrala reningsverket avlastas från näringsämnen, organiskt material och bakterier. BDT-vattnet som leds till reningsverket kan därför renas med enklare rening än vad som är nödvändigt när allt vatten leds till reningsverket. Detta kan medföra mindre åtgång av energi, fällningskemikalier och kolkälla. Stora investeringar i fastigheter, för källsortering, kan alltså leda till mindre investeringar i reningsverket.

För samtliga KL-system antogs att hygienisering enligt klass A och att produkten spreds på jordbruksmark. Vid väl utförd hygienisering av KL-fraktionen är den ett väl lämpat gödselmedel. En stor fördel med KL-system är att kväve, kalium och svavel återförs i hög grad, till skillnad från de övriga systemen (Balmér m.fl., 2002). En annan fördel är att KL-fraktionen är relativt fri från tungmetaller. Tungmetaller återfinns till största delen i BDT-vatten (Figur 10) och dagvatten.



Figur 10. Staplarna visar hur metallhalter fördelar sig på BDT-vatten, fekalier och urin (Balmér m.fl., 2002).

### 5.4.1 Antaganden

För KL-systemen konstruerades reningsverken betydligt enklare och antagandet gjordes att ingen kväverening behövdes.

För år 2050 beräknades alla toaletter vara KL-sorterande, det innebär ett bidrag av KL-vatten respektive BDT-vatten från 106 950 personer. Matavfall samlades upp som i föregående system och samrötades med KL-vattnet. Samrötning mellan matavfall och KL-vatten är av intresse för att utnyttja synergier mellan dessa fraktioner, framförallt kan det leda till en ökad biogasproduktion.

Kostnader för behandlingsanläggningen för KL-vattnet och matavfallet (system snål KL och vakuum KL) ingick genom en uppskattad kostnad av en biogasanläggning. Dess kostnader har uppskattats utifrån publicerade rapporter och personliga kontakter (bilaga 6).

### 5.4.2 System snål KL

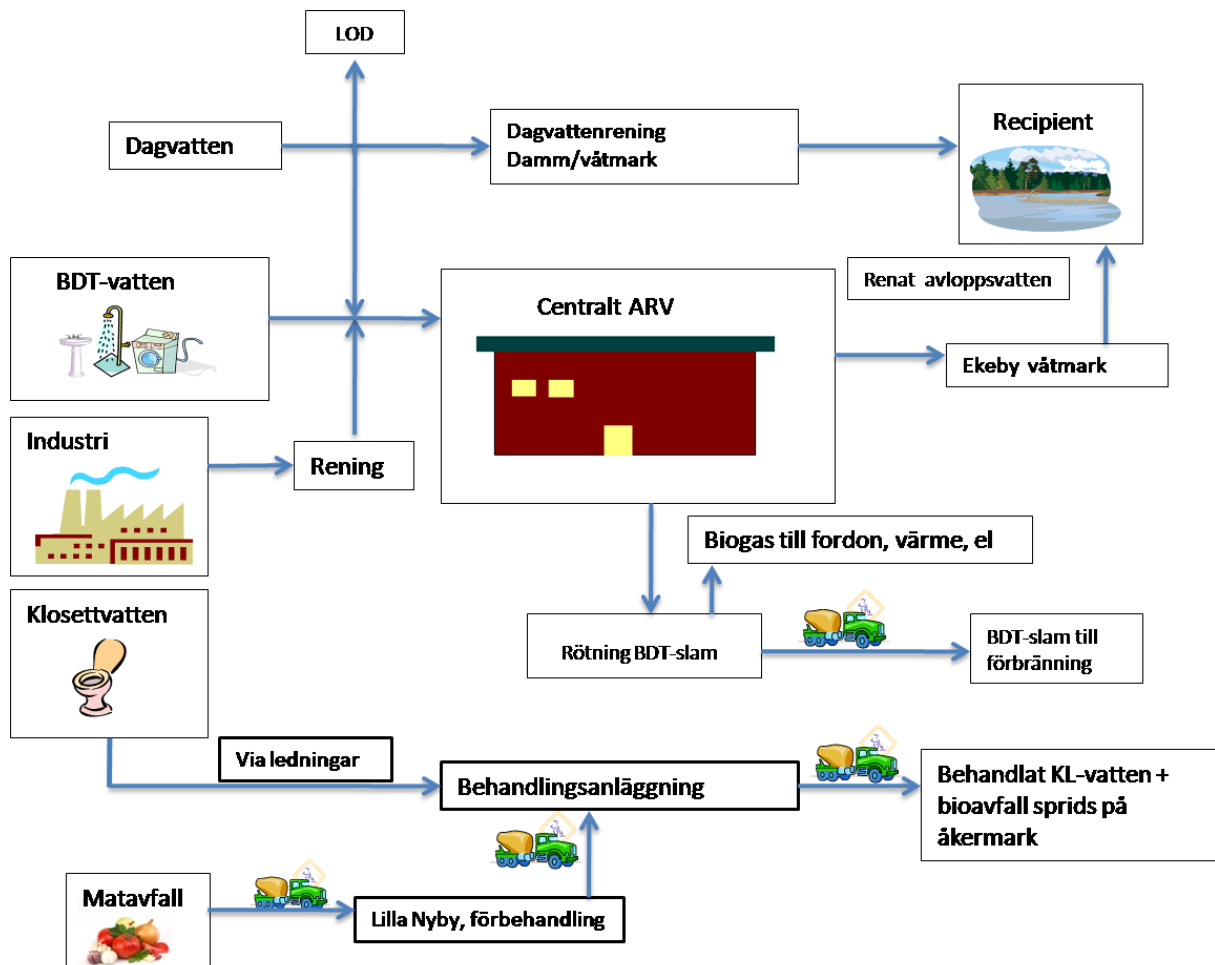
Systemet är uppbyggt med extremt vattensnåla toaletter där liten spolning kräver 0,2 liter och stor spolning 2 liter. KL-vattnet leds i separata KL-ledningar via självfall till gemensamma uppsamlingsstankar à 30 m<sup>3</sup>. KL-ledningar kan läggas i de befintliga ledningsnäten eller i separat ledning utanför. Tankarnas innehåll transporteras till en behandlingsanläggning med termofil rötning och rötresten används som gödselmedel på gårdar som ligger i anslutning till behandlingsanläggningen.

### 5.4.3 System vakuum KL

System vakuum KL är konstruerat på samma sätt som snål KL men det som skiljer dem åt är utformningen av toaletterna. I detta system används vakuumtoaletter istället för vattentoaletter. Vakuumsystem bygger på ett icke vattenburet transportsystem där vatten endast används i syfte att rengöra toalettskålen. Spolmängden är densamma vid liten och stor spolning, 0,5 l vatten per spolning. Vakuumsystemen är beroende av elektricitet och helt täta ledningar. Även i detta system leds KL-vattnet till uppsamlingsstankar och BDT-vattnet till centralt ARV. Innehållet från uppsamlingsstankarna går sedan vidare till behandlingsanläggning i anslutning till gårdar som sedan sprider KL-fraktionen på produktiv mark.

#### 5.4.4 System KL-ledningar

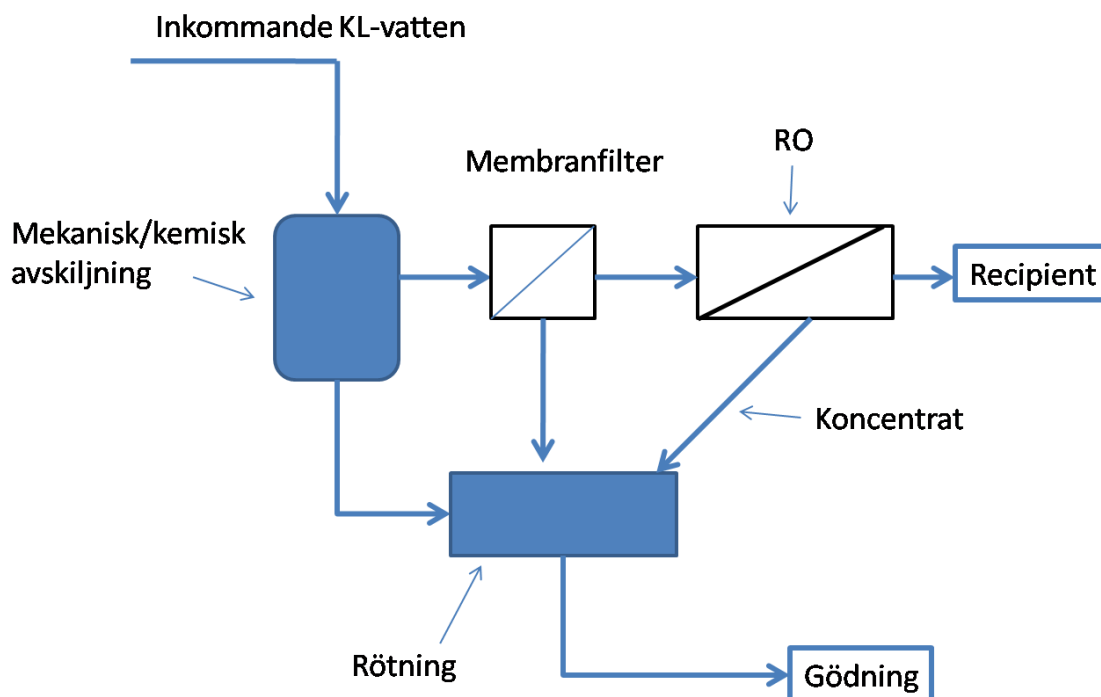
Detta system är byggt med konventionella toaletter med 2 respektive 4 liters vattenanvändning vid liten respektive stor spolning. Det som skiljer detta system från övriga sorterande system är att KL-ledningarna går till en central behandlingsanläggning.



Figur 11. Systembild för system 4, källsorterande system, uppbyggt av ett KL-system med KL-ledningar som går till en central behandlingsanläggning.

För att införa detta system i Eskilstuna krävs att en del åtgärder vidtas. I fastigheterna krävs nya stammar till toaletter och nya ledningar i gatumark. Behandlingsanläggning för att omhänderta KL-vattnet är också ett måste. Vid anläggning av ett ledningsnät för KL-vatten krävs lika långa ledningar som för det befintliga spillvattennätet. I Eskilstuna fanns det år 2009 cirka 200 meter ledning per hektar vilket innebär cirka 400 meter ledning per hektar för det källsorterande systemet (200 m/ha BDT-ledning respektive 200 m/ha KL-ledning). Den minsta dimension på KL-ledningar som rekommenderas för en allmän ledning är 200 mm (Karlsson m.fl., 2008). Avloppsledningar ska normalt vara självrensande och för detta krävs en viss minimilutning på KL-ledningarna. Lutningen som krävs för system KL-ledningar är 6 ‰ lutning. Denna lutning har beräknats med FLIS (verktygsprogram för dimensionering av ledningar). Detta kan jämföras med konventionella ledningar, vars lutning för självrensning beräknades till 3 ‰. Då KL-ledningarna kräver en större lutning grävs de djupare ned i marken. Följden av detta blir att det krävs fler pumpstationer för att leda KL-vattnet till slutdestinationen. Med dubbelt så stor lutning, antogs att dubbelt så många pumpstationer för KL-vatten behövdes.

För att etablera ett välfungerande ledningssystem med självfall krävs en större mängd spolvatten än den som används med extremt snålspolade toaletter. Detta medför att KL-vattnet har en relativt stor volym och måste genomgå behandling innan den i mer koncentrerad och lätthanterlig form kan föras till produktiv mark. Följande behandling av KL-vattnet i detta system har antagits (figur 12): Inkommande KL-vatten passerar en inledande grovrening och fosfor fälls kemiskt. Det sker en viss sedimentering och en del av de partiklar som är kvar i vätskefasen avskiljs med ett keramiskt membranfilter. Vätskefasen fortsätter till en omvänd osmosanläggning där den koncentreras och det rena permeatet leds till recipienten. Avskilt slam och koncentratet som bildats från den omvända osmosen hygieniseras gemensamt innan det rötas. Efter rötning avvattnas slammet och vätskefasen koncentreras eventuellt ytterligare. Antagen metod för hygienisering är pasteurisering (70°C i 1 timme) och termofil rötning.

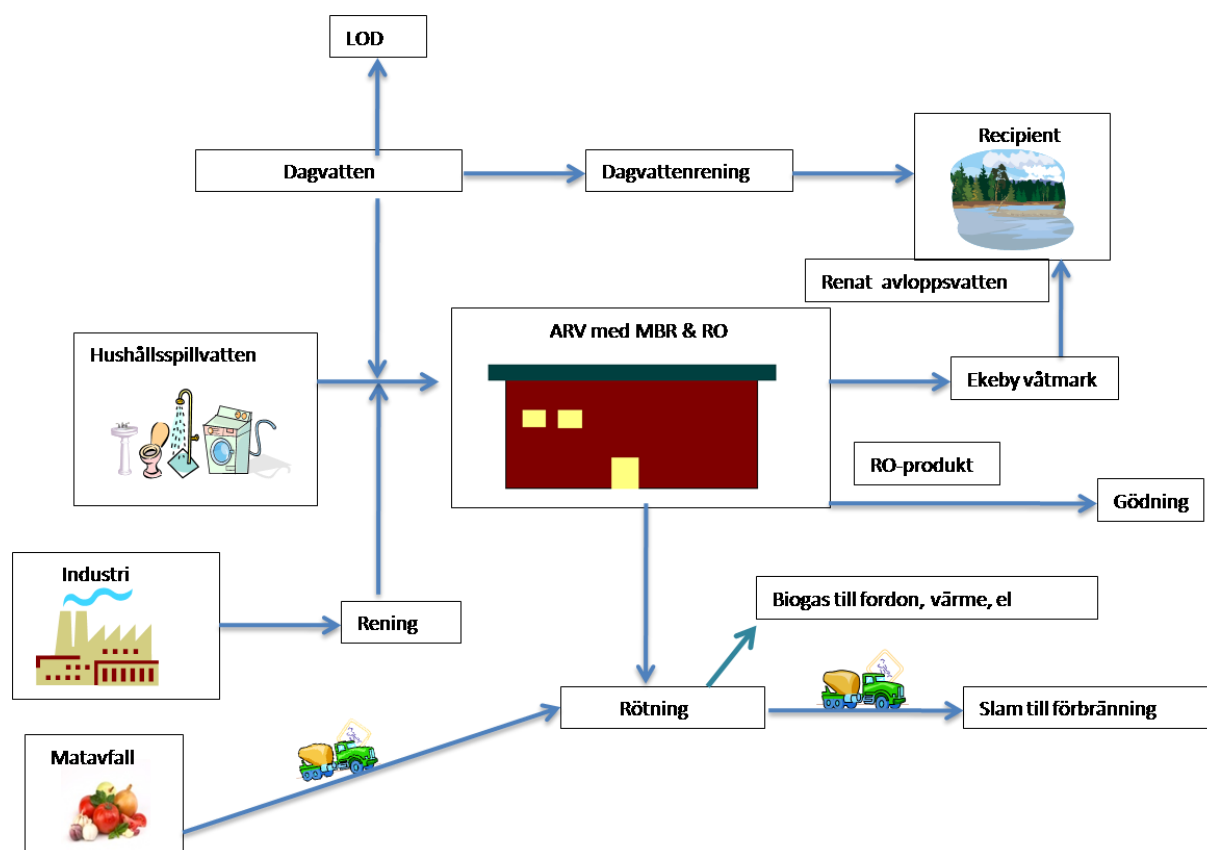


Figur 12. Antagen behandling av KL-vatten med membranfiltrering och omvänd osmos (RO).

Med denna behandling kommer alla näringsämnen, liksom föroreningar, att koncentreras. Gödningsprodukten blir mer lätthanterlig eftersom volymen minskar.

## 5.5 SYSTEM MBR & RO

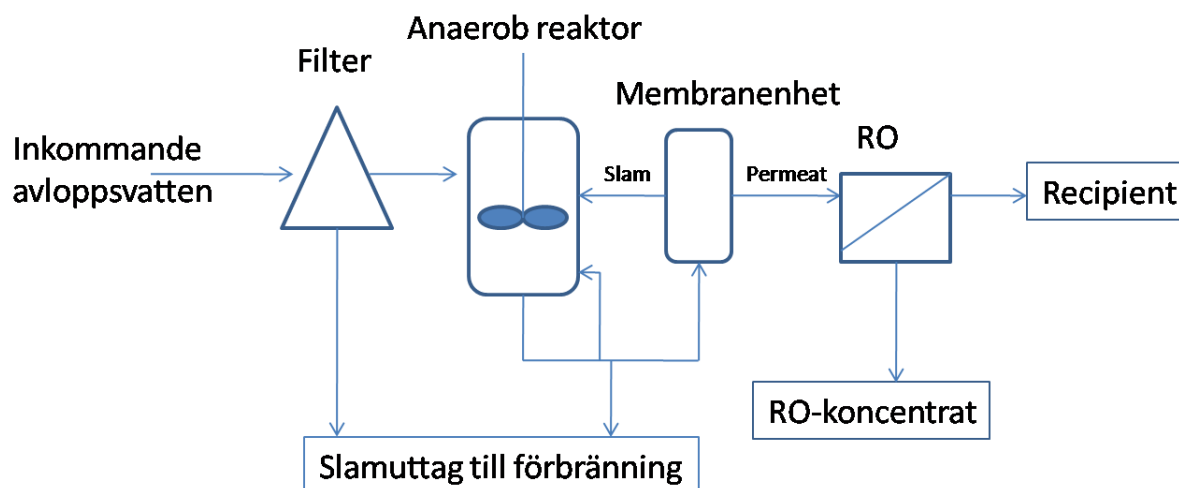
System MBR & RO är uppbyggt enligt samma princip som system slam; det som skiljer dem åt är reningsverken. I detta system behandlas inkommande spillvatten med en anaerob membranbioreaktor (MBR) och omvänd osmos (RO) i reningsverket. Denna behandling ger ett rent vatten ut till recipienten och ett näringsrikt koncentrat (RO-koncentrat) som kan spridas som gödselmedel.



Figur 13. Systembild för system MBR & RO.

### 5.5.1 Systembeskrivning

Systemet är uppbyggt utifrån försök i full skala som utförts vid Sjöstadsverket. Där uppfördes en anläggning med en anaerob, totalomblandad, reaktor, en membranhet (för att avskilja och återföra slamfasen till reaktorn) samt en enhet för omvänd osmos. Slam från reaktorn passerade ett filter innan det gick vidare till membranenheten. Rens från filtret återfördes till reaktorn (figur 14).



Figur 14. Översikt av den anaeroba reningsprocessen med MBR och RO.

Membranet separerar de små partiklarna (inklusive en stor del av näringsämnena) från de stora (som faller ut som ett relativt näringsfattigt slam). Permeatet från membranbioreaktorn, med små partiklar och näringsämnen, går därefter vidare och behandlas med omvänd osmos. RO-reaktorn består av ett membran som nästan bara släpper igenom vatten. Processen kräver

högt tryck över membranet vilket åstadkoms med pumpar. Koncentratet som bildas är en näringsrik produkt med lågt innehåll av föroreningar som efter lagring kan återföras till jordbruksmark. Slammet som bildas under processen antogs gå till förbränning.

En fördel med anaerob rening är att inga energikrävande luftningsprocesser krävs, men däremot tillväxer bakterierna långsamt vilket medför krav på långa slamuppehållstider och en relativt hög temperatur (Hellström m.fl., 2007).

### **5.5.2 Antaganden**

För RO-produkt antogs en lagring i anslutning till reningsverket och därefter transporteras RO-produkten med lastbil till jordbruksmark. Slam som går till förbränning transporteras med tankbil. RO-produkten hygieniseras genom pasteurisering och termofil rötning.

## 6 RESULTAT OCH OBSERVATIONER

Resultatdelen är indelad i *Kretslopp*, som redovisar resultat för återföringen av näringsämnen (P och N) samt tillförseln av kadmium till jordbruksmark. Därefter följer *Utsläpp till recipient*, där utsläppen från respektive system har beräknats eller uppskattats. Sist kommer *Ekonomi*, där resultaten från den ekonomiska modelleringen presenteras.

### 6.1 KRETSLOPP

För samtliga system har återföringspotential av kväve och fosfor beräknats eller uppskattats genom litteraturstudier. Systemen har värderats med avseende på hur stor del av inkommande kväve och fosfor från urin, fekalier, BDT-vatten och matavfall som kan återföras. Systemen har också värderats med avseende på innehållet av kväve och fosfor i gödningsprodukten samt produktens kadmiuminnehåll.

#### 6.1.1 System slam

Av den inkommande kvävemängden är det endast en del som fastläggs i slammet, det beror bland annat på att kväve förloras genom gasavgång under processen. Kvävet som återfinns i slammet är i huvudsak organiskt bundet. För fosfor däremot fälls ca 95 % av inkommande fosfor ut i slammet (Broström, 2007).

Tabell 11. Innehåll i svenskt avloppsslam, 2006, statistik från Statistiska Centralbyrån (SCB, Naturvårdsverket, 2006)

Fosforhalt i slam	30 g P/kg	TS 100 %
Kvävehalt i slam	42 g N/kg	TS 100 %
Kadmiumhalt	1,1 mg Cd/kg	TS 100 %

I detta examensarbete har en samrötning av avloppsslam och matavfall antagits vilket ökar mängderna näring något. Om hänsyn tas till inkommande mängder kväve och fosfor från urin, fekalier, matavfall och BDT-vatten blir resultatet vid samrötning enligt Tabell 13 och Tabell 13 (beräkningar bilaga 7).

Tabell 12. Återföringspotential av kväve och fosfor med hänsyn till inkommande mängder i matavfall, urin, fekalier och BDT-vatten

	P	N
Slamanvändning	95 %	31 %

Tabell 13. Sammansättning av rötslam innehållandes avloppsslam blandat med matavfall, efter rötning. Baserat på innehåll i urin, fekalier, BDT-vatten, matavfall

Fosforhalt	21 g P/kg	TS 100 %
Kvävehalt	53 g N/kg	TS 100 %
Kadmiumhalt	0,44 mg Cd/kg	TS 100 %
Kadmiumhalt	19 mg Cd/kg	P

#### 6.1.2 System Ash Dec och Ostara

##### *ASH DEC*

Vid utvinning av fosfor från aska kan nästan all fosfor i askan utvinnas (Naturvårdsverket, 2009). Slutprodukten från ASH DEC innehåller fosfor men inga signifikanta mängder av kväve (Tabell 14), Om man önskar en mer komplett slutprodukt får dessa ämnen tillföras under processens gång. Slutprodukten brukar ofta berikas med fosfor för att uppnå en

konstant halt på 26 % (Norström & Kärman, 2009). Kostnader för att berika produkten är inte medräknade i den ekonomiska analysen. Metallinnehållet kan reduceras i processen men det skulle medföra en ökad förbrukning av tillsatskemikalier och energi (Sweco Environment AB, 2009).

Tabell 14. Fosfor- och kadmiuminnehåll i askgranulat framställd med ASH DEC (Sweco Environment AB, 2009)

Fosforhalt i granulat	52 g P/kg produkt
Kvävehalt i granulat	-
Kadmiumhalt i granulat	1,3 mg Cd/kg produkt
Kadmiumhalt i granulat	25 mg Cd/ kg P

Tabell 15. Återföringspotential för utvinning av fosfor via Ash Dec, i jämförelse med system slam

	P	N
Återföringspotential (Slamanvändning)	95 %	31 %
Återföringspotential (Ash Dec)	95 %	0 %

### **Ostara**

Fosforåtervinningen med Ostara har i Urban Waters rapport, "Samhällsekonomisk analys av fosforutvinning ur avloppsslam och aska från monoförbränning av avloppsslam" (2009), uppskattats till 59 % av inkommande till reningsverket. Detta värde har använts i denna studie. I Naturvårdsverkets Uppdatering av "Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp" bedöms fosforåtervinningen vara mellan 60-85 % (Naturvårdsverket, 2009). Återföringen av ammoniumkväve har uppskattats till 40 % (Sweco Environment AB, 2009). En utförlig sammansättning på produkten från försök i "halvteknisk" skala (reaktorvolym 1 m<sup>3</sup>) kan ses i Tabell 16. Fullskaleförsök av struvitfällning i Sjöstadsverket konstaterade att tungmetallhalterna i struvitfällningen låg klart under gränsvärdena. En av slutsatserna var att "struvitfällningen är mer koncentrerad och renare än rötat slam" (Heldt, 2005).

Den procentuella sammansättningen av slutprodukten med handelsnamnet Green Fertilizer är uppskattad till 5 % N, 28 % P, 10 % Mg och 0 % K enligt Ostaras hemsida (Crystal green, 2009). Kostnaden för att berika produkten till dessa nivåer är inte medräknade i den ekonomiska analysen.

Tabell 16. Fosfor- och kvävehalt i struvitfällning, utvunnen med Ostara i "halvteknisk" skala (Sweco Environment AB, 2009). Kadmiuminnehåll i struvitfällning från fullskaleförsök i Sjöstadsverket (Heldt, 2005)

Fosforhalt i struvitfällning	113 g P/kg	TS 100 %
Kvävehalt i struvitfällning	43 g N/kg	TS 100 %
Kadmiumhalt i struvitfällning	0,3 mg Cd/kg	TS 100 %
Kadmiumhalt i struvitfällning	2,3 mg Cd/ kg P	

Återföringspotentialen av inkommande mängder fosfor och kväve med avloppsvatten har hämtats från litteratur (Tabell 17). Dessa värden användes för beräkningen av återföringspotential med hänsyn till både avloppsvatten och matavfall (Tabell 18).



Tabell 17. Återföringspotential för slam respektive utvinning ur inkommande avloppsvatten med Ostara.

	P	N <sub>NH3/NH4</sub>
Återföringspotential (Ostara)	59 % <sup>b</sup>	40 % <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Återvinningen av ammoniumkväve (N<sub>NH3/NH4</sub>) uppskattades till 40 % (Sweco Environment AB, 2009) vilket innebar en återvinning av totala mänden inkommande kväve på ca 28 % (se tabell 18). <sup>b</sup> (Norström & Kärrman, 2009)

Tabell 18. Återföringspotential för fosforutvinning ur avloppsvatten med Ostara med hänsyn till inkommande mängder fosfor och kväve från KL-, BDT-vatten och matavfall

	P	N
Återföringspotential (Slamanvändning)	95 %	31 %
Återföringspotential (ASH DEC)	95 %	0 %
Återföringspotential (Ostara)	52 % <sup>b</sup>	28 % <sup>a</sup>

<sup>a</sup> (Sweco Environment AB, 2009) <sup>b</sup> (Norström & Kärrman, 2009)

### 6.1.3 KL- system

All fosfor från urin och fekalier kan återanvändas med dessa system men för kväve förloras en del genom ammoniakavgång vid spridning (för ammoniumkvävet). Lika stor ammoniakavgång antogs för system snål KL, vakuum KL och KL-ledningar. Avgången antogs vara 15 % för spridning av produkter med hög TS-halt och 5 % för produkter med låg TS-halt (Kretsloppskontoret, 2007). För ett KL-ledningsnät är KL-fraktionen visserligen i viss kontakt med syre under transport i ledningarna men den eventuella ökningen av ammoniakavgång antogs vara försumbart liten. Detta försummande gjordes utifrån en studie av luftade lakvattendammar där kontakten med syre är väldigt god. För luftade lakvattendammar har ammoniakavgången undersökts och mängden kväve som avgick som ammoniak relativt ingående mängd kväve, uppskattades till 0,3 % vid vårmätningen och 3 % vid sensommarmätningen (Avfall Sverige, 2008). I ledningsnätet är syrekontakten relativt liten och ammoniakavgången bör därför vara betydligt lägre än 0,3 %.

Tabell 19. Återföringspotential av inkommande mängder kväve och fosfor i urin, fekalier, BDT -vatten och matavfall för KL-produkt samrötad med matavfall

Återförd fosfor	92 %
Återfört kväve	86 %
Kvävehalt i våt produkt, vattentoaletter	1,8 g N/kg
Fosforhalt i våt produkt, vattentoaletter	0,2 g P/kg
Kvävehalt i våt produkt, vakuumtoaletter	2,1 g N/kg
Fosforhalt i våt produkt, vakuumtoaletter	0,3 g P/kg
Kvävehalt torr produkt (TS 100 %)	147 g N/kg
Fosforhalt torr produkt (TS 100 %)	18 g P/kg
Kadmiumhalt	0,2 mg Cd/kg TS
Kadmiumhalt	12 mg Cd/kg P

Tabell 20. Återföringspotential av inkommande mängder med avloppsvatten och matavfall för KL-sorterande system, slamanvändning, utvinning med Ostara och ASH DEC.

	P	N
Återföringspotential (Slamanvändning)	95 %	31 %
Återföringspotential (Ostara)	52 % <sup>b</sup>	28 % <sup>a</sup>
Återföringspotential (Ash Dec)	95 %	0 %
Återföringspotential KL – system	92 %	86 %

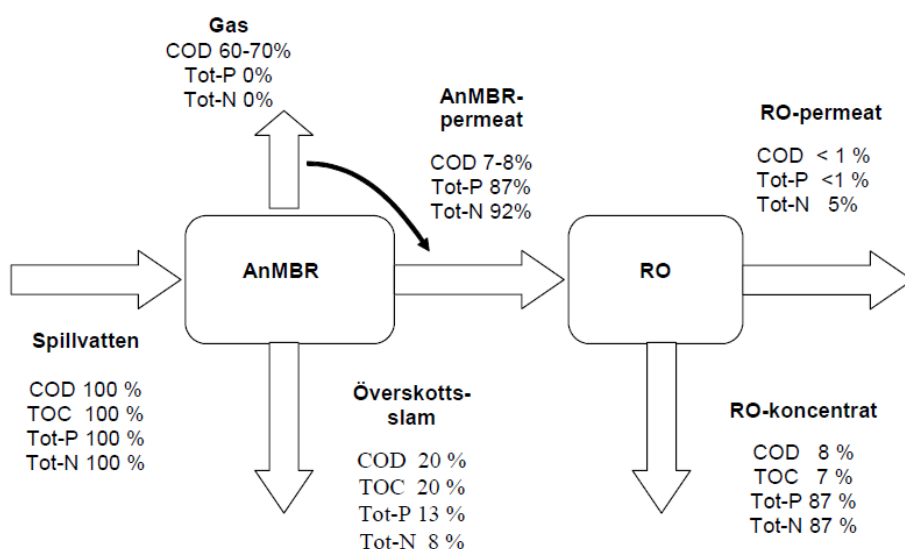
<sup>a</sup> (Sweco Environment AB, 2009) <sup>b</sup> (Norström & Kärrman, 2009)

## 6.1.4 System MBR & RO

Tidigare försök med MBR och RO vid Sjöstadsverket i Stockholm har uppvisat en reduktionsgrad av fosfor över 99 % och för 95 % för kväve. Av inkommande kväve och fosfor antogs, för Sjöstadsverket, att 85 % hamnade i RO-koncentratet (figur 15) och reduktionsgraden av kadmium beräknades till ca 98 % (Tabell 21) (Hellström m.fl., 2007). I membranbioreaktorn ackumuleras metallerna medan näringsämnena går vidare till koncentratet. Systemet återför även kalium.

Tabell 21. Sammansättning i RO-koncentrat baserat på försök från Sjöstadsverket (Hellström m.fl., 2007)

Fosforhalt i RO-koncentrat (våt produkt)	0,4 g P/kg
Kvävehalt i RO-koncentrat (våt produkt)	2,3 g N/kg
Kadmiumhalt i RO-koncentrat	0,3 mg Cd/kg P



Figur 15. Systematisk bild från Hellström m.fl. (2007) Utvärdering av anaerob membranbioreaktor och omvänd osmos för utvinning av biogas och näringsämnen ur avloppsvatten från hushåll (2007). Flöden i systemet av organiskt material, kväve och fosfor. Figuren bygger på analyser av spillvatten från Hammarby sjöstad. Böjd pil vill visa att en del av den producerade metanen följer med permeatet (Hellström m.fl., 2007). (TOC = Total organic carbon).

I Sjöstadsverket producerades 120 m<sup>3</sup> RO-koncentrat per dag. Verket belastades av 15 000 personer, vilket ger en mängd på 8 dm<sup>3</sup> RO-koncentrat per person och dag. Denna volym har använts för att uppskatta mängden producerat RO-koncentrat i System MBR & RO. Broström (2007) påvisade att det fanns ett intresse från lantbrukssektorn att använda denna produkt som gödningsmedel.

Ovan beskriven behandling av avloppsvatten är positiv med avseende på den mängd kväve som återfinns i RO-koncentratet. Mängden koncentrat kan liknas med mängden biogödsel (flytgödsel) från en stor biogasanläggning. För biogödsel är det vanligt att gödseln transporteras till stora tankar där lantbrukarna sedan hämtar gödsel och använder det för spridning (Hellström m.fl., 2007). Enligt Hellström hade det dock varit attraktivt om en ytterligare koncentrerings av RO-koncentratet kunde ske.

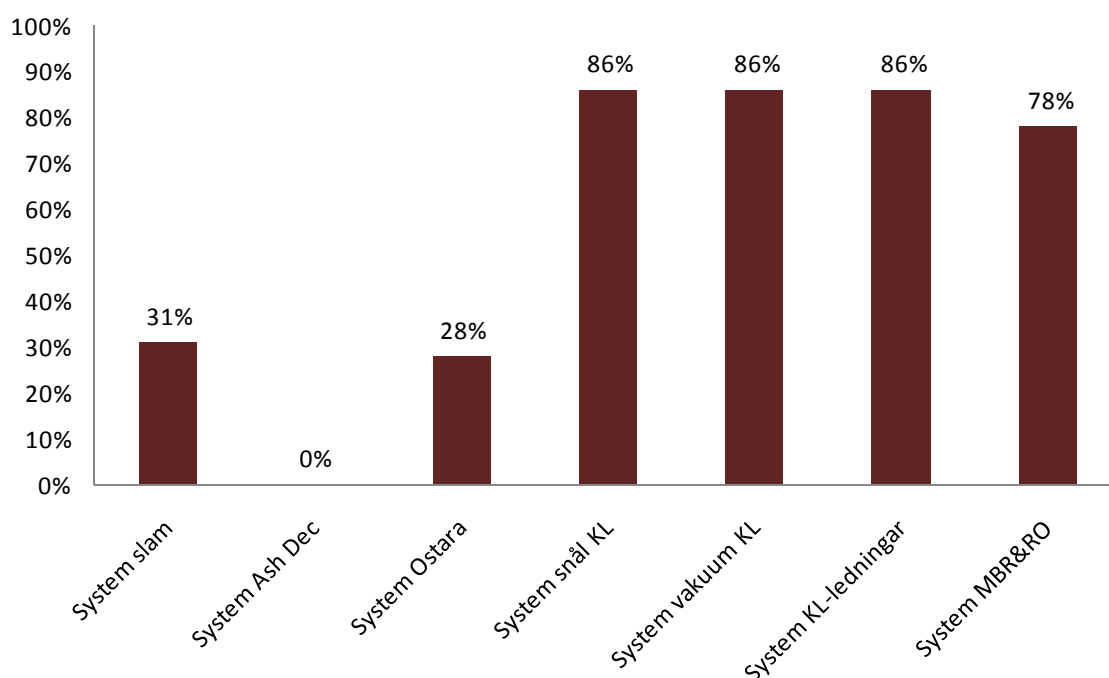
Tabell 22. Återföringspotential för reningsverk med MBR + RO, i relation till övriga system

	P	N
Återföringspotential (Slamanvändning)	95 %	31 %
Återföringspotential (Ostara)	52 % <sup>b</sup>	28 % <sup>a</sup>
Återföringspotential (ASH DEC)	95 %	0 %
Återföringspotential KL - fraktionen	92 %	86 %
Återföringspotential för MBR + RO	77 %	78 %

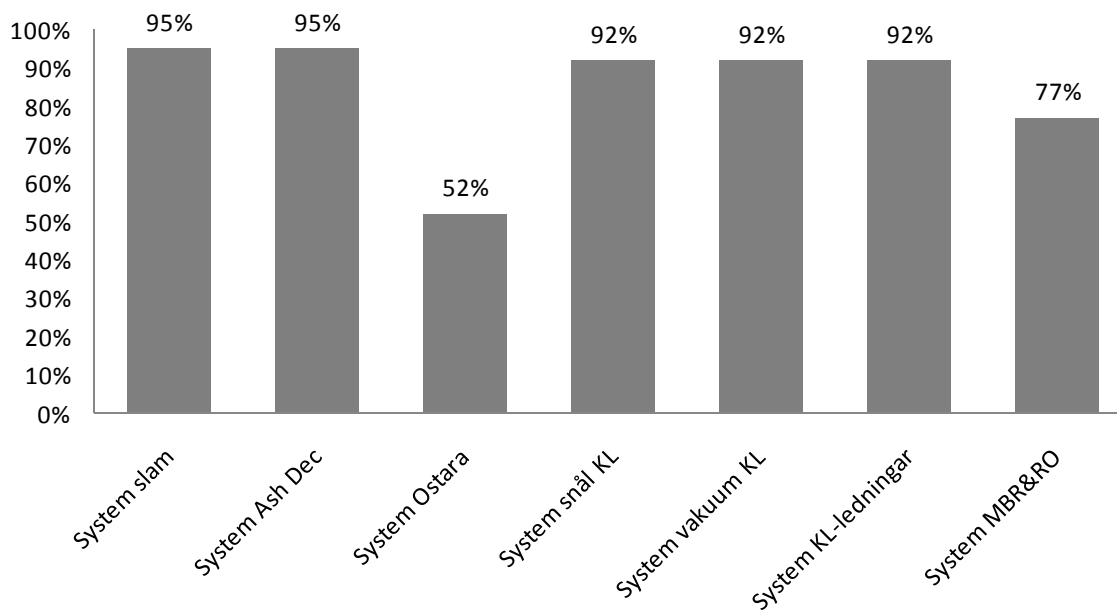
<sup>a</sup> (Sweco Environment AB, 2009) <sup>b</sup> (Norström & Kärrman, 2009)

### 6.1.5 Sammanställning

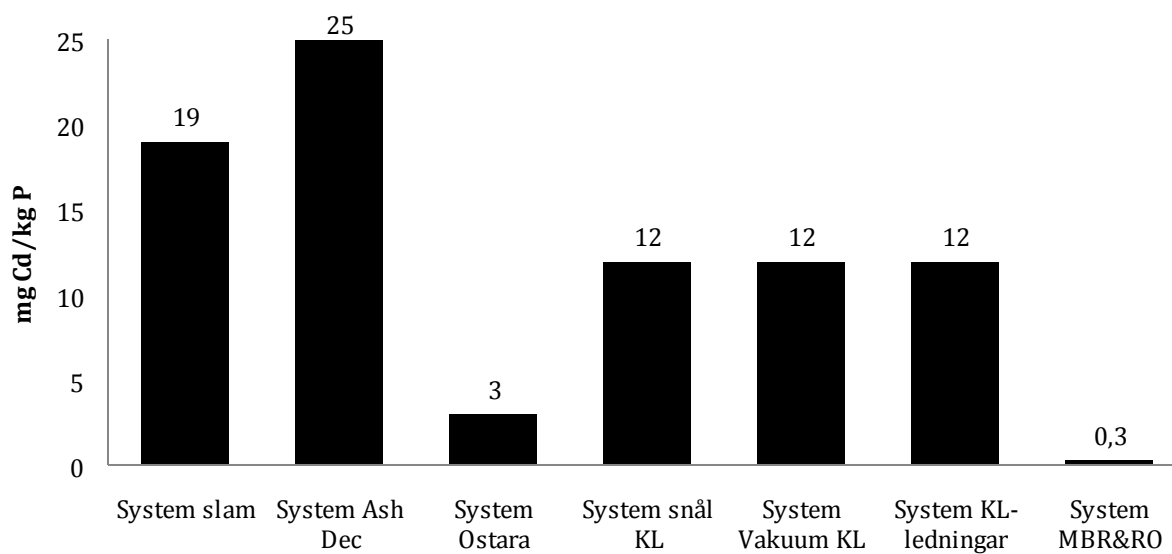
Nedanstående diagram (figur 16, 17 och 18) ger en översiktlig bild av systemens förmåga att återfört kväve, fosfor samt dess kadmiuminnehåll. Kostnaderna per kilo återfört kväve och fosfor har även beräknats och normerats mot kostnaderna i system slam (figur 19).



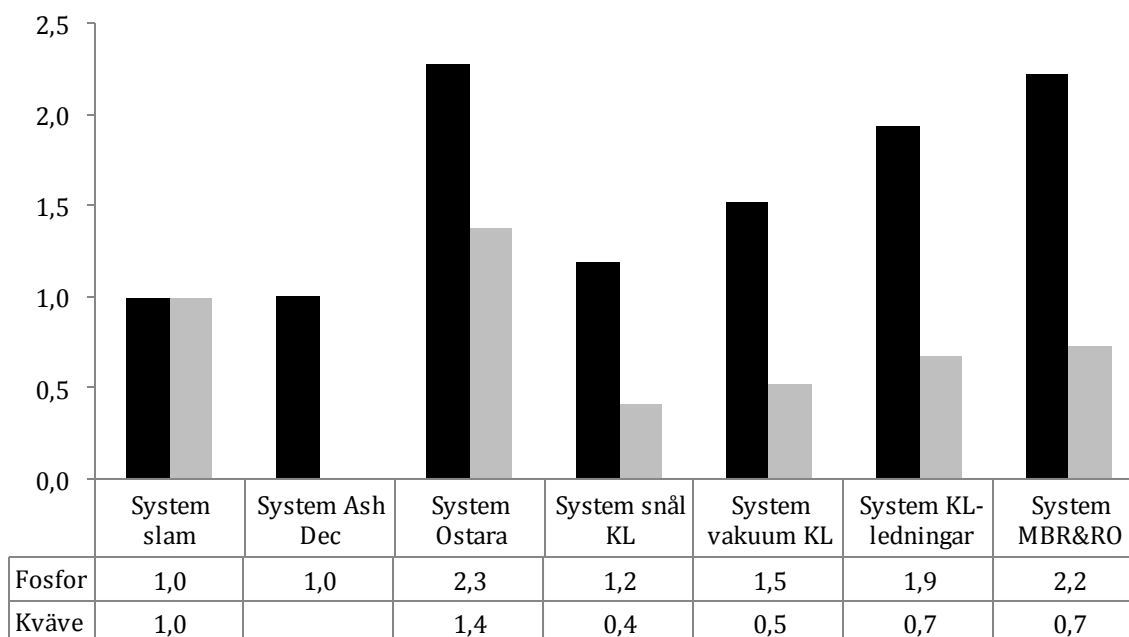
Figur 16. Återföringspotential av inkommande mängd kväve för samtliga system (i förhållande till mängder från inkommande KL-vatten, BDT-vatten och matavfall).



Figur 17. Återföringspotential av inkommande mängder fosfor för samtliga system (med hänsyn till mängder från inkommande KL-vatten, BDT-vatten och matavfall).



Figur 18. Kadmiumhalt per kilo fosfor för respektive systemlösning. Observera att värdet för system slam endast baseras på inkommande mängder kadmium från KL-, BDT-vatten och matavfall.



Figur 19. Årskostnaden per kilo återförd fosfor (svarta staplar) och kväve (gråa staplar) normerades mot system slam. Kostnaderna baserades på procentuell andel av inkommande mängder som återförs i relation till den totala årskostnaden. Observera att för system Ash Dec återförs inget kväve.

## 6.2 UTSLÄPP TILL RECIPIENT

### 6.2.1 System slam, Ash Dec och Ostara

Ekebyverket uppfyllde 2009 uppsatta utsläppskrav till recipient. Utsläppen till recipient, av fosfor, kväve och antogs, för år 2050, vara i stort sett likvärdig med 2009 års utsläpp. Fler personer kommer dock att anslutas, men med utvecklad teknik, förbättringsarbete och förbud mot fosfor i tvättmedel bör utsläppsgrensarna ändå kunna hållas.

Beräkningar har inte kunnat utföras för system slam, Ash Dec och Ostara, utan resultaten baseras på uppskattningar gjorda utifrån tidigare rapporter. Tidigare resultat har visat att ett antaget förbättringsarbete som det som gjorts för system slam kan minska utsläppen av fosfor med 16 % och kväve med 2 % (Kretsloppskontoret bilaga 7, 2007). Denna minskning beror till stor del på att vid förbättringsarbete införs bräddvattenrening som kan minska utsläpp av fosfor och kväve som delvis kommer från orenat avloppsvatten. Bräddvattenrening och rening av trafikdagvatten bör också verka positivt på utsläppen av kadmium. För system Ostara är bedömningen gjord att det blir svårt att nå en lika låg utgående fosforhalten med biologisk rening som med kemisk fällning (Sweco Environment AB, 2009). Om utsläppshalterna ligger över gränsvärden blir det nödvändigt att införa ett kemiskt steg vilket innebär en kostnadsökning. För utvinning via ASH DEC bör utsläppsnivåerna vara likvärdiga med 2010.

### 6.2.2 KL-system

När KL-fraktionen antogs bli hanterad separat avledes BDT-vattnet till centralt reningsverk. Ett antagande om att ingen kväverening behövdes gjordes för KL-systemen. För att uppskatta utgående halter av fosfor och kväve till recipient utfördes beräkningar (bilaga 8). Beräkningarna bygger på det förhållande av BOD, fosfor och kväve som behövs i det biologiska steget för assimilation av fosfor och kväve respektive det faktiska förhållandet i BDT-vattnet. Flödena av fosfor i inkommande BDT-vatten har tidigare uppskattats till 0,52 g/p, d (Jönsson m.fl., 2005). Restriktioner mot användande av fosfater i tvättmedel kommer antagligen att sänka inkommande fosforflöde till ca 0,15 g/p, d (Jönsson, pers.

medd., 2010) och denna siffra har använts i beräkningarna. Resultaten från beräkningarna redovisas i tabell 23. Resultaten visar att fosfor tar slut först och utgående kvävehalter kommer att bli låga även utan särskild kvävereduktion, men eftersom ingenting är perfekt så kommer halterna av såväl kväve som fosfor bli högre än i tabell 23.

Tabell 23. Avskiljning av fosfor och kväve som går att uppnå för BDT-vatten, med ett biologiskt steg i reningsverket. Observera att avskiljningen endast bygger på inkommande mängder av kväve och fosfor från BDT-vatten

Inkommande fosforhalt	1,9 mg P/l
Inkommande kvävehalt	13,5 mg N/l
Utgående fosforhalt	0 mg P/l
Utgående kvävehalt	4,5 mg N/l
Avskiljning fosfor	100 %
Avskiljning kväve	67 %

### 6.2.3 System MBR & RO

Utgående vatten till recipient från Sjöstadsverket låg för kväve mellan 3 – 6 mg N/l (med avseende på kväve endast från avloppsvatten) (Hellström m.fl., 2007). För fosfor kunde halter på 0,05 mg P/l uppnås (Hellström m.fl., 2007). Vid ett tillfälle blev fosforhalten i utgående vatten 0,12 mg P/l då fosforsyra användes för att justera pH, men RO-koncentrat uppvisade då högre halter av kväve, fosfor och kalium. Systemets totala reduktionsgrad beräknades till högre än 99 % för organiskt material och fosfor och för kväve till 95 % eller högre (Hellström m.fl., 2007).

## 6.3 EKONOMI

### 6.3.1 Resultatåskådning

Resultaten från beräkningarna redovisas i block som delas in i transporter, anläggningar, distribution och fastigheter. Transporter omfattar alla transporter mellan anläggningar samt till användare utanför VA-området. Samtliga renings-, återvinnings-, slamhanterings-, dagvatten- och lagringsanläggningar med anknytning till avloppsvattnet, ingår i Anläggningar. Transporter från fastigheter, pumpstationer och ledningsnät omfattas av Distribution. VVS-installationer i fastigheter och installation av ledningar inom fastighetsgräns samt installation av slutna tankar omfattas av Fastigheter (Kärrman m.fl., 2005). I modellen specificeras hur stor procentandel som använder sig av en viss sorts teknisk utformning (Figur 20). Till inmatningsformuläret för fastighetsinformation hör ett kalkylblad som är låst för användaren. Där anges resultatet av beräkningarna (Figur 21). I slutkalkylen (figur 23) ges till sist kapital-, drift- och total årskostnad för de ingående komponenterna.

4	Fastigheter:		
5	Komponent	Enhet	1 OPT2A (ASH DEC)
6	Standard VA-installation för BDT och spillvattenledning inkl stand.toalett	andel %	100%
7	Extra standardtoalett	andel %	30%
8	Urinseparering, merkostnad inkl WC-stol och ledningar inomhus	andel %	0%
9	Vacuumsystem, merkostnad	andel %	0%
10	Extremt snålspolande toalett, merkostnad	andel %	0%
11	Köksavfallskvarn	andel %	0%
12	Ledningsnät - svartvatten i fastighet	andel %	0%
13	Sluten tank för urin - 15 m <sup>3</sup> tömning 4 ggr/år - 30 hush	andel %	0%
14	Sluten tank för urin - 30 m <sup>3</sup> - tömning 4 ggr/år - 50 hushåll	andel %	0%
15	Sluten tank för svartvatten/köksavfall - 30 m <sup>3</sup> - månatlig tömning - 15 hush	andel %	0%
16	Separat insamling av matavfall	andel %	94%
17	Hemkompostering av matavfall	andel %	6%

Figur 20. Överblick av inmatningsformulär för data om anslutna fastigheter i den ekonomiska modellen.

3	Komponent	Enhet	1 OPT2A (ASH DEC)		
			Antal	Investering SEK	Drift SEK
4					
5	Standard VA-installation för BDT och spillvattenledning inkl stand.toalett	antal hushåll	50930	1 186 669 000	23 733 380
6	Extra standardtoalett	antal hushåll	15279	50 420 700	1 008 414
7	Urinseparering, merkostnad inkl WC-stol och ledningar inomhus	antal hushåll	0	0	0
8	Vacuumsystem, merkostnad	antal hushåll	0	0	0
9	Extremt snålspolande toalett, merkostnad	antal hushåll	0	0	0
10	Köksavfallskvarn	antal hushåll	0	0	0
11	Ledningsnät - svartvatten i fastighet	antal hushåll	0	0	0
	Sluten tank för urin - 15 m <sup>3</sup> tömning 4 ggr/år - 30 hush	antal hushåll	0	0	0

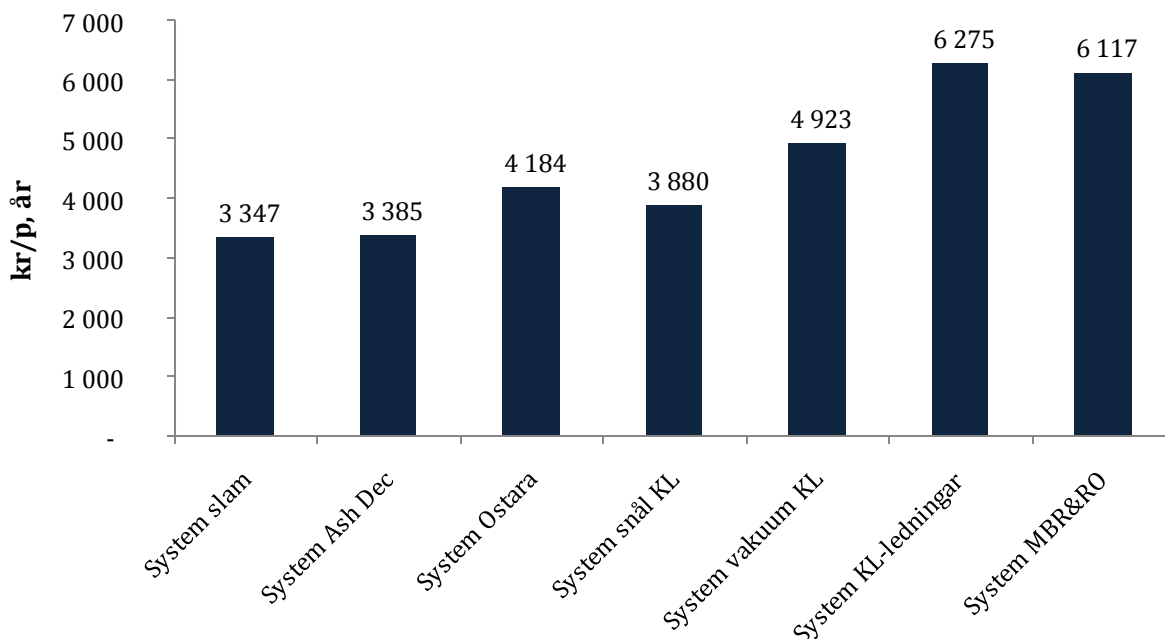
Figur 21. Kalkylblad för fastighetskostnader som baseras på indata från Figur 20.

	A	B	C	D	E
2	<b>Kapitalkostnader och drift/underhållskostnad</b>				
3	<b>Komponent</b>	<b>Enhet</b>	<b>1 OPT2A (ASH DEC)</b>		
4		Avskrivningstid	Kapitalkostnad tSEK	Drift/underhåll tSEK	Årlig totalkostnad tSEK
5	Fastigheter	30	63 115	24 742	87 857
6	Transporter från fastigheter	15	317	190	507
7	Ledningsnät	50	130 653	25 213	155 866
8	Pumpstationer	25	4 135	8 143	12 278
9	Dagvattenanläggningar	50	14 458	2 976	17 434
10	Konventionell rening	30	9 662	16 950	26 612
11	Kväverening	50	842	1 401	2 243
12	Rötning och slamhantering	30	5 280	24 850	30 130
13	Återvinningsprocesser	25	0	0	0
14	Långtidslagring - urin	50	0	0	0
15	Förbränning	30	6 215	10 180	16 395
16	Deponi	50	0	20	20
17	Transporter från anläggningar	15	560	345	904
18	<b>Egna komponenter</b>				
19	ASH DEC	15	8 410	3 380	11 790
20	0	20	0	0	0
21	0	20	0	0	0

Figur 22. Resultaten i URWARE Eko presenteras slutligen i kalkylbladet SL Årskostnader.

### 6.3.2 Resultat

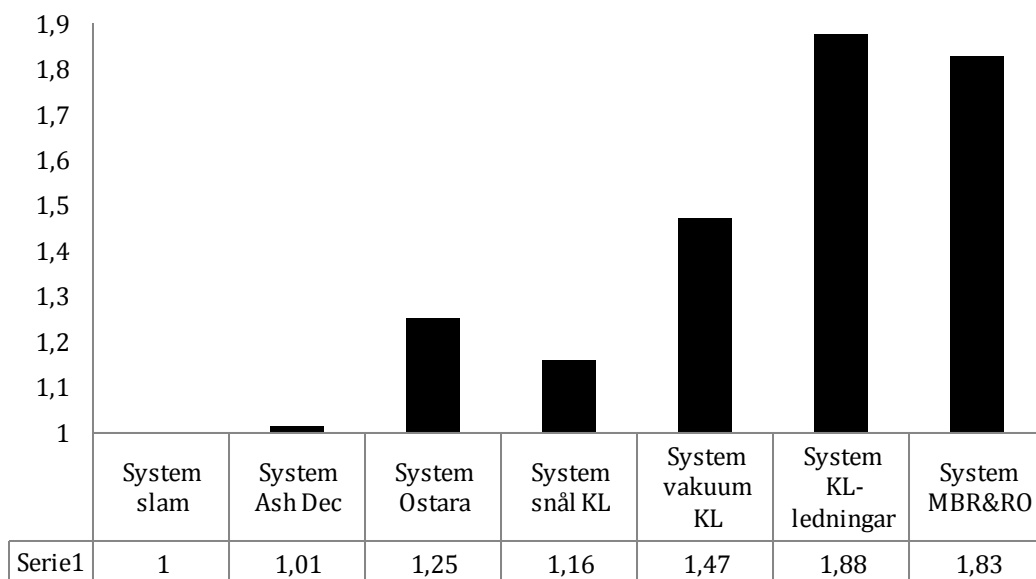
Figur 23 visar resultaten från den ekonomiska modelleringen, när ingen hänsyn togs till värdet av befintliga anläggningar. Kostnaderna åskådliggörs i kronor per person och år och avser drift- och periodiserade investeringskostnader.



Figur 23. Resultat från beräkning med URWARE Eko för nybyggnation. Kostnaderna avser samtliga processer som ingår i spillvattenhantering och hantering av matavfall.

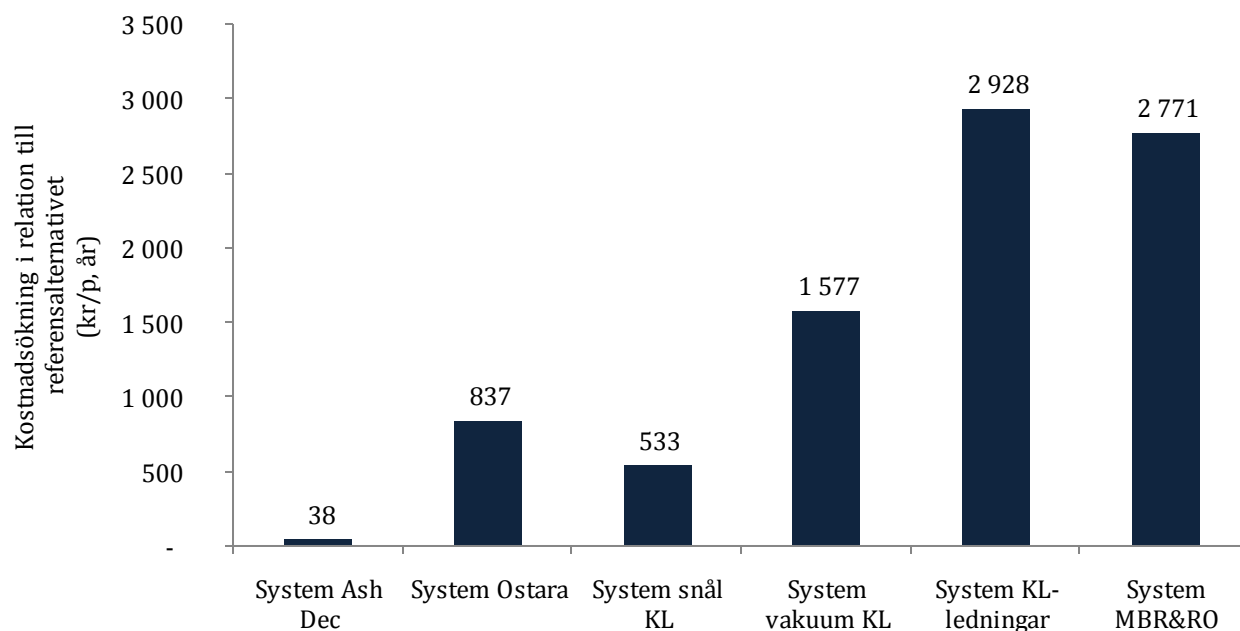
En normering av kostnaderna för systemen gav upphov till Figur 24.





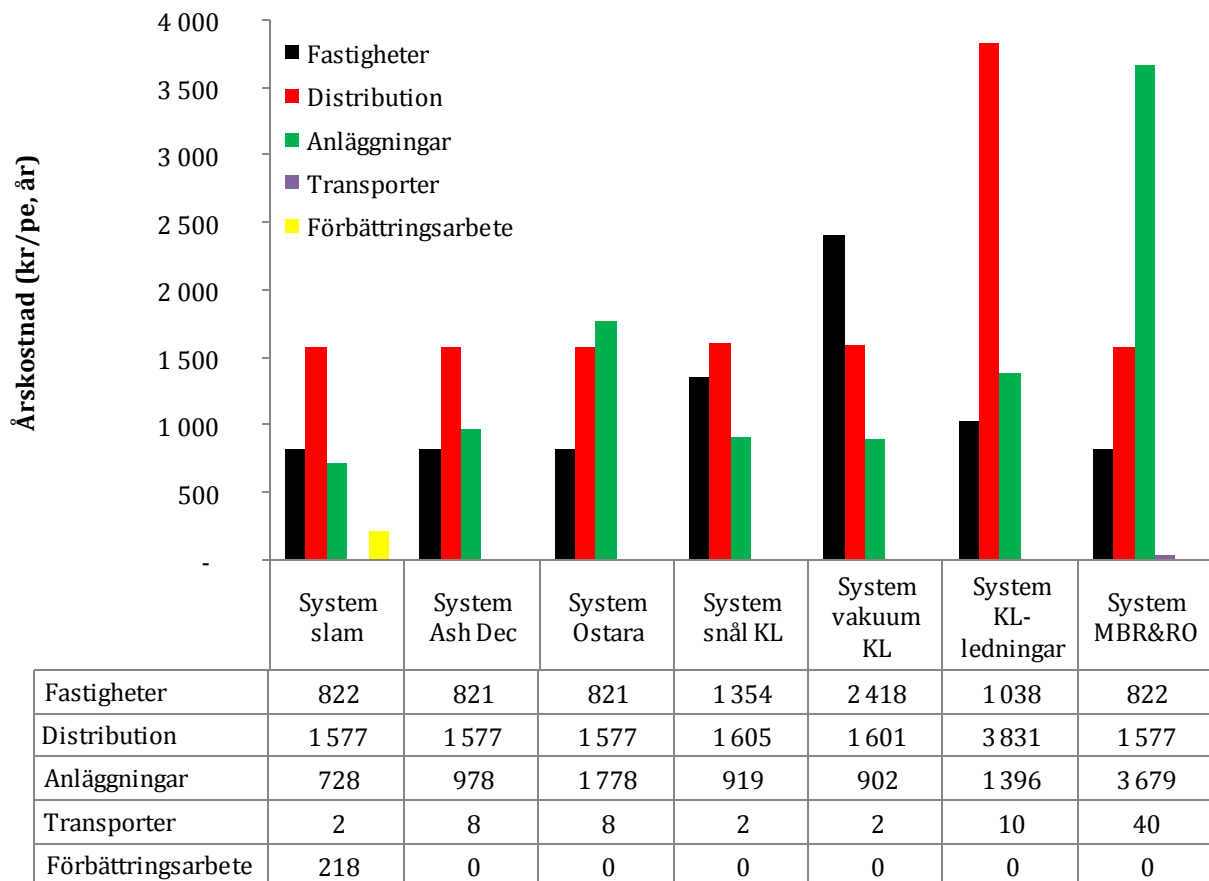
Figur 24. Systemkostnaderna normerade mot system slam.

De kostnader som redovisas omfattar transporter, anläggningar, distribution, fastigheter och förbättringsarbete. Då system slam kan ses som ett referenssystem, det vill säga den kostnad den naturliga utvecklingen för Eskilstuna skulle kunna innebära, visas i figur 26 kostnadsökningen för systemen i relation till referenssystemet.

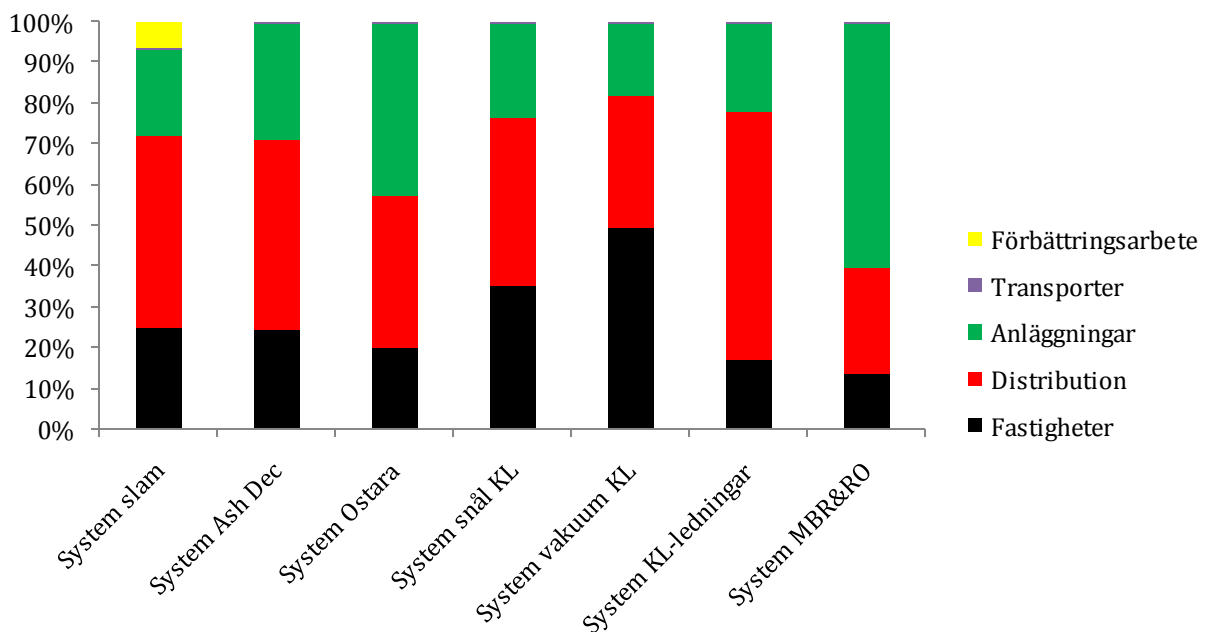


Figur 25. Kostnadsökning i relation till referenssystemet, system slam.

Kostnaderna i processen fördelar sig på transporter, anläggningar, distribution, fastigheter och förbättringsarbete (för system slam). Årskostnaden fördelar sig på dessa enligt Figur 26 och Figur 27.



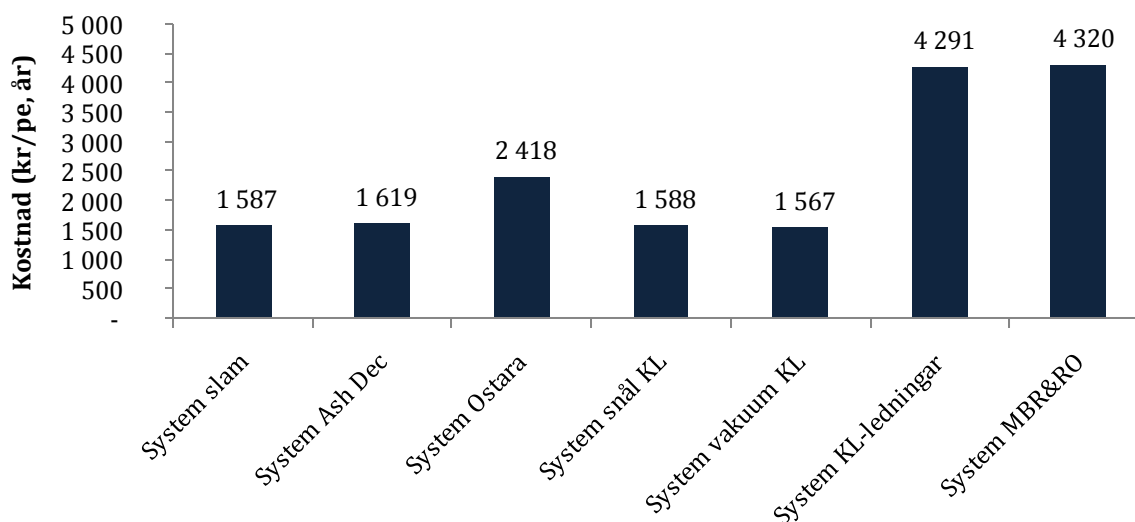
Figur 26. Årskostnader (kr/p, år) fördelat på olika strukturer i systemet. Specifika kostnader per block i tillhörande tabell.



Figur 27. Procentuell fördelning av årskostnader per person och år.

I VA-taxan (för avloppshantering) ingår endast distribution och anläggningar som berör hantering av avloppsvatten. Kostnader för fastigheter betalas ofta av fastighetsägaren som i

sin tur tar betalt av sina hyresgäster. Kostnadsökningen av VA-taxan (för avloppshantering) relativt kostnaden 2009 redovisas i Figur 28.

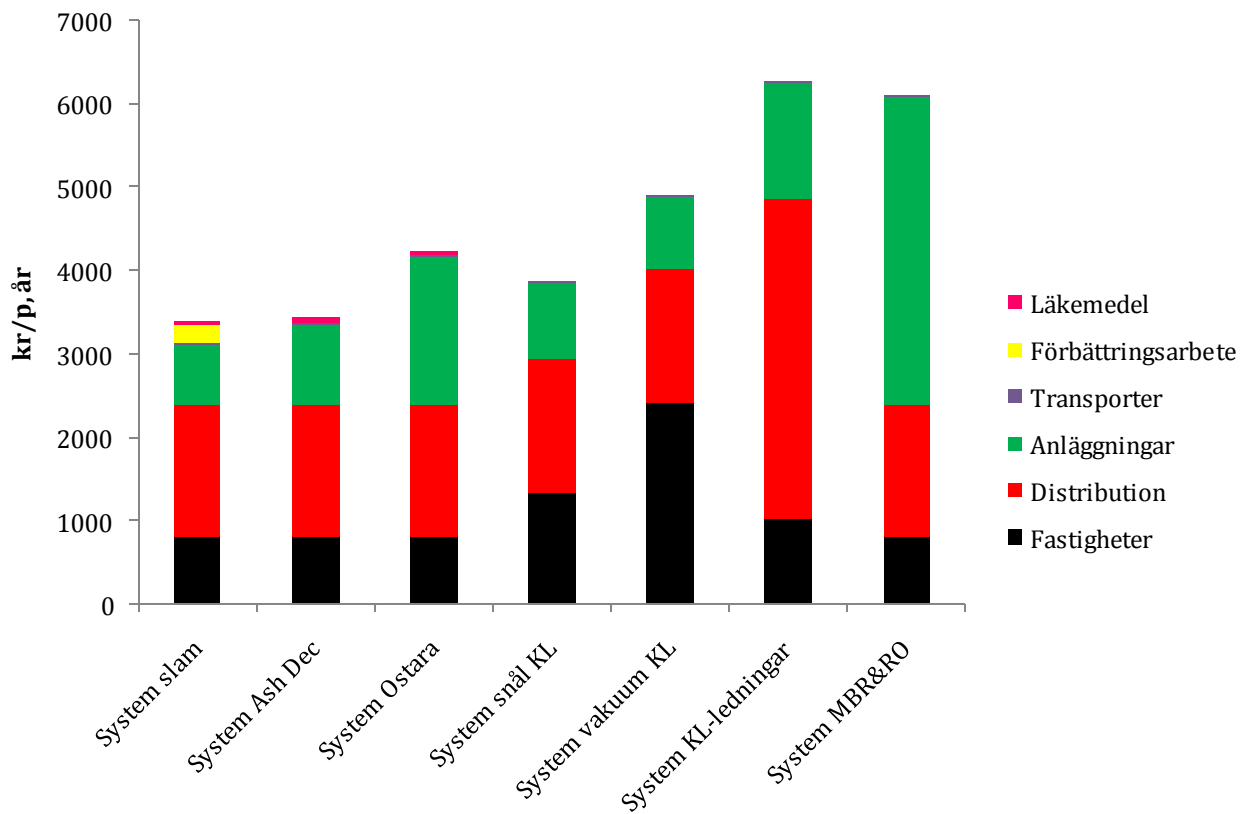


Figur 28. Kostnadsökning av avloppstaxan 2050 i relation till 2009 års kostnad (936 kr/p, år). Förbättringsarbetet antogs bli finansierat genom en höjning i avloppstaxan och ingår därför i kostnaden för system slam.

#### 6.4 LÄKEMEDEL

Ozonering vid låg dos var den metod för läkemedelsreducering som ansågs vara mest kostnadseffektiv. Den extra kostnad som skulle tillkomma för ozonbehandling uppskattades till 0,5 kr/m<sup>3</sup> (Wahlberg m.fl., 2010). Motsvarande kostnad för aktivt kol uppskattades till 3 kr/m<sup>3</sup> (Wahlberg m.fl., 2010). Vid en skattning av kostnadsrelationerna för resursförbrukning, underhåll och personal samt investeringskostnader för anläggning och kapitaltjänstkostnad med avskrivningstider värderades dagens reningsverk till 1 och reningsverk med ozon till 1,3 (Wahlberg m.fl., 2010).

Kostnaden 0,5 kr/m<sup>3</sup> adderades till de system som kräver läkemedelsreducering innan utsläpp till recipienten (figur 20). Detta omfattar system slam, system Ash Dec och system Ostara.



Figur 29. Systemens totalkostnad om hänsyn tas till läkemedelsreducering i reningsverket med ozon. Kostnaden för läkemedelsreduktion uppgår till 64 kr/p, år.

## **7 DISKUSSION**

### **7.1 FELKÄLLOR OCH OSÄKERHETER**

I målbilden för detta examensarbete har många antagandet gjorts, bland annat om befolkningstillväxt, utsläppskrav och vattenanvändning. Det finns ingen säkerhet i att dessa kommer att inträffa utan varje enskilt antagande skulle kunna vara felaktigt.

Systemlösningarna är konstant anpassade för att 100 % av invånarna ingår i en viss utformning medan det i verkligheten kan vara svårt att uppnå.

Kostnaderna för utvinningsprocesserna är baserade på uppgifter från återförsäljare och försök i pilotskala. Prislappen för ett fullständigt införande kan skilja jämfört med modellerat resultat. Det är även möjligt att liknande utvinningsprocesser med andra tekniker skulle ge lägre kostnader. I denna kostnadsanalys har samma investeringskostnad för förbränningsanläggning i utvinningsystemen antagits men i praktiken krävs monoförbränning av slam för Ash Dec medan det för Ostara går bra med samförbränning med annat avfall (Norström & Kärrman, 2009). Kostnaden för system Ash Dec för att avvatta slammet från TS 25 % till den TS-halt som är optimal vid slamförbränning är inte medräknad. Detta kan höja totalkostnaden en aning.

Kostnaderna för biogasanläggningarna som rötar KL-vatten och matavfall är osäkra då inga liknande fullskaleanläggningar har undersökts. Investeringskostnaden bygger på en rötchammare i Stockholm men driftkostnaden är uppskattat och kan variera med verkliga driftkostnader vid fullskaligt införande. Kostnadsuppgifterna har dock kontrollerats med svenska verk som använder sig av termofil rötning.

### **7.2 KRETSLOPP**

Samtliga system ger en hög återföring av fosfor. Störst återföring av fosfor uppnås för system slam och Ash Dec. Idag handlar miljökalitetsmålen endast om krav på återföring av fosfor, och endast ur denna aspekt är slam och Ash Dec bäst men inte långt efter kommer KL-systemen som når en återföring på 92 %. När man pratar om begreppet växtnäring får man dock inte glömma bort att det finns fler viktiga näringsämnen. Om krav ställs, i enlighet med det långsiktiga miljökalitetsmålet, på återföring även av dessa blir andra system än slam och Ash Dec att föredra. KL-system är överlägsna med avseende på återföring av flera näringsämnen (N, P, K, S) (Balmér m.fl., 2002), tätt följt av system MBR & RO. Från jordbrukets perspektiv anses tillgången på kväve vara den viktiga, och inte fosfor. Detta beror på att förväntade ökningarna i energipriser kan ge snabba utslag i priset på mineralgödselkväve (Kretsloppskontoret, 2007). System små KL och vakuum KL uppvisar inte orimliga kostnader och anses därför vara mest intressanta, i relation till återföringsgraden. Systemen klarar av att återföra fler (och större mängder) växtnäringsämnen än slam. Separat hantering av KL-vatten och matavfall är oerhört fördelaktigt eftersom dessa två, rena, fraktioner inte blandas med förorenat dagvatten och BDT-vatten. Det ger en lågt kontaminerad näringsprodukt, med undantag för läkemedelsrester som utsöndras via urinen. KL-sorterande toaletter utformning skiljer sig inte nämnvärt från konventionella, och bör inte utgöra ett problem vid införandet. Sorterande toaletter har visat sig kunna bidra med en ”upplevd miljönytta” (Kretsloppskontoret, 2007). Information vid införandet är dock viktigt för samtliga system, eftersom de kräver att dess brukare tar ansvar för att källsortera biologiskt hushållsavfall och se till att det som spolats ned i toaletten bidrar till en ren gödselprodukt, med avseende på till exempel läkemedel och andra oönskade ämnen. Det är också av stor vikt att minimera driftstopp och andra problem för att undvika irritation och motsättningar hos användarna.

I denna diskussion är det även viktigt att ta hänsyn till växttillgängligheten av näringsämnen i respektive fraktion. Fosfor i slamaska har lägre växttillgänglighet än fosfor i slam (Kretsloppskontoret, 2007). Termokemiskt behandlad aska har däremot uppvisat en bättre växttillgänglighet än annan slamaska (Sweco Environment AB, 2009) men växttillgängligheten är antagligen sämre för system Ash Dec än för system slam och KL-systemen.

Det har tidigare poängterats att slam användning är att föredra framför utvinningsprocesser om en tillräckligt hög slamkvalité går att uppnå (Kretsloppskontoret, 2007). Det går på så sätt att spara in pengar på att slippa bygga en förbränningsanläggning eller köpa in ny teknik (Ostara och Ash Dec) (Balmér m.fl., 2002). Om förbättringsarbetet av slam inte lyckas kan det dock anses som ett bra system med utvinningsprocesser då man på så sätt kan skilja ut oönskade ämnen ur kedjan.

Det skärpta kravet från 61 (2005) till 17 mg Cd/kg P (2025) medför att system Ash Dec inte kan uppfylla detta krav, med dagens tillgängliga data. Enligt en rapport har leverantören av tekniken redovisat att en avskiljning för kadmium kan uppnås till 99 % (Sweco Environment AB, 2009) men detta har inte kunnat verifieras i denna studie. Generellt är slamgödsling inte ett långsiktigt hållbart gödselmedel då markkvaliteten försämras på grund av slammets innehåll av föroreningar som det ser ut idag (2010) (Eksvärd, pers. medd., 2010). En förutsättning för ett långsiktigt användande av slam som gödselmedel är att kvaliteten förbättras och tungmetallinnehållet sjunker (Kretsloppskontoret, 2007). Med antagna förbättringsåtgärder förutsattes dock att kadmiumhalten låg under gränsvärdet. KL-systemen, system Ostara och system MBR + RO uppfyller samtliga det framtida kravet på kadmiuminnehåll i produkt som återförs till jordbruk.

### **7.3 UTSLÄPP TILL RECIPIENT**

Utsläpp av kväve och fosfor till recipient är lägst vid användning av membranteknik och omvänd osmos, samt för KL-systemen. Examensarbetet inte har kunna ta fram exakta halter på utgående vatten men en diskussion utifrån det underlag som finns har utförts.

I målbilden för 2050 sattes en kväveavskiljning på 80 % och en utgående fosforhalt lägre än 0,15 mg P/l upp som krav. System MBR & RO uppfyller målbildens riktlinjer med en kvävereduktion större än 95 % och för fosfor 99 %. Lika så gör KL-systemen som uppnår en reduktion på 100 % av inkommande fosfor med BDT-vattnet. Detta bygger på att fosforhalten i BDT-vattnet verkligen når från dagens 0,68 g/p, d till antagna 0,15 g/p, d. Redan infört förbud mot fosfater i tvättmedel medför att fosforbidraget från BDT-vatten bör minska och det beslutade förbudet mot fosfor i maskindiskmedel kan ytterligare minska belastningen i reningsverken och därmed även till recipienten (Naturvårdsverket, 2009). Övriga system bör kunna uppfylla kravet för fosfor men för kväve kan det bli svårt att nå en reduktion av 80 % utan större insatser. Uppsatta utsläppskrav i målbilden kan anses som låga med avseende på tidsperspektivet till 2050. Vid ännu strängare krav kommer troligen alla system utom KL-sorterande och MBR & RO att behöva ta till extra insatser, för både fosfor och kväve, för att kraven ska kunna uppfyllas.

KL-vattnet fångas upp separat och underlättar för reningsprocessen i reningsverket. Beroende på hur rent BDT-vattnet är och hur mycket av dagvattnet som inte går genom reningsverket kan kostnaden för det centrala reningsverket variera. Eventuellt skulle vattnet som går till reningsverket för KL-systemen vara tillräckligt rent för att endast ledas genom våtmarken vid Ekeby. Om detta är möjligt kan investerings- och driftkostnader för reningsverket utebli.

Detta förutsätter att industrier renar sitt eget vatten innan det leds till det centrala nätet och att lakvatten från deponin i Eskilstuna inte kopplas till Ekebyverket.

## **7.4 EKONOMI**

### **7.4.1 Resultat i relation till nyckeltal**

Enligt VASS (VA-branschens web-baserade Statistik System) var årskostnaden för VA-verksamheten i Eskilstuna 1 560 kr/ansluten för år 2008 (inklusive kapitalkostnader). Av denna summa var ca 60 % kostnaden för avlopp och 40 % dricksvatten. Det innebär att kostnaden för avlopp var ca 940 kr/ansluten. Motsvarande kostnad enligt den ekonomiska modellen var 2 304 kr/ansluten (inklusive kapitalkostnad). Anledningen att summorna skiljer sig så mycket åt är att för år 2008 är stora delar av ledningsnätet avskrivet (det belastar inte längre med någon kapitalkostnad men fungerar ändå bra) medan för år 2050 är samtliga ledningar nybyggda, det vill säga vi har en hög kapitalkostnad.

Av kostnaden för distribution och anläggningar 2050 uppgår kapitalkostnaden till 67 % av den totala kostnaden, att jämföra med kapitalkostnaden i Eskilstuna som 2009 utgjort 29 % av den totala kostnaden för VA. Om kapitalkostnaden för 2050 hade varit 29 % hade den totala VA-kostnaden varit 1 060 kr/ansluten, år, att jämföra med 2008 års 940 kr/ansluten, år. För System slam är distributionskostnaden 1577 kr/p, år. Av denna summa utgör 80 % kapitalkostnad. Resterande 20 % är kostnaden för drift och underhåll för ledningsnätet (spill- och dagvatten). Distributionskostnaden är i stort sett densamma för samtliga system, utom för KL-systemen där ledningsnätet måste utvidgas vilket medför en högre kostnad. Kostanden för enbart drift och underhåll, år 2050, är i modellen beräknad till 313 kr/p, år att jämföra med ett genomsnitt (från städer jämförbara med Eskilstuna) på ca 300 kr/p, år hämtat från VASS.

Kostnaden för förbränning av avloppsslam har av Balmér (2009) uppskattats till 4000 kr/ton TS (Balmér, 2009). Kostnaden för förbränning i system Ash Dec är enligt URWARE Eko 3 800 kr/ton TS. I samma dokument skriver Balmér ”Att bränna slammet skulle kosta vattenkonsumenterna 40-80 kr mer per person och år...” (i jämförelse med slamavvändning). Kostnadsökningen mellan system slam och system Ash Dec är i denna studie 38 kr per person och år.

### **7.4.2 Diskussion**

Resultaten från den ekonomiska analysen bör inte ses som exakta kostnader om systemen skulle införas i verkligheten, utan endast som en fingervisning, i en tidig beslutsprocess, om hur kostnaderna fördelas och vad som skiljer systemen åt.

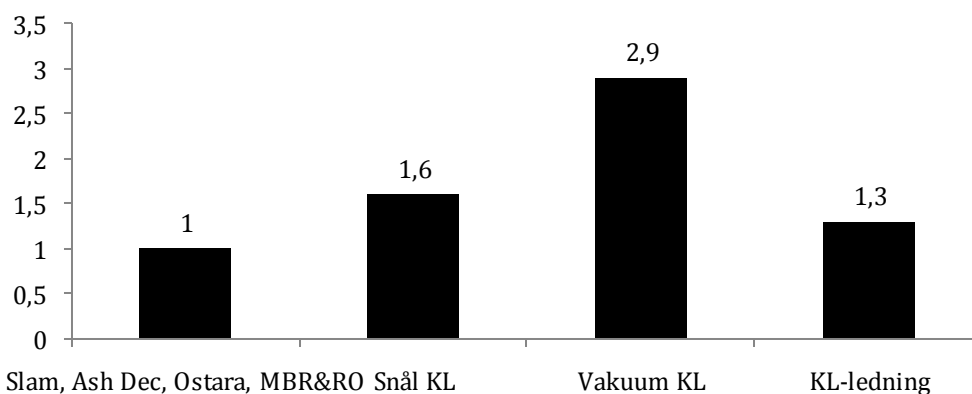
Vid normering skiljer en faktor 1,9 mellan det billigaste och det dyraste systemet. System slam framstår som det billigaste systemet och system KL-ledningar som det dyraste. Slamanvändning har i tidigare studier visat sig vara gynnsam ur ekonomiskt perspektiv samt för återföring av fosfor (Naturvårdsverket, 2002) (Norström & Kärrman, 2009), så även i denna analys. Slamanvändning har en fördel i att ett fungerande certifieringsystem redan finns etablerat (ReVAQ). En eventuell övergång bör också kunna ske relativt fort (inom ca 10 år (Balmér m.fl., 2002)), beroende på hur god kvalitet slammet kan uppnå. Anledningen till att system slam är det billigaste systemet är bland annat för att investering i förbränningsanläggning ej behövs och inga extra kostnader i fastigheter tillkommer. Kostnader för förbättringsarbetet är schablonmässiga och tagna från en studie i Göteborg. Tänkbart är att kostnaderna för förbättringsarbetet i Eskilstuna inte är lika höga, och årskostnaden kan därmed minska.

System KL-ledningar och MBR & RO framstår som de dyraste systemen. För System MBR & RO ligger en stor del i denna kostnad i dess energianvändning som är högre än den för konventionell hantering (Hellström m.fl., 2007). För system KL-ledningar är det stora insatser som krävs för distribution, med fler ledningar djupare ned i marken och ett ökat antal pumpstationer, som i sin tur kräver energi. Även tekniken för hantering av KL-vatten med omvänd osmos är energikrävande och dessa orsaker tillsammans gör system KL-ledningar till ett energislukande system, varför det inte anses konkurrenskraftigt i Eskilstuna. Kostnader för källsorterande alternativ har i tidigare rapporter visat sig vara höga (Naturvårdsverket, 2002). Det har även konstaterats att prisbilden blir en annan vid krav på återföring av andra näringsämnen än fosfor. Priset per kilo återfört kväve, svavel och kalium är för kväve i denna studie lägst för KL-sorterande system. Krav på återföring av andra näringsämnen än fosfor bidrar till att KL-system blir mer rimliga kostnadsmässigt (Naturvårdsverket, 2002). KL-system har tidigare ansetts vara överlägsna ur miljösynpunkt (hög återföring av näringsämnen och låga utsläpp övergödande ämnen till recipient) (Balmér m.fl., 2002) och det visar även resultatet i detta examensarbete. Tidigare resultat har visat att KL-sortering har inneburit orimligt höga kostnader (Naturvårdsverket, 2002), liksom system KL-ledningar i detta arbete, som också är väldigt dyrt. Det gäller därför att systemen utformas effektivt för att minimera energiåtgång och ökade transportkostnader. Weiss (2007) poängterade i sitt examensarbete vikten av lokal tillverkning och lokal återföring. Ett system med stor potential till detta är de system små KL.

Anaerob teknik är främst lämpad för mindre, slutna, system där varken dag- eller dräneringsvatten tillförs systemet (Hellström m.fl., 2007). Förutsättningarna för inkommande avloppsvatten till Ekeby är inte de bästa för behandling med anaerob teknik (temperaturen är för låg, och vattnet är alltför utspätt). System MBR & RO är antagligen mer lämpligt att införa i småskaliga, slutna, system med högre halter av organiskt material än traditionellt kommunalt spillvatten (Hellström m.fl., 2007). Det anses inte vara konkurrenskraftigt i en stadsregion på drygt 100 000 personer, men kan till exempel vara intressant för hantering av källsorterat KL-vatten från mindre områden, eller från vattensåla system utan inblandning av dag- och dränvatten. MBR + RO är kanske inte realistiskt i dagsläget men om vi i framtiden får krav på skärpta utsläppsnivåer och läkemedelsreducering, och om energiförbrukningen kan minimeras bör det ändå vara ett intressant system för högklassig rening. Det är av vikt att kunna koncentrera RO-produkten ytterligare. I denna studie blev kostnaderna för transport av RO-koncentratet väldigt höga i jämförelse med de övriga systems transportkostnader.

Uppsamlingsstankar för KL-vatten framstår som ett bra alternativ till konventionell rening. Det skulle dock innebära stora förändringar för fastigheter under införandet eftersom ledningar från alla fastigheter måste dras till uppsamlingsstankar, som måste grävas ned. Realistiskt är att införandet sker stegvis, vid renovering och nybyggnation. Ett fullständigt införande bedöms ur det perspektivet ta ca 50 år (Balmér m.fl., 2002). En anledning till att kostnaderna är relativt låga i denna analys är att transportkostnader kan hållas låga. Det sker endast transport till rötningsanläggningen och därifrån antogs att lantbrukare hämtar gödningsprodukt med egen transport, eftersom anläggningen placerats i anslutning till jordbruk. För övriga system har transportkostnader ut till jordbruksmark medräknats. En stor del av den totala årskostnaden ligger också under *Fastigheter*, och inkluderar byte av klosetter och KL-vattennät inom fastigheten samt uppsamlingsstankar, vilket alltså inte ingår i VA-taxan. Fastighetsinvesteringar för system vakuum KL är nästan 3 gånger så dyra som för system slam, Ash Dec, Ostara och MBR & RO (Figur 30).





Figur 30. Fastighetskostnader för samtliga system, normerade mot system slam.

För KL-systemen går det även att spara in pengar på anläggningar, eftersom det är endast BDT-vatten som ska tas omhand, och beräkningar har i denna studie visat att det endast krävs ett biologiskt steg för att uppnå tillräcklig rening av fosfor och kväve.

En brist i URWARE Eko är att energiförbrukning inte kan presenteras för respektive system. Energikostnaden är medräknad på så sätt att energikrävande system får en högre driftkostnad, som syns i *Distribution*. Det hade dock varit intressant att göra en utvärdering av energianvändning för de olika systemen. Därefter hade eventuella ”miljövinster” kunnat ställas i relation till energiförbrukning. Enligt litteratur skall till exempel MBR + RO vara en energikrävande process, men i gengäld produceras en näringsrik produkt och ett rent permeat som kan ledas till recipient. Det är svårt, men viktigt, att värdera energianvändning mot eventuella vinster i form av rena utsläpp till recipient och ett rent gödningsmedel.

Utvinning via förbränt slam framstår också som ett tänkbart system, prismässigt. En aspekt som talar emot Ash Dec är att anläggningar i dagsläget endast finns dimensionerade i stor skala (ca 1 500 000 personer) (Sweco Environment AB, 2009). Detta medför att regionala anläggningar är ett måste, vilket i sin tur leder till mycket transporter. Sverige saknar anläggningar av denna storlek, vilket talar emot att tekniken införs. Möjligtvis kan andra tekniker för utvinning via slamaska vara mer konkurrenskraftiga än Ash Dec. Eftersom monoförbränning av avloppsslam inte finns etablerat någonstans i Sverige har Ostara generellt sett bättre ekonomiska förutsättningar att införas. Det anses i dagsläget inte vara ekonomiskt lönsamt med fosforutvinning ur aska i Sverige (Sweco Environment AB, 2009). Inom en fyrtioårsperiod kan dock mycket ha hänt på marknaden och förutsättningarna kan se helt annorlunda ut. För de reningsverk som använder sig av biologisk fosforrening är de ekonomiska förutsättningarna för fosforutvinning bättre än för de som tillämpar kemisk fällning (Sweco Environment AB, 2009). Det är även så att de flesta fullskaleanläggningar för utvinningsmetoder baseras på just biologisk fosforrening (Sweco Environment AB, 2009). Utifrån dessa perspektiv anses utvinning med Ostara inte lämpligt i Eskilstuna.

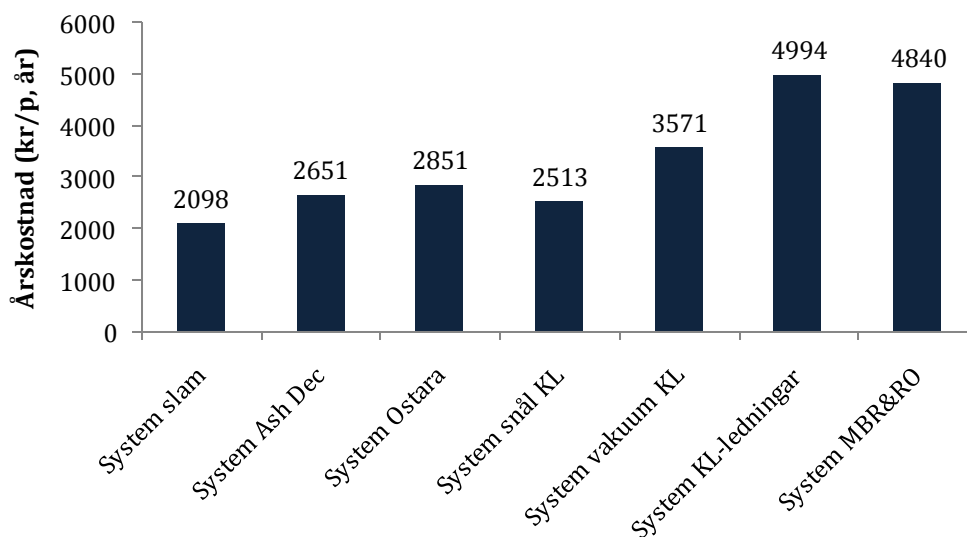
Ser man till potentialen i KL-systemen finns det teoretiskt sett varje år 65 ton fosfor och 526 ton kväve att utnyttja som växtnäring enbart i Eskilstuna. Med ett inköpspris på 10 kr/kg för kvävegödsel och 15 kr/kg för fosforgödsel (Eksvärd, pers. medd., 2010) innebär detta summor på 1 respektive 5,3 miljoner kronor som finns tillgängliga för KL-systemen.

### 7.4.3 Utbyggnadskalkyl

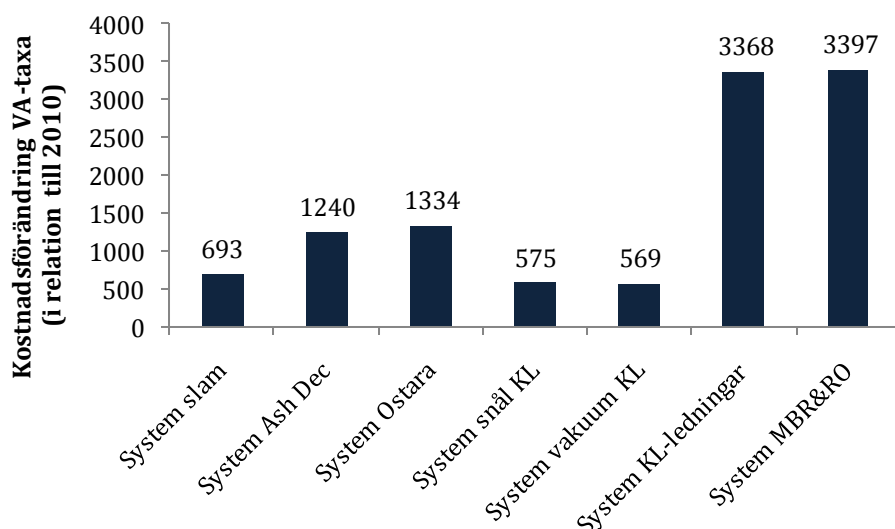
Det bör nämnas att det befintliga systemet med alla dess ingående anläggningar och komponenter utgör ett värde i en övergång till ett nytt system som bygger på att det befintliga

systemet byggs på och byggs om. Tidsperspektivet är dock i denna studie en faktor som innebär att komponenter kommer behöva bytas till nya då livstiderna passerar under studiens gång. Utgångspunkten var därför att alla system värderades för nybyggnad. En exakt kalkyl av värdet i dagens befintliga anläggningar var alltför svår att beräkna. Nedan kommer därför ett resonemang av dess värde att utföras och vad detta värde har för betydelse i en eventuell övergång om en förändring skulle införas.

Dagens system i Eskilstuna antogs vara nedskrivet till 60 %, det vill säga att kapitalkostnaden för drygt hälften av VA-verksamhetens komponenter är noll och dessa komponenter innebär inte längre några amorterings- eller räntekostnader, det vill säga: de är avbetalade och utgör inte längre någon kostnad, undantaget dess driftskostnader. De komponenter som finns i Eskilstuna idag (2010) har värderats efter nybyggnadskostnader, värdet har sedan reducerats med 60 % och därefter subtraherats från beräknad kostnad vid nybyggelse. Kostnaden för de komponenter som idag inte ingår i hanteringen av avloppsvatten, sorterat KL-vatten, och biologiskt hushållsavfall kommer enbart att innebära en kostnadsökning, och för dessa kan naturligtvis inga avdrag på grund av gjorda avskrivningar göras. Figur 31 visar resultatet från en utbyggnadskalkyl där 60 % av värdet för dagens (2010) komponenter antogs vara avskrivit.



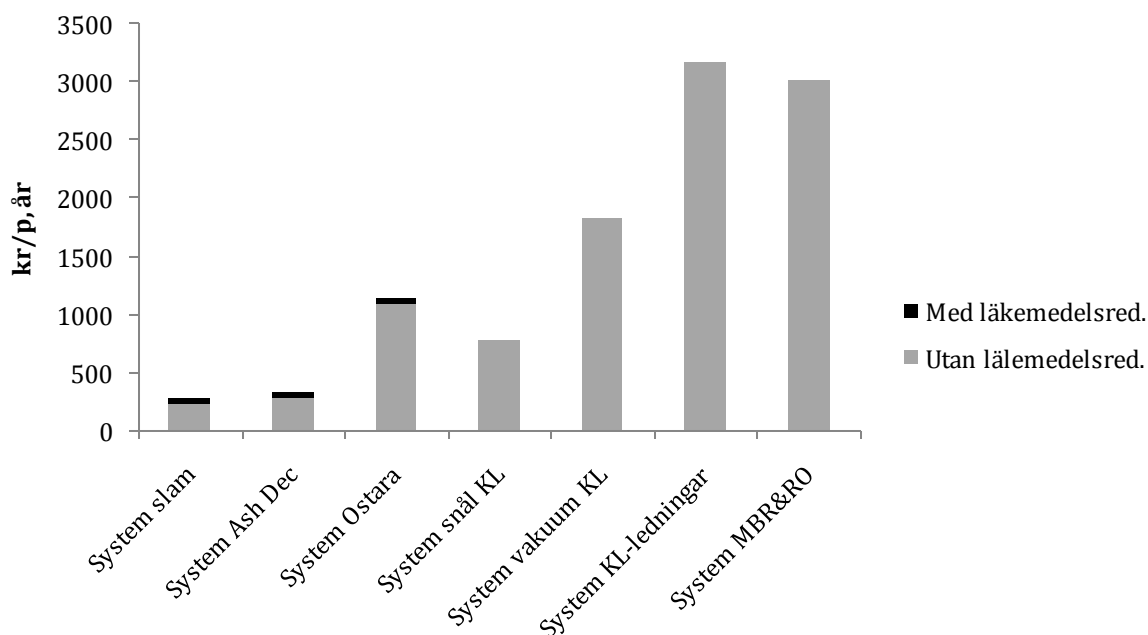
Figur 31. Resultat från en grov utbyggnadskalkyl för samtliga system.



Figur 32. Förändrad avloppstaxa 2050 för utbyggnadskalkylen i jämförelse med EEMs VA-taxa 2010. Endast anläggningar och distribution ingår. För system slam lades förbättringsarbetet (218 kr/p, år) till på avloppstaxan.

Taxan för avlopp var 936 kr/p, år 2009 i Eskilstuna. Figur 32 visar prishöjning från dagens VA-taxa vid en övergång till något av de analyserade systemen. De system som blir dyrast vid en utbyggnad är givetvis de som kräver nya komponenter och anläggningar i förhållande till dagens system och de som kräver mycket energi i anläggningarna (system KL-ledningar och MBR & RO). System slam får en förhöjd taxa på grund av att kostnaden för förbättringsarbetet finansierades genom avloppstaxan. KL-systemen får den lägsta kostnadsökningen. Detta beror på att de stora kostnaderna ligger under fastigheter och betalas inte genom VA-taxan.

Ett annat sätt att se på en eventuell utbyggnad är att värdera kostnaderna utifrån att det system som finns idag kommer att renoveras och underhållas kontinuerligt. Det vill säga att de komponenter som finns idag (2010) antogs kvarstå och kostnadsökningen vid utbyggnad är alla komponenter som kommer till från det befintliga systemet. För system slam krävs exempelvis endast förbättringsarbetet för att höja slammets kvalitet och eventuell läkemedelsreducering i reningsverket (figur 33) medan KL-systemen kräver stora investeringar i fastigheter.



Figur 33. Utbyggnadskalkyl med hänsyn till befintliga anläggningar, fastighetslösningar och distributionsmöjligheter. Transporter från fastigheter och till anläggningar är inte medräknade. Blå stapel symboliserar den extra kostnad som tillkommer vid krav på läkemedelsreduktion i reningsverket.

Kostnaden för det underhåll som kontinuerligt sker är alltså borträknad från samtliga system. Det billigast övergångssystemet är även nu system slam eftersom inga förändringar är nödvändiga för distribution eller anläggningar. Den enda förändringen som krävs är ett renare slam som kan återföras och eventuell läkemedelsreducering. Övergången till system KL-ledningar och MBR & RO är som i alla andra fall dyrast, med förklaringen att vi idag saknar anläggnings- och distributionsmöjligheter för att använda oss av ingående processer.

## 7.5 LÄKEMEDEL

Samtliga system bedöms ge ett bidrag till recipienten av läkemedelsrester i utgående vatten, utom KL-systemen och MBR + RO. Det är alltså dessa system som har bäst möjlighet att uppfylla eventuella framtida krav på reducering av läkemedel utan tillägg i reningsverket. När kostnaden för läkemedelsreduktion läggs till i totalkostnaden blir skillnaderna mellan system slam och system små KL ca 400 kr per person och år.

För vattenlevande organismer har man sett en negativ påverkan till följd av läkemedelsrester i utgående vatten (Stockholm Vatten, 2010). Ett exempel är att tvåkönade fiskar har uppmärksammas vilket kopplas till höga halter av östrogen i vattnet. Hur människor påverkas är ännu under utredning men troligen sker ingen direkt påverkan via läkemedelsrester i dricksvattnet. En annan fråga är även hur vi skulle kunna påverkas via maten vi äter eller genom bioackumulation. I dagsläget (2010) finns dock inga rapporter om att läkemedelsrester i avloppsvatten, eller i fraktioner som spridits på produktiv mark, skulle utgöra en hälsofara för människor eller miljö i Sverige. Om det ändå skulle anses som ett problem i framtiden finns det goda möjligheter att införa ett steg i hanteringsprocessen som renar läkemedel i KL-fraktionen. KL-system har en fördel i att en mindre volym måste genomgå reducering än om allt avloppsvatten avleds gemensamt.

## 7.6 MILJÖMÅL

Hur stor uppfyllelse av miljömålen respektive system innebär var svårt att uppskatta fullt ut, istället förs en diskussion om detta nedan. Det som kan konstateras är att samtliga system uppfyller målet att "60 % av fosfor i avloppsvatten skall återföras till produktiv mark". Bäst uppfyllelse med avseende på fosfor har system slam och Ash Dec. För slam användning krävs dock att förbättringsarbetet har lyckats så att slammet har ett tillräckligt lågt innehåll av oönskade ämnen. Nackdelen med Ash Dec är att inget kväve kan återföras och att många föroreningar finns kvar.

Regionalt miljömål för Södermanland var att "Till år 2010 ska de vattenburna utsläppen av fosforföreningar från mänsklig verksamhet till sjöar, vattendrag och kustvatten ha minskat med 20 % jämfört med 1995 års nivå" och för kväve "Till år 2010 ska de vattenburna utsläppen av kväve från mänsklig verksamhet till havet ha minskat med minst 20 % från 1995 års nivå." Dessa mål bedöms som "Målet är mycket svårt att nå inom den utsatta tidsramen även om ytterligare åtgärder sätts in/genomförs" (Naturvårdsverket, 2009). Detta miljömål påverkas av många faktorer, varav kommunala reningsverk är ett och jordbruk och enskilda avlopp är exempel på andra. Hur stort bidrag utsläppsminskningar från kommunala reningsverk kan bidra med är svårt att uppskatta men minskade utsläpp är ett steg mot miljömålsuppfyllelse, då för ett längre tidsperspektiv än 2010. Fördelaktigast ur denna synpunkt är då KL-systemen och MBR & RO som innebär lägst utsläpp av kväve och fosfor till recipient. Där bör dock miljökostnaden av hög energiförbrukning vägas in i relation till den vinsten som kommer från ett rent permeat, med tanke på att det även finns uppsatta mål för energianvändning. System snål KL och vakuum KL ger ett rent vatten till recipienten med en relativt liten resursförbrukning i reningsverket.

Vad gäller målen "Användningen av energi, vatten och andra naturresurser sker på ett effektivt, resursbesparande och miljöanpassat sätt för att på sikt minska och främst förnybara energikällor används." och "Avfall och restprodukter sorteras så att de kan behandlas efter sina egenskaper och återföras i kretsloppet i ett balanserat samspel mellan bebyggelsen och dess omgivning" (Naturvårdsverket, 2009) kan konstateras att samtliga system har utformats för att i stor utsträckning skapa ett kretslopp för fosfor. KL-system och MBR + RO kan återföra störst mängder av både inkommande kväve och fosfor, till skillnad från utvinning av fosfor och återföring av slam som har högre återföring men av enbart fosfor.

Samtliga systemalternativ återför 100 % av matavfallet som genereras i Eskilstuna. Delmålet för avfallshantering under *God bebyggd miljö* var att "2010 skall minst 35 procent av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker återvinnas genom biologisk behandling". Hur målet ser ut för 2050 är osäkert men systemalternativen är så bra de kan bli med avseende på hantering av matavfall och utgör därmed inget hot för uppfyllandet av miljömålet.

## 7.7 HYGIEN

De hygieniska riskerna beror främst på behandlingen av fekalier. För KL-systemen har termofil rötning antagits, vilket är klassificerat enligt klass A. I och med denna behandling antas de hygieniska riskerna vara väldigt små. Det kan dock finnas patogener i BDT-vattnet men de anses inte utgöra ett hot och sammantaget bör systemen bli hygieniskt säkrare än dagens konventionella system. Även i övriga system har slutprodukten genomgått en tillfredsställande hygienisering och bedöms inte medföra några oacceptabla risker. Bräddvattenrening som antogs för system slam, bör också medföra en mindre risk för att

patogener från bräddat avloppsvatten når badvatten. Vid slamförbränning sker en total avdödning av patogener så för utvinning via Ash Dec finns inga tillkommande hygieniska risker vid spridning, däremot vid eventuell bräddning i, eller innan, reningsverket, samt, liksom idag, från utsläppen av det renade vattnet. KL-systemen är de system som ansågs vara säkrast ur hygienisk synpunkt, något som även har konstaterats i tidigare studier (Balmér m.fl., 2002)

## **7.8 BRÄDDNING**

I dagsläget utgör inte bräddning något större problem i Eskilstuna då volymerna är små. Ambitionen för reningsverk generellt bör vara 0 % bräddning. Även om bräddningen uppgår till 1 % av inkommande flöde kan det utgöra risker om bräddningen sker vid fel plats, vid fel tillfälle (Eksvärd, pers. medd.. 2010). Om bräddning anses som ett problem i Eskilstuna i framtiden bör samtliga system vara bättre rustade i och med att dagvattenanläggningar är bättre byggda. För system slam ingår bräddvattenrening och rening av trafikdagvatten i förbättringsarbetet, vilket medför att belastningen av kväve, fosfor, patogener och metaller bör minska. I och med att KL-vattnet avleds separat i KL-systemen kommer belastningen på det centrala ledningsnätet att minska. Vid eventuella bräddningstillfällen bör risken för spridning av hälsovådliga patogener vara liten. För utvinningsystemen och MBR + RO bedöms negativa effekter av bräddning vara som högst, då avloppsvattnet avleds gemensamt och då det inte ingår någon bräddvattenrening. En ökad utbyggnad av duplikatsystem kan minska belastningen på reningsverket, men detta är inte inräknat i systemens kostnader.

## **7.9 SAMMANFATTANDE DISKUSSION**

Samtliga system som ingick i examensarbetet kan anses vara gynnsamma sett till aspekten av fosforåterföring från avlopp. Om dessa system ställs i relation till dagens hantering i Eskilstuna (och i många svenska kommuner) är alla att föredra med avseende på miljökvalitetsmålet att minst 60 % av fosfor från avlopp ska återanvändas. Dagens (2010) hantering återför ingen fosfor alls! Med denna utgångspunkt bör nybyggnationer och omfattande renoveringar vara utmärkta tillfällen för en förändring som i större utsträckning kan bidra till hållbar utveckling.

En viktig fråga är också hur mycket VA-verksamheten får kosta. Det är lätt att tycka att förändringar i dagens system blir ”alldeles för dyra” för att jämförelsen görs mot dagens kostnad när dagens kostnad kanske istället ska ses som alltför billig. Med ett ökat miljömedvetande (som förutsattes för denna rapport) följer förhoppningsvis en förståelse för att en kostnadsökning kan innebära en desto större insats mot hållbar utveckling och ett hållbart resursutnyttjande.

## **7.10 FÖRSLAG TILL FORTSATT ARBETE**

Det är viktigt att påminna om att det har antagits att lantbrukarna är intresserade av de gödningsprodukter som har produceras i de olika systemen.

För att slam ska få spridas på produktiv mark krävs certifiering enligt ReVAQ. ”Nya” produkter på marknaden skulle antagligen behöva ett liknande system för att garantera deras sammansättning. Det krävs ägare och ekonomiska medel för att starta och driva ett sådant system. KL-vatten och källsorterad humanurin är näringsrika och rena fraktioner men bristen på certifiering kan utgöra ett hot mot de kommuner som har infört källsorterande lösningar. Problemet är också att certifieringsystem blir billigare i ju större omfattning de sker men i liten skala kan det bli väldigt dyra. KL-system och urinsorterande system införs ofta i just liten skala och skulle antagligen medföra dyra certifieringskostnader till en början.

En utvärdering av hur aktörer på marknaden ställer sig till KL-vatten och andra framtida gödningsprodukter hade varit en intressant påbyggnad på detta examensarbete. Det hade även varit intressant att utvärdera gödningsprodukterna efter dess växttillgänglighet och lämplighet. Detta har dock inte hunnits med inom detta examensarbete.

En annan viktig del är att analysera hur kostnadsökningen i en eventuell systemövergång ska fördelas mellan olika aktörer. Låt säga att ett KL-system ska införas och detta sker successivt, område för område. Övergången kommer att innebära stora kostnader för fastighetsägare som tidigt inför KL-system medan det finns andra fastigheter som är kvar i det ”gamla” systemet och slipper dessa merkostnader under lång tid. Det är antagligen viktigt att det finns någon form av fördel av att övergå till ett bättre miljöklassat system, exempelvis genom reducerad VA-taxa, eller tvärtom, att de som inte övergår till det nya systemet får betala en högre avgift.

## 8 SLUTSATSER

Kretslopp och utsläpp till recipient:

- KL- system återför mest växtnäring med lägst innehåll av föroreningar (struvit innehåller mindre kadmium men inte lika stora mängder växtnäring)
- KL-system och MBR & RO är att föredra vid krav på återföring inte bara av fosfor, utan även av övriga växtnäringsämnen som kväve, kalium och svavel.
- Vid skärpta krav på utsläpp av kväve och fosfor till recipient är KL-system och MBR+RO att föredra.

Ekonomi:

- Utan hänsyn till produktens kvalitet är system slam det billigaste systemet följt av system Ash Dec och system snål KL.
- Kostnad per återfört kilo fosfor är lägst i system slam. Kostnad per återfört kilo kväve är lägst för system snål KL.

Övrigt:

- MBR + RO och separata KL-vattenledningsnät till reningsverk lämpar sig inte för storskaligt införande utan fungerar bättre i småskaliga system .
- Utvinning via Ostara kan vara ett konkurrenskraftigt system för reningsverk med biologisk fosforrening, vilket dock inte Eskilstuna har.
- Utvinningssystemen och MBR+RO klarar antagligen bräddningsproblematik sämst, då ledningsnätet inte avlastas med KL-ledningar som i systemen med KL-sortering eller bräddvattenrening som i systemet med slam användning.
- KL-sorterande system och MBR & RO är bäst lämpade vid skärpta krav på utsläpp av läkemedelsrester till recipient.



## 9 REFERENSER

### *Tryckta och webbaserade referenser*

Avfall Sverige. (2008). *Ammoniakavgång från luftade dammar med lakvatten - ett problem?* Avfall Sverige utveckling. Malmö

Avfall Sverige, Svenskt gastekniskt center AB. (2009). *Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar*. Avfall Sverige. Malmö

Balmér, P. (2009). Består 85 % av slammet av avfall? – Kommentarer till Gunnar Lindgrens presentation på Ekocentrum 090902 av Peter Balmér.

Balmér, P., Book, K., Hultman, B., Jönsson, H., Kärrman, E., Levlín, E., Palm O., Schönning C., Seger A., Stark K., Söderberg H., Tideström H., Åberg H. (2002). *System för återanvändning av fosfor ur avlopp - Naturvårdsverkets rapport 5221*. Naturvårdsverket. Stockholm

Björleinius B., Wahlberg C. (2010). *En jämförelse av olika reningsmetoder för avskiljning av läkemedelsrester - Resultat från Stockholm Vattens projekt*. Stockholm Vatten VA AB. Stockholm.

Borglund, A. M. (2004). *Käppala processutveckling*. Hämtat från Bio-P-processen: Frågor och svar: <http://www.kappala.se/admin/bildbank/uploads/Dokument/Processutveckling/Bio-P-processen.pdf> den 20 januari 2010

Breitholz M., Larsson J. (2009). *Sammanväg ekotoxikologisk bedömning av studier utförda vid Sjöstadverket och Henriksdals reningsverk under 2007 och 2008*. Extern rapport Stockholm Vatten VA AB. Stockholm.

Broström, U. (2007). *Återföring av växtnäringsämnen från avloppsvatten till åkermark – en bedömning av intresset för nya näringsrika produkter*. SLU, Institutionen för markvetenskap, avdelningen för växtnäringslära. Uppsala.

*Crystal green, technical data*. (2009). Hämtat från Crystal green: <http://www.crystalgreen.com/content/technical-data> den 3 mars 2010

Eriksson, J. (2009). *Strategi för att minska kadmiumbelastningen i kedjan mark-livsmedel-människa*. Institutionen för mark och miljö. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. Rapport MAT21 nr 1/2009.

Erlandsson, Å. (2007). *Miljösystemanalys av VA-system i omvandlingsområden - Fallstudie i Värmdö kommun*. Institutionen för biometri och teknik, SLU. Uppsala. ISSN 1652-3245.

Eskilstuna Energi & Miljö. (2008). *Ekeby avloppsreningsverk, Miljörapport för år 2008*. Eskilstuna.

Eskilstuna Energi & Miljö. (u.d.). *Eskilstuna Energi & Miljö*. Hämtat från Vatten - ett kretslopp: <http://www.eem.se/pages/vattencomp> den 25 01 2010

Eskilstuna Energi & Miljö. (u.d.). *Eskilstuna energi och miljö*. Hämtat från Vårt självklara vatten!: <http://www.eem.se/pages/AvstangningAvFjarrvarme1> den 26 01 2010

Eskilstuna Energi & Miljö. (den 13 november 2009). *Vatten, ett kretslopp*. Hämtat från <http://www.eem.se/texter/read.php?id=47407>

Eskilstuna Energi & Miljö. (2008). *Årsredovisning 2008*. Eskilstuna.

Eskilstuna kommun. (2002). *Eskilstunas kommuns politik för hållbar utveckling, handlingsprogram med miljö och folkhälsomål*. Kommunfullmäktige Eskilstuna. Eskilstuna.

Eskilstuna kommun. (2005). *Översiktsplan*. Eskilstuna.

Europa EU:s webbportal. (den 24 november 2009). Hämtat från Ramdirektivet för vatten : [http://europa.eu/legislation\\_summaries/agriculture/environment/l28002b\\_sv.htm](http://europa.eu/legislation_summaries/agriculture/environment/l28002b_sv.htm) den 18 april 2008

Ganrot, Z. (2005). *Urine processing for efficient nutrient recovery and reuse in agriculture*. Faculty of Science , Department of Environmental Science and Conservation. Göteborgs universitet. Göteborg. ISBN 91 88376 29 X.

Heldt, D. (2005). *Återvinning av fosfor från avloppsvatten som behandlas med biologisk fosforrening: En studie i att fälla ut struvit ur rejektivatten från rötat bio-P-slam*. Industriell Ekologi, Kungliga Tekniska Högskolan. Stockholm. ISSN 1402-7615

Hellstedt, C., Olsson, L.-E., Starberg, K., Hellström, D., Jonsson, L., & Moddakowska, A. (2009). *Ökad biogasproduktion vid Henriksdals reningsverk*. Stockholm Vatten VA AB. Stockholm.

Hellström, D., Baky, A., Bergström, R., Ek, M., Jonsson, L., Nordberg, Å., Olsson L.-E.. (2007). *Utvärdering av anaerob membranbioreaktor och omvänd osmos för utvinning av biogas och näringsämnen ur avloppsvatten från hushåll*. Stockholm Vatten VA AB. Stockholm.

Jönsson, H. (2009). Lägesrapport för källsorterande teknikersystem och för enskilda avlopp. Bilaga 2.3 i: Naturvårdsverket. Redovisning av regeringsuppdrag 21 Uppdatering av "Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp". Naturvårdsverket Dnr 525-205-09.

Jönsson, H., & Tidåker, P. (2006). *Avloppets växtnäring till jordbruket - i ett livscykelperspektiv*. Institutionen för biometri och teknik, SLU. VATTEN 62:77–82.

Jönsson, H., Kärrman, E., Hellström, D., Jeppsson, U., & Baky. (2005). *Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model*. Chalmers university of technology, Göteborg. Rapport 2005:6. ISSN 1650-3791

Karlsson, P., Aarsrud, P., & de Blois, M. (2008). *Återvinning av näringsämnen ur svartvatten - utvärdering projekt Skogaberget*. Svenskt Vatten AB. Stockholm.

Kretsloppskontoret. (2007). *Systemstudie avlopp*. Kretsloppskontoret. Göteborg.

- Kärrman, E., Berg, P. G., Olin, B., Palme, U., Rydhagen, B. (2005). *Uthålliga spillvattensystem i Uppsala*. Forskningsprogrammet Urban Water, Chalmers tekniska högskola. Urban Water. Göteborg. ISSN 1650-3791.
- Kärrman, E., Erlandsson, Å. (2009). *Analys av VA-scenarier på kommunnivå i Tanums kommun med VeVa-verktyget*. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, vattenvårdsenheten .
- Kärrman, E., Malmqvist, P.-A., Rydhagen, B., Svensson, G. (2007). *Utvärdering av ReVAQ-projektet*. Svenskt Vatten Utveckling. Stockholm. Rapport Nr 2007-02.
- Loosdrecht, J., & van Wilsenach, M. (2003). *Impact of separate urine collection on wastewater treatment systems*. Delft University of technology, Department of Biochemical Engineering, Nederländerna: IWA Publishing. Water Science & Technology, 48(1):103-110.
- Länsstyrelsen, Gävleborgs län. (2009). *Bräddning av avloppsvatten i Sverige och Gävleborgs län*. Gävle.
- Mälarens vattenvårdsförbund. (den 19 oktober 2009). *Mälarens vattenvårdsförbund*. Hämtat från Miljömål: <http://www.malaren.org/artikel.asp?categoryID=7> den 6 februari 2009
- Mälarens Vattenvårdsförbund. (den 19 oktober 2009). *Mälarens Vattenvårdsförbund*. Hämtat från Mälaren en sjö för miljoner: <http://www.malaren.org/artikel.asp?categoryID=2> den 14 01 2009
- Mälarens vattenvårdsförbund (den 14 januari 2009). Hämtat från Mälaren en sjö för miljoner: <http://www.malaren.org/artikel.asp?categoryID=2> den 22 mars 2010.
- Naturvårdsverket. (2002). *Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp*. Naturvårdsverket . Stockholm. Rapport 5214. ISSN 0282-7298.
- Naturvårdsverket. (den 13 november 2009). *Miljömålsportalen*. Hämtat från Miljömålsportalen - När vi Södermanland läns miljömål?: <http://www.miljomal.se/Systemsidor/Regionala-miljomall/?eqo=15&t=Lan&l=4#6528> den 13 februari 2009
- Naturvårdsverket. (den 21 oktober 2009). *Miljömålsportalen*. Hämtat från God bebyggd miljö - definition: <http://miljomal.se/15-God-bebyggd-miljo/Definition/> den 30 mars 2009
- Naturvårdsverket. (den 19 oktober 2009). *Miljömålsportalen*. Hämtat från När vi Västmanlands läns miljömål?: <http://www.miljomal.se/Systemsidor/Regionala-miljomall/?eqo=7&t=Lan&l=19> den 21 januari 2009
- Naturvårdsverket. (2009). *Redovisning av regeringsuppdrag 21, Uppdatering av "Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp"*. Naturvårdsverket. Stockholm.
- Naturvårdsverket. (2008). *Rening av avloppsvatten i Sverige - 2006*. Naturvårdsverket. Stockholm. ISBN 978-91- 620-8372-4.
- Naturvårdsverket. (2002). *Samhällsekonomisk analys av system för återanvändning av fosfor ur avlopp*. Stockholm. Rapport 5222. ISSN 0282-7298

Naturvårdsverket. (2009). *Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan - Konsekvensanalyser*. Naturvårdsverket. Stockholm. Rapport 5984. ISSN 0282-7298.

Naturvårdsverket. (2008). *Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan - Förslag till nationell åtgärdsplan*. Naturvårdsverket. Stockholm. Rapport 5985. ISSN 0282-7298.

Norström, A., & Kärrman, E. (2009). *Samhällsekonomisk analys av fosforutvinning ur avloppsslam och aska från monoförbränning av avloppsslam*. CIT Urban Water Management AB. Stockholm.

Olin, B., Kant H., Ramirez J.-I. (2004): *Handledning för ekonomiskt verktyg/kostnadsmodell*. Stockholm 2004-12-15 Naturekonomihuset AB/Göteborgs Vatten-och Avloppsverk

Ostara. (2010). Hämtat från <http://www.ostara.com/> den 12 mars 2010

Palm, O., Carlson, G., Jakobsson, C., & Steineck, S. (2000). *Kretslopp - en förutsättning för ett uthålligt samhälle*. Jordbrukstekniska institutet, JTI. Uppsala

SCB, Naturvårdsverket. (2006). *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2006, Kommunala reningsverk, skogsindustri samt viss övrig industri*. SCB. Stockholm.

Sjöberg, A. (2008). *Energibalans för röt-kammaranläggningen vid centrala reningsverket i Kristiansstad för olika driftsalternativ*. Kristiansstad.

SMHI. (den 13 november 2009). (Rosby Centre) Hämtat från <http://www.smhi.se/sgn0106/leveranser/sverigeanalysen/index.php?distrikt=7&target=extr&v=9> 2007

SMHI. (den 13 november 2009). *SMHI Sveriges framtida klimat*. (Rosby Centre, SMHI) Hämtat från <http://www.smhi.se/cmp/jsp/polopoly.jsp?d=8785&l=sv> 2007

SMHI. (den 13 november 2009). *SMHI Sveriges framtida klimat*. (Rosby Centre) Hämtat från <http://www.smhi.se/cmp/jsp/polopoly.jsp?d=8785&l=sv> 2007

SMHI. (den 13 november 2009). *SMHI Sveriges framtida klimat*. (S. Rosby Centre, Producent) Hämtat från <http://www.smhi.se/cmp/jsp/polopoly.jsp?d=8785&l=sv> 2007

SMHI (den 27 oktober 2009). *Normal medelvattenföring*. Hämtat från SMHI: <http://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/vattenforing/1.7999> den 22 mars 2010.

SOU, Statens offentliga utredningar. (2007). *Sverige inför klimatförändringarna - hot och möjligheter*. Miljödepartementet, Stockholm. SOU 2007:60.

Statistiska centralbyrån. (den 8 juli 2009). Hämtat från Försäljning av mineralgödsel till jord- och trädgårdsbruk: [http://www.scb.se/Pages/TableAndChart\\_\\_\\_\\_21289.aspx](http://www.scb.se/Pages/TableAndChart____21289.aspx) den 8 3 2010

Statistiska Centralbyrån. (2005). *Från folkökning till folkminskning - Befolkningsutvecklingen i världen 1950 till 2050*. Örebro: SCB.

Statistiska Centralbyrån. (2009). *Sveriges framtida befolkning, 2009-2060*. Stockholm: SCB- Tryck, Örebro 2009.04.

Statistiska centralbyrån, Naturvårdsverket. (2008). *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2006, Kommunala reningsverk, skogsindustri samt övrig industri*. SCB. Stockholm.

Steineck, S. G. (2000). *Växtnäring i kretslopp*. SLU. Uppsala.

Stintzing, A., Rodhe, L., & Åkerhielm, H. (2001). *Humanurin som gödselmedel – växtnäring, spridningsteknik och miljöeffekter*. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik 2001 . Uppsala. ISSN 1401-4963.

Stockholm Vatten, Stockholms stad, Gryaab (2010). Slutredovisning, Läkemedelsseminarium Dokumentation från seminariet den 10 dec 2009. (s. 36). Stockholm Vatten VA AB. Stockholm.

Stockholm Vatten. (den 11 januari 2010). *Stockholm Vatten*. Hämtat från Stockholm Vatten, Läkemedel i avloppsvatten:  
<http://www.stockholmvatten.se/Stockholmvatten/Aktuellt/Projekt/Lakemedel-i-avloppsvatten/> den 27 januari 2010

Sweco Environment AB. (2009). *Fosforutvinning ur avloppsslam, Teknik, miljö-, hälso- och klimateffekter* . Stockholm.

Svenskt Vatten AB. (2007). *Erfarenheter av kommunala dagvattendammar*. Rapportnr: 2007-14. Svenskt Vatten. Stockholm.

Svenskt Vatten. (2007). *Klimatförändringarnas inverkan på allmänna avloppssystem*. Svenskt Vatten distribution. Stockholm. Meddelande M134. ISSN 1651-6893

Svenskt Vatten. (2008). *Regler för certifieringssystemet REVAQ* .

Svenskt Vatten. (2010). *Regler för certifieringssystemet REVAQ, Utgåva 1.3*. Stockholm: Svenskt Vatten.

Svenskt Vatten. (den 19 oktober 2009). *REVAQ och debatt om REVAQ-slam*. Hämtat från Svenskt Vatten:  
[http://www.svensktvatten.se/web/REVAQ\\_och\\_debatt\\_om\\_REVAQ\\_slam.aspx](http://www.svensktvatten.se/web/REVAQ_och_debatt_om_REVAQ_slam.aspx) den 22 april 2009

Svensson, A., & Ek, M. (2008). *Risker med rester av läkemedel i avloppsvatten . kommentar till osäkerhet i värdering och bedömning samt förslag till åtgärder*. Svenskt vatten utveckling. Stockholm. Rapport nr 2008-06.

Sylwan, I. (2010). En metod för hygienisering av avloppsslam - Ureabehandling med dubbla fördelar. Examensarbete Civilingenjörsprogrammet miljö- och vattenteknik. Uppsala.

Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering, Treatment and Reuse, Fourth Ed*. Boston: McGraw-Hill, 2003. ISBN 0-07-041878-0.

U.S Geological Survey (USGS) (1998) Sulfur. Hämtat från:  
<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/sulfur/640398.pdf> 2010-03-12.

U.S Geological Survey (USGS) (2009) Sulfur. Hämtad från:  
<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/sulfur/mcs-2009-sulfu.pdf>. 2010-03-12.

VA-Forsk, Svenskt Vatten AB. (2003). *Förbränning av kommunalt avloppsvattenslam*. Svenskt Vatten AB. Stockholm. Rapport nr B 2003 -102.

Wahlberg, C., Björleinius, B., Paxéus, N. (2010). *Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö. Förekomst, förebyggande åtgärder och rening av avloppsvatten*. Stockholm Vatten VA AB. Stockholm.

Vattenmyndigheten Norra Östersjön, Länsstyrelsen Västmanlands län. (2008). *Åtgärdsprogram för Norra Östersjöns vattendistrikt, Vattenmyndigheten Norra Östersjöns vattendistrikt*. Västerås.

Weiss, P. (2007). *Enskilda avloppsanläggningar med fosforbindning i Stockholms län - en miljösystemanalys med metodik från livscykelanalys*. Informationsteknologi. Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet. Uppsala. ISSN 1401-5765.

von Hofsten, M. (2009). *Bräddning av avloppsvatten i Sverige och Gävleborgs län*. Länsstyrelsen Gävleborg. Arkitektkopia i Gävle. Gävle.

WRS. (2001). *Marknadsöversikt av extremt snålspolade toaletter, samt urinsorterande toaletter & urinaler*. WRS. Uppsala.

### **Muntliga referenser**

af Petersens, Ebba (2010). Agronom, WRS Uppsala AB, Uppsala.

Alsbro, Roland (2010). Driftchef Ekebyverket, Eskilstuna Energi och Miljö, Eskilstuna.

Andersson, Svante (2010). Planeringschef, Eskilstuna Energi och Miljö, Eskilstuna.

Ek, Mats (2010). Expert biologisk behandlingsteknik för vatten, IVL Svenska miljöinstitutet, Stockholm.

Eksvärd, Jan (2010). Klimatexpert, Lantbrukarnas Riksförbund, Stockholm.

Färm, Carina (2009). VA-chef, Eskilstuna Energi och miljö.

Jeppsson, Ulf (2010). Professor, Lunds tekniska högskola, Lund.

Jönsson, Håkan (2010). Professor vid institutionen för energi, teknik och kretsloppsteknik, SLU, Uppsala.

Rudin, Eivor (2009). Landskapsarkitekt, Eskilstuna kommun, Eskilstuna.

Taiwassalo, Hannu (2010). Projektledare, Stockholm Vatten, Stockholm.

Victorin, Bo (2009). Analytiker, Eskilstuna kommun, Eskilstuna.

## 10 BILAGOR

### BILAGA 1 - Data och ekvationer i URWARE Eko

I den befintliga modellen ingår en rad kostnadsparametrar. För att ge en överblick av hur modellen URWARE Eko är uppbyggd redovisas dessa nedan. För samtliga parametrar och tabeller refereras till bilaga 8 i Kretsloppskontorets rapport ”Systemstudie avlopp”. För ytterligare information om URWARE Eko hänvisas till Kretsloppskontorets rapport ”Systemstudie avlopp (2005)” bilaga 8: Ekonomisk analys av Gilbert Svensson samt VA-Forsk rapport Nr 2005-13 ”Kostnadsmodell för strategiska vägval mellan olika urbana avloppssystem (2004)”, författad av Bo Olin, och ”Handledning för ekonomiskt verktyg/kostnadsmodell (2004)” av samma författare. Även i VA-Forsk rapport nr 1992-10 ”PRISEK (Prioritering Samhällskonsekvenser Ekonomi)” av Bertil Gustafsson och Gilbert Svensson finns mer information om verktygets utformning.

Tabell 24. URWARE Ekos befintliga kostnadsdata med avseende på olika fastighetsalternativ (Kretsloppskontoret bilaga 8, 2007)

Komponent	Investering (kr)	Drift- och underhåll (kr/år)
Standard VA-installation	23 300	466
Extra standardtoalett	3 300	66
Urinseparering, merkostnad	7 000	140
Vakuumsystem, merkostnad	27 600	552
Extremt snålspolande toalett, merkostnad	3 400	68
Köksavfallskvarn	6 230	50
Ledningsnät – KL-vatten i fastighet	6 400	128
Separat insamling av matavfall	800	16
Hemkompostering av matavfall	500	10

#### KL-vattenlagring

Gemensamhetslösningar för uppsamling av klosettvattnet antogs. KL-vattentankarna var dimensionerade till 30 m<sup>3</sup> och anläggningskostnader för en tank och gemensamma ledningar sattes till 60 000 kr (Kretsloppskontoret, 2007). Investeringskostnaden för de 15 hushåll som antogs dela på tanken blir då 60 000/15 = 4000 kr. Underhållskostnaden uppskattades till 2 % av investeringskostnaden, vilket är 80 kr per år och hushåll (Kretsloppskontoret, 2007).

#### Transporter från fastigheter

Från fastigheterna hämtas hushållsavfall med sopbil. Investeringskostnad för en sopbil sattes till 1,3 Mkr (Kretsloppskontoret, 2007). Varje sopbil tar 3500 ton/år vilket ger en investeringskostnad på 370 kr/ton/år (Kretsloppskontoret, 2007). För övriga transporter, lastbil med släp eller tankbil, antogs investeringskostnaden 80 kr/ton/år och kostnaderna för underhåll per år uppskattades till 5 % av investeringskostnaderna (Kretsloppskontoret, 2007). Bränsleförbrukningen antogs vara 2,5 l/mil för en sopbil och 3,7 l/mil för en lastbil med släp (Kretsloppskontoret, 2007).

#### Ledningsnät

I dagens Eskilstuna (2010) finns ca 203 m avloppsledningsnät per hektar och vid investering av ledningsnät antogs därför 203 m/ha som nyckeltal. Medelkostnad för nyläggning eller renovering antogs vara 5000 kr/m (Kretsloppskontoret, 2007). Driftkostnad för avloppsledningsnät sattes till 100 kr/m och för KL-vattenledningar 60 kr/m (Kretsloppskontoret, 2007).

## Pumpstationer

Investeringskostnader för pumpstationer har för spillvattenpumpstation antagits till 450 000 kr/st och för KL-vattenpumpstation till 500 000 kr/st. Driftkostnad har för konventionella pumpstationer antagits vara 50 000 kr/ st. per år och för KL-vatten 60 000 kr/ st. per år (Kretsloppskontoret, 2007).

## Konventionell avloppsvattenrening

Investeringskostnader för avloppsreningsprocesserna (mekanisk/biologisk/kemisk) approximerades i modellen enligt:

$$C = 579\,150 K^{0,55} \quad (1.1)$$

Där K = spillvattenmängd ( $\text{m}^3/\text{d}$ ) och C = Total investeringskostnad (kr)

Driftkostnaden uppskattades i modellen enligt:

$$D = 9\,000 K^{0,57} \quad (1.2)$$

Där K = spillvattenmängd ( $\text{m}^3/\text{d}$ ) och D = driftkostnader (kr/år). (Kretsloppskontoret, 2007)

## Kväveavskiljning

Investeringskostnaderna beräknades som ett medelvärde av nedanstående två ekvationer:

$$\text{Investering (1)} = 5\,000 + 0,22 \times \text{antal pe [kkr]} \quad (1.3)$$

$$\text{Investering (2)} = 5\,000 + 115 \times \text{ton } N_{\text{red}} \text{ [kkr]} \quad (1.4)$$

Även driftkostnaderna beräknades som ett medelvärde:

$$\text{Driftkostnad (1)} = 270 + 0,014 \times \text{antal pe [kkr/år]} \quad (1.5)$$

$$\text{Driftkostnad (2)} = 270 + 9 \times \text{ton } N_{\text{red}} \text{ [kkr/år]} \quad (1.6)$$

(Kretsloppskontoret, 2007)

## Rötning (slam, matavfall)

Investeringskostnad för en rötningsanläggning sattes till:

$$C = 150\,000 K^{0,74} \quad (1.7)$$

Där C = total kostnad (kr) och K = årskapacitet (ton slam/avfall)

Driftkostnaderna antogs vara:

$$D = 300\,000 K^{0,5} \text{ kr/år} \quad (1.8)$$

där D = årlig driftkostnad (kr) och K = årskapacitet (ton slam/avfall)

(Kretsloppskontoret, 2007)

## Omvänd osmos (RO-process)

Investeringskostnaden för behandling med omvänd osmos, efter det att inkommande avloppsvatten har förbehandlats, antogs vara 44 000 kr per  $\text{m}^3$  dygnsflöde. Driftkostnaden var i modellen satt till 13 000 kr per  $\text{m}^3$  dygnsflöde.

## Transporter från anläggningar

Se ”Transporter från fastigheter”.

Tabell 25. URWARE Ekos befintliga kostnadsdata med avseende på olika transportalternativ från anläggningar (Kretsloppskontoret bilaga 8, 2007)

Komponent	Investering (kr/ton/år)	Drift (kr/ton/år)
Till förbränning – sopbil	371	19
Till förbränning – lastbil	80	4
Till deponi – sopbil	371	19
Till deponi – lastbil	80	4
Till jordbruk – lastbil	80	4
Till kompostering – lastbil	80	4
Till jordproduktion – lastbil	80	4



Tabell 26. Avskrivningstider för olika typer av investeringar i URWARE Eko, referens: (Ohlin m.fl., 2004) om inte annat anges

Typ av investering	Avskrivn.tid – standard – antal år	Kommentar
Fastigheter	30	Avser ett genomsnitt för sanitetsutrustning (30), köksavfallskvarnar(15) och ledningar(40) och för slutna tankar, hushållskomposter och insamlingskärl för matavfall
Transporter från fastigheter	15	Avser ett genomsnitt för sopbilar, lastbilar och tankbilar
Ledningsnät	50	Avser ett genomsnitt för ledningar i mark, pumpstationer och fördröjningsmagasin. Kommunförbundets rekommendationer är 50 år.
Pumpstationer	25	Rekommenderad avskrivning enligt kommunförbundets rekommendationer
Dagvattenanläggningar	50	Avser ett genomsnitt för olika dagvattenanläggningar
Konventionell rening	30	Avser ett genomsnitt för bassänger, maskinell utrustning och ledningar
Kväverening	50	
Rötning och slamhantering	30	
Återvinningsprocesser	25	
Långtidslagring - urin	50	
Förbränning	30	
Deponi	50	
Transporter från anläggningar	15	
OSTARA	25	Ref: (Norström & Kärrman, 2009)
ASH DEC	15	Ref: (Norström & Kärrman, 2009)

## BILAGA 2 - Beräkningar för indata till URWARE Eko

För samtliga system utfördes beräkningar av de flöden som går genom systemen. Dessa flöden angavs därefter som indata i URWARE Eko.

Tabell 27. Indata som legat till grund för flödesberäkningar i samtliga system

Fraktion	Mängd		Referens
Fekalier + toalettpapper	0,16	kg/ p, d	(Kretsloppskontoret, 2007)
Urin	1,5	dm <sup>3</sup> /p, d	(Jönsson, 2005)
Små spolningar/p, d	7	st.	(Jönsson, 2005)
Stora spolningar/p, d	2	st.	(Jönsson, 2005)
Invånare	106 950	p	Beräknat i bilaga 4
BDT-vatten från hushåll	113	dm <sup>3</sup> /p, d	(Kretsloppskontoret, 2007)
Industrier och Verksamheter (inkl. WC och BDT)	45	dm <sup>3</sup> /p, d	(Kretsloppskontoret, 2007)
Matavfall från hushåll	0,20	kg/p, d	(Jönsson, 2005)
Matavfall från verksamheter	20	kg/p, år	(Kretsloppskontoret, bilaga 2, 2007)
Matavfall från industrier	0,97	kg/p, år	(Kretsloppskontoret, bilaga 2, 2007)

### System slam

Tabell 28. Spolvattenmängder som använts vid beräkningar för konventionella toaletter med två spolknappar

			Referens
liten spolning snålspolande konventionell WC	2	dm <sup>3</sup>	(WRS, 2001)
stor spolning snålspolande konventionell WC	4	dm <sup>3</sup>	(WRS, 2001)

Tabell 29. sammanställning av beräkningar för systemslam

	Totalt i Eskilstuna
Spolvattenmängd konventionella WC	858 809 m <sup>3</sup> /år
Urinvolym	58 555 m <sup>3</sup> /år
Fekalier + toalettpapper	6 808 m <sup>3</sup> /år
Totalt	924 172 m <sup>3</sup> /år
BDT-vatten från hushåll	4 411 153 m <sup>3</sup> /år
Spillvatten från industrier och verksamheter	1 756 654 m <sup>3</sup> /år
Totalt	6 167 807 m <sup>3</sup> /år
Matavfall från hushåll	7 963 497 kg/år
Matavfall från verksamheter	2 139 000 kg/år
Matavfall från industrier	103 742 kg/år
Totalt	10 206 ton/år

### **System Ash Dec och Ostara**

För flöden i systemet, se beräkningar för system slam. Data är hämtad från Urban Waters rapport Samhällsekonomisk analys av fosforutvinning ur avloppsslam och aska från monoförbränning av avloppsslam (2009).

Tabell 30. Indata för egna komponenter i URWARE Eko, tabellen visar indata för System Ash Dec, samtliga indata refereras till (Norström & Kärrman, 2009).

Slamförbränning		
Investering, 25 års livslängd	34 000 000	Kr
Kapacitet	16 000	ton/år
Drift (energi, kemikalier, underhåll, personal)	170	kr/ton
Drift (energi, kemikalier, underhåll, personal)	27	kr/p, år
ASH DEC		
Investering, 25 års livslängd	100 400 000	Kr
Drift	31,6	kr/p, år
Kemikalier för process	2,2	kr/p, år

Tabell 31. Indata för egna komponenter i URWARE Eko, tabellen visar indata för system Ostara, samtliga indata refereras till (Norström & Kärrman, 2009).

Slamförbränning,		
Investering, 25 års livslängd	34 000 000	kr
Kapacitet	11 000	ton/år
Drift (energi, kemikalier, underhåll, personal)	170	kr/ton
Drift (energi, kemikalier, underhåll, personal)	18	kr/p, år
Kemikalier för process	1,7	kr/p, år
OSTARA		
Investering, 25 års livslängd	20 400 000	kr
Drift	11	kr/p, år

### **System snål KL och vakuum KL**

Tabell 32. Spolvattenmängder som använts vid beräkningar för KL-sorterande vattentoaletter

			Referens
Vattensnåla toaletter, liten spolning	0,2	dm <sup>3</sup>	(WRS, 2001)
Vattensnåla toaletter, stor spolning	2	dm <sup>3</sup>	(WRS, 2001)

Tabell 33. Spolvattenmängder för KL-sorterande vakuumtoaletter

		Referens
Vakuumtoalett, liten och stor spolning	0,5 dm <sup>3</sup>	(Petersens, pers. med., 2010)

Tabell 34. Sammanfattande resultat från beräkningar för system snål KL och vakuum KL

(Urin + fekalier + toa.papper) <sub>tot</sub>	65 363 m <sup>3</sup> /år
Spolvattenmängd vattensnåla WC	210 798 m <sup>3</sup> /år
Totalt (spolvatten + urin + fekalier + toa.papper)	276 162 m <sup>3</sup> /år
Spolvattenmängd vakuumtoa	175 665 m <sup>3</sup> /år
Totalt (spolvatten + urin + fekalier + toa.papper)	241 029 m <sup>3</sup> /år
BDT-vatten	6 167 807 m <sup>3</sup> /år
Matavfall	10 206 ton/år

## System KL-ledningar och system MBR & RO

Tabell 35. Flödesmängder som behandlas i system KL-ledningar

Spolvatten + urin + fekalier + toalettpapper från hushåll	924 172	m <sup>3</sup> /år	
Avskiljs i förbehandlingen	0,365	m <sup>3</sup> /p, år	(Kretsloppskontoret, bilaga 3, 2007)
Totalvolym som avskiljs	39 037	m <sup>3</sup> /år	
Når RO-enheten för KL- vattensystemet	885 135	m <sup>3</sup> /år	
Når RO-enheten för KL- vattensystemet	2 425	m <sup>3</sup> /d	

Tabell 36. Spillvattenflöden som av leds till reningsverk med omvänd osmos

BDT-vatten från hushåll	4 411 153	m <sup>3</sup> /år
Spillvatten från industrier och verksamheter	1 756 654	m <sup>3</sup> /år
Spolvatten + urin + fekalier + toalettpapper från hushåll	924 172	m <sup>3</sup> /år
Totalt	7 091 978	m <sup>3</sup> /år
Dygnsflöde	19 430	m <sup>3</sup> /d

### Slammängder för samtliga system

Till rötammaren var inkommande slamhalt i Eskilstuna år 2009, 30,7 kg/person och år (TS 100 %). Samma mängd antogs gälla 2050. För att uppskatta mängden slam från BDT- respektive KL-vatten antogs att 80 % av inkommande TSS var slambildande (Jeppsson, Jönsson, pers. medd., 2010). En del av slammet utgörs även av bidraget från BOD. Skillnaden i mängd från TSS<sub>tot</sub> och faktiskt slammängd i Eskilstunga dividerades med BOD<sub>tot</sub> för att på så sätt erhålla en tillväxtfaktor från det slambildande bidraget från BOD. Av TSS-mängden för varje fraktion var 80 % slambildande och till detta adderades BOD\*slamtillväxtfaktorn för varje fraktion (BOD från KL- resp. BDT-vatten). Detta resulterade i att av de 30,7 kg slam/person, år (TS 100 %) utgjorde BDT-vattnet 34 % och KL-vattnet 66 %. Metoden för beräkning framtagen med hjälp av Håkan Jönsson.

Tabell 37. Grunddata för beräkningar av slammängder

Fraktion		Referens
Ej rötat		
Slammängd (KL + BDT), TS 100 %	30,7 kg/p, år	(Roland Alsbro, pers. med, 2010)
BDT-slam, KL-system, TS 100 %	10,4 kg/p, år	Beräknat nedan
Andel mindre slam i bio-P-verk	15 %	(Norström & Kärrman, 2009)
Slammängd Bio-P -verk TS 100 %	26,1 kg/p, år	
<b>Rötat</b>		
Slammängd (KL + BDT), TS 100 %	19,4 kg/p, år	Beräknat nedan
BDT-slam, KL-sep. system, TS 100 %	6,6 kg/p, år	Beräknat nedan
Slammängd Bio-P -verk TS 100 %	16,4 kg/p, år	Beräknat nedan

Tabell 38. Slambildning uppdelat på BDT- och KL-fraktion

	BDT	KL	Referens
TSS (g/p, d)	17,6	48,8	(Jönsson, 2005)
BOD (g/p, d)	33,8	39,1	(Jönsson, 2005)
BOD <sub>tot</sub> (KL+BDT) (g/p, d)	72,9		
TSS <sub>tot</sub> (KL+BDT) (g/p, d)	66,4		
TSS <sub>tot</sub> (KL+BDT) (kg/p, år)	24,2		
Slam innan rötning (kg/p, år) TS 100 %	30,7		(Alsbro, pers. medd.. 2010)
Skillnad TSS <sub>tot</sub> och slammängd E-tuna (kg/p, år)	11,4		
Slambildande andel av TSS <sub>tot</sub>	80 %		(Jeppsson, Jönsson, pers. medd., 2010)
Slambildande TSS <sub>tot</sub> (kg/p, år)	19,4		
BOD <sub>tot</sub> (KL+BDT) (kg/p, år)	26,6		
Tillväxtfaktor från BOD-bidrag	0,4		
Bidrag från respektive fraktion			
BDT-vatten	28,5 g/p, d	10,4 kg/p, år	
KL-vatten	55,7 g/p, d	20,3 kg/p, år	

Därefter beräknades mängden slam efter rötning. Detta gjordes genom att anta att det organiska materialet (VS) utgjorde 74 % av TS (Hellstest m.fl., 2009). Av VS utgjorde primärslam (PS) 73 %, överskottsslam (ÖS) 21 % och fettslam (FS) 6 %. Nedbrytningsgraderna för PS, ÖS, FS antogs till 53 %, 30 %, 85 % av VS<sub>in</sub>. Biologiskt avfall antogs ha en VS-halt på ca 35 % och en nedbrytningsgrad på 65 % av VS<sub>in</sub> (Hellstedt m.fl., 2009).

Tabell 39. Slammängder innan och efter rötning i Eskilstuna och nedbrytningsgrad av respektive fraktion

				Referens
Slam i Eskilstuna		30,7	kg/p, år TS 100 %	
VS = 74 % av TS	VS <sub>in</sub>	22,7	kg/p, år	(Hellstest m.fl., 2009)
In t. rötkammare	PS	16,6	kg/p, år	
In t. rötkammare	ÖS	4,7	kg/p, år	
In t. rötkammare	FS	1,5	kg/p, år	
Ut ur rötkammare	PS	7,9	kg/p, år	
Ut ur rötkammare	ÖS	3,3	kg/p, år	
Ut ur rötkammare	FS	0,2	kg/p, år	
	VS <sub>ut</sub>	11,4	kg/p, år	
Andel icke VS av TS		8,0	kg/p, år	
Totalt ut ur rötkammaren		19,4	kg/p, år	
Reduktionsgrad av TS		37 %		

## BILAGA 3 - Fördelning villahushåll/flerbostadshus

Tabell 40. Antal abonnenter och fördelning av dem i Eskilstuna 2009 (Svante Andersson, EEM)

Kundkategori	Antal abonnenter 2010
villor	12095
flerbostadshus	1500
industri	500
skolor/förskolor	95
vård, sport, övrigt	110
Summa	14300

Tabell 41. Bostadsfördelning i Eskilstuna, fördelat på villahushåll och lägenhetshushåll

Antagande om bostadsfördelning i E-tuna (gäller 2009 och antas gälla 2050)		Referens
Antal personer per hushåll	2,1	(Eskilstuna kommun, 2005)
Lägenheter	70 %	Beräknat från antal abonnenter
Villor	30 %	Beräknat från antal abonnenter
Andel villahushåll som komposterar	20 %	(Kretsloppskontoret, 2007)
Andel lägenheter i flerbostadshus	65 %	(Eskilstuna kommun, 2005)
Andel lägenheter i småbostadshus	35 %	(Eskilstuna kommun, 2005)

Med hjälp av Tabell 40 och Tabell 41 erhålls resultaten i Tabell 42. Abonnenter hanteras som mätpunkter, det vill säga att 12 095 stycken mätpunkter för villor innebär att det finns 12 095 stycken villor anslutna till Ekebyverket. Med en genomsnittlig hushållsstorlek på 2,1 personer omfattar det.

$$2,1 p * 12095 villor = 25\ 400 p$$

Antal personer som bor i lägenhetshus blir då:

$$84\ 300 p - 25\ 400 p = 58\ 901 p$$

Procentandel boende i villa:

$$\frac{25\ 400 p}{84\ 300 p} = 30 \%$$

Resterande 70 % är således bosatta i lägenhetshus.

Tabell 42. Beräknad fördelning av fysiska personer, anslutna till en viss kategori eller gemensamhetslösning, år 2010

Invånare 2010	84300	pers
Antal personer som bor i villa 2010	25400	pers
Antal personer som bor i lägenhet 2010	58901	pers
Antal personer som källsorterar i egen kompost 2010	5080	pers
Antal personer som har en extra toalett 2010	25400	pers

Tabell 43. Beräknad fördelning av fysiska personer, anslutna till en viss kategori eller gemensamhetslösning, år 2050

Invånare 2050	106950	pers
Invånare som bor i villa 2050	32224	pers
Invånare som bor i lägenhet 2050	74726	pers
Invånare som källsorterar i egen kompost 2050	6445	pers
Invånare som har en extra toalett 2050	32224	pers
Procentuell andel som har gemensamtank 15 hushåll 2050	100	%
Procentuell andel som hemkomposterar 2050	6	%

## BILAGA 4 - Befolkningsmängd

Befolkningsmängden i Eskilstuna för år 2050 uppskattades med hjälp av en regional befolkningsprognos från SCB (Statistiska centralbyrån) samt med hjälp av Eskilstuna kommuns översiktsplan (2005). I Översiktsplanen redovisas prognoser för befolkningsutvecklingen fram till år 2025. Dessa prognoser är osäkra men det som legat till grund för antagandet kring befolkningsutveckling i detta examensarbete är följande stycke: ”Som grund för prognosen ingår antaganden om både ett ökat barnafödande och en fortsatt hög inflyttning. Banden mellan arbete eller studier och bostad har blivit svagare och många väljer bostadsort främst efter attraktivitet och läge. I antagandena om en hög inflyttning ingår att Eskilstuna får del av den tillväxt som förväntas i hela Stockholm - Mälardalenregionen. Inflyttningen från utlandet, som de senaste åren i Eskilstuna svarat för ca 15 % av inflyttarna, väntas fortsätta.” (Eskilstuna kommun, 2005)

Tabell 44. Befolkningsprognos för Eskilstuna 2008-2030 (SCB)

År	Folkmängd per den 31/12
2008	94 785
2009	96 129
2010	97 285
2011	98 265
2012	99 081
2013	99 749
2014	100 283
2015	100 830
2016	101 392
2017	101 970
2018	102 558
2019	103 148
2020	103 733
2021	104 308
2022	104 868
2023	105 407
2024	105 923
2025	106 408
2026	106 860
2027	107 280
2028	107 670
2029	108 031
2030	108 366

Efter år 2030 har en ökning som motsvarar riksgenomsnittet antagits. För perioden 1960-2008 var befolkningens tillväxttakt i genomsnitt 4,4 %. För 2009–2060 uppskattas den genomsnittliga tillväxttakten 2,8 % (Statistiska Centralbyrån, 2009). Befolkningsmängden för år 2050 har extrapolerats med hjälp av detta antagande.



Tabell 45. Framskrivning av befolkningsmängden i Eskilstuna år 2050 med en antagen tillväxt på 2,8 promille per år

<b>År</b>	<b>Befolkning</b>
2030	108366
2031	108669
2032	108974
2033	109279
2034	109585
2035	109892
2036	110199
2037	110508
2038	110817
2039	111128
2040	111439
2041	111751
2042	112064
2043	112377
2044	112692
2045	113008
2046	113324
2047	113641
2048	113960
2049	114279
<b>2050</b>	<b>114599</b>

Det är inte realistiskt att göra en prognos för så lång tid med en exakt precision.

Befolkningsmängden avrundades därför uppåt till 115 000 personer.

Av dessa 115 000 personer är ca 93 % anslutna till Ekebyverket (Roland Andersson, pers. kontakt, EEM 2009).

$$115\ 000\ p * 93\ \% = 106\ 950\ p^*$$

---

\*Antagandet är framtaget med stöd från Bo Wictorin (Eskilstuna Kommun, jobbar med befolkningstillväxt i kommunen). Wictorin har kontrollerat uppskattningen och anser att det är en fullt rimlig uppskattning av Eskilstuna kommuns befolkning.

## BILAGA 5 - Vattenförbrukning

Tabell 46. Vattenförbrukning i Eskilstuna år 2009 och 2050

Hushållsförbrukning		Referens
Vattenförbrukning 2009	215 l/p, d	(Eskilstuna Energi & Miljö, 2009)
Vattenförbrukning 2050	143 l/p, d	Beräknad

Antaganden till grund för beräkningarna:

- Eskilstunabefolkningen har råd att betala för tjänster som bidrar till en hållbar utveckling, god miljövård och ett kretslopp av näringsämnen.
- Konventionella toaletter antogs bli mer snålspolade (2 liter respektive 4 liter vatten används vid liten/stor spolning)
- BDT-vattenvolymen, vatten till matlagning och övrig vattenförbrukning antas minska med 30 % genom att användningen blir mer effektiv (Kretsloppskontoret, 2007).
- Vattenförbrukning i industrier och verksamheter uppskattades till 45 liter per person och dygn (inkl. WC och BDT). Detta utifrån ett värde som använts i en tidigare, liknande, studie (Kretsloppskontoret, 2007)

### Beräkningar

Vattenmängd konventionella WC:

$$\left(2 \frac{dm^3}{spolning} * 7 \frac{spolningar}{p.dygn}\right) + \left(4 \frac{dm^3}{spolning} * 2 \frac{spolningar}{p.dygn}\right) = \frac{22 dm^3}{p.dygn}$$

Övrig vattenförbrukning beräknades genom antagandet att vattenförbrukningen antas minska med 30 % genom att användningen blir mer effektiv. Vattenförbrukning i Tabell 47 användes för att beräkna förväntad vattenförbrukning år 2050 (Tabell 48) genom att effektivisera användning från 2009 med 30 %.

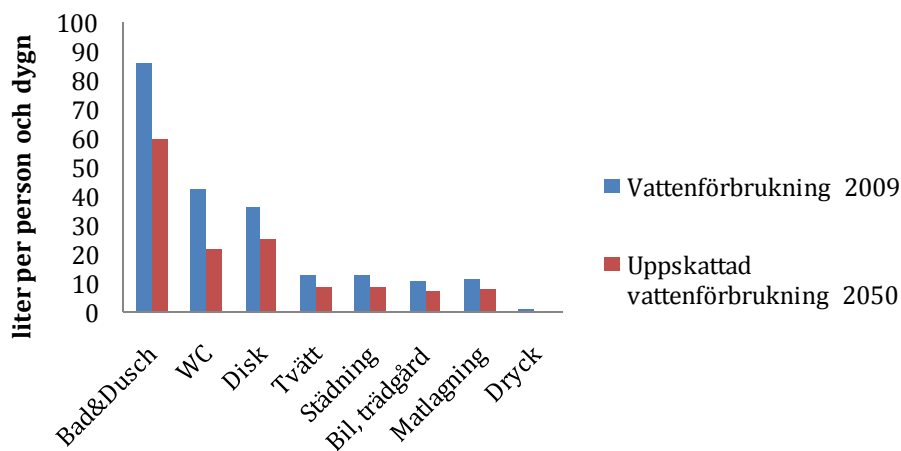
Tabell 47. Vattenförbrukning i Eskilstuna 2009 (Eskilstuna Energi & Miljö)

Förbrukning 2009	215 l/p, d	
Bad och dusch	40 %	86 l/p, d
WC	20 %	43 l/p, d
Disk	17 %	37 l/p, d
Tvätt	6 %	13 l/p, d
Städning	6 %	13 l/p, d
Bil, trädgård	5 %	11 l/p, d
Matlagning	5,5 %	12 l/p, d
Dryck	0,5 %	1 l/p, d

Tabell 48. Förväntad vattenförbrukning i Eskilstuna 2050

Förbrukning 2050	143 l/p, d	
Bad och dusch	42 %	60 l/p, d
WC	15 %	22 l/p, d
Disk	18 %	26 l/p, d
Tvätt	6 %	9 l/p, d
Städning	6 %	9 l/p, d
Bil, trädgård	5 %	8 l/p, d
Matlagning	6 %	8 l/p, d
Dryck	1 %	1 l/p, d

## Vattenförbrukning 2009 & 2050



Figur 34. Vattenförbrukning 2009 i relation till förväntad vattenförbrukning 2050.

Industrier och verksamheter antogs ha en förbrukning på 45 l/p, d, inklusive WC och BDT (Kretsloppskontoret, 2007). Detta värde användes då det inte fanns något specifikt värde att tillgå för Eskilstuna för bidraget från stadens industrier och verksamheter. För KL-systemen gjordes inget undantag då det var svårt att uppskatta hur stor andel av denna fraktion som utgjordes av BDT-vatten.

Totalt spillvatten från industrier och verksamheter till centralt avloppsreningsverk uppgick, i alla system, till 1 756 654 m<sup>3</sup>/år.

$$45 \frac{l}{p,d} * 106\,950 p * 365 d = 1\,756\,653\,750 \frac{l}{år} = 1\,756\,654 m^3 / år$$

## BILAGA 6 - Kostnader för biogasanläggning

### *Kostnadsberäkningar för Biogasanläggning för system snål KL och vakuum KL (drift + investering)*

För KL-system med uppsamlingstankar antogs att innehållet i tankarna transporterades till en röt-kammare där KL-vattnet tillsammans med matavfall rötades termofilt. För att uppskatta kostnaden av en sådan behandlingsanläggning användas data från Bromma reningsverk. Vid Bromma byggdes en ny röt-kammare à 6000 m<sup>3</sup> 2008. Investeringskostnaden för denna uppgick till 32 727 000 kronor (Taivassalo, pers. medd., 2010). Driftkostnaden uppskattades genom Naturvårdsverkets rapport Samhällsekonomsisk analys av system för återanvändning av fosfor ur avlopp (2002) där kostnader för en behandlingsstation för KL-vatten har uppskattats. Energiåtgång vid termofil rötning uppskattades genom Sjöbergs examensarbete Energibalans för röt-kammaranläggningen vid centrala reningsverket i Kristiansstad för olika driftsalternativ.

Tabell 49. Mängd substrat till röt-kammaren inklusive spolvatten, urin, fekalier, toalettpapper och matavfall

Systemlösning	Mängd	
Vattensnåla toaletter	286 368 m <sup>3</sup> /år	
Vakuumtoaletter	251 235 m <sup>3</sup> /år	
Aktiv röt-kammarvolym	6 000 m <sup>3</sup>	
Uppehållstid	10 dagar	(Avfall Sverige, 2009)
Rötningstider per år	18 st.	

Med en uppehållstid i röt-kammaren på 10 dagar kan substrat bytas 37 gånger på ett år. Då 6000 m<sup>3</sup> kan rötas samtidigt innebär detta att det behövs en större röt-kammare för att lyckas hantera beräknad substratmängd i Eskilstuna. En röt-kammare à 7 900 m<sup>3</sup> aktiv röt-kammarvolym (för vattensnåla toaletter) och en à 6 900 m<sup>3</sup> (för vakuumtoaletter) ”byggdes” för respektive system. Dessa storlekar ansågs efter beräkningar vara tillräckliga för att hantera inkommande substrat.

Investeringskostnaden för Brommas röt-kammare beräknades i kr/m<sup>3</sup> och denna kostnad användes för att uppskatta investeringskostnaderna för de olika röt-kammarna.

Tabell 50. Investeringskostnader för röt-kammare i de KL-vattensortande systemen

Investeringskostnad	32 727 000	kr för 1 kammare à 6000 m <sup>3</sup>
	5 455	kr/m <sup>3</sup>
Investeringskostnad vattensnåla toaletter	43 090 550	kr för 1 röt-kammare à 7900 m <sup>3</sup>
Investeringskostnad vakuumtoaletter	37 636 050	kr för 1 röt-kammare à 6900 m <sup>3</sup>

Driftkostnaden har beräknats genom att addera kostnader för energiförbrukning vid termofil rötning, kostnader för underhåll samt kostnad för personal vid anläggningen.

Tabell 51. Total driftkostnad för 2 anläggningar för mottagande av KL-vatten från snålspolade vattentoaletter

Driftkostnad KL-anläggning (Snålspolade vattentoaletter)		
Energiförbrukning termofil rötning	49 kWh/m <sup>3</sup> substrat	(Sjöberg, 2008)
Slam in till kammaren	286 368 m <sup>3</sup> /år	
Energi för rötning	14 032 032 kWh/år	
Elpris	0,65 kr/kWh	EEM
Kostnad för termofil rötning	9 120 821 kr/år	
Underhåll	55 kr/p, år	(Naturvårdsverket, 2002)
Personal	2 stycken	
Årslön	400 000 kr	(Naturvårdsverket, 2002)
	800 000 kr/år	
Total driftkostnad	15 803 071 kr/år	

Tabell 52. Total driftkostnad för två anläggningar för mottagande av KL-vatten från vakuumtoaletter

Driftkostnad KL-anläggning (Vakuumtoaletter)		
Energiförbrukning termofil rötning	49 kWh/m <sup>3</sup> substrat	(Sjöberg, 2008)
Slam in till kammaren	251 235 m <sup>3</sup> /år	
Energi för rötning	12 310 515 kWh/år	
Elpris	0,65 kr/kWh	EEM
Kostnad för termofil rötning	8 001 835 kr/år	
Underhåll	55 kr/p, år	(Naturvårdsverket, 2002)
Personal	2 stycken	
Årslön	400 000 kr	(Naturvårdsverket, 2002)
	800 000 kr/år	
Total driftkostnad	15 901 822 kr/år	

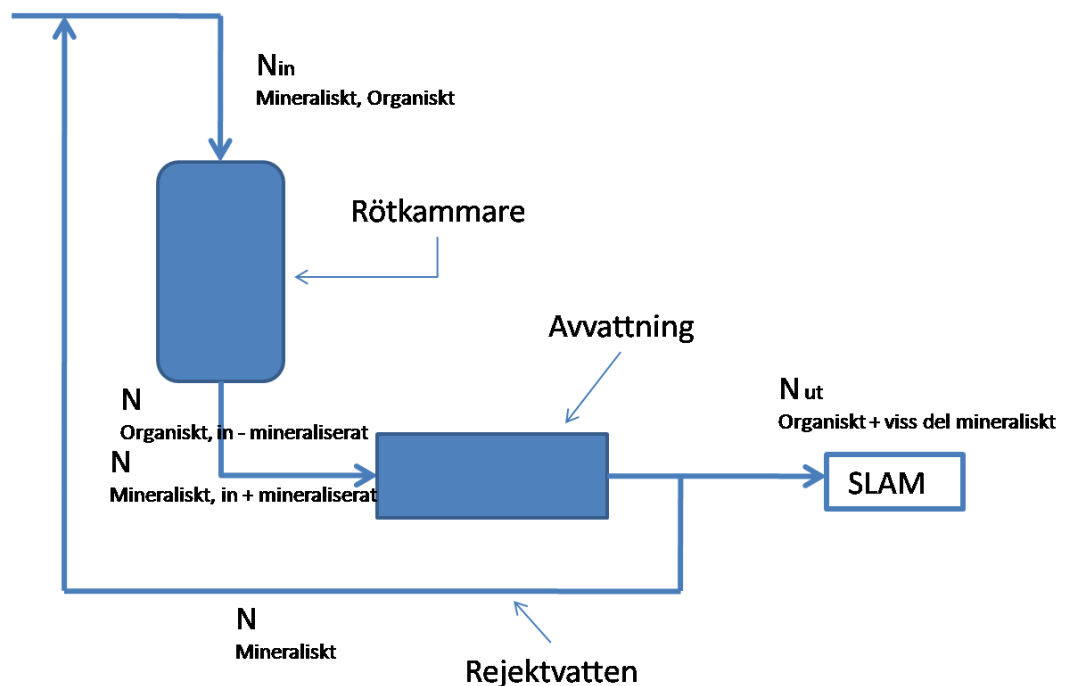
## BILAGA 7 - Kväve, fosfor och kadmium i slam och KL-vatten

Tabell 53. Innehåll av kväve och fosfor i urin, fekalier, BDT-vatten och matavfall samt antagen volym av respektive fraktion (Jönsson m.fl., 2005)

	P <sub>tot</sub>	N <sub>tot</sub>	N <sub>mineraliskt</sub>	N <sub>organiskt</sub>	Volym (g/p, d)
Urin (g/p, d)	0,9	11	10,3	0,7	1 500
Fekalier (g/p, d)	0,5	1,5	0,3	1,2	160
BDT-vatten (g/p, d)	0,15	1,53	0,2	0,98	113 000
Matavfall	0,27	1,57	0,18	1,39	204

Till rötningsprocessen kommer mineraliskt kväve och organiskt kväve. Det mineraliska finns främst i urin och det organiska i fekalierna. Under rötningsprocessen kommer en del av det organiskt bundna kvävet att mineraliseras och övergå till mineraliskt kväve.

### Inkommande avloppsvatten



Figur 35. Schematisk bild av kväveflödet vid slambildning.

Den del kväve som är mineraliskt efter rötningsprocessen är:

$$\text{Mineraliskt } N = \text{Mineraliskt } N_{in} + \text{Mineraliserat } N$$

Denna del som har mineraliserats beräknades enligt:

$$\text{Mineraliserat } N = \text{organiskt } N_{in} * \text{nedbrytningsgrad}$$

Det kväve som återfinns i slammet är till största delen det organiska kvävet, plus en liten del av det mineraliska kvävet som inte återgår med rejektvattnet.

$$N \text{ i slammet} = N_{org} + \text{andel mineraliskt } N \text{ som inte återförs med rejektvattnet}$$

Den andel mineraliskt kväve som återgår med rejektvattnet beräknades genom att uppskatta mängden vatten respektive torrsubstans in och ut från rötammaren och på så sätt uppskatta hur många procent av massan ut från rötammaren (vatten + slam) som följer med rötslammet (efter avvattning till TS 25 %) respektive hur många procent som återgår till inkommande avloppsvatten, med rejektvattnet.

Tabell 54. Beräkningar för att uppskatta mängden kväve (organiskt och mineraliskt) i avvattnat slam efter rötning

Spillvattenvolym in till reningsverk	113	dm <sup>3</sup> /pe, d
Slam till rötammaren (TS 100 %)	0,085	kg/p, d
Slam till rötammaren (TS 5 %)	1,70	kg/p, d
Vattenvolym till rötammaren	1,61	dm <sup>3</sup> /p, d
Matavfall till rötammaren (TS 35 %)	0,20	kg/p, d
Matavfall till rötammaren (TS 100 %)	0,071	kg/p, d
VS Matavfall = 85 % av TS	0,061	kg/p, d
Mängd matavfall efter rötning, Nedbrytningsgrad = 65 % av VS (TS 100 %)	0,032	kg/p d
Mängd matavfall efter rötning TS 35 %	0,17	kg/p, d
Slam från rötammaren (TS 100 %)	0,054	kg/p, d
Slam + vatten från rötammaren (TS 3 %)	1,67	kg/p, d
Slammängd + matavfall ut från rötammaren	1,83	kg/p dag
Total TS halt i slam + matavfall	5 %	
Slam + matavfall efter avvattning till TS 25 %	0,34	kg/p d
Massa som hamnar i rötammaren efter avvattning	19 %	av massan ut från rötning innan avvattning
Massa som följer med rejektvattnet efter avvattning	81 %	av massan ut från rötning innan avvattning
Samma procentuella förhållande antogs för fördelningen av mineraliskt kväve i resp. fraktion		
Mineraliskt kväve	13,19	g/p, d
Andel mineraliskt kväve som följer med rötslammet	19 %	
Andel mineraliskt kväve som följer med rejektvattnet	81 %	
Mängd mineraliskt kväve som följer med rötslammet	2,47	g/p, d
Mängd mineraliskt kväve som följer med rejektvattnet	10,72	g/p, d

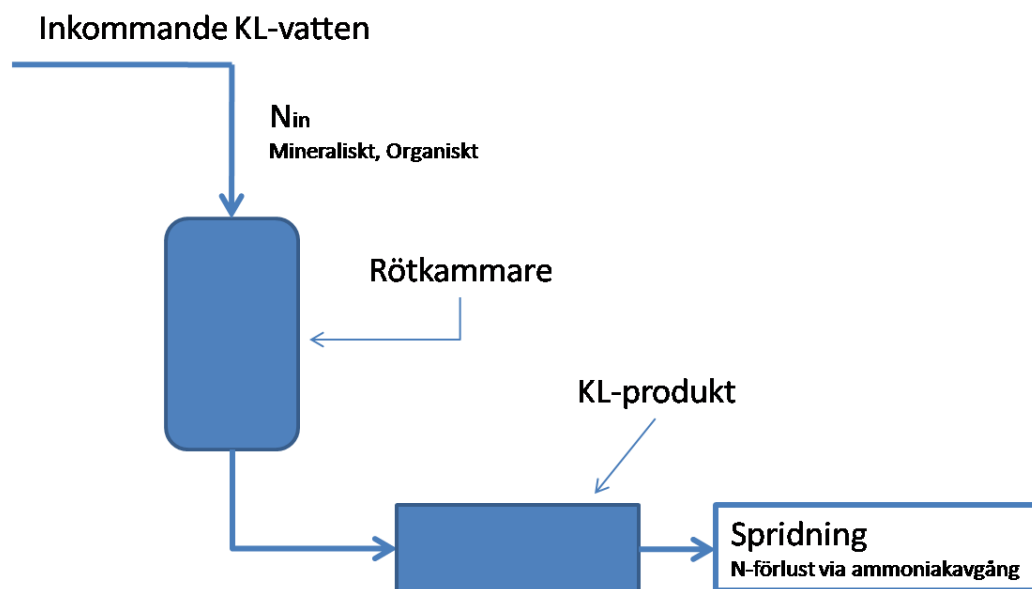
Tabell 55. Kadmiuminnehåll i slam med hänsyn till inkommande mängder fosfor och kadmium i urin, fekalier, matavfall och BDT-vatten

Bildad slammängd i Eskilstuna	1,8	kg/p, d
Bildad slammängd i Eskilstuna (TS 100 %)	0,09	kg/p, d
Återanvänd fosfor	1,7	g/d
återanvänd kväve	4,9	g/d
fosforhalt	20,2	g P/kg TS
kvävehalt	57,0	g N/kg TS
Kadmiumhalt	0,4	mg Cd/kg TS
Kadmiumhalt	19,4	mg Cd/kg P

Tabell 56. Beräkningar för uppskattning av andelen fosfor och kväve av inkommande mängder från KL-vatten, BDT-vatten och matavfall som kan återvinnas genom slamhantering

$P_{\text{tot, in}}$	1,9 g/p, d	73 232 kg/år	
Andel av $P_{\text{tot, in}}$ som fälls ut i slammet	95 %		
$P_{\text{tot}}$ i slammet	1,8 g/p, d		
Totalt $P_{\text{tot}}$ i slammet i E-tuna	69 571 kg/år		
$N_{\text{tot, in}}$	15,3 g/p, d	595 256 kg/år	
Nedbrytningsgrad KL-vatten	60 %		(Jönsson, pers. medd., 2010)
$N_{\text{ut}}$ från rötning = mineraliskt = min. in + mineraliserat	13,2 g/p, d		
mineraliserat = organ. in * nedbrytningsgrad	2,2 g/p, d		
$N_{\text{ut}}$ från KL-systemet (till slammet) = organiskt	2,1 g/p, d		
Andel mineraliskt N som återfinns i slammet	2,5 g/p, d		
Totalt $N_{\text{org}}$ i slammet i E-tuna	80 185 kg/år		
$N_{\text{tot}}$ i slammet	4,5 g/p, d		
Totalt $N_{\text{min}}$ i slammet	96 318 kg/år		
$N_{\text{tot}}$ i slammet	176 504 kg/år		
Fosforåtervinning av inkommande fosfor	95 %		
Kväveåtervinning av inkommande kväve	31 %		

För KL-system kan all fosfor från matavfall, fekalier och urin återföras och även allt kväve, sånär som den ammoniakförlust som sker vid spridning.



Figur 36. Schematisk bild av kväveflödet vid KL-vattenhantering.



Tabell 57. Beräkningar för återanvändning av kväve och fosfor med icke avvattnat KL-vatten och matavfall

$P_{tot, in}$	1,67	g/p, d
$P_{tot, ut}$ (=100 % av $P_{tot, in}$ )	1,67	g/p, d
$N_{tot, in}$	14,07	g/p, d
$N_{nh3/nh4}$ (fekalier)	0,30	g/p, d
$N_{nh3/nh4}$ (urin)	10,30	g/p, d
$N_{nh3/nh4}$ (matavfall)	0,18	g/p, d
avgång ammoniak, vid spridning fasta produkter	15 %	Förlust
avgång ammoniak vid spridning flytande produkter	5 %	Förlust
$N_{nh3/nh4}$ fekalier (efter ammoniakförlust)	0,26	g/p, d
$N_{nh3/nh4}$ urin (efter ammoniakförlust)	9,79	g/p, d
$N_{nh3/nh4}$ matavfall (efter ammoniakförlust)	0,15	g/p, d
$N_{tot}$ efter ammoniakavgång	13,48	g/p, d
N i KL - fraktionen som kan återföras	626 278	kg/år
P i KL-fraktionen som kan återföras	65 034	kg/år
$P_{tot}$ med hänsyn till bidrag från BDT	1,82	g/p, d
	70 890	kg/år
$P_{tot}$ som totalt återförs, hänsyn till bidrag från BDT	92 %	
$N_{tot}$ med hänsyn till bidrag från BDT	15,25	g/p, d
	595 256	kg/år
$N_{tot}$ som totalt återförs, hänsyn till bidrag från BDT	86 %	

Tabell 58. Beräkningar för att uppskatta mängden kadmium, fosfor och kväve som kan återföras (från inkommande mängder i KL-vatten och matavfall) för system snål KL, vakuum KL och KL-ledningar

	Kadmiumhalt (mg/p, d)
Urin	0,0005
Fekalier	0,0100
Matavfall	0,0100
BDT-vatten	0,0130
Totalt (urin, fekalier, matavfall, BDT-vatten)	0,0335
Totalt (urin, fekalier, matavfall)	0,0205
Mängd P som kan återföras från KL-system + matavfall	1,67 g/p, d
Kadmiuminnehåll	12 mg Cd/kg P
Kadmiuminnehåll, TS 100 %	0,11 mg Cd/kg
Kadmiuminnehåll våt produkt	
Kvävehalt i våt produkt, vattentoaletter	1,8 g N/kg
Fosforhalt i våt produkt, vattentoaletter	0,23 g P/ kg
Kvävehalt i våt produkt, vakuumtoaletter	2,1 g N/kg
Fosforhalt i våt produkt, vakuumtoaletter	0,26 g P/kg

## BILAGA 8 - Rening av BDT-vatten

För KL-system antogs att endast ett biologiskt reningssteg behövdes för att uppnå tillräckligt god rening. Beräkningar gjordes för att uppskatta utgående halter av kväve och fosfor.

Förhållandet BOD: N: P = 100:3:0,6 är det förhållande som behövs för celltillväxt (assimilation av P och N). I BDT-vattnet råder förhållandet 34:1,5:0,2, vilket innebär att BOD-tillgången är begränsande för assimilationen. Upptaget av P och N kan beräknas enligt:

$$\frac{34}{100} * 3 = 1,02 \frac{g}{pe,d} \text{ kväve reduceras i det biologiska steget.}$$

$$\frac{34}{100} * 0,6 = 0,204 \frac{g}{pe,d} \text{ fosfor reduceras i det biologiska steget.}$$

Tabell 59. Beräkningar för att uppskatta halter i utgående avloppsvatten när BDT -vatten renas endast med ett biologiskt steg i reningsverket

		Referens
Invånare (personer)	106 950	
BDT-vattenförbrukning	113 l/p, d	(Kretsloppskontoret, 2007)
Innehåll BDT- vatten		
N	1,53 g/p, d	(Jönsson m.fl., 2005)
P	0,15 g/p, d	(Jönsson, pers. medd., 2010)
BOD	33,8 g/p, d	(Jönsson m.fl., 2005)
Förhållande för rening BOD: N: P biologiskt steg	100:3:0,6	(Ek, pers. medd., 2010)
Förhållande i BDT-vatten	34:1,5:0,2	
Kväve som renas bort	1,02 g/p, d	
Fosfor som renas bort	0,20 g/p, d	
Kväve kvar	0,51 g/p, d	
Fosfor kvar	0,00 g/p, d	
Total BDT-vattenförbrukning	12 085 350 l/d	
Totalt mängd kväve utgående vatten	54 545 g/d	
Kvävehalt utgående vatten	4,5 mg N/l	
Total mängd fosfor utgående vatten	0 g/d	
Fosforhalt utgående vatten	0 mg P/l	
Reningsgrad för kväve	67 %	
Reningsgrad för fosfor	100 %	