

Sorterande avloppssystem: kostnads- och nyttoanalys i stadsdelen H+, Helsingborg

av

Pär Öhrn Sagrelius

Examensarbete nummer: 2015-04

Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik
Institutionen för kemiteknik
Lunds universitet

Februari 2015

Handledare: **Doktorand Hamse Kjerstadius**
Biträdande handledare: **Erik Kärrman, Urban Water Management
Sweden AB**
Examinator: **Forskarassistent Åsa Davidsson**

Bild på framsida: Schematisk figur över en föreslagen källsorterande systemlösning i H+. Bild gjord av Pär Öhrn Sagrelius.

Postadress

P.O. Box 124
SE-221 00 Lund, Sweden

Webadress

www.vateknik.lth.se

Besöksadress

Getingevägen 60

Telefon

+46 46-222 82 85

+46 46-222 00 00

Fax

+46 46-222 45 26

Förord

Den här rapporten är ett resultat av det examensarbete jag genomfört under hösten och vintern 2014/2015. Mitt arbete har varit kopplat till stadsförnyelseprojektet H+, som planeras i Helsingborg, och det handlar om hållbara sorterande avloppssystem. Utförandet har ägt rum vid Urban Water Management Sweden AB:s kontor i Stockholm inom ramen för min utbildning vid Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik på Institutionen för Kemiteknik vid Lunds Tekniska Högskola, LTH. Arbetet innebär att min civilingenjörsutbildning i Ekosystemteknik vid LTH har fullbordats.

Jag vill rikta ett stort tack till mina handledare - Erik Kärman, affärsstrateg och vice VD på Urban Water Management Sweden AB, samt Hamse Kjerstadius, doktorand på VA-teknik, LTH. Ni har bistått med kunskap och sett till att arbetsprocessen gått problemfritt, vilket har varit ovärderligt. Att jag fått en egen arbetsplats på kontoret har skapat en gemenskap, som sporrat och uppmuntrat mig i mitt arbete, så tack till Helene Sörelius, Charlotta Möller, Sten Stenbäck, Emma Lundin och övriga medarbetare på Urban Water, för inspiration och stöttning.

Jag vill också tacka Marinette Hagman, specialist inom Forskning och Utveckling på NSVA i Helsingborg, för att du låtit mig delta i workshops, studiebesök och möten gällande H+. Det har lett till en verklighetsförankring av mitt exjobb samt till att jag fått en inblick i hur ingenjörskapet fungerar i praktiken. Tack även till forskarassistent Åsa Davidsson vid VA-teknik, LTH, som varit examinator för det här examensarbetet.

Pär Öhrn Sagrelius

Stockholm, 17 februari 2015

Sammanfattning

Stadsförnyelseprojektet H+ i Helsingborg överväger en sorterande systemlösning för avlopp, vilken skulle kunna bidra till att kommunen helt eller delvis uppfyller sin miljöprofil. Fördelar med klosettvattnensortering är bland annat att biogasproduktion gynnas och att växtnäringsämnen lättare kan återvinnas, i jämförelse med ett konventionellt system. I litteraturen är det dock tydligt att miljönyttor står i konflikt med ekonomiska faktorer. Osäkerheten kring kostnaden för sorterande avloppssystem behöver därför reduceras.

Målet med det här examensarbetet var att hitta den mest kostnadseffektiva sorterande systemlösningen, som samtidigt bidrar med så stor samhällsekonomisk nytta som möjligt. För att uppnå detta mål har tre sorterande systemlösningar (**System 2 - 4**) undersökts med avseende på kostnader och nyttor. Resultatet har sedan jämförts med ett konventionellt referensalternativ (**System 1**). Arbetet har dessutom syftat till att utvärdera hållbarheten för de studerade systemen, samt att utreda tillämpligheten av källsorterande avloppslösningar inte bara i H+ utan också i andra städer.

Klosettvattnet i de utvalda sorterande systemen samlas in med vakuumenteknik. **System 2** och **3** behandlar klosettvattnet anaerobt och i **System 4** utgår behandlingsanläggningen från aerob hygienisering. I samtliga system ligger fokus på biogasproduktion och/eller återföring av växtnäringsämnen till jordbruk.

Resultaten visar att **System 3** är billigast bland de sorterande alternativen. Källsorterande avloppslösningar är dock 35 - 50 % dyrare än **System 1**. De miljömässiga och samhällsekonomiska fördelarna är fler i **System 2 - 4**, men detta måste ställas i relation till högre investerings- och driftkostnader, vilka påverkar den ekonomiska hållbarheten. Årliga intäkter från ett sorterande system motsvara cirka 4 % av den årliga investerings- och driftkostnaden.

En känslighetsanalys visar att det blir billigare per person att bygga större system jämfört med ett alternativ som är dimensionerat för färre personer. Totalt sett blir dock ett större system dyrare, vilket bidrar till att risken med investeringen också ökar. Känslighetsanalysen visar att en dubbling av handelsgödselpriset, vilket är ett troligt scenario i framtiden, inte påverkar resultatet särskilt mycket. Däremot har en enklare reningsteknik för sorterat BDT-vatten uppskattats reducera totalkostnaden med cirka 20 %. Metoden för att komma fram till detta är dock inte vedertagen och fler studier gällande kostnaderna för BDT-vattenrening är därför befogade. Vidare visar analysen att ett par faktorer som påverkar de årliga totalkostnaderna markant är val av kalkylränta och längd på ledningsnätet, vilket därför också blir avgörande för tillämpligheten av systemen i andra städer.

Abstract

The urban renewal project H+, in the city of Helsingborg, is considering a source separating wastewater system, which could potentially help the municipality to fully or partly reach environmental targets. Advantages of blackwater separation include increased production of biogas and a more convenient recycling of plant nutrients, in comparison to a conventional system. However, existing literature clearly indicates a conflict between environmental benefits and financial considerations. It follows that uncertainty related to the cost of source separating wastewater systems needs to be reduced.

The aim of this master's thesis was to find the most cost effective source separating system, which in addition could maximize societal economic benefits. This goal was reached by an evaluation of three options (**Systems 2 - 4**) based on costs and benefits and by comparing these to a conventional reference alternative (**System 1**). Further, the aim was to evaluate the sustainability of the studied systems and to appraise their applicability not only in H+ but other cities as well.

In the source separating systems the blackwater is collected via vacuum technology. Anaerobic treatment of the blackwater is considered in **Systems 2** and **3**, while the treatment of **System 4** centers around aerobic hygienisation. All systems are focused on the production of biogas and/or the return of plant nutrients to farmland.

The results show that **System 3** is the least costly sorting alternative. However, source separating wastewater systems in this study are 35 - 50 % more expensive than **System 1**. While **Systems 2 - 4** have more environmental and societal economic advantages, they are associated with higher installation and operating costs. The annual income from the source separating systems correspond to approximately 4 % of the annual investment and operating costs.

By a sensitivity analysis it is shown that larger systems are cheaper per person compared to systems that are dimensioned for fewer people. However, bigger systems are more expensive in total, which will increase the risk of the investment. The sensitivity analysis also shows that a doubling in price of the commercial fertilizers, which is a likely scenario in the future, does not affect the results significantly. However, a less advanced treatment for source separated graywater could reduce the overall costs by approximately 20 %. The method to calculate this is not well established and further studies regarding the costs of graywater treatment are necessary. Some factors which significantly impact the outcome are the selected imputed cost of capital and the length of the sewage net, which determine the applicability of the studied systems in other cities.

Innehållsförteckning

1	Introduktion	2
1.1	Bakgrund.....	2
1.2	Mål.....	3
1.3	Syfte	3
1.4	Problemställning	4
1.5	Avgränsningar.....	4
1.6	Rapportens struktur.....	4
2	Metod och datainsamling	5
2.1	Kostnadsberäkning.....	5
2.2	Samhällsekonomisk modell	7
3	Återvinning av växtnäringsämnen från sorterat klosettwater	10
3.1	Fosfor	10
3.2	Kväve	11
3.3	Insamling och distribution av sorterat klosettwater	12
3.4	Beskrivning av specifika komponenter för klosettwaterbehandling.....	12
3.5	Behandling av sorterat klosettwater.....	14
3.6	Fullskaleprojekt	15
4	Systemlösningar	19
4.1	System 1: Referens	19
4.2	System 2: UASB-ST + Struvitfällning + Ammoniakstripper.....	20
4.3	System 3: AnMBR + RO	21
4.4	System 4: Ureahygienisering	22
5	Resultat och diskussion	23
5.1	Kostnadsanalys	23
5.2	Samhällsekonomisk analys	26
5.3	Känslighetsanalys	33
5.4	Sammanfattande analys	39
6	Slutsatser.....	40
7	Framtida studier.....	41
8	Referenser.....	42
	Bilaga I	48
	Bilaga II	49
	Bilaga III.....	50
	Bilaga IV	51

1 Introduktion

1.1 Bakgrund

Enligt Europaparlamentet och EU-rådets ramdirektiv om vatten (2000/60/EG, EUT L 327, 22.12.2000, ss. 1-72) ska god kemisk status uppnås i alla EU-länders yt- och grundvatten under 2015. Som ett resultat har kraven på hur mycket kväve, fosfor och syreförbrukande ämnen som får släppas ut till recipient från spillvatten och slam i Sverige blivit strängare (Naturvårdsverket, 2012). Naturvårdsverket har dessutom utrett frågan om hållbart återförande av fosfor (Naturvårdsverket, 2013). 1987 definierades hållbarhetsbegreppet av World Commission on Environment and Development (WCED): "*En hållbar utveckling är en utveckling som tillfredsställer dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillfredsställa sina behov*" (WCED, 1987). Tre dimensioner används för att beskriva hållbarhetstermen: miljömässig, social och ekonomisk hållbarhet, vilka har satt ramen för hållbarhetsbegreppet i det här examensarbetet.

I Naturvårdsverkets (2013) rapport om hållbart återförande av fosfor skrivs att avfalls- och avloppsfraktioner anses ha god potential att återföra mer fosfor till skog och jordbruk jämfört med hur situationen ser ut idag. Utöver detta har Naturvårdsverket (2013) lagt ett förslag till förordning om ökat kretslopp av fosfor. En anledning till varför detta är nödvändigt är att den fossila fosfor blir allt dyrare att utvinna, vilket är en konsekvens av smutsigare fosforkällor (Cordell, *et al.*, 2009; Naturvårdsverket, 2013). Dessutom är Naturvårdsverkets (2013) uppdrag riktat mot flera av de svenska miljökvalitetsmålen, bland andra Giftfri miljö, God byggd miljö, Ingen övergödning och Begränsad klimatpåverkan. Naturvårdsverkets förslag lyder:

Kretsloppen av växtnäringsämnen ska vara resurseffektiva och så långt som möjligt fria från oönskade ämnen. Tillförsel och bortförsl av växtnäringsämnen bör balansera i skog och jordbruk. Avloppssystemen bör utvecklas så att en hållbar återföring av växtnäringsämnen underlättas.

(Naturvårdsverket, 2013, s. 9)

Ett etappmål, som Naturvårdsverket också föreslår, är att senast år 2018 ska minst 40 % av fosfor och 10 % av kvävet i avloppsvattnet tas till vara och återföras som växtnäring till jordbruk. Det ska genomföras utan att människor eller miljö exponeras för skadliga föreningar. Idén om ett ökat kretslopp finns även med som en punkt i det generationsmål som Sveriges riksdag tog beslut om 2010. Miljöpolitik och miljöarbete på alla nivåer i samhället ska bedrivas så att "*kretsloppen är resurseffektiva och så långt som möjligt fria från farliga ämnen*" (Miljödepartementet, 2012). En utveckling av nya eller alternativa avloppsrenings-tekniker för att klara miljömål samt framtidens reningskrav är alltså önskvärd.

Ett alternativ till nya, mer avancerade, tekniker som diskuterats och implementerats i enstaka projekt internationellt är sorterande avloppssystem (IBA Hamburg, u.d.; Desah, u.d.). Det innebär att toalettvattnet med urin, fekalier och toalettpapper (klosettvattnet) separeras från bad-, disk- och tvättvattnet (BDT-vattnet). Tekniken har lovordats i tidigare forskning och flera nyttor med ett källsorterande system har påvisats (de Graaff, *et al.*, 2010; de Graaff, *et al.*, 2011; Kjerstadius, *et al.*, 2012; Tervahauta, *et al.*, 2013). Fördelarna är bland annat att vatten- och kolcykler balanseras, att biogasproduktion gynnas, att växtnäringsämnen lättare kan åter-

vinnas och att metallinnehållet i rötresten från biogasproduktion minskar jämfört med ett konventionellt system.

1.1.1 Stadsförnyelseprojektet H+, Helsingborg

I Helsingborg är ett sorterande avloppssystem aktuellt i stadsförnyelseprojektet H+, där utgångspunkter är miljö- och hållbarhetsfrågor. Helsingborgs stad driver en miljöprofil och strävar efter att vara energineutral till år 2035. För att lyckas med sin ambition planerar staden projektet H+, som ska bidra till minskad energianvändning och en ökad produktion av förnybar energi. I området kommer solel, biogas från matavfall och slam samt energi från restavfall att produceras. Hållbara systemlösningar för vatten, avlopp och avfall är ytterligare mål med stadsförnyelseprojektet. Konceptet om hållbarhet är grunden för H+. Sociala, ekonomiska och miljömässiga förbättringar ska uppnås genom att förtäta och utveckla södra Helsingborgs centrala delar. Planen är att området ska byggas i etapper. I etapp 1 är 320 lägenheter och 30 000 m² kontorslokaler planlagda. När området är klart, 2035, ska det finnas plats för cirka 10 000 invånare samt mötesplatser, butiker och kontor (Helsingborgs stad, u.d.).

Som en del av H+ miljöprofil, som togs fram 2010, inleddes EVAA-projektet (Energi, Vatten, Avlopp och Avfall). Syftet med projektet var dels att identifiera hållbara och integrerade tekniska systemlösningar för energi-, vatten-, avlopps- och avfallssystem och dels att nå konsensus kring dessa frågor. Arbetet utfördes i två etapper under 2011 och 2012. Resultaten från projektet visar bland annat att en avloppslösning med vakuumplosett med separat ledning verkar mer hållbar och leder till ökad biogasproduktion jämfört med dagens system. Samma sak gäller för ett system med köksavfallsvarn med separat uppsamling, som kan ge dubbel mängd biogas jämfört med idag (H+ Projektet, 2012). En återkommande faktor i analyserna är dock att miljönyttan och kostnaderna ofta står i konflikt med varandra. Miljövänliga och energieffektiva system innebär ofta höga investerings- och driftkostnader.

En slutsats av EVAA-projektet är att vidare utredningar är nödvändiga för att hitta den bästa och mest kostnadseffektiva avfalls-, vatten- och avloppslösningen. Livscykelanalyser av källsorterande avloppssystem har visat att de potentiellt sett är miljömässigt hållbara och att energiförbrukningen är mindre jämfört med konventionella avloppssystem (Remy, 2010; Remy & Jekel, 2012). I en multikriterieanalys av systemlösningar framtagna för H+ visades att urin- och klosettsortering rangordnades högst gällande 17 uthållighetskriterier. Vid utvärdering av en kostnadsanalys i samma studie var dock dessa systemlösningar dyrast (Kärman, *et al.*, 2012). Osäkerheten kring de ekonomiska faktorerna, som också påvisats av bland annat Kjerstadius, *et al.* (2012), behöver minska, vilket tyder på att kostnaderna för sorterande avloppssystem behöver studeras ytterligare. Det är viktigt att en kostnads- och nyttoanalys utförs som underlag dels för beslutsfattarna i Helsingborg, dels för andra kommuner där liknande system kan bli aktuella i framtiden.

1.2 Mål

Målet med det här examensarbetet är att utvärdera klosettvattnsorterande avloppssystem, som EVAA-projektet föreslagit som möjlig systemlösning för etapp 1 av H+ projektet, med avseende på ekonomi. Målsättningen är att hitta den mest kostnadseffektiva sorterande systemlösningen, som samtidigt bidrar med så stor samhällsekonomisk nytta som möjligt.

1.3 Syfte

Implementering av sorterande system kan komma att bli en viktig del inom VA-branschen, då krav på ökat kretslopp av växtnäringssämnen från avlopp kan bli aktuella i framtiden. Mot

bakgrund av detta är syftet med examensarbetet att 1) undersöka tre sorterande systemlösningar för avlopp med avseende på kostnader och nyttor för samhället i stort och jämföra dessa med ett konventionellt alternativ, 2) utvärdera hållbarheten för de analyserade systemen, samt 3) beskriva tillämpligheten av systemlösningarna för H+ i andra städer.

1.4 Problemställning

Frågor som kommer att besvaras i det här examensarbetet är:

- Vad är kostnaden för en sorterande avloppslösning där klosettatten och BDT-vatten hanteras separat?
- Hur skiljer sig systemlösningen kostnadsmässigt från ett konventionellt system med hantering av spillvatten från hushåll?
- Vilket system är samhällsekonomiskt mest lönsamt, ett sorterande system eller ett konventionellt?
- Är källsorterande system mer hållbara än konventionella system?

1.5 Avgränsningar

Examensarbetet har utförts med fokus på urbana miljöer. Utgångspunkter för kostnads- och nyttoanalyser har varit de sorterande systemlösningar, som tagits fram för H+ området i Helsingborg. Då H+ projektet är planerat i etapper har beräkningar gjorts utifrån etapp 1 av H+, Oceanpiren (320 bostäder samt 30 000 m² kontor). Behandlingsanläggningar av sorterade avloppsfraktioner som kan vara aktuella för mindre områden och enskilda hushåll har inte analyserats. Det betyder främst att ytkrävande anläggningar, såsom vattenrening med växtbädd, utesluts ur rapporten. Ytterligare en avgränsning i examensarbetet är att endast nybyggnationer har behandlats. Ombyggnationer av befintliga VA-system har uteslutits ur arbetet.

Fokus för behandlingsanläggningarna i systemen har varit återföring av växtnäringsämnen samt biogasproduktion. En annan viktig parameter, som exkluderats i arbetet, är mängden läkemedelsrester som tillförs till recipient respektive åkermark. Endast ett kortare resonemang om vad som händer med läkemedelsrester och hormoner vid användning av de olika reningsteknikerna finns med i arbetet. Massbalanser över olika läkemedelssubstanser har dock inte genomförts.

Det antas att läsaren har grundläggande kunskaper om konventionell VA-teknik. Teori kring detta tas inte upp i examensarbetet.

1.6 Rapportens struktur

Efter det inledande kapitlet följer kapitel 2 med metod och datainsamling. Här förklaras den metod som använts i examensarbetet samt vilken datainsamling som genomförts. I kapitel 3 beskrivs de specifika komponenter som ingår i de analyserade systemen och som tas upp i tidigare forskning och fullskaleprojekt. Från den forskning och de projekt, som presenterats i kapitel 3, har fullständiga systemlösningar valts ut, vilka beskrivs i kapitel 4. Systemen i kapitel 4 har sedan kostnadsberäknats samt analyserats samhällsekonomiskt och resultaten presenteras och diskuteras i kapitel 5. Slutsatser från analysen dras i kapitel 6, som följs av en genomgång av framtida studier i kapitel 7.

2 Metod och datainsamling

För att uppfylla syftet och målsättningen med arbetet har tre systemlösningar för sorterade fraktioner av klosettatten och BDT-vatten beskrivits. En analys med avseende på kostnader och samhällsnytta för systemen i stort har genomförts, med en konventionell lösning som jämförelse. Olika riskfaktorer har sedan identifierats för att kunna analysera tillämpligheten av systemen i andra städer.

En inledande litteraturstudie har genomförts för att välja ut passande systemlösningar för avloppsvattnet i H+ området. Stadsförnyelseprojekt som Jenfelder Au och DEUS 21 i Tyskland samt Sneek i Nederländerna liknar H+ projektet och har därför analyserats. Dessutom har Södertäljemodellen, som är ett koncept för sorterande lösningar för enskilda avlopp, studerats. Följande urvalskriterier har använts för att hitta lämpliga systemlösningar:

- Avloppssystemet ska vara sorterande och behandlingsanläggningen ska fokusera på att optimera biogasproduktion och/eller återförsel av växtnäring till jordbruk.
- Systemlösningen ska vara baserad på beprövade tekniker, som finns implementerade i fullskale- eller pilotprojekt.

De klosettattensorterande systemen som hämtats från litteraturen och fullskaleprojekten, tillsammans med en konventionell avloppslösning, har kostnadsberäknats och jämförts ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

2.1 Kostnadsberäkning

2.1.1 Annuitetsmetod

Årskostnaderna för drift och underhåll har summerats med en årlig investeringskostnad, beräknad med annuitetsmetod. Metoden slår ut investeringen till en konstant årlig kapitalkostnad över investeringens livslängd. För att ta hänsyn avkastningskrav och risk med investeringen används en kalkylränta. Annuitetsmetoden lämpar sig för kostnadsberäkningar av miljögärder, eftersom fördelarna ofta är utspridda över en lång följd av år (Naturvårdsverket, 2003b). Resultatet blir att kostnaderna tidsmässigt stämmer överens med miljönyttan. Annuiteten beräknas med hjälp av annuitetsfaktorn, som beskrivs i ekvation 1 nedan (Andersson, 1984).

$$\text{Annuitetsfaktor} = \frac{\left(\frac{\text{Kalkylränta (\%)}}{100} * \left(1 + \frac{\text{Kalkylränta (\%)}}{100}\right)^{\text{livslängd}}\right)}{\left(\left(1 + \frac{\text{Kalkylränta (\%)}}{100}\right)^{\text{livslängd}} - 1\right)} \quad (1)$$

Annuitetsfaktorn har sedan multiplicerats med investeringen. För att få den årliga totalkostnaden har sedan en årlig driftkostnad adderats, enligt ekvation 2 (Naturvårdsverket, 2003b).

$$\text{Årlig totalkostnad} = \text{Investering} * \text{Annuitetsfaktor} + \text{Årlig driftkostnad} \quad (2)$$

2.1.2 Kostnadsmodell

Den kostnadsmodell som använts är baserad på annuitetsmetoden. Modellen har i ett första steg utvecklats av José-Ignacio Ramirez, SWECO-VIAK, med Hammarby Sjöstad som modellområde. Bo Ohlin, Naturekonomihuset AB och Henrik Kant, Göteborgs VA-verk, har

vidareutvecklat Ramirez modell för att skapa ett ekonomiverktyg i Microsoft Excel. Syftet är att underlätta strategisk utvärdering av alternativa hållbara VA-system snarare än att få fram kostnader som kan användas för investeringsanalyser. Underlag för modellen kommer från fyra testområden i Surahammar, Stockholm, Göteborg och Uppsala (Olin, 2005).

Modellen är i grunden uppbyggd som en nybyggnadskalkyl och verktyget kan bland annat användas vid planering av VA-system i nya bostads- och industriområden. Erfarenheter gällande kostnadsdata för investeringar och drift för ett antal systemkomponenter utgör basen i modellen, vilket gör verktyget till en parametrisk kostnadsmodell. Avskrivningstider finns fördefinierade för varje systemkomponent och varierar mellan 15 år för fordon och 50 år för ledningar. Modellen innehåller inmatningsformulär för fastigheter, vägtransporter, ledningsnät, avloppsrening, rötning, återvinning och egna komponenter. De olika komponenterna inkluderas med kostnadsparametrar som anpassas till kalkylobjektets befolkningsdata, areal och verksamhetsvolym.

Kostnadsparametrar och kalkylformler som använts i kostnadsmodellen finns beskrivna i handledningen, som är en bilaga till rapporten *Kostnadsmodell av strategiska vägval* (Olin, 2005). Kostnaderna för de flesta anläggningstyper styrs av massflöden eller storlek och kapacitet på reaktorer och tankar. Olin (2005) beskriver kostnadsverktyget som en levande produkt, som hela tiden behöver underhållas, uppdateras och vidareutvecklas. I det här fallet betyder det att kostnadsparametrar har uppdaterats eller lagts till i den mån det har varit möjligt. Litteratur har bidragit med viss information men eftersom många systemkomponenter är relativt oanvända har personlig kontakt med insatta personer varit nödvändigt. Flera av kostnadsparametrarna nedan kommer alltså från muntliga källor. Följande ändringar i originalmodellen har antagits:

- Eftersom modellen utformades 2001 har inflationen påverkat priserna på komponenterna, som därför har uppdaterats till värdet i januari 2014. Det betyder en ökning av priserna med 16,6 % (SCB, u.d.).
- Kostnaden för systemlösningarna har beräknats för etapp 1 av H+ projektet: 320 bostäder à 2 personer samt 2 000 kontorsplatser. En hemmafaktor, det vill säga andelen toalettbesök i hemmet, har antagits till 60 % vilket resulterat i att beräkningarna gjorts för 1 184 personekvivalenter (pe).
- Kalkylräntan har antagits till 3 % (Hagman, 2013).
- Den totala sträckan för distributionen av de sorterade fraktionerna har antagits vara 1500 m (från fastighet till pumpstation och från pumpstation till behandlingsanläggning) (Magnusson, 2014).
- Ledningsnätskostnader samt kostnader för pumpstation och spolposter har antagits till:
 - Konventionellt ledningsnät (material + installation + återställning): 6 000 SEK/m (Dahl, 2013)
 - BDT- + klosettvtattenledning (material + installation + återställning): 7 300 SEK/m (Dahl, 2013)
 - Pumpstation: 2 600 000 SEK (Magnusson, 2014)
 - Spolposter: 234 000 SEK (6 stycken) (Magnusson, 2014)
- Följande spolmängd och vattenförbrukning har antagits för att beräkna flöden och massbalanser i systemen:
 - BDT-vattenmängd: 130 l/pe, dag (Kärrman, 2014)

- Spolmängd konventionell toalett: 5 små spolningar à 2 liter + 1 stor spolning à 6 liter dagligen (totalt 5 840 l/pe, år)
- Spolmängd vakuumtoalett: 6 spolningar à 1 liter dagligen (totalt 2 190 l/pe, år)
- Kostnader för egna komponenter (teknisk beskrivning av komponenterna finns i kapitel 3.4) som lagts till i modellen är:
 - Upflow Anaerobic Sludge Blanket - septic tank (UASB-ST) (Kjerstadius, 2014)
 - Anaerob membranbioreaktor (AnMBR) (Lin, *et al.*, 2011)
 - Struvitfällning (Kjerstadius, 2014)
 - Ammoniakstripper (van Eekert, *et al.*, 2012)
 - Ureahygieniseringsanläggning (Calo, 2014)
 - Kostnaderna för ureahygieniseringsanläggningen är baserade på en anläggning i Södertälje. I det här examensarbetet krävs dock att kapaciteten för anläggningen dubblas för att dimensionerna ska passa för etapp 1 av H+ projektet. Merkostnaden har uppskattats till 1 miljon SEK/1 000 m³ i kapacitetsökning (Andersson, 2015). Detta är en grov uppskattning och ytterligare utredning krävs för bättre data.

Kostnadsmodellen har begränsningar, vilket är viktigt att ha i åtanke. Det som ingår i verktyget är endast kostnadsdata. VA-system kan dock även bidra med intäkter och nyttor, som alltså inte täcks in i den här modellen. Det handlar till exempel om (Olin, 2005):

- Det renade spillvattnet ger energi i form av värme.
- Minskad vattenförbrukning.
- Källsortering kan ge renare produkter med mindre föroreningshalter.
- Minskade föroreningshalter ökar möjligheten att få avsättning för produkter.
- Rötning och andra processer ger biogas som kan användas för elproduktion eller som drivmedel.
- Rötresten innehåller näringsämnen som kan ersätta handelsgödsel.

För att en heltäckande kostnadsbild av systemlösningarna ska kunna presenteras har en samhällsekonomisk analys genomförts, vilken innefattar både intäkter och kostnader samt andra positiva och negativa konsekvenser.

2.2 Samhällsekonomisk modell

Samhällsekonomiska analyser är ett samlingsnamn för olika typer av analyser som görs för att studera företeelsers och förändringars effekter på samhället. Typ av samhällsekonomisk analys väljs beroende på vad som ska analyseras. Exempel på olika varianter av samhällsekonomiska analyser är: samhällsekonomisk effektivitetsanalys, kostnadseffektivitetsanalys, samhällsekonomisk konsekvensanalys och samhällsekonomisk utvärdering (Naturvårdsverket, 2014). I det här examensarbetet har en samhällsekonomisk konsekvensanalys använts.

2.2.1 Samhällsekonomisk konsekvensanalys

För att utvärdera vilka konsekvenser ett givet förslag får kan en samhällsekonomisk konsekvensanalys användas. Metoden bygger på att effekterna ska beskrivas, så långt det är möjligt kvantitativt, i ekonomiska termer. För att kunna göra vissa av de kvantitativa beräkningarna har massbalanser för de analyserade systemen tagits fram. Systemlösningarnas massbalanser, som illustreras i figur 4.1 - 4.4 i kapitel 4.1 - 4.4, har baserats på tidigare arbete av Hamse

Kjerstadius vid Lunds Tekniska Högskola och resultaten har redovisats i Kjerstadius, *et al.* (2012). En skillnad från beräkningarna är att matavfallet har exkluderats i massbalansberäkningarna. Endast klosettvattnet och BDT-vatten är inkluderat i det här examensarbetet.

Utöver massbalanserna har monetära schablonvärden och marknadspriser använts för att bestämma de ekonomiska konsekvenserna. Kinell, *et al.* (2009) och Finnveden, *et al.* (2013) har bland annat bestämt schablonvärden för hur mycket det är värt att minska utsläpp av fosfor och kväve till kusten. Eftersom det är stor spridning på värdena har medelvärden använts. Vid värdering av konsekvenser som uppstår vid försäljning av varor och tjänster har marknadsvärden använts. Om en ekonomisk beskrivning inte har varit möjlig, har en kvalitativ redogörelse av konsekvensen genomförts (Naturvårdsverket, 2014). Följande schablonvärden och marknadsvärden har använts:

- Minskat utsläpp av fosfor och kväve till kusten:
 - 31 SEK/reducerat kg kväve (Kinell, *et al.*, 2009) och 90 SEK/reducerat kg kväve (Finnveden, *et al.*, 2013). Medelvärde: 60,5 SEK/reducerat kg kväve.
 - 1 023 SEK/reducerat kg fosfor (Kinell, *et al.*, 2009) och 670 SEK/reducerat kg fosfor (Finnveden, *et al.*, 2013). Medelvärde: 846,5 SEK/reducerat kg fosfor.
- Ökad återföring av växtnäringsämnen:
 - 16,42 SEK/kg fosfor och 11,11 SEK/kg kväve (Jönsson, *et al.*, 2013)
- Marknadsvärden:
 - Vatten: 11,69 SEK/m³ (NSVA, u.d.)
 - Metan: 6,17 SEK/Nm³ - beräknat från Lantz (2013)
 - Elektricitet: 0,9926 SEK/kWh (Kjerstadius, 2014)
 - Utsläppsrätter av koldioxid: 60 SEK/ton CO₂ (Sartor, 2012)

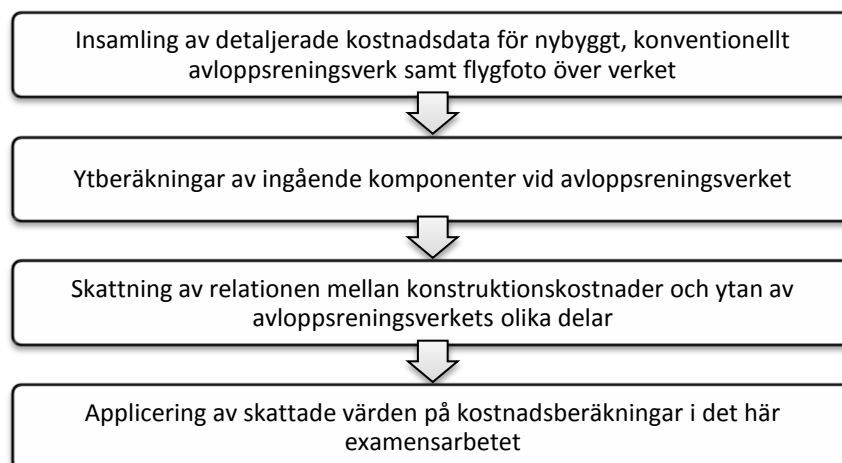
Vanligtvis är samhällsekonomisk konsekvensanalys en stegvis process där ingående moment kan se olika ut från fall till fall. Naturvårdsverket (2003) beskriver processen på följande sätt, vilket har följts i det här examensarbetet:

1. Analys av problemet
2. Målsättning
3. Beskrivning av referensalternativet
4. Identifiera och beskriv möjliga åtgärder
5. Identifiera konsekvenserna
6. Identifiera och beskriv konsekvenserna

Resultatet av den samhällsekonomiska analysen visar konsekvenserna för samhället i stort. För att utvärdera antaganden i arbetet rekommenderar Naturvårdsverket (2003) att en känslighetsanalys inkluderas. Följande parametrar har därför ändrats för att identifiera osäkerheter i beräkningarna och analyserna:

- Valet av kalkylränta är den viktigaste faktorn för investeringar som har konsekvenser långt in i framtiden (Naturvårdsverket, 2003b). För att se hur kalkylräntan påverkar kostnaderna har den höjts från 3 % till 6 %.
- Beräkningarna är gjorda utifrån etapp 1 av H+ projektet. För att se hur skalfaktorn påverkar kostnaderna för behandlingsanläggningarna har samma beräkningar gjorts för hela H+ området, vilket ska stå klart 2035. Det betyder att beräkningar har gjorts för 10 000 pe istället för 1 184 pe.

- För att se hur längden på ledningsnätet påverkar totalkostnaderna har beräkningar gjorts när ledningsnätsträckan ökats från 1,3 m/invånare till 5 m/invånare, vilket liknar värdet i städer som Göteborg och Linköping.
- I framtiden är sannolikheten stor att priset på handelsgödsel ökar bland annat på grund av att fosfatmalm med högre tungmetallinnehåll blir allt vanligare. För att undersöka vilka effekter en prisökning kommer att leda till har marknadsvärdet för handelsgödsel dubblerats.
- Kostnadsmodellen avser ett konventionellt avloppsreningsverk, där det inte går att välja till eller plocka bort komponenter och processer. Det blir problematiskt då BDT-vattenreningen ska kostnadsberäknas, eftersom vissa steg i processen kan uteslutas. För att kunna hantera detta har en skattning av vad olika delar av ett konventionellt avloppsreningsverk kostar utförts i känslighetsanalysen. Metoden för detta är inte vedertagen och resultatet bör därför tolkas som en grov uppskattning. Kostnadsdata för separata delar av ett avloppsreningsverk är dock bristfälliga, varför metodvalet i det här examensarbetet ändå använts. I Figur 2.1 nedan beskrivs de olika metodstegen.
- Eftersom kostnadsmodellen arbetades fram 2001 kan vissa kostnadsparametrar vara inaktuella. Modellerade kostnader har därför jämförts med kostnader för faktiska avloppsreningsverk, vilka är relativt nybyggda.



Figur 2.1. Metodsteg för att kunna skatta kostnader för de olika delar som ingår i ett konventionellt avloppsreningsverk.

3 Återvinning av växtnäringsämnen från sorterat klosettwater

Växtnäringsämnen, som kväve och fosfor, hamnar i odlingsmark genom användning av handelsgödsel och genom naturliga processer. Kväve binds naturligt i organisk substans av kvävebakterier. Dessutom nedfaller kväveoxider, som är ett resultat av förbränning, från atmosfären och ammoniak tillkommer från lantbruk och biologiska processer. Även fosfor hamnar i marken genom jordarternas vittringsprocesser, som bygger på att mikroorganismer frigör ämnet från markskiktets mineraler. Men för att jordbrukssektorn ska få högre avkastning på en mark än vad de naturliga processerna erbjuder måste mer kväve och fosfor tillföras i en form som växterna lätt kan ta upp. Idag är både små- och storskaligt jordbruk beroende av tillförsel av växtnäringsämnen (Stockholmsregionens avfallsråd, 2007).

3.1 Fosfor

Fosfatmalm, som är den form av fosfor som är ekonomisk att bryta, är en ändlig produkt och en nödvändighet inom jordbruksindustrin. Det pågår en debatt om huruvida produktionen av fosfor nått sin topp och om fosforreserverna håller på att ta slut. Cordell, *et al.* (2009) rapporterar om att reserverna kan vara slut om 50 - 100 år medan Vaccari & Strigul (2011) menar att prognoserna är osäkra och att bättre modeller och data är nödvändiga för att korrekta slutsatser ska kunna dras.

Vad som är säkert är att den globala fosforanvändningen ökar. Enligt Cordell, *et al.* (2009) är det dessutom allmänt känt inom mineralindustrin, att kvaliteten på den kvarvarande fosfor blir allt sämre och att produktionskostnaderna ökar. Detta bekräftas av Naturvårdsverket (2013) som skriver att mineralgödsel med låga föroreningshalter är en framtida bristvara. Av rapporten framgår även att gruvrester och Östersjöns sediment är de största inhemska fosforresurserna i Sverige. På kort sikt anses inte muddring av Östersjön som ett lämpligt alternativ för fosforåterföring, men det kan bli en realitet i framtiden. Återföring av fosfor från gruvrester har potential och LKAB undersöker möjligheten och lönsamheten i detta. Återföring av fosfor från avloppsvatten är alltså en viktig resurs som bör utnyttjas. I avloppsslam från svenska verk hamnar i dagsläget 5 800 ton fosfor/år. Cirka 25 % återförs till åkermark, vilket betyder att ytterligare cirka 4 460 ton fosfor/år potentiellt, skulle kunna återföras (Naturvårdsverket, 2013). Den totala mängden fosfor som spreds på åkermark via handelsgödsel 2012/2013 var cirka 11 000 ton (SCB, 2014b). Att ta till vara på mer fosfor från avloppsvatten skulle alltså kunna bidra till ett minskat användande av handelsgödsel inom jordbrukssektorn.

För att återföra fosfor från avloppsvatten till jordbruksmark är det viktigt att den sprids i rätt form, så att växterna kan dra nytta av fosfor istället för att den sköljs bort. Vissa fosforföreningar är bättre lämpade för detta än andra. Levlin, *et al.* (2014) har presenterat en fosforskala för att rangordna produkter från återvinningstekniker som används idag:

1. Fosforsyra, produceras av fosfatindustrin och har ett högt förädlingsvärde.
2. Kalciumfosfat, apatit och hydroxylapatit, råvaror för fosfatindustrin. Kan användas som gödsel, speciellt om den omvandlas till superfosfat med svavelsyra.
3. Struvit, kan användas som gödsel.
4. Natriumfosfat, kan användas som gödsel.

5. Ammoniumfosfat, kan användas som gödsel.
6. Aluminiumfosfat, kan användas som råvara i vissa processer för fosfatindustrin.
7. Magnesiumfosfat.
8. Järnfosfat, har osäkert gödselvärde och är oönskad av fosfatindustrin.

Idag kommer den största delen av fosforåterförslin från avlopp i Sverige via spridning av slam, som också innehåller kväve, humusbildande ämnen och metaller. Utöver den metoden kan fosforåtervinningen från avlopp främst ske genom antingen förbränningsbaserade metoder eller genom struvitfällning/kristallisation. Återvinningspotentialen för förbränningsmetoder är nära 100 %. Men förbränningsbaserad återvinningsteknik är både energi- och kemikaliekrävande processer (Linderholm, *et al.*, 2012; Carlsson, *et al.*, 2013). Det finns inte heller några monoförbränningsanläggningar i Sverige idag och tekniken skulle föra med sig ökade utsläpp av metaller till både luft och vatten. Jämfört med återföring av certifierat slam och struvitfällning har Linderholm, *et al.* (2012) visat att slamförbränning leder till mest utsläpp av växthusgaser. Återföring av certifierat slam är den största källan till att kadmium hamnar i jorden (Linderholm, *et al.*, 2012).

Struvitfällning/kristallisationsteknik är bättre än förbränningsmetoder utsläppsmässigt och leder till mindre metaller i jorden, jämfört med återföring av certifierat slam (Linderholm, *et al.*, 2012). En annan fördel är att slutprodukten innehåller både fosfor och kväve, vilket gör produkten något mer attraktiv på marknaden (Carlsson, *et al.*, 2013). Nackdelen med metoden är att en mindre mängd fosfor skulle återvinnas jämfört med förbränningstekniken, eftersom återvinningspotentialen är lägre (Carlsson, *et al.*, 2013).

3.2 Kväve

Utöver förslaget om ökad återförslin av fosfor har Naturvårdsverket (2013) föreslagit att mer kväve ska återvinnas ur avloppsvatten. Den naturliga kvävecykeln är otillräcklig för att klara framtidens globala befolkningsökning (van Eekert, *et al.*, 2012). I konventionell kväverening ingår att spillvattnet skickas mellan aeroba och anaeroba tankar för att biologiska processer som nitrifikation och denitrifikation ska ske (Naturvårdsverket, 2003a). En del av kvävet hamnar då i gasfas och lämnar avloppsvattnet och möjligheten att återföra det kvävet till åkermark finns inte. Övrigt kväve hamnar i slammet, vilket kan avvattnas och spridas på åkermark. Men för att kunna ta till vara på mer kväve än det som återfinns i slamfraktionen krävs andra tekniker, som ammoniakstrippning eller membranfiltrering via omvänd osmos (RO), tekniker som beskrivs i kapitel 3.4.

För att dessa tekniker ska vara gynnsamma krävs en relativt hög kvävekoncentration i inflödet, mer än 1 000 mg NH₄/l är att föredra (van Eekert, *et al.*, 2012). Enligt van Eekert, *et al.* (2012) är koncentrerat klosettwater en sådan kväverik ström, som skulle kunna användas för detta ändamål. Precis som i fallet med fosfor är valet av återföringsprodukt viktigt när kväve ska återföras till jordbruksmark. Enligt van Eekert, *et al.* (2012) är det enbart produkter som är fria från organiska komponenter och patogener, och som har en kväveeffektivitet jämförbar med handelsgödsel, som är aktuella. Detta möjliggörs om en fasövergång sker, som vid till exempel strippning. Kväveföreningarna ammoniumsulfat och ammoniumnitrat genomgår en fasövergång och är de mest passande produkterna för återförslin av kväve till jordbruk (van Eekert, *et al.*, 2012).

3.3 Insamling och distribution av sorterat klosettwater

I fullskaleprojekten och litteraturstudier är det tydligt att vattensnåla system, som vakuumsystem, är att föredra för insamling av källsorterat klosettwater. För att optimera den anaeroba behandlingen, och därmed biogasproduktionen, krävs att substratet är koncentrerat, något som vakuumsystem möjliggör. Den låga vattenmängden i klosettwater från vakuumsystem gör att det kan rötas utan att förtjockning av klosettwater krävs (Kjerstadius, *et al.*, 2012). Det finns flera producenter av vakuumsystem och tekniken bygger på att klosettwater transporteras med undertryck istället för på konventionellt sätt.

I vakuumsystem används ett undertryck på 0,4 - 0,5 bar för att suga ut klosettwater tillsammans med 15 - 20 liter luft samt en mindre mängd spolwater (Kjerstadius, *et al.*, 2012). En vakuumsystemgenerator skapar undertrycket och den kan placeras flera kilometer från samlingsplatsen. Rörledningarna i ett vakuumsystem har en mindre diameter jämfört med konventionella system och transporten i rören är inte beroende av självfall (Koetse, 2005). Utrymmebehovet och kostnaderna för rörläggningen är därför mindre. Eftersom rören kan läggas ytligare än konventionella rör är underhållet av vakuumsystemet enklare (Kjerstadius, *et al.*, 2012). Transport av klosettwater i vakuumsystem har visat sig vara mer energieffektiv än i konventionella system. En besparing på 5 kWh/person och år är möjlig om vakuumsystem används istället för kombinerade avloppssystem (Zeeman, *et al.*, 2008). Detta har utnyttjats vid beräkningar av den energibesparing, som de sorterande systemen bidrar med.

Nackdelar med vakuumsystem, som Kjerstadius, *et al.* (2012) nämner, är den relativt höga ljudnivån vid spolning, stopp i ledningar på grund av smala rör samt avlagringar i rörledningarna. Utveckling av tekniken och lämplig information till användare anses ha minskat dessa problem i nya system.

3.4 Beskrivning av specifika komponenter för klosettwaterbehandling

Från litteraturstudien och de fullskaleprojekt, vilka presenteras i kapitel 3.5 respektive kapitel 3.6, omnämns flera olika komponenter för klosettwaterbehandling. För att underlätta för läsaren kommer här en beskrivning av de specifika komponenter som valts ut att ingå i de sorterande systemlösningar, vilka kostnadsberäknats och analyserats samhällsekonomiskt i kapitel 5. Vissa tekniker i kapitel 3.5 och 3.6 finns inte med i de slutgiltiga systemlösningar och omnämns därför bara vid namn utan att beskrivas djupare.

3.4.1 Upflow Anaerobic Sludge Blanket - septic tank, UASB-ST

Kännetecknande för anaeroba slambäddsreaktorer är att anaerobt slam behandlar substratet under tillfredsställande sedimentationshastighet. Det förutsätter att slammet inte utsätts för kraftig mekanisk omrörning (Lettinga, 1995). Istället blandas substrat och biomassa genom att substratet leds in i reaktorns underkant, vilket skapar en uppåtgående rörelse. Med en anpassad inflödeshastighet kan slammet hållas flytande i nedre delen av reaktorn medan water leds ut i den övre. Resultatet blir att slamaldern frikopplas från den hydrauliska uppehållstiden, vilket medför att biomassa kan ackumuleras i systemet. Det blir därmed möjligt att driva processen vid lägre temperaturer utan att ursköljning av biomassa sker, trots den sänkta mikrobiella aktiviteten (Kjerstadius, *et al.*, 2012). En nackdel, som Hellström, *et al.* (2008) påvisat, är att lösligheten för gaser i vätskefas ökar vid låga temperaturer, vilket leder till att mer metan gas hamnar i utgående water.

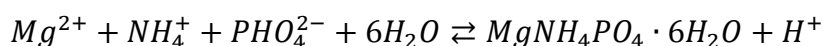
3.4.2 Anaerob membranbioreaktor, AnMBR

Den anaeroba membranbioreaktorn är en utveckling av den aeroba membranbioreaktorn. MBR-reaktorer utgår från en aktiv slamprocess som har kombinerats med en membranfiltrering. De komponenter som ingår i systemet är en biologisk reaktor (en så kallad bioreaktor) med suspenderad biomassa, samt ett mikrofiltreringsmembran för partikelseparation. Syftet med både de anaeroba och aeroba MBR-reaktorerna är att separera renat vatten från aktiv biomassa (Negre, 2007). Detta medför att slamåldern kan frikopplas från den hydrauliska uppehållstiden, vilket gör att det krävs en mindre reaktorvolym samt att den organiska belastningen och reduktionen av organiska ämnen ökar (Kjerstadius, *et al.*, 2012). AnMBR-processen kan därför drivas vid låga temperaturer, precis som UASB-ST-processen. För- och nackdelar med de båda teknikerna överensstämmer därför. Ett problem med MBR-tekniken är att membranen kan sättas igen, vilket kräver att de tvättas eller byts ut. Utveckling av tekniken gör dock att detta problem minskar (Kjerstadius, *et al.*, 2012).

3.4.3 Struvitfällning

Den kristallina föreningen $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ heter struvit eller MAP (från engelskans magnesium ammonium phosphate). Det är ett mineralsalt som är lösligt vid lågt pH och olösligt vid högt pH (Fransson, *et al.*, 2010). När struvit först uppmärksammades inom VA-anläggningar ansågs den problematisk, eftersom fällningen skedde vid pumpar, rörkrokar eller luftningsbassänger. Struviten fälldes ut på grund av att luftning får koldioxiden, som finns löst i vatten, att avgå som gas, vilket bidrar till att pH stiger. Optimering av fällningsprocessen har varit aktuell sedan 1990-talet, då ämnet uppmärksammades som potentiellt gödningsmedel. Tekniken används främst för att kunna återvinna fosfor. Fransson, *et al.* (2010) rapporterar att ur rötrest från VA-verk är en fosforåtervinning på 85 - 90 % av inkommande fosfor till struvitkammaren möjlig genom struvitfällningsteknik.

Struvit kan fällas ut i lösningar som är fria från partiklar och innehåller magnesium-, ammonium- och fosfatjoner. Det är egenskaper som stämmer överens med utgående vatten från exempelvis en UASB-ST-process där klosettvattnet rötats. Vätefosfat är den dominerande jonformen vid de pH som vanligen används vid struvitfällning. Reaktionen kan då skrivas (Saidou, *et al.*, 2009):



Reaktionen visar att vid gynnsamma förhållanden kan magnesium-, ammonium- och fosfatjoner i vattenlösningen kombineras och fällas ut som struvit. Det finns flera parametrar som avgör huruvida struvit bildas eller inte. Kritiska faktorer är bland andra mätnadsgraden med avseende på de ingående magnesium-, ammonium- och fosfatjonerna, lösningens sammansättning och inverkan på övriga jonslag, pH samt tid och temperatur (Fransson, *et al.*, 2010). För struvitfällning ur avloppsvatten är främst förhållandet mellan joner och pH avgörande (Heldt, 2006).

3.4.4 Ammoniakstripper

Ammoniakstrippning är en desorptionsprocess som används för att minska kvävekoncentrationen i avloppsvatten. Ammoniak (en svag bas) reagerar med vatten (en svag syra) och bildar ammoniumhydroxid. I strippningsprocessen justeras pH till cirka 10,8 - 11,5 vilket gör att ammoniumhydroxid omvandlas till ammoniumgas (EPA, 2000). Luft pumpas in i strippningskolonnen och ammoniakgas drivs av. Svavelsyra eller salpetersyra används sedan i ett efterföljande absorptionssteg och ammoniumsulfat- respektive ammoniumnitratlösning bildas, vilka kan användas för gödning (Svenskt Vatten, 2010).

3.4.5 Omvänd osmos, RO

Membranfiltrering genom RO användes först för dricksvattensproduktion med saltvatten som källa. Utveckling och förbättring av tekniken har dock lett till att den idag används inom flera områden, som exempelvis vattenrening (Kieniewicz, 2006). I RO-processer kan lösta ämnen i avloppsvattnet avskiljas och ett koncentrat med växtnäringsämnen produceras (Hellström, *et al.*, 2008). Drivande i processen är en tryckkraft, som måste vara större än vattnets osmotiska tryck för att vattnet ska kunna transporteras genom ett semipermeabelt membran. Membranet släpper inte igenom något annat än vatten, vilket resulterar i att ett koncentrat genereras. I koncentratet återfinns, förutom näringsämnen, metaller och läkemedelsrester.

3.5 Behandling av sorterat klosettwater

I publicerad litteratur om separat klosettwaterbehandling har fokus legat på anaeroba processer (Kujawa-Roeleveld, *et al.*, 2005; Hellström, *et al.*, 2008; Elmitwalli, *et al.*, 2011). Tabell 3.1 visar att sorterat klosettwater har relativt stor massa organiskt material och näringsämnen, vilket gör att anaerob behandling med fördel kan tillämpas (Elmitwalli, *et al.*, 2011). Anledningen är att organiskt material, som ofta mäts i enheten kemisk syreförbrukning (COD), kan till viss del brytas ned till biogas vid anaerob behandling. Reducering av COD i ett anaerobt system är alltså ett grovt mått på hur mycket biogas som produceras.

Tabell 3.1. Klosett- respektive BDT-vatteninnehåll

i kg/pe, år. Källa: Jönsson, *et al.* (2005).

Parameter	Klosettwater	BDT-water
TS	27	20
COD _{tot}	26	18
N _{tot}	4,6	0,43
P _{tot}	0,51	0,19

3.5.1 Anaerob behandling

Ett ackumuleringssystem, som analyserats av Elmitwalli, *et al.* (2011), där klosettwater behandlats anaerobt vid olika temperaturer, visar att koncentrerade strömmar ger mindre volymer och lägre metanförluster jämfört med utspädda strömmar. Kujawa-Roeleveld, *et al.* (2005) utvärderade prestandan av en ”Upflow Anaerobic Sludge Blanket - septic tank”(UASB-ST)-reaktor för behandling av koncentrerat klosettwater. Processen testades vid två temperaturer, 15 °C och 25 °C, och den resulterande COD_{tot}-reduktionen var beroende av drifttemperaturen och blev 61 % respektive 74 %. Näringsämnena återfanns i det utgående vattnet från rötningsprocessen, vilket gjorde återvinningsprocesser av växtnäring tänkbara.

Vid Kungliga Tekniska Högskolans (KTH) och IVL Svenska Miljöinstitutets demonstrationsanläggning i Stockholm, Hammarby Sjöstadswerk, har studier av anaeroba behandlingsanläggningar för bland annat sorterat klosettwater med tillsatt malt organiskt hushållsavfall genomförts. Hellström *et al.* (2008) testade två anaeroba processer under en längre tid med efterföljande RO-process för utvinning av växtnäringsämnen. Behandlingsteknikerna som utvärderades var UASB-reaktorer med tillhörande försedimentering och en anaerob membranbioreaktor (AnMBR). Resultaten visade att en AnMBR-behandling kan fungera väl för biogasproduktion. Mer än 87 % av COD-mängden reducerades i processen vid en driftstemperatur på 21 - 26 °C och som kortast 14 timmar uppehållstid. En begränsande faktor ansågs vara

membranfiltrens kapacitet. Med ett efterföljande RO-steg kunde en höggradig rening av substratet uppnås och en produkt med liknande näringsinnehåll som humanurin genereras, vilken skulle passa som gödselmedel. RO-processen ansågs energikrävande om inte inkommande flöden källsorteras. Testerna av UASB-reaktorerna var också lyckade och COD-reduktionen låg mellan 66 och 78 %, då försedimentering inkluderades. Ett problem med försöken var att löst metan hamnade i utgående vatten och en teknik för att utvinna detta är nödvändig i de studerade systemen (Hellström, *et al.*, 2008).

3.6 Fullskaleprojekt

Kjerstadius, *et al.* (2012) har gjort en sammanställning av olika projekt där sorterande klosett-vattensystem implementerats i Europa. I Tabell 3.2 listas fallstudierna som sammanställts av Kjerstadius, *et al.* (2012). Systembeskrivningar, metanproduktion och näringsåtervinning, teknikkraV, driftsproblem och samordning med byggherrar, användarvänlighet samt återkoppling och kostnad är de parametrar som beskrivs. Av de olika projekten kommer Jenfelder Au och DEUS 21 i Tyskland samt Sneek i Nederländerna att grundligt presenteras i och med att de är de största och mest aktuella projekt som implementeras just nu. Informationen kommer från Kjerstadius, *et al.* (2012) om inget annat anges.

Utöver projekten i Tyskland och Nederländerna kommer Södertäljemedellen att analyseras, där klosettvattnet från enskilda avlopp hygieniseras med urea för att sedan spridas på åkermark.

Tabell 3.2. Projekt i Europa där klosettvattnet källsorteras. Källa: Kjerstadius, *et al.* (2012).

Projekt	Plats	Projektid	Planerad storlek	Kontakt
Jenfelder Au	Hamburg (DE)	Start 2013/2014	2 000 personer	Hamburg Wasser
DEUS 21	Knittlingen (DE)	2004 - framåt	300 personer	Fraunhofer Institut
Lemmerweg Oost	Sneek (NL)	2006 - framåt	32 hushåll	DeSaH
Noorderhoek Sneek	Sneek (NL)	2010 - framåt	250 hushåll	DeSaH
Flintenbreite	Lubeck (DE)	1997 - framåt	76 hushåll	Otterwasser GmbH
CSTS	Berlin (DE)	2003 - 2006	1 företag + 10 familjer	Berliner Wasserbetriebe
Arbeiten & Wohnen	Freiburg (DE)	1999 - framåt	4 lägenheter + kontorslokaler	Aturus

3.6.1 Jenfelder Au, Tyskland

När stadsförnyelseprojektet i Jenfelder Au är klart kommer 2 000 invånare, fördelade på 35 ha, att använda sorterande lösningar för BDT-vatten, klosettvattnet och matavfall i sina hushåll. Ett vakuumsystem kommer att samla in klosettvattnet, som leds till en lokal behandlingsanläggning där det kommer att blandas med visst organiskt material. Köksavfallskvagnar var planerade i vissa hushåll, men på grund av problem med ansvarsfördelningen vid samhantering av klosettvattnet och matavfall kommer de inte att installeras. Ett alternativ som utreds är om köksavfallskvagnar kan installeras i 15 - 20 lägenheter i forskningssyfte (Kjerstadius,

2014). Behandlingstekniken i systemet är inte helt fastställd men den kommer att bli anaerob med fokus på biogas för el- och värmeproduktion. Det är även klart att rötresten ska hygieniseras för att möjliggöra återvinning av näringsämnen till jordbruk (Kjerstadius, 2014). Valet av metod för BDT-vattenrening är fortfarande oklart.

Eftersom teknikvalen inte är klara finns ingen exakt kostnad för området, men då det är utformat för biogasproduktion är det tänkt att energikonsumtionen för avloppsvattenbehandlingen ska minska. Projektet är under konstruktion (HWC, 2014) och det kommer att bli Europas största källsorteringsorienterade projekt gällande sanitet. Installationen av vakuumsystemet genomförs av Bilfinger Water Technologies tillsammans med ett lokalt installationsföretag (Kjerstadius, 2014). Stadsförnyelseprojektet kommer att göra Hamburg ledande inom sorterande avloppssystem. Projektet har vunnit pris för de framstående arkitektoniska, sociala, ekonomiska och ekologiska element, som är planerade i området (Skambraks, *et al.*, 2014).

3.6.2 DEUS 21, Tyskland

DEUS 21 är ett infrastrukturkoncept där följande delar ingår: miljövänlig hantering av regn och icke drickbara vattentillgångar, avloppssystem baserat på vakuumenteknik och insamling med avfallskvarnar av organiskt köksavfall, som transporteras tillsammans med klosettvattnet till en bioreaktor för samrötning (Kotz, *et al.*, u.d.). Konstruktionsarbetet i Knittlingen startade 2004 och DEUS 21-konceptet planerades för 105 tomter. 2005 byggdes reningsanläggningen, kallad "das Wasserhaus", i området. I december 2005 flyttade de första boende in, med ett vakuumbaserat avloppssystem i bruk. Fastigheterna byggdes under en längre period, vilket gjorde att invånarantalet ökade successivt. 2010 var cirka hälften av tomterna bebodda. För att demonstrationsanläggningen, som stod klar 2006, skulle kunna köras med rimliga flöden designades bioreaktorn för cirka 175 invånare, cirka hälften av den slutgiltiga befolkningen (Mohr & Trösch, 2013).

Vakuumnätet har än så länge inte drabbats av några problem, men i insamlingstankarna, som är belägna på de privata tomterna, har sten kastats in via utloppsröret för luft, något som skapat vissa problem vid tömning av tankarna. Buller har inte ansetts vara något problem varken från insamlingstankar eller från vakuumnät (Kjerstadius, 2014).

I behandlingsprocessen ingår AnMBR-teknik med ett konstant uttag av vatten genom ett roterande filter. Processen delar alltså upp substratet i ett filtrat utan fasta partiklar, biogas från AnMBR och en rötrest av stabiliserade fasta partiklar. Temperaturen i reaktorn följde säsongvariationerna och låg mellan 12,8 och 26,5 °C, vilket är lågt jämfört med traditionella anaeroba avloppsreningsverk. I medel reducerades 85 % av inkommande COD varav 90 % blev metan och resten återfanns upplöst i vattnet. I behandlingen återvinns fosfor genom struvitfällning och kvävet med en jonbytteteknik följt av ammoniakstrippning, vilket har testats med positiva resultat i demonstrationsanläggningen i Knittlingen (Mohr & Trösch, 2013). Efter att projektet avslutades 2010 har "das Wasserhaus" endast varit i bruk under kortare forskningsprojekt. Vakuumnätet används fortfarande och avloppsvattnet leds till kommunalt VA-nät. Framtiden för projektet beror på hur mycket forskningsmedel som kan erhållas, men planen är att området ska byggas ut med omkring 100 hushåll (Kjerstadius, 2014).

Driftkostnaden för systemet är beräknad att gå jämnt ut med ordinarie VA-taxa. Konstruktionskostnaden för behandlingsanläggningen stod projektpartnerna för och det beräknades att 5 000 - 10 000 pe skulle behöva ansluta sig för att avbetalningsavgiften inte skulle bli högre än nuvarande VA-taxa.

3.6.3 Sneek, Nederländerna

Lemmerweg och Noorderhoek är två projektområden i Sneek, norr om Amsterdam i Nederländerna. Lemmerweg har drivits sedan 2006 och Noorderhoek startade 2010. Totalt ska cirka 280 lägenheter och flerfamiljshus i de båda områdena byggas. I projekten finns system för separat insamling och behandling av BDT- och klosettavfallet. En skillnad mellan projekten är att i Noorderhoek används vakuumbaserade köksavfallskvavrar för insamling av matavfall.

I Lemmerweg behandlas BDT- och klosettavfallet i delvis separata processer. I en UASB-ST-reaktor pumpas klosettavfallet från ett vakuumsystem in periodvis. Systemet har utvärderats vid temperaturer mellan 22 och 35 °C. Vattnet ut från UASB-ST-reaktorn förs till en OLAND-process där ammoniak omvandlas till kvävgas. Efter OLAND-processen leds spillvattnet vidare till en separat tank för struvitfällning med magnesium. Efter OLAND-processen och struvitfällningen förs spillvattnet till slut till inloppet för BDT-avfallets behandling. BDT-avfallet rensas i ett aerobt behandlingssteg med en tvåstegs aerob aktivslamprocess för avskiljning av slamfasen. Slammet från detta steg förs in i UASB-ST-reaktorn för rötning tillsammans med klosettavfallet.

I Noorderhoek har en liknande behandlingsanläggning installerats som den i Lemmerweg. Skillnaden är att nedmalt matavfall blandas med klosettavfallet innan det leds in i UASB-ST-reaktorn för samrötning. Ett tekniskt problem som identifierats är att vattenmängden som går åt i köksavfallskvavarna påverkar energibalansen i det lokala reningsverket. Spädningen gör att mer energi krävs för uppvärmning av biogasreaktorn. Som åtgärd har mer vattensnåla kvavrar installerats i de nybyggda fastigheterna (Kjerstadius, 2014). Dessutom övervägs installationer av värmeväxlare på utgående flöde från reningsverket för att förbättra energibalansen. Näringsåtervinningen sker med struvit, som periodvis töms ur fällningstanken. Vid större projekt finns möjlighet att återföra struviten till jordbruk, men detta görs inte vid projekten i Sneek. Systemlösningarna i Sneek har beräknats ligga på samma nivå vad gäller driftkostnader som ordinarie VA-taxa.

Desah, företaget som implementerat systemet i Sneek, ska bygga samma system i Ghent, Belgien, med planerad byggstart 2017. 450 - 1 500 hushåll är planerade och projektet ska vara färdigt 2024 (Kjerstadius, 2014).

3.6.4 Södertäljemodellen

Södertäljemodellen är ett koncept som implementerats för att minska utsläpp av växtnäringsämnen till närliggande vattendrag och öka kretsloppet av näringsämnen mellan stad och land. Om annat inte anges är följande information hämtad från slutrapporten av projekten ”Avlopp i kretslopp” och ”Enskilda avlopp i kretslopp” (Telge Nät, 2013).

Södertälje kommun har problem med övergödning, främst i Stavbofjärdens tillrinningsområde. Miljöproblemen är ett resultat av mängden enskilda avlopp i området, vilka står för en betydande del av utsläppen av näringsämnen. Miljönämnden i Södertälje tog 2009 beslut om en kretsloppspolicy för enskilda avlopp, vilket innebär en sluten källsortering av klosettdelen i avloppsflödet. Klosettavfallet ska samlas in för hygienisering, för att därefter återföras till produktiv åkermark som gödningsmedel. För att minimera resursbehovet för transport, behandling och spridning samt för att produkten ska bli så koncentrerad som möjligt bör extremt småspolande toaletter användas.

I Södertälje har satsningar gjorts på lokal hygienisering av källsorterat klosettavfallet från enskilda avlopp och 2012 invigdes en kombinerad våtkomposterings- och ureahygieniseringsan-

läggning. Anläggningen har en kapacitet på 1 500 m³ substrat/år och består av två förlager à 200 m³, två reaktorer à 32 m³ samt ett slutlager för 1 500 m³ substrat. Reaktorer, pumpar, ventiler och annan teknik är inbyggd och en administrationsbyggnad med personalutrymme och lokal för studiebesök finns i anslutning till anläggningen.

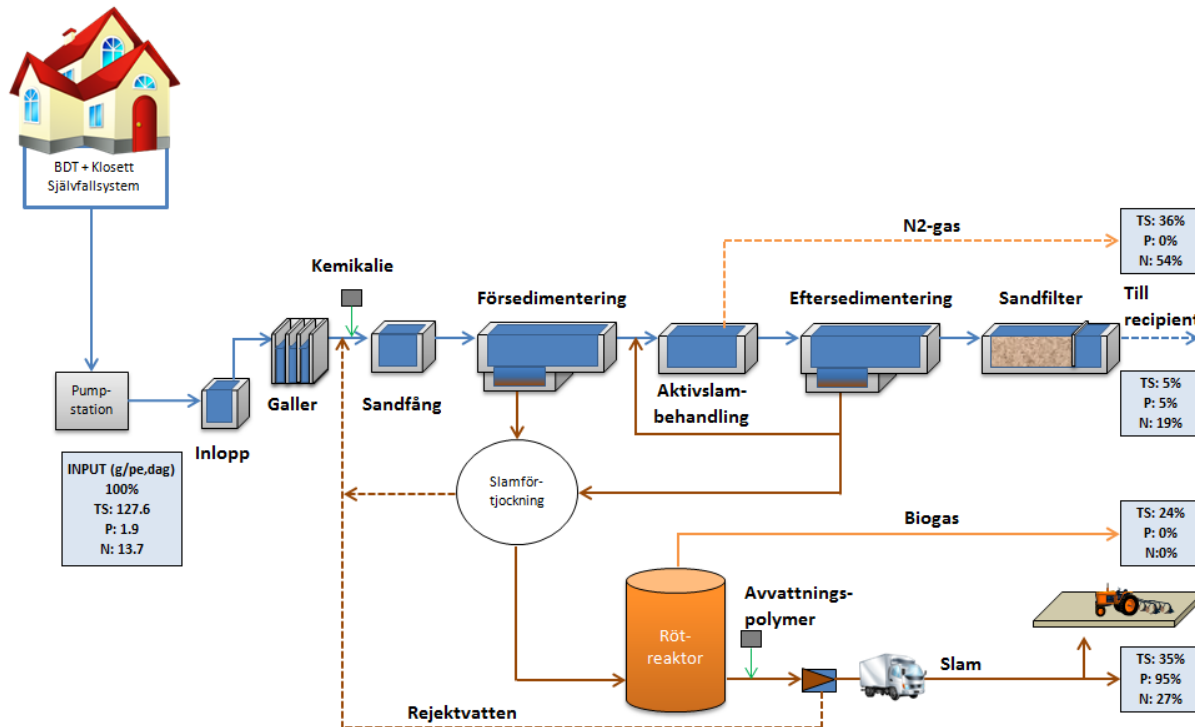
Totalkostnaden för uppförandet av anläggningen var 8 452 000 SEK. Den årliga driftkostnaden är uppskattad till 350 000 SEK (Calo, 2014).

4 Systemlösningar

I det här kapitlet presenteras systemlösningarna som analyserats i examensarbetet. De ingående komponenterna är hämtade från litteraturstudien och fullskaleprojekten som presenterats i kapitel 3.3 - 3.6. I systemfigurerna presenteras massbalanserna för mängden fosfor (P), kväve (N) och torrsbstans (TS) i systemen. Torrsbstans är ett mått på vad som återstår efter fullständig torkning av substratet.

4.1 System 1: Referens

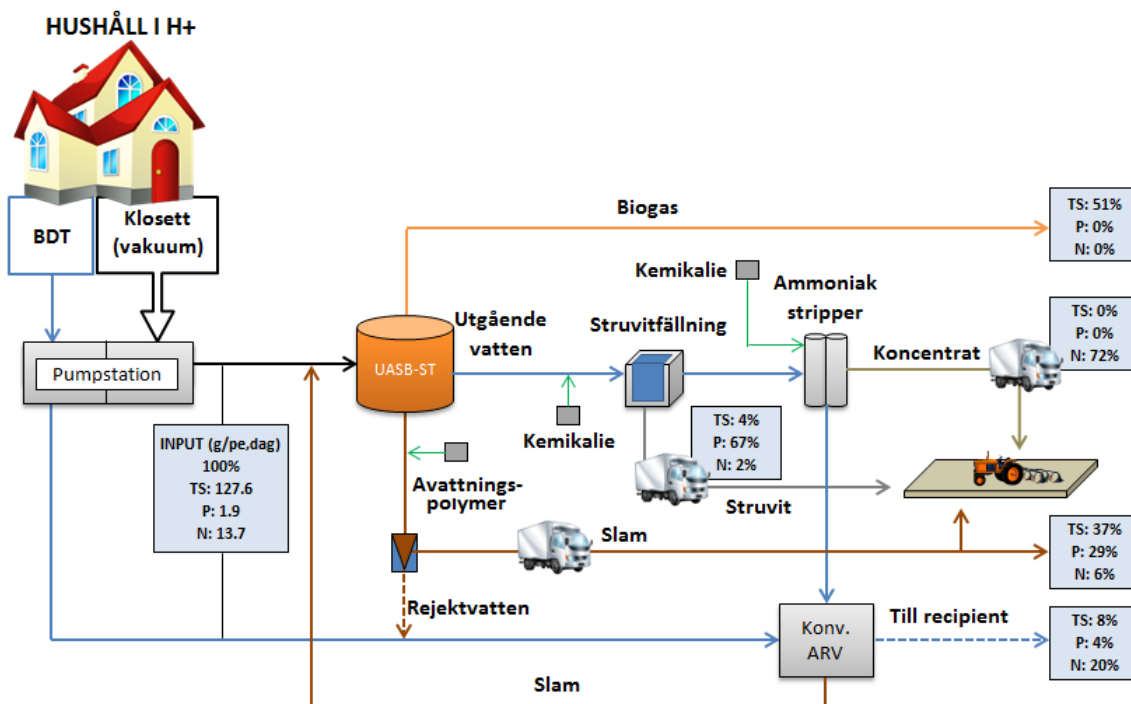
System 1 är referensalternativet i det här examensarbetet. I beräkningarna har det antagits att ett nytt avloppsreningsverk byggs, dimensionerat för etapp 1 av H+ (1 184 pe). Detta för att jämförelsen med övriga system ska underlättas. I systemet samlas klosettvattnet in med konventionella vattentoaletter och transporteras i ett kombinerat system tillsammans med BDT-vatten. Flödet transporteras i självfallsledningar till en pumpstation för vidare distribution till avloppsreningsverket. Konventionella avloppsreningsverk kan vara baserade på varierande komponenter. Vanligtvis består processen av mekanisk, biologisk och/eller kemisk rening. I Figur 4.1 beskrivs hur det konventionella referenssystemet har sett ut i det här examensarbetet. I en konventionell röt-kammare har biogas producerats från förtjockat slam. Rötresten har sedan avvattnats och transporterats till olika ändamål. Det har antagits att 50 % av slammet har återförts till åkermark med lastbil, vilket liknar hur det ser ut vid Öresundsverket i Helsingborg (NSVA, 2012). Det återstående slammet har transporterats till jordtillverkning.



Figur 4.1. Schematisk bild över det konventionella referenssystemet.

4.2 System 2: UASB-ST + Struvitfällning + Ammoniakstripper

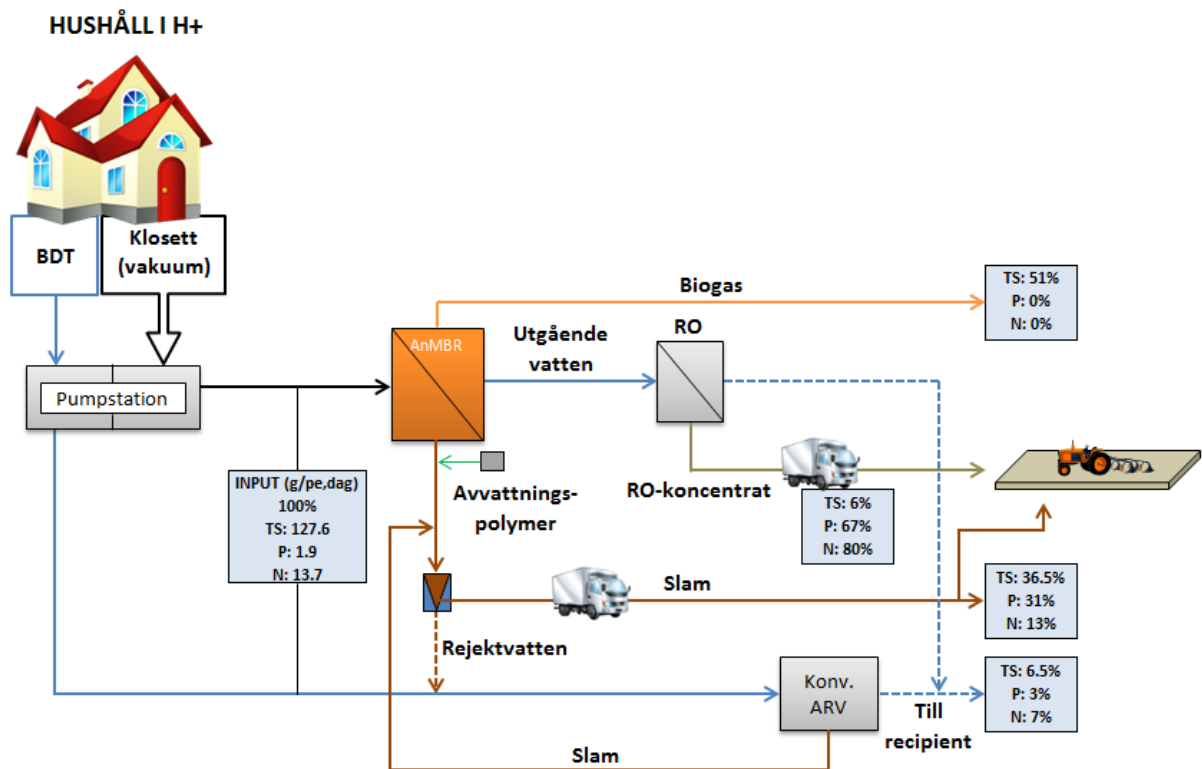
System 2, som presenteras i Figur 4.2, har likheter med systemlösningarna från projekten i Sneek (kapitel 3.6.3). Ett vakuumsystem används för insamling av klosettvattnet som sedan pumpas till uppsamlingsstank och vidare till behandlingsanläggning. BDT-vattnet leds separat till en konventionell reningsanläggning, som har samma utformning som System 1 med den skillnaden att rötreaktorn har exkluderats. En UASB-ST-reaktor används istället för att röta det sorterade klosettvattnet tillsammans med slam från det konventionella reningsverket. En struvitfällning och ammoniakstrippning används för att återvinna fosfor respektive kväve ur det utgående vattnet från röt-kammaren. De båda fraktionerna körs till åkermark med last- eller tankbil.



Figur 4.2. Schematisk bild över System 2.

4.3 System 3: AnMBR + RO

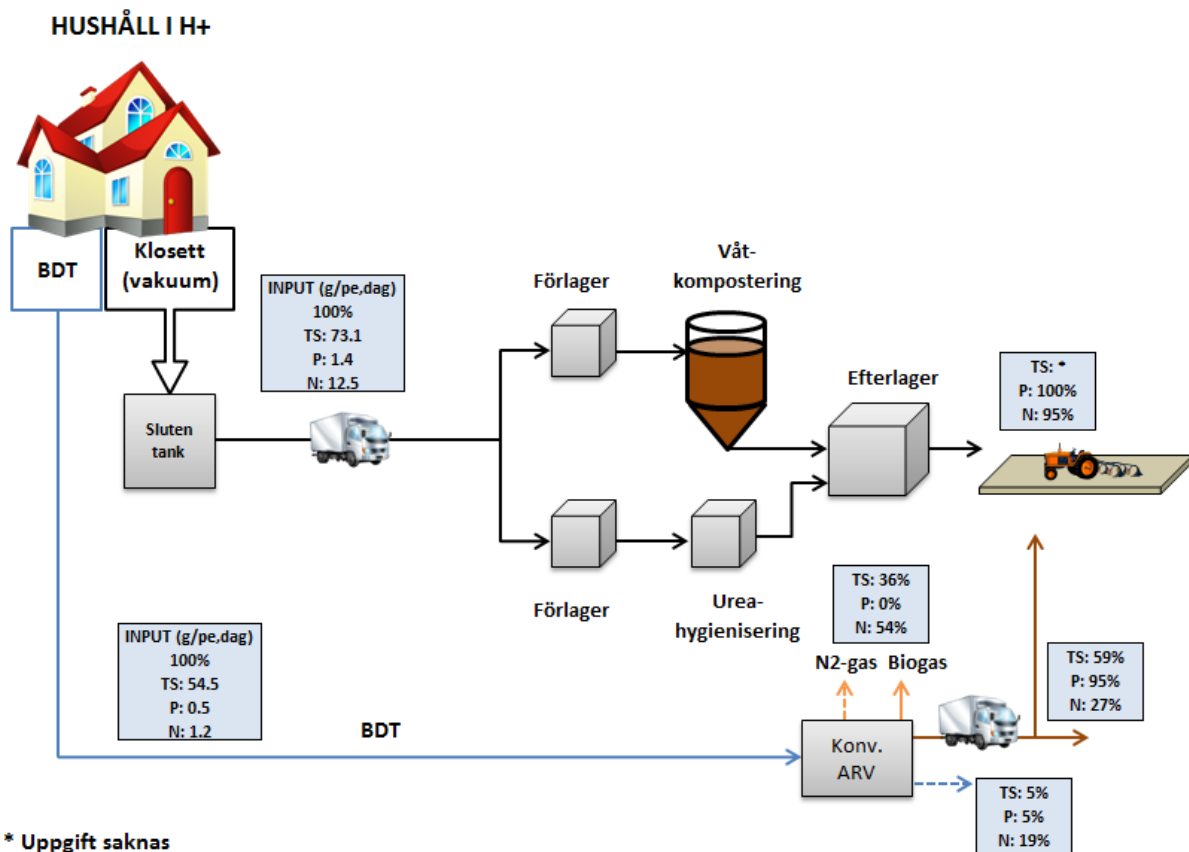
I Figur 4.3 visas en översiktsbild över System 3. Insamling av de sorterande strömmarna sker via vakuumsystem, i likhet med System 2 ovan. Precis som i DEUS 21-konceptet (kapitel 3.6.2) används AnMBR-teknik för behandling av klosettvattnet i detta system. Efterföljande steg är en RO-process, som testats vid bland annat Hammarby Sjöstadsvverk i Stockholm. RO-koncentratet transporteras till åkermark med tankbil för återföring av fosfor och kväve. BDT-vattnet behandlas i ett konventionellt reningsverk, i likhet med System 1. Den konventionella röttkammaren från System 1 finns dock inte med i System 3.



Figur 4.3. Schematisk bild över System 3.

4.4 System 4: Ureahygienisering

System 4 är baserat på Södertäljemodellens anläggning för ureahygienisering och illustreras i Figur 4.4. Våtkompostering kombineras med ammoniakbehandling i en tvåstegsbehandling. Klosettvattnet våtkomposteras i cirka en vecka, vilket gör att temperaturen stiger till över 35 °C. Då klosettvattnet har låg TS-halt, blir inte temperaturen tillräckligt hög för att substratet ska hygieniseras enbart av temperaturen (Jönsson, *et al.*, 2013). Som komplement tillsätts urea som bryts ner till ammoniak, vilket höjer pH i substratet. Det resulterar i att materialet blir hygieniserat på ungefär en vecka. Substratet kan därefter ledas vidare till en lagringstank innan det sprids på åkermark. Ett vakuumsystem med sluten tank används för insamling av klosettvattnet. Tankbilar transporterar substratet till hygieniseringsanläggningen, som ligger i anslutning till jordbruksmark. I systemet antas att 100 % av fosfor och metallerna som kommer in i systemet också återförs till åkermark. I beräkningarna antas en ammoniakförlust på 5 %, i samband med hantering av substratet (Vinnerås, 2015). Massbalansen för torrsubstansen (TS) i klosettvattnet har inte beräknats på grund av bristfällig data. BDT-vattnet hanteras i ett konventionellt reningsverk, i likhet med System 1.



Figur 4.4. Schematisk bild över System 4.

5 Resultat och diskussion

System 1 - 4 har kostnadsberäknats samt analyserats samhällsekonomiskt. Resultaten av detta arbete presenteras och diskuteras i detta kapitel. I vissa figurer är kostnaderna uppdelade i kategorierna Fastighet, Distribution, Anläggning och Transport. Fastighet ska tolkas som investerings- och driftkostnader för installation och underhåll av toaletter, ledningar in i fastigheterna samt slutna tankar, vilka ligger i anslutning till fastigheterna. Konstruktionskostnaderna för fastigheterna i sig ingår alltså inte i det här examensarbetet. Distribution innefattar kostnaderna för att få det sorterade eller osorterade avloppsvattnet till behandlingsanläggningen, med andra ord kostnader för ledningsnät eller hämtning av sorterade fraktioner med tankbil (endast System 4). Alla kostnader som är relaterade till behandlingsanläggningen hamnar under kategorin Anläggning. Transport innefattar kostnaderna för att få återföringsprodukter till jordbruksmark. Själva spridningen av dessa ingår inte i beräkningarna.

Detta betyder att allt som visas i systemfigurerna från kapitel 4, figur 4.1 - figur 4.4, ingår i kostnadsberäkningarna med undantag för konstruktion av fastigheterna samt spridning av återföringsprodukter.

5.1 Kostnadsanalys

Från kostnadsmodellen har årliga totalkostnader tagits fram för systemen enligt annuitetsmetoden. Dessa presenteras i tabell 5.1 och är uppdelade i kapitalkostnad samt drift och underhåll. I tabellen syns att det konventionella systemet (System 1) är billigast. Dyrast är System 4. Den totala årliga skillnaden mellan det konventionella systemet och de sorterande systemen ligger mellan 1,2 miljoner SEK och 1,6 miljoner SEK. Skillnaden motsvarar cirka 35 - 50 % högre kostnader för de sorterande systemen jämfört med det konventionella systemet. Den mest kostnadseffektiva sorterande lösningen är System 3 med en behandlingsanläggning bestående av en AnMBR och en RO-process.

I tabell 5.1 framgår att driftkostnaderna för System 2 och 4 är högst. En förklaring till varför driften av dessa är dyrare än System 3 skulle kunna vara att behovet av kemikalier i behandlingsprocesserna är större. För en framgångsrik struvitfällningsprocess i System 2 måste pH justeras och förhållandet mellan ingående joner vara rätt. Kontrollen av pH görs genom tillsättning av lämplig bas. Kostnaden för detta har inte kunnat beräknas eftersom driftkostnaderna angivits som en klumpsumma och utan detaljerad uppdelning. För ammoniakstrippningen i System 2 har dock data för kemikaliekostnaden tagits fram (van Eekert, *et al.*, 2012). Denna har uppskattats ligga mellan 10 och 25 SEK/reducerat kg kväve, vilket motsvarar mellan 40 000 och 110 000 SEK/år i System 2. Detta utgör 10 - 30 % av driftkostnaden för ammoniakstrippningen. Detta förklarar en del av skillnaden i kostnad mellan alternativen eftersom System 3 inte använder kemikalier i behandlingen av klosettvattnet förutom vid avvattningen av rötresten (detta steg ingår också i övriga system). Resonemanget går också att tillämpa på System 4. Där tillsätts urea för hygienisering i behandlingsprocessen, vilket skulle kunna vara en förklaring till kostnadsskillnaden jämfört med System 3. Däremot tillkommer relativt höga energikostnader samt kostnader för att byta ut eller göra rent smutsiga membran i System 3, vilket borde jämna ut skillnaderna mellan systemen. Att System 3 är det billigaste av de sorterande alternativen behöver därför utredas vidare. Vidare analys av System 3 genomförs då kostnaderna delats upp, vilket redovisas under tabell 5.1.

Tabell 5.1. Kapital-, drift- och underhållskostnader samt den årliga totalkostnaden (tSEK/år) för System 1 - 4.

	Kapitalkostnad	Drift/underhåll	Årlig totalkostnad
System 1	2 200	1 200	3 400
System 2	3 300	1 600	4 900
System 3	3 200	1 400	4 600
System 4	3 300	1 700	5 000

Om kostnaderna för systemen delas upp ytterligare kan en mer utförlig analys göras. I figur 5.1 är totalkostnaderna fördelade på fastighets-, distributions-, anläggnings- och transportkostnader per personekvivalent. Fastigheterna, innefattande installation och drift av toaletter, slutna tankar samt ledningar in till hushållen, står för den största skillnaden jämfört med ett konventionellt system. Fastighetskostnaderna för ett sorterande system är betydligt högre än för det konventionella systemet. Med ett sorterande system krävs att ett extra avloppsrör installeras i fastigheterna så att klosett- och BDT-vatten kan separeras. Dessutom innebär System 2 - 4 merkostnader för vakuumpumpar och vakuumpumpar samt installation av dessa. 2001, när kostnadsmodellen togs fram, var merkostnaden för ett vakuumsystem cirka 27 600 SEK/enhet jämfört med ett konventionellt system, vilket omräknat till dagens prisnivåer motsvarar cirka 32 000 SEK/enhet. Huruvida teknikutveckling, från 2001 fram till idag, gjort att merkostnaden minskat de senaste åren, har inte undersökts i det här examensarbetet. Ett rimligt antagande borde vara att den är något lägre nu. Det skulle i så fall innebära att fastighetskostnaden, och därmed den årliga totalkostnaden, skulle jämnas ut något mellan de sorterande systemen och det konventionella systemet. Resonemanget bygger på antagandet att utvecklingen av de konventionella komponenterna inte har skett lika snabbt eftersom de funnits längre på marknaden.

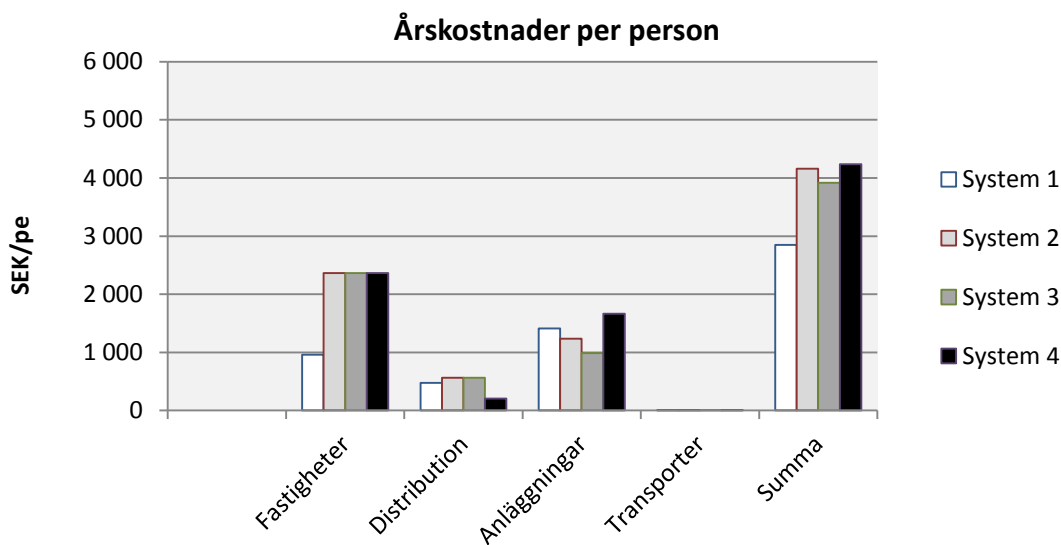
Vidare visar figur 5.1 att System 2 och 3 har en lägre anläggningskostnad än det konventionella systemet och att System 4 är dyrast. Det är ett oväntat resultat att anläggningen med en RO-process har modellerats till att kosta mindre än en konventionell anläggning, då det finns studier som beskriver det motsatta (Hellström, *et al.*, 2008). Genom en analys av hur kostnadsmodellen hanterar återvinningsprocesser, som RO, kan följande slutsats påvisas. Investeringskostnaden för RO-teknik är 44 000 SEK/m³ dygnsflöde, enligt kostnadsmodellen som använts i examensarbetet. Plumlee, *et al.* (2014) har undersökt investeringskostnaden för RO-processer, som använts för vattenåtervinning. Beräkningar gjorda med den ekvationen resulterade i att kapitalkostnaden blev 60 000 SEK/m³ dygnsflöde. Det antyder att modellen i det här examensarbetet undervärderar investeringskostnaden för RO-processen. Ekvationen som Plumlee, *et al.* (2014) har tagit fram för RO-tekniken har dock inte ersatt data som använts i det här examensarbetet. Förklaringen är att det är svårt att dra någon slutsats om vilka värden gällande RO-tekniken som bäst överensstämmer med verkligheten. Det blir tydligt då modellens driftkostnad för RO-processer jämförs med data från Plumlee, *et al.* (2014). Modellen kommer fram till 13 000 SEK/m³ dygnsflöde jämfört med 2 100 SEK/m³ dygnsflöde från Plumlee, *et al.* (2014). Skillnaden kan bero på att kvaliteten på det vatten som renas i processen är olika. Ett rimligt antagande är att smutsigt avloppsvatten som renas i en RO-process lättare täpper igen membranerna än spillvatten som ska renas i återvinnings syfte. Behovet av pålitlig data för RO-processer kopplade till avloppsvattenrening blir dock tydligt. Slutsatsen

är att resultaten i det här examensarbetet bör tolkas som en fingervisning om hur verkligheten kan se ut.

Kostnaderna för att lägga ledningsnät är höga, vilket blir tydligt när distributionskostnaderna för System 1 - 3 jämförs med System 4 i figur 5.1. I System 4 transporteras klosettvattnet från slutna tankar, som är belägna intill fastigheterna, till behandlingsanläggningen med tankbil. En fråga som uppstår är hur attraktivt, ur boende- och användarsynpunkt, ett nybyggt område som H+ skulle bli om tankbilar för klosettvattnet inkluderades i stadsbilden. Den frågan är en påminnelse om komplexiteten i den här typen av projekt. Att enbart gå efter vad som ekonomiskt är mest lönsamt är inte alltid det bästa alternativet.

Det bör nämnas att avståndet mellan fastigheter och åkermark dessutom är kort (50 km) i den här analysen. Vid längre körsträckor skulle kostnaderna för System 4 öka. Samma resonemang kan föras gällande kostnaderna för att transportera återföringsprodukter från behandlingsanläggningen till jordbruksmark, vilket diskuteras vidare nedan.

Vid uppdelning av den årliga totalkostnaden, som visas i figur 5.1, framgår tydligt att transportkostnaden från behandlingsanläggningen till åkermark är låg. Beräkningarna är gjorda med hänsyn till Helsingborg i Skåne, ett landskap där jordbruksmarken ligger nära städerna. På andra platser skulle resultatet kunna bli annorlunda då avståndet mellan behandlingsanläggningar och åkermark kan vara större, vilket skulle resultera i att transportkostnaderna blir högre. Detta tas upp i känslighetsanalysen och en diskussion kring frågan återkommer i kapitel 5.3.3.



Figur 5.1. Årskostnader per person för etapp 1 av H+.

En naturlig fråga som uppstår när figur 5.1 granskas är vem som ska stå för systemlösningarnas kostnader. Ska till exempel användarna täcka driften av vakuumsystemen i hushållen? Eller ska byggherrarna stå för installationen av dessa och den associerade merkostnad? För att kunna svara på frågorna krävs att en mer detaljerad fördelningsanalys görs än den i figur 5.1, i vilken byggherrar, användare, kommuner, avloppsbolag och andra intressenter är inräknade. Eftersom detta inte har inkluderats i det här examensarbetet förblir fördelningsfrågan obesva-

rad. Om det finns oklarheter kring kostnadsbilden och vem som ska stå för vad uppstår ett potentiellt problem, vilket bör hanteras så tidigt i implementeringsprocessen som möjligt. Det är alltså av stor vikt att en tidig, utförlig fördelningsanalys genomförs, så att alla inblandade vet hur betalningsplanen ser ut.

5.2 Samhällsekonomisk analys

I den samhällsekonomiska analysen har referensalternativet, System 1, varit utgångspunkt vid framtagandet av konsekvenserna för de sorterande systemen. Om möjligt har ett ekonomiskt värde angivits för respektive konsekvens. I de fall detta inte varit möjligt har en kvalitativ beskrivning gjorts. En uppdelning har alltså gjorts mellan kvantitativa (uttryckta i SEK/år) och kvalitativa (uttryckta som +/-) konsekvenser. Dessa har numrerats och klassats som positiva (**P**) eller negativa (**N**) konsekvenser och beskrivs nedan. En begränsning i arbetet är att samtliga positiva och negativa följder, som de sorterande systemen bidrar med jämfört med referensalternativet, inte tagits med i den samhällsekonomiska analysen. Precis som med kostnadsberäkningen i kapitel 5.1 ska alltså resultaten tolkas som en fingervisning snarare än absolut sanning. I parenteser som följer efter rubriken av varje konsekvens beskrivs vilka av systemen som berörs.

P-1 *Minskade utsläpp av fosfor och kväve (System 2, 3 och 4)*

Ökad reduktion av fosfor och kväve innebär minskade utsläpp till recipient, vilket bland annat leder till minskad övergödning. Den ekonomiska fördelen med detta har beräknats med schablonvärden, som tagits fram av Finnveden, *et al.* (2013) och Kinell, *et al.* (2009).

P-2 *Ökad återförsel av växtnäringsämnen till åkermark (System 2, 3 och 4)*

Genom att öka återförseln av kväve och fosfor från avloppsvatten till jordbruksmark kan spridning av handelsgödsel på åkrar ersättas. Marknadsvärden för kväve respektive fosfor från Jönsson, *et al.* (2013) har använts för att beräkna den ekonomiska fördelen med detta.

P-3 *Minskad spolvattenmängd (System 2, 3 och 4)*

Med vakuumpoletter minskas spolvattenmängden i jämförelse med konventionella toaletter. Marknadsvärdet för vatten i Helsingborg har använts för att beräkna den ekonomiska fördelen.

P-4 *Ökad biogasproduktion (System 2 och 3)*

Genom att använda vakuumsystem och utesluta aktivslamprocessen fås mer koncentrerade strömmar med mindre vatteninnehåll och en högre biogasproduktion kan uppnås i de sorterande systemen. Den ekonomiska fördelen har beräknats med marknadsvärdet för metan.

P-5 *Energibesparing (transport) (System 2 och 3)*

Vakuumsystemen i det här examensarbetet antas minska energiförbrukningen med 5 kWh/pe, år (Zeeman, *et al.*, 2008) för transport av klosettvattnet. Det resulterar i att 5 920 kWh/år sparas i etapp 1 av H+ jämfört med ett konventionellt system.

P-6 *Minskade utsläpp av växthusgaser från produktion av handelsgödsel (System 2, 3 och 4)*

Produktion av handelsgödsel är förknippad med utsläpp av växthusgaser. Då växtnäringsämnen från avlopp återförs till åkermark behöver inte lika mycket handelsgödsel produceras. Mängden utsläpp av växthusgaser vid produktion av fosfor- respektive kvävegödsel har antagits till 2,5 kg CO₂-ekv/kg P och 4 kg CO₂-ekv/kg N (Linderholm, *et al.*, 2012).

P-7 *Lägre kadmium-fosforkvot i återföringsprodukt (System 2, 3 och 4)*

Mängden fosfor som kan återföras till jordbruksmark från sorterande system är större än i det konventionella systemet, vilket gör att kadmium-fosforkvoten i återföringsprodukten blir lägre i System 2 - 4 jämfört med System 1. Detta trots att mängden kadmium i återföringsprodukten från System 2 - 4 är något högre än i System 1.

P-8 *Attraktivare restprodukter för lantbrukare (System 2, 3 och 4)*

Idag är rekommendationen från Lantbrukarnas Riksförbund (LRF) att endast certifierat slam, från REVAQ-certifierade anläggningar, ska spridas på jordbruksmark (LRF, u.d.(a)). Cirka 25 % av allt avloppsslam återförs till åkermark i Sverige idag. Detta är lägre än genomsnittet i EU som ligger på 40 % (LRF, u.d.(b)). För att restprodukten från avloppsreningsverk ska kunna återföras till jordbruksmark krävs att den är fri från farliga ämnen och föroreningar. LRF har därför tagit ställning för att källsorterande avloppslösningar ska börja byggas ut (LRF, u.d.(a)). I sorterande system hamnar mindre metaller i återföringsprodukten, vilket gör den mer attraktiv för lantbrukare.

P-9 *Potentiellt bidrag till H+ miljöprofil, kunskapsuppbyggnad samt export av svensk miljöteknik (System 2, 3 och 4)*

Stadsförnyelseprojektet i Jenfelder Au i Tyskland är det största i sitt slag. Projektet har vunnit priser och intresset från omvärlden har varit stort. Det planerade H+ projektet har potential att ytterligare öka kunskapen kring sorterande avloppssystem samt bidra med innovativa lösningar, eftersom tekniken är relativt oanvänd. Möjlighet till export av svensk teknik inom sorterande avloppssystem skulle kunna öka.

P-10 *Möjlighet till att återanvända BDT-vatten (System 2, 3 och 4)*

I sorterande avloppssystem finns möjlighet till återanvändning av BDT-vatten. Eftersom BDT-vatten inte blandas med klosettvattnet kan det, efter lättare rening, användas i fastigheter för till exempel spolning av toaletter, vilket skulle spara in på vattenförbrukningen i stort.

P-11 *Minskade utsläpp av växthusgaser vid behandlingsanläggning (System 2 och 3)*

Utsläpp av växthusgaser från avloppsreningsverk varierar kraftigt, vilket gör att kvantitativa beräkningar är svåra att genomföra. Lustgas, en växthusgas, produceras framför allt i de biologiska reningsstegen vid avloppsreningsverk (Arnell, 2013). Eftersom de sorterande systemen behandlar mindre vatten med lägre kvävebelastning i det biologiska steget, kan det antas att mindre lustgas släpps ut från dem.

P-12 *Minskad tillförsel av läkemedelsrester och hormoner till recipient (System 3 och 4)*

I System 3 används en RO-process för återvinning av växtnäringssämnen. Eftersom endast vatten kan passera membranet blir vattnet som släpps ut till recipient renat från läkemedelsrester och hormoner.

P-13 *Ökad hygienisering (System 4)*

I System 4 behandlas klosettvattnet genom våtkompostering och med urea, vilket gör att substratet blir hygieniserat.

N-1 *Investerings- och driftkostnader (System 2, 3 och 4)*

Investerings- och driftkostnader har beräknats med den kostnadsmodell som beskrivits i kapitel 2.1. Resultatet från beräkningarna har presenterats i kapitel 5.1.

N-2 Förlorade biogasintäkter (System 4)

I System 4 produceras biogas från rötning av slammet från BDT-vattnet, som renas på konventionellt sätt. Sorterat BDT-vattnet innehåller mindre organiskt material än konventionellt avloppsvatten, vilket leder till att intäkterna från biogasproduktionen är lägre i System 4 än i System 1.

N-3 Driftstörning vid strömavbrott (System 2, 3 och 4)

Eftersom vakuumbaserade system är beroende av elektricitet kan ett strömavbrott leda till att vakuumgeneratorerna inte fungerar. I de konventionella systemen, som är vattenbaserade, är detta inte något problem då vattentorn ofta har egna generatorer för att täcka eventuella strömbortfall.

N-4 Okonventionellt system som kräver mer kunskap (System 2, 3 och 4)

Sorterande avloppssystem är relativt oprövad teknik vid större projekt och kunskapen kan vara låg. För en problemfri drift är därför ökad kunskap hos både reningsverkspersonal och användare en förutsättning.

N-5 Manuell hantering av klosettwater (System 4)

Eftersom System 4 använder tankbil för transport av klosettwater krävs viss manuell hantering vid hämtning av substratet. Detta medför en hälsorisk. Risken detta medför är mindre i konventionella lösningar, där transporten är rörbaserad.

I tabell 5.2 finns en sammanställning över systemens massbalanser och andra parametrar som använts i den samhällsekonomiska analysen. Vissa värden har använts för att kunna beräkna de kvantitativa konsekvenserna i ekonomiska termer. I tabellen skiljs fraktionen med slam och fraktionen med växtnäringsämnen åt. Med växtnäringsfraktionen menas produkten som kommer från återvinningsteknikerna i de sorterande systemen (koncentratet från ammoniakstrippningen, struviten och RO-koncentratet). I examensarbetet har 100 % av växtnäringsfraktionen återförts till jordbruksmark. I det här examensarbetet är slam en produkt från konventionella avloppsreningsverk som blandas med rötslammet från de sorterande systemen. Återföringsandelen för slam har antagits vara 50 %, som alltså tillförs från både System 1 och de sorterande alternativen.

Noterbart är att i slammet som återförs till jordbruksmark är mängden kadmium mindre än vad som återförs via växtnäringsfraktionen och slammet i de sorterande systemen. Kadmiumfosforkvoten blir dock lägre i de sorterande systemen eftersom mängden fosfor är högre i återföringsprodukterna från sorterande system. Att återföra en produkt med låg kadmiumfosforkvot är önskvärt. Om en produkt med låg kadmiumfosforkvot sprids på åkermark leder det till att kadmiumhalten i jorden minskar på sikt. Detta är positivt då det rapporterats att kadmiumhalterna måste minska framöver, för människors hälsa och miljöns skull. Detta återspeglas även i REVAQ-systemet där gränsvärdet för kadmiumfosforkvoten år 2025 kommer att sänkas från dagens 29 till 17 mg kadmium/kg fosfor (KemI, 2011). De sorterande systemen klarar det framtida gränsvärdet medan den konventionella återföringsprodukten inte gör det. Kadmiumintag leder bland annat till frakturer, vilka bidrar till vårdkostnader. Eftersom skillnaden mellan den totala mängden kadmium som återförs mellan systemen är liten (som mest 3 g Cd/år) har en ekonomisk utvärdering inte genomförts. Påverkan från spridning av kadmium via handelsgödsel har inte heller analyserats i examensarbetet.

I tabell 5.2 framgår även att kvävereduktionen i System 2 är något lägre än i referensalternativet, System 1, men skillnaden i schablonvärden mellan utsläpp av kväve och fosfor gör att

System 2 trots allt leder till en liten ekonomisk fördel, vilket visas i tabell 5.3. Enligt tabell 5.2 är återförseln av kväve betydligt högre i de sorterande systemen. Anledningen till att den är så låg i System 1 är att över 50 % av kvävet lämnar systemet som gas i aktivslamanläggningen. På grund av detta försvinner möjligheten till återförsel.

Om återförseln av växtnäringsämnen är låg krävs att handelsgödsel sprids på åkermark för att matproduktionen ska bli tillräckligt hög. Det betyder att behovet av att producera handelsgödsel är högre då återförseln av växtnäringsämnen från avloppsvatten är låg. Framställning av handelsgödsel är förknippad med utsläpp av växthusgaser. Problemet blir tydligt då de sorterande systemen, med hög återförsel, jämförs med det konventionella systemet som kräver större mängd handelsgödsel. I tabell 5.2 tydliggörs detta genom att visa hur stor mängd uteblivna utsläpp respektive system bidrar med. De sorterande systemen bidrar till att 16 000 till 19 000 kg CO₂-ekvivalenter/år inte släpps ut i och med utebliven produktion av handelsgödsel. På grund av lågt marknadsvärde på utsläppsrätter av CO₂ är dock den ekonomiska fördelen med detta låg, vilket visas i tabell 5.3.

Vidare visar tabell 5.2 att biogasproduktionen i System 4 är betydligt lägre än i övriga system. Våtkompostering är en aerob process, vilket gör att biogasproduktionen uteblir. Biogasen som bildas i System 4 kommer alltså från BDT-vattenreningen. BDT-vatten har en lägre koncentration organiskt material och biogasproduktionen blir därmed lägre jämfört med System 1. Resultatet att biogasproduktionen från System 4 är lägre än i övriga system, är alltså väntat. I övriga sorterande system produceras nästan dubbel mängd biogas jämfört med System 1. En fråga som blir intressant är huruvida tillsats av matavfall ytterligare skulle öka biogasproduktionen. I den analyserade litteraturen har matavfall blandats med klosettvalet i flera fall. Positiva effekter har också identifierats när det kommer till gasproduktion (Hellström, *et al.*, 2008; Zeeman, *et al.*, 2008; Kjerstadius, *et al.*, 2012). Men, som projektet i Sneek antyder, så leder samhanteringen av matavfall och klosettvalet även till problem. Köksavfallskvarnar med vakuumsystem är en oprövad teknik och vattenmängden som kvarnarna tillför systemet kan rubba energibalansen vid behandlingsanläggningen (Kjerstadius, 2014). Vidare finns det ett problem gällande ansvarsfördelningen mellan avfallsbolagen och vatten- och avloppsbolagen. Frågor om vem som ska stå för oförutsedda kostnader i systemen samt vem som bär ansvaret vid driftproblem är svåra att svara på. Problem som dessa har blivit påtagliga i Jenfelder Au där frågan om köksavfallskvarnar ska inkluderas i projektet just nu utreds (Kjerstadius, 2014).

Tabell 5.2. Sammanställning av olika parametrar för System 1 - 4, vilka har varit grunden för den samhällsekonomiska analysen.

	System 1	System 2	System 3	System 4
Reduktion av fosfor (kg/år)	780	790	800	820
Reduktion av kväve (kg/år)	4 800	4 700	5 500	5 900
Återförsel av fosfor från slam (kg/år)	390	120	130	100
Återförsel av kväve från slam (kg/år)	800	180	380	70
Återförsel av fosfor från växtnäringsfraktion (kg/år)	0	550	550	820
Återförsel av kväve från växtnäringsfraktion (kg/år)	0	4 400	4 700	5 600
Toalettvtattenförbrukning (m ³ /år)	6 900	2 600	2 600	2 600
Biogasproduktion (Nm ³ CH ₄ /år)	6 400	12 000	12 000	2 400
Kadmium som hamnar på åkermark via slam (g Cd/år)	9	6	5	6
Kadmium som hamnar på åkermark via växtnäringsfraktion (g Cd/år)	0	5	7	5
Kadmium-fosforkvot i återföringsprodukt (slam och växtnäringsfraktion) (mg Cd/kg P)	23	16	18	12
Uteblivna utsläpp av växthusgaser från produktion av handelsgödsel (kg CO ₂ -ekvivalenter/år)	4 000	20 000	22 000	23 000
Energibesparing (kWh/år)	0	5 900	5 900	*

* Ej utrett i examensarbetet

Resultatet av de kvantitativa beräkningarna och de kvalitativa bedömningarna återfinns i tabell 5.3. System 1 utgör referensalternativ som övriga system jämförts med och har därför inte tagits med i tabell 5.3. En positiv summa i tabell 5.3 representerar alltså vad konsekvensen i fråga bidrar med utöver referenssystemet. Motsatsen gäller för negativa värden. Plus- och minustecken anger att konsekvensen bidrar med en för- respektive nackdel i jämförelse med referenssystemet, System 1.

Det framgår tydligt av tabell 5.3 att de ekonomiska nyttorna (**P-1 - P-13**) är små i jämförelse med investerings- och driftkostnaderna (**N-1**) för alla sorterande system. Nyttorna med sorterande system värderas i ekonomiska termer till cirka 200 000 SEK/år. Det ska sättas i relation till skillnaden av investerings- och driftkostnader mellan de sorterande alternativen och System 1 motsvarande 1,2 - 1,6 miljoner SEK/år. Intäkterna står för en minskning som motsvarar 10 - 20 % av kostnadsskillnaden mellan de sorterande systemen och referensalternativet. Vidare visas att för de sorterande systemen motsvarar intäkterna cirka 4 % av den årliga totalkostnaden. Det är alltså svårt att argumentera för implementering av sorterande system enbart på ekonomiska grunder.

Bortsett från att de ekonomiska nyttorna är små, visar tabell 5.3 att de positiva konsekvenserna är fler än de negativa för alla sorterande system. Det alternativ som är billigast och bidrar

med mest samhällsekonomisk nytta av de sorterande lösningarna är System 3. System 3 är cirka 1 miljon SEK dyrare än System 1 per år, men bidrar å andra sidan med samhällsekonomiska nyttor. Vissa kvalitativa konsekvenser kan dessutom leda till en ekonomisk fördel, något som inte har värderats i det här examensarbetet. Ett exempel är **P-9** som handlar om H+ miljöprofil och export av svensk miljöteknik, aspekter som säkerligen skulle leda till ekonomiska mervärden. Problemet är att konsekvenserna har varit svåra att uppskatta, varför sådana beräkningar inte genomförts. Samma resonemang kan appliceras på de negativa konsekvenserna, exempelvis **N-5** om manuell hantering av klosettatten, något som skulle kunna leda till sjukhuskostnader. För att kunna inkludera sådana effekter krävs en mer detaljerad datainsamling, något som uteslutits i det här examensarbetet, då målsättningen har varit att ge en övergripande bild av kostnaderna och nyttorna med sorterande system.

Tabell 5.3. Resultat av den samhällsekonomiska analysen. Enheten för konsekvenserna som beskrivits i ekonomiska termer är tSEK/år. Övriga konsekvenser presenteras som bättre (+) eller sämre (-) än det konventionella alternativet, vilket utgör referenssystem.

Konsekvens	System 2	System 3	System 4
P-1 Minskade utsläpp av fosfor och kväve	3	57	100
P-2 Ökad återförsl av växtnäringsämnen	46	53	54
P-3 Minskad spolvattenmängd	51	51	51
P-4 Ökad biogasproduktion	53	53	*
P-5 Energibesparing (distribution av klosettvattnen)	6	6	**
P-6 Minskade utsläpp av växthusgaser från produktion av handelsgödsel	1	1	1
P-7 Lägre kadmium-fosforkvot i återföringsprodukt	+	+	+
P-8 Attraktivare restprodukter för lantbrukare	+	+	+
P-9 Potentiellt bidrag till miljöprofil, kunskapsuppbyggnad och svensk miljöteknikexport	+	+	+
P-10 Möjlighet till att återanvända BDT-vatten	+	+	+
P-11 Minskade utsläpp av växthusgaser vid behandlingsanläggning	+	+	***
P-12 Minskad tillförsel av läkemedelsrester och hormoner till recipient		+	+
P-13 Ökad hygienisering			+
N-1 Drift- och investeringskostnader	-1 500	-1 200	-1 600
N-2 Förlorade biogasintäkter	****	****	-41
N-3 Driftstörning vid strömavbrott	-	-	-
N-4 Okonventionella system som kräver mer kunskap	-	-	-
N-5 Manuell hantering av klosett-vatten			-
Summa			
Konsekvenser som värderas i SEK	-1 340	-979	-1 435
Övriga konsekvenser	-- (2) +++++ (5)	-- (2) +++++ (6)	--- (3) +++++ (6)

* Biogasproduktion vid aerob behandling är obefintlig. Biogasproduktionen från den konventionella reningen av BDT-vattnet är mindre än från referensalternativet (System 1), se N-2.

** Energiförbrukningen vid transport med tankbil har inte analyserats.

*** Utsläpp av växthusgaser vid ureahygieniseringsanläggningen har inte uppskattats.

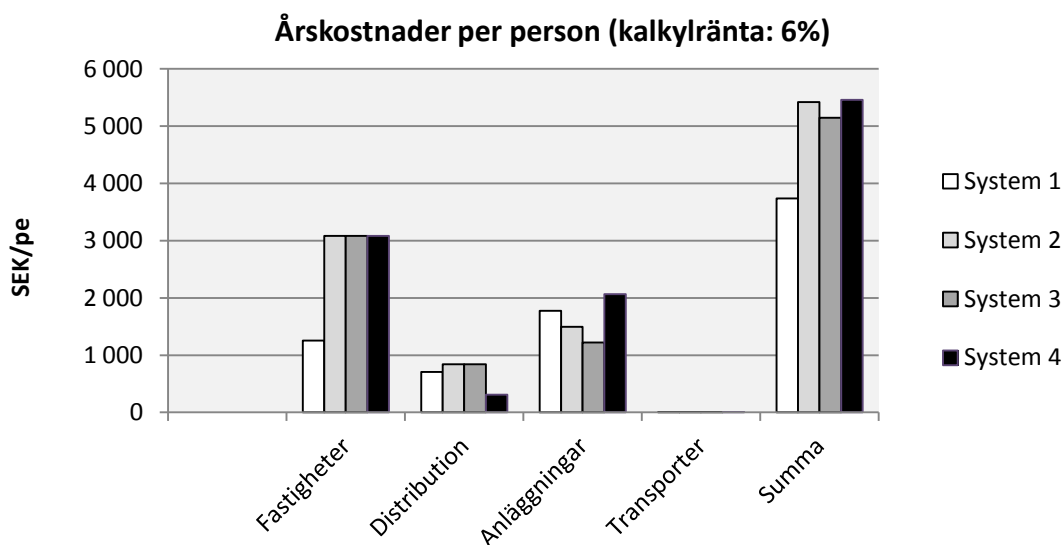
**** Intäkterna från biogas är större jämfört med referensalternativet (System 1), se P-4.

5.3 Känslighetsanalys

För att utvärdera antaganden i ovanstående analys samt hur olika specifika parametrar påverkar resultaten i det här examensarbetet, har en känslighetsanalys genomförts. I praktiken har det inneburit att kalkylräntan, antalet personekvivalenter, ledningssträckan samt marknadsvärdet av fosfor och kväve har justerats. Kostnadsmodellen och den data som samlats in under arbetet har också analyserats, för att identifiera brister och utvärdera examensarbetets metodval.

5.3.1 Kalkylränta

En viktig parameter vid investeringar är kalkylräntan. Kalkylräntan ska spegla avkastningskravet på den planerade investeringen och dess risker. I det här examensarbetet är kalkylräntan 3 %, men för att se vad som händer med kostnaderna då kalkylräntan ökar har figur 5.2 tagits fram. En djupare ekonomisk analys har inte genomförts, men figur 5.2 visar att de årliga totalkostnaderna ökar markant vid en ökning av kalkylräntan. En jämförelse mellan figur 5.1 och figur 5.2 visar att en höjning av kalkylräntan med tre procentenheter resulterar i en kostnadsökning för alla system med cirka 30 %. Rangordningen mellan systemen blir dock oförändrad. System 3 är fortfarande det billigaste sorterande alternativet. Alla sorterande systemen är dock dyrare än det konventionella referensalternativet, vilket framgick i Figur 5.1. Figur 5.2 visar att valet av kalkylränta är av stor vikt och bör vara väl genomtänkt eftersom förändringarna är stora. Årskostnaden per personekvivalent för System 1 då kalkylräntan är 3 % är cirka 2 900 SEK, vilket är betydligt lägre än när kalkylräntan är satt till 6 %. Kostnaden uppgår då till cirka 3 800 SEK/pe, vilket visas i figur 5.2 nedan.



Figur 5.2. Årskostnader per person då kalkylräntan höjts från 3 % till 6 %.

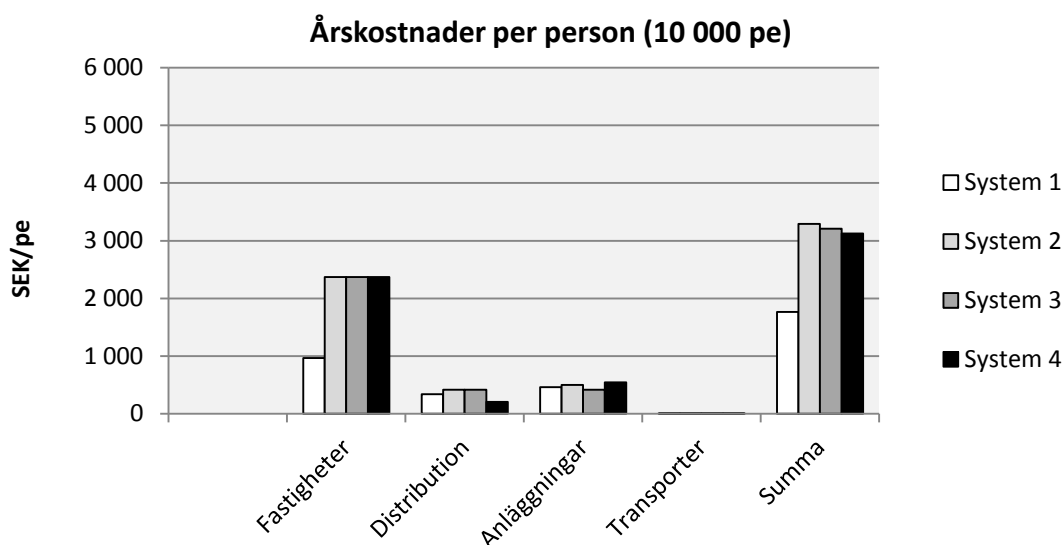
5.3.2 Skalfaktor för behandlingsanläggning

I figur 5.3 presenteras kostnaderna för systemlösningarna i H+ när antalet personekvivalenter ökats från 1 184, som i figur 5.1, till 10 000 i alla analyserade system, inklusive referensalternativet. Fastighets-, distributions- och transportkostnaderna har antagits öka i princip linjärt med antalet personekvivalenter, varför de staplarna visar nästintill samma resultat som i figur 5.1. Små skillnader syns ändå mellan dessa staplar, vilket beror på att värden avrundats i beräkningarna.

I kostnadsmodellen har ett olinjärt samband mellan kostnader och mängden avloppsvatten som kommer in till behandlingsanläggningen använts. Figur 5.3 kan jämföras med figur 5.1 och resultatet visar att skalningsfaktorn påverkar den årliga totalkostnaden positivt. Både det konventionella systemet och de sorterande systemen blir billigare per personekvivalent. Resultatet visar också att kostnaderna för de sorterande systemen jämnas ut, vilket antyder att System 2 och System 4 påverkas mer av skalfaktorn än System 3. Skalfaktorn gör att alla system blir 20 till 40 % billigare per person. Den största minskningen står System 1 för, med en konventionell behandlingsanläggning. Av de sorterande lösningarna står System 4 för den största minskningen. Det bör dock nämnas att skalningen av den anläggningen är baserad på att endast slutlagret behöver byggas ut, vilket antagligen inte stämmer vid en uppskalning som är större än en dubbling. Resultatet för System 4 är alltså osäkert.

En förklaring till att System 3 står för den minsta positiva effekten vid bygge av en större anläggning kan vara att en AnMBR, som används i System 3, är mindre än övriga rötreaktorer. Detta beror på att filtrerat vatten hela tiden kan föras ut ur processen, vilket leder till att volymen av reaktorn kan minskas. Skillnaden mellan att bygga en stor och en liten reaktor blir därför inte lika betydande i System 3 som i övriga system, där man tjänar mer på att bygga stort.

Figur 5.3 visar således att det finns ekonomiska fördelar med att bygga en större anläggning för samtliga system, men att skalfaktorn ser olika ut mellan systemen. Rangordningen mellan de sorterande alternativen ändras, med System 2 som den dyraste lösningen. En viktig omständighet att nämna är att stora system, totalt sett, blir betydligt dyrare än små, vilket medför att investeringsrisken ökar jämfört med om en mindre anläggning byggs.

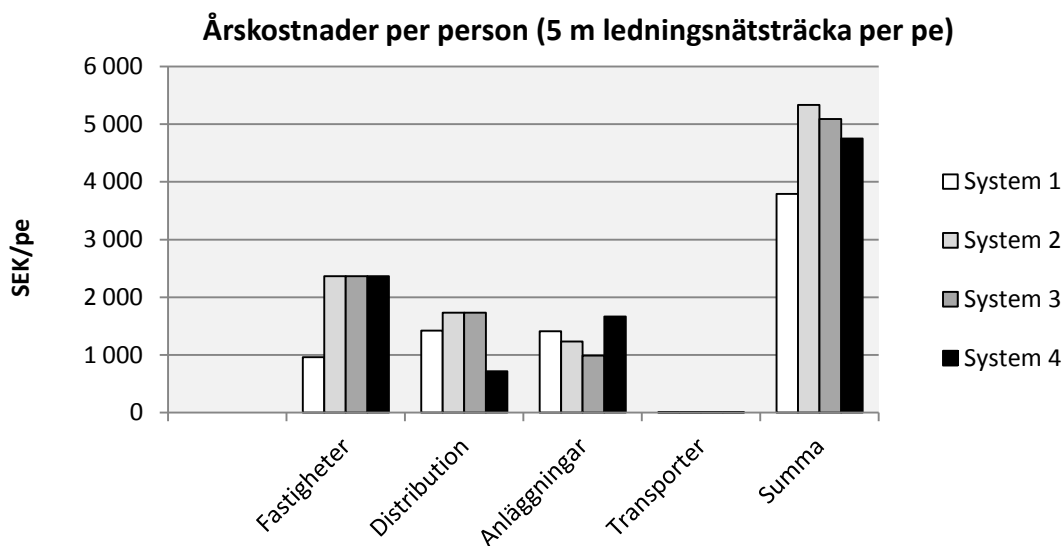


Figur 5.3. Årskostnader per person för hela H+ området (10 000 pe istället för 1 184 pe).

5.3.3 Ledningsnätskostnader

I etapp 1 av H+ projektet har ledningssträckan uppskattats till 1 500 meter totalt. Det betyder cirka 1,3 meter ledningsnät/invånare i området. I jämförelse med hur det ser ut i andra områden i Helsingborg och i andra städer, är det värdet lågt. Samma värde i övriga Helsingborg är 7,8 meter ledningsnät/invånare (Kjerstadius, 2014); 4,7 meter i Göteborg¹; 5 meter i Linköping² och 13,3 meter i Luleå³. Det tyder på att avloppsreningsverket i Helsingborg ligger närmare användarna i H+ området i jämförelse med hur situationen ser ut i andra städer. För att kunna utvärdera vad som händer med kostnaderna då avloppsreningsverket ligger längre från det planerade området, har ledningssträckan per invånare ökats till 5 m.

Om längden ledningsnät per invånare ökas till 5 meter, ungefärligen motsvarande värden i Göteborg och Linköping, resulterar det i en kraftig ökning av den årliga totalkostnaden. Detta visas i figur 5.4. Distributionskostnaden per personekvivalent är då 1 400 SEK för System 1, 1 700 SEK för System 2 och 3 samt 720 SEK för System 4. Procentuellt står ökningen för cirka 200 - 250 % av distributionskostnaden i figur 5.1. Det betyder att distributionskostnaderna per personekvivalent hamnar på en högre nivå än anläggningskostnaderna för System 1 - 3. System 4 blir nu det billigaste sorterande alternativet, med förklaringen att tankbilar transporterar klosettvattnet och att körsträckan fortfarande är kort. Förhållandet mellan konventionellt och sorterat ledningsnät påverkas inte, eftersom meterkostnaderna för respektive ledningstyp är densamma.



Figur 5.4. Årskostnader per person när ledningsnätssträckan/pe satts till 5 m.

¹ 250 mil ledningsnät i Göteborg (Göteborgs Stad, u.d.) med folkmängden 536 790 (SCB, 2014a).

² 75 mil ledningsnät i Linköping (Tekniska Verken, 2012) med folkmängden 150 446 (SCB, 2014a).

³ 100 mil ledningsnät i Luleå (Luleå Kommun, 2014) med folkmängden 75 289 (SCB, 2014a).

5.3.4 Ökat pris på handelsgödsel

Cordell, *et al.* (2009) och Naturvårdsverket (2013) rapporterar att kvaliteten på fosfor kommer att bli sämre i framtiden. Det beror främst på att ”rena” fosforresurser håller på att ta slut och att mineralindustrin därför behöver utvinna fosfor ur mer ”smutsiga” källor, vilket är ett dyrare alternativ. För att anpassa analysen till ett sådant framtidsscenario har marknadspriset på handelsgödsel dubblerats. Resultatet visas i tabell 5.4 under **P-2** där värdet innan höjningen står inom parentes. Inverkan från det dubbla priset på handelsgödsel är inte särskilt stor jämfört med den årliga totalkostnaden för systemen. Det bör dock tilläggas att världens fosforresurser minskar, samtidigt som behovet ökar på grund av den globala befolkningstillväxten. En viktig parameter i analysen är därför att fosforresurserna en dag kommer att ta slut. En möjlighet är då att börja återanvända fosfor, vilket betyder att tekniker för detta kommer att bli ovärderliga i framtiden.

Tabell 5.4. Kvantitativa konsekvenser (tSEK/år) då priset på handelsgödsel dubblerats.

Konsekvens	System 2	System 3	System 4
P-1 Minskade utsläpp av fosfor och kväve	3	57	103
P-2 Ökad återförsl av växtnäringsämnen	93 (46)	105 (53)	108 (54)
P-3 Minskad vattenförbrukning	51	51	51
P-4 Ökad biogasproduktion	53	53	*
P-5 Energibesparing (distribution av klosettatten)	6	6	**
P-6 Minskade utsläpp av växthusgaser vid produktion av handelsgödsel	1	1	1
P-7 Uteblivna vårdkostnader från tillförsel av mineralgödsel	8	9	10
N-1 Drift- och investeringskostnader	-1 500	-1 200	-1 600
N-2 Förlorade biogasintäkter	***	***	-41
Summa			
Konsekvenser som värderas i SEK	-1 285	-918	-1 327

* Biogasproduktion vid aerob behandling är obefintlig. Biogasproduktionen från den konventionella reningen av BDT-vattnet är mindre än från referensalternativet (System 1), se N-2.

** Energiförbrukningen vid transport med tankbil har inte analyserats.

*** Intäkterna från biogas är större jämfört med referensalternativet (System 1), se P-4.

Ett annat intressant scenario är om en förändring av exempelvis REVAQ-systemet skulle göra att andelen slam som återförs till åkermark från konventionella avloppsreningsverk minskar på grund av strängare krav på exempelvis kadmium-fosforkvot i slammet. I det här examensarbetet har det antagits att 50 % av slamfraktionen återförs. Frågan är då vad kostnaden blir om inget slam skulle återföras? Då skulle motsvarande mängd växtnäringsämnen i slammet behöva spridas via handelsgödsel istället. Det skulle alltså resultera i en extra kostnad. En beräkning utifrån System 1 i det här examensarbetet ger att kostnaden för det extra handelsgödslet blir cirka 16 000 SEK/år. Resultatet visar att kostnaden inte är särskilt stor. I dessa

beräkningar är dock reningsverket dimensionerat för 1 184 pe, vilket är ett litet verk. Frågeställningen blir intressantare då samma resonemang appliceras på större avloppsreningsverk där mängden slam som idag återförs till åkermark är större. En minskning av återförseln av slamfraktionen vid sådana verk skulle antagligen ge betydligt högre kostnader. Fördelen med ett sorterande system är att kadmium-fosforkvoten i växtnäringsfraktionen fortfarande är låg, vilken visas i tabell 5.2 i kapitel 5.2, och att den fraktionen kan återföras. Besparingen för minskade kostnader för handelsgödsel skulle alltså öka ytterligare för de sorterande systemen.

5.3.5 Kostnadsreduktion för enklare BDT-vattenrening i sorterande system

I System 2 - 4 hanteras det sorterade BDT-vattnet i ett konventionellt avloppsreningsverk, där samma processer ingår som i System 1. Eftersom System 2 - 4 är sorterande system kan det antas att vissa steg i reningsprocessen är överflödiga och därför bidrar med kostnader som skulle kunna utslutas. Så är fallet i bland annat Sneek där försedimenteringen inte ingår i BDT-vattenreningen (Wiersma, 2014). Partiklar som kommer in i systemet binds istället upp i en aktivslamanläggning. Sedimenteringsbassängen efter aktivslamprocessen har också utslutits i BDT-vattenreningen i Sneek.

Ett annat syfte med aktivslamanläggningar är att reducera kväve. Mängden kväve i sorterat BDT-vatten är betydligt lägre än i osorterat avloppsvatten, vilket betyder att aktivslamanläggningen borde kunna dimensioneras ner. Genom en analys av hur kostnaderna för försedimentering och aktivslamanläggningar ser ut kan den ekonomiska fördelen med en enklare form av BDT-vattenrening uppskattas. En viss slamålder i aktivslamanläggningen krävs dock för nitrifikation, vilket inte har tagits hänsyn till när kostnadsuppskattningen genomförts i det här examensarbetet.

Bodalsverket är ett nybyggt avloppsreningsverk i Tanums kommun med försedimentering och en SBR-teknik, som motsvarar en aktivslamanläggning. Genom att analysera flygfoton av verket har kostnadsandelen skattats för de båda teknikerna. Anläggningskostnaderna har antagits vara relaterade till den yta som upptas av respektive del av reningsverket. Uppskattningen bygger på ett antagande att kostnaderna främst är beroende av mark- och betongkostnader snarare än specifika tekniker. Andelen av den totala ytan som de ingående delarna av Bodalsverket tar upp har uppskattats till följande: personalbyggnad 12 %, processbyggnad 28 %, filtrering 9 %, SBR-tankar 39 % och försedimentering 11 %. Samma kostnadskvot som försedimenteringen och SBR-tankarna har stått för vid Bodalsverket, har sedan antagits gälla i beräkningarna för System 2 - 4 i det här examensarbetet.

Cirka 10 % av den totala ytan för reningsverket upptas av försedimenteringstanken. 40 % av totalytan upptas av SBR-tankar, vilket motsvarar en aktivslamanläggning vid ett konventionellt verk. I projektet i Sneek har försedimenteringen utslutits helt i BDT-vattenreningen. Om detta antas gälla i det här examensarbetet betyder det att 10 % av anläggningskostnaden för BDT-vattenreningen kan dras bort i System 2 - 4. Vidare ger en analys av Sneekprojektet att en nerdimensionerad variant av en aktivslamanläggning utan eftersedimentering används (Wiersma, 2014). Om dimensionerna på aktivslamanläggningen i Sneek jämförs med en framräknad volym för en konventionell aktivslamanläggning framgår att en minskning av anläggningen med 25 % är möjlig. Det antas därför att en konventionell aktivslamanläggning, som upptar 40 % av den totala ytan vid verket, kan minskas till att uppta 30 % av ytan vid ett BDT-vattenreningsverk.

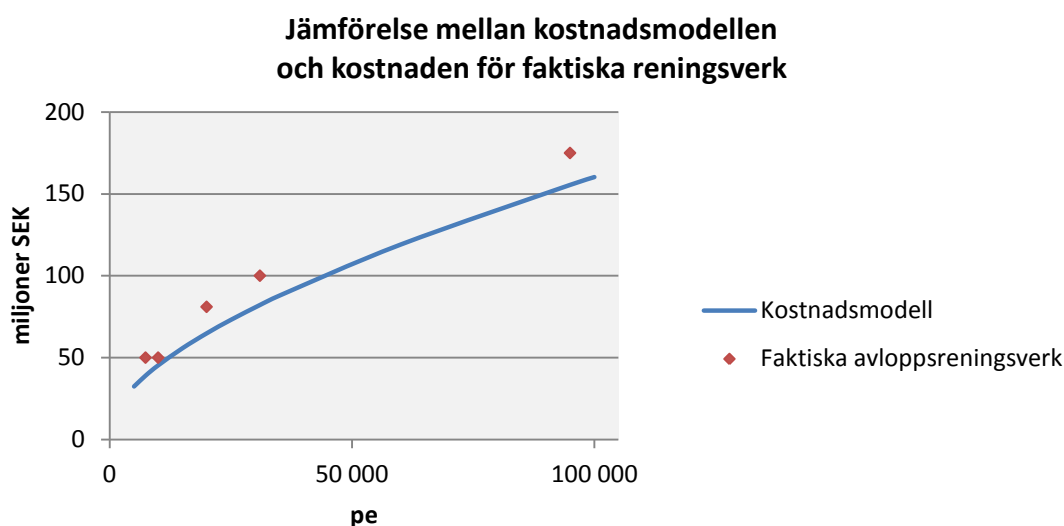
Ovanstående argumentation och beräkningar resulterar i att den procentuella kostnadsminskningen av att ändra ett konventionellt avloppsreningsverk till ett verk anpassat för sorterat

BDT-vatten är 20 % av totalkostnaden. Det bygger på att 10 % försedimentering, samt 10 % för nerdimensionering av aktivslamanläggning har uteslutits. Slutsatsen blir i det här fallet att en årlig kostnadsminskning på cirka 180 000 SEK är möjlig för de sorterande systemen vars kapacitet är beräknad för 1 184 personekvivalenter. Utöver detta bör driftkostnaderna även minska på grund av exempelvis att mindre luftning krävs vid mindre aktivslamprocess. Beräkningar för detta har dock inte inkluderats i det här examensarbetet.

5.3.6 Analys av kostnadsmodellen

Kostnadsmodellen som använts i det här examensarbetet togs fram i början av 2000-talet. I handledningen står att läsa att kostnaderna för ett konventionellt avloppsreningsverk har baserats på analyser av faktiska avloppsreningsverk, vilka byggts på 1970-talet. Genom att modellera och jämföra investeringskostnader för konventionella och faktiska verk byggda under senare år, kan modellen utvärderas. I figur 5.5 har fem relativt nybyggda avloppsreningsverk jämförts med kostnadsmodellens beräknade värden. Figur 5.5 visar att modellen ser ut att stämma för mindre verk, medan stora undervärderas. Eftersom avloppsreningsverken för etapp 1 av H+ har modellerats för en kapacitet på 1 184 personekvivalenter, tyder känslighetsanalysen på att modellen stämmer. Det bör dock nämnas att antalet nya verk som byggts i Sverige under de senaste åren är litet och att endast fem riktiga avloppsreningsverk har tagits med i figur 5.5. Fler mätvärden skulle vara önskvärda för att kunna dra slutsatser kring modellen.

Det bör klargöras att alla kostnader i modellen har indexerats och anpassats till dagens penningvärde, men att skillnaden för stora verk ändå är markant. En förklaring till skillnaderna i figur 5.5 skulle kunna vara att konventionella avloppsreningsverk på 1970-talet inte ser likadana ut som konventionella verk av idag. Till exempel kan högre krav på rening resultera i dyrare tekniker. Om så är fallet, återspeglas detta bra i figur 5.5. Kostnadsskillnaderna mellan faktiska kostnader och modellerade värden visar att modellen undervärderar kostnaden för ett konventionellt avloppsreningsverk med cirka 10 - 20 %. Driftkostnader för de faktiska eller modellerade verken är inte medräknade i figur 5.5.



Figur 5.5. Jämförelse mellan modellerade kostnader för konventionellt avloppsreningsverk och faktiska kostnader för nya, konventionella avloppsreningsverk.

5.4 Sammanfattande analys

Resultaten från kostnadsanalysen visar att de sorterande systemen (System 2 - 4) är dyrare än det konventionella systemet (System 1). System 3, som inkluderar en AnMBR och en RO-process, är det billigaste alternativet bland de sorterande systemen. Analysen visar att fastighets- samt anläggningskostnader står för de största kostnaderna. För att kunna utreda vem som ska betala vad, krävs en mer detaljerad fördelningsanalys än den som genomförts i det här examensarbetet.

Vidare illustrerar den samhällsekonomiska analysen att de sorterande systemen bidrar med fler nyttor än det konventionella systemet. Den ekonomiska fördelen som de kvantitativa konsekvenserna står för är dock liten i jämförelse med investerings- och driftkostnader. De sorterande lösningarna är dock associerade med fler kvalitativa fördelar än det konventionella alternativet.

Känslighetsanalysen visar att vissa parametrar, som kalkylräntan och ledningsnätssträckan, kan påverka kostnaderna mycket. Kostnaden för en BDT-vattenrening som är mindre avancerad än den som föreslås i det här examensarbetet, kan leda till lägre totalkostnader. Vidare visar utvärderingen av kostnadsmodellen att modelleringen verkar stämma för relativt små reningsverk men inte lika bra för stora.

Det är svårt att fastslå huruvida de sorterande systemen är mer fördelaktiga ur hållbarhetssynpunkt än ett konventionellt system. Fördelarna gällande minskade utsläpp av fosfor och kväve, ökad biogasproduktion, bättre kvalitet på återföringsprodukt, minskad vattenförbrukning och minskade utsläpp av växthusgaser talar för att systemen är miljömässigt hållbara. Fosfor- och kväveåtervinningen måste öka i framtiden och återföringsprodukter bör hållas rena från föroreningar, för miljön och folkhälsans skull. Sorterande system uppfyller dessa mål, varför det samhällsmässigt går att argumentera för att sorterande system är hållbara.

Den andra sidan av hållbarhetsbegreppet, den ekonomiska aspekten, är med tanke på resultaten i det här examensarbetet mer problematisk. Här handlar det om hur högt miljö- och samhällsnytta värderas ekonomiskt och vilken tidsram som används. Kostnaderna må bli höga idag om det beslutas att satsningar på sorterande systemlösningar ska genomföras, men om en omställning uteblir kan folkhälsa och miljö få betala ett pris. Jämfört med investerings- och driftkostnaderna har det dock visats att de kvantifierbara samhällsnyttorna är små. Som motargument kan faktumet att den fossila fosfor kommer att ta slut användas, vilket kan tänkas leda till att sorterande tekniker blir ett krav i framtiden.

6 Slutsatser

I det här examensarbetet har tre systemlösningar för sorterat klosettwater och BDT-water beskrivits och jämförts i en fallstudie med 1 184 personequivallenter. Beräkningar av kostnader och samhällsekonomiska aspekter har utförts på de sorterande systemen och resultaten har jämförts med en konventionell avloppslösning. Följande slutsatser kan dras:

1. Den årliga totalkostnaden för de sorterande avloppslösningarna har uppskattats ligga mellan 4,6 och 5 miljoner SEK, vilket är 35 - 50 % dyrare än det konventionella alternativet.
2. Ur miljö- och samhällssynpunkt är sorterande alternativ mer hållbara än den konventionella avloppslösningen i den här studien.
3. Avgörande för tillämpligheten av systemlösningarna i andra städer är val av kalkylränta samt längd på ledningsnät.

Vidare har analysen visat att källsortering av spillwater från hushåll leder till fler samhällsekonomiska nyttor än konventionell hantering av avloppsvater.

Målsättningen med examensarbetet har varit att hitta den mest kostnadseffektiva sorterande systemlösningen, som bidrar med så stor samhällsekonomisk nytta som möjligt. System 3, med en AnMBR-teknik och RO-process, är bäst utifrån dessa kriterier. Det bör dock nämnas att resultaten i det här examensarbetet är en approximation av hur verkligheten ser ut. Osäkerheter i vissa beräkningar gör att mer detaljerade analyser av kostnader och samhällsekonomiska aspekter är befogade.

Det har visat sig att sorterande systemlösningar för avlopp som studerats i det här examensarbetet, är dyrare än det konventionella systemet. Frågan är huruvida sorterande system kan klassas som hållbara och anses motivera de stora investeringar de är förknippade med.

7 Framtida studier

I det här examensarbetet har kostnader och nyttor med sorterande systemlösningar för avlopp i stadsförnyelseprojektet H+ analyserats. Analysen har utvärderat systemlösningarnas årliga totalkostnader för samhället i stort. Genom att undersöka kostnadsparametrar och samhälls-ekonomiska konsekvenser mer grundligt skulle den ekonomiska situationen kunna tydliggöras ytterligare. Osäkerheten kring den kostnadsdata som samlats in skulle dessutom minska. Fler studier som mer utförligt analyserar och utvärderar kostnaderna för sorterande system är därför befogade.

En mer utförlig kostnadsanalys skulle dessutom kunna resultera i en mer detaljerad fördelning av de olika kostnaderna än den uppdelning som gjorts i det här examensarbetet. En fördelningsanalys av kostnaderna för systemlösningarna skulle kunna klargöra vem i planerings- och implementeringsprocessen som ska stå för vad. Detta skulle kunna underlätta vid beslut om de stora investeringar som sorterande system förutsätter. Risken för oväntade kostnader bör minimeras, då den skulle kunna fördröja eller hindra nya projekt.

Den största andelen avloppsvatten som kommer från hushåll står BDT-vattnet för. En djupare analys av hur sorterat BDT-vatten ska behandlas och eventuellt utnyttjas genom återvinning bör därför genomföras. Innehållet i BDT-vatten skiljer sig från osorterat avloppsvatten, varför en annan typ av rening än den konventionella kan vara aktuell. I det här examensarbetet har grova uppskattningar gjorts för att förenkla och anpassa ett konventionellt avloppsreningsverk till enbart BDT-vattenrening. Hur BDT-vattnet ska hanteras och vilka kostnader det innebär är alltså parametrar som skulle kunna utvärderas vidare. Med sortering av BDT-vatten kommer även möjligheten till återanvändning. Hur tekniken för detta skulle vara utformad och vilka kostnader ett sådant system skulle medföra skulle vara intressant att inkludera i framtida studier.

Någon hänsyn har inte tagits till hur mycket läkemedelsrester som finns i varje analyserat system och hur dessa påverkar kostnaderna för systemen. Läkemedelsrester får större uppmärksamhet inom VA-branschen och framtida krav på strängare rening kan bli aktuella. Hur massbalanser för läkemedelsrester ser ut i de analyserade systemen är inte utrett, varför detta skulle vara av intresse.

Utöver det konventionella systemet har tre sorterande systemlösningar analyserats i det här examensarbetet. I systemen har några processer som passar för behandling av sorterat klosett-vatten täckts in, dock inte alla. Alternativa tekniker och lösningar som finns på marknaden bör därför inkluderas i liknande studier för att få en helhetsbild av situationen. Även andra metoder för att komma fram till kostnaderna, än de som använts i det här examensarbetet, skulle kunna användas. Att byta ut annuitetsmetoden mot en annan teknik för investeringsbedömning och att tillämpa en annan samhällsekonomisk analysmetod, skulle utgöra ett intressant komplement till den här studien.

8 Referenser

- Andersson, G., 1984. *Kalkyler som beslutsunderlag*. Andra upplagan red. Lund: Studentlitteratur.
- Arnell, M., 2013. *Utsläpp av lustgas och metan från avloppssystem*. Rapport Nr 2013-11 Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- Carlsson, H., Hagerberg, D., Robinson, T. & Tideström, H., 2013. *Teknik för hållbar återvinning av fosfor*, Stockholm: Tyréns AB.
- Cordell, D., Drangert, J.-O. & White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19, pp. 292-305.
- de Graaff, M. S., Temmink, H., Zeeman, G. & Buisman, C. J., 2010. Anaerobic Treatment of Concentrated Black Water in a UASB Reactor at a Short HRT. *Water*, Issue 2, pp. 101-119.
- de Graaff, M. S., Temmink, H., Zeeman, G. & Buisman, C. J. N., 2011. Energy and phosphorus recovery from black water. *Water Science & Technology*, 63(11), pp. 2759-2765.
- Desah, u.d. *Noorderhoek - integral energy concept*, Sneek: Desah.
- Elmitwalli, T., Zeeman, G. & Otterpohl, R., 2011. Modelling anaerobic digestion of concentrated black water and faecal matter in accumulation system. *Water Science & Technology*, 63(9), pp. 2039-2045.
- EPA, 2000. *Wastewater Technology Fact Sheet: Ammonia Stripping*, Washington D.C.: United States Environmental Protection Agency.
- Finnveden, G., Håkansson, C. & Noring, M., 2013. *A new set of valuation factors for LCA and LCC based on damage costs - Ecovalue 2012*. Göteborg, The 6th International Conference on Life Cycle Management.
- Fransson, L., Löwgren, S. & Thelin, G., 2010. *Återvinning av näringsämnen från rötrest genom struvitfällning*. Rapport SGC 218. Malmö: Svenskt Gastekniskt Center.
- Göteborgs Stad, u.d. *Avlopp*. [Online]
Tillgänglig: <http://goteborg.se/wps/portal/invanare/bygga-o-bo/vatten-och-avlopp/avlopp!/ut/p/b1/jctLCsIwFIXhtbgAc2-apEmGUegz9CEKNhOJIqXQtBPR7RsXIHpmB74fHAxbxZEmjHI4g1v8cxr9Y1oXP3--Sy8drXq1owbbXGdYHusua2rbcoMRDBHsc1NwaRGVzQWWpjgddM8YGvZfj18WwY--AjddA3ndAkEiRMppIpBJzaVmGppiDXcIbs7UaDZvhT18jw!!/dl4/d5/L2dBISvZ0FBIS9nQSEh/>
[Hämtad 07 02 2015].
- H+ Projektet, 2012. *Möjligheternas H+: Samordning av de tekniska resursflödena Energi, Vatten, Avlopp och Avfall (EVAA) Etapp 2*, Helsingborg: Helsingborg Stad.

Heldt, D., 2006. *Återvinning av fosfor från avloppsvatten som behandlas med biologisk fosforrening: En studie i att fälla struvit ur rejektivatten från rötat bio-P-slam*. Projektpublikation nr 33. Stockholm: Stockholm Vatten.

Hellström, D., Jonsson, L., Nordberg, Å. & Olsson, L.-E., 2008. *Anaerob behandling av hushållsspillvatten och klosettavlopp blandat med organiskt hushållsavfall - resultat från Sjöstadverket, Stockholm*. Rapport Nr 2008-08. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling.

Helsingborg stad, u.d. *Invånare: Trafik och stadsplanering: Planering och utveckling: Stadsutvecklingsprojekt: H+*. [Online]

Tillgänglig: <http://www.helsingborg.se/Medborgare/Trafik-och-stadsplanering/Oversiktsplan-och-detaljplaner/Byggprojekt/h/>

[Hämtad 07 10 2014].

HWC, 2014. *Blackwater*. [Online]

Tillgänglig: <http://www.hamburgwatercycle.de/index.php/blackwater.html>

[Hämtad 18 11 2014].

IBA Hamburg, u.d. *Revitalisation of the former Lettow-Vorbeck Barracks: Jenfelder Au*. [Online]

Tillgänglig: <http://www.iba-hamburg.de/en/projects/quarter-jenfelder-au/projekt/jenfelder-au.html>

[Hämtad 07 10 2014].

Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D., Kärrman, E., 2005. *Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model*. Urban Water Report 2005:06. Göteborg: Urban Water, Chalmers University of Technology.

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

Kärrman, E., Arnell, M., Rydhagen, B., Svensson, G., Wittgren, H-B., 2012. *Multikriterieanalys för integrerade systemlösningar i H+ området*, Stockholm: CIT Urban Water Management Sweden AB.

KemI, 2011. *Kadmiumhalten måste minska - för folkhälsans skull*. Rapport Nr 1/11. Sundbyberg: Kemikalieinspektionen.

Kieniewicz, A., 2006. *A reverse osmosis (RO) plant for sewage treatment and nutrient recovery - the influence of pre-treatment methods*. Projektpublikation nr 34. Stockholm: Stockholm Vatten.

Kinell, G., Söderqvist, T. & Hasselström, L., 2009. *Monetära schablonvärden för miljöförändringar*. Rapport 6322. Stockholm: Naturvårdsverket.

Kjerstadius, H., Davidsson, Å. & la Cour Jansen, J., 2012. *Hållbara system för biogas från avlopp och matavfall*. SGC Rapport 2012:271. Malmö: Svenskt Gastekniskt Center AB.

Koetse, E., 2005. *The implementation of DESAR concepts in two projects in Germany*, Wageningen: Wageningen University.

Kotz, C., Hillenbrand, T., Hiessl, H., Mohr, M., Trösch, W., u.d. *Pilot-project DEUS 21: A concept for sustainable urban water infrastructure*, Karlsruhe: Fraunhofer Institute.

Kujawa-Roeleveld, K., Fernandes, T., Wiryawan, Y., Tawfik, A., Visser, M., Zeeman, G., 2005. Performance of UASB septic tank for treatment of concentrated black water within DESAR concept. *Water Science & Technology*, 52(1-2), pp. 307-313.

Lantz, M., 2013. *Biogas in Sweden - Opportunities and challenges from a systems perspective*, Lund: Lund University.

Lettinga, G., 1995. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. *Antonie van Leeuwenhoek*, 67, pp. 3-28.

Levlin, E., Tjus, K., Fortkamp, U., Ek, M., Baresel, C., Ljung, E., Palm, O., 2014. *Metoder för fosforåtervinning ur avloppsslam*. IVL Rapport B2184. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

Linderholm, K., Tillman, A.-M. & Mattsson, J. E., 2012. Life cycle assessment of phosphorus alternatives for Swedish agriculture. *Resources, Conservation and Recycling*, 66, pp. 27-39.

Lin, H., Chen, J., Wang, F., Ding, L., Hong, H., 2011. Feasibility evaluation of submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal secondary wastewater treatment. *Desalination*, 280(1-3), pp. 120-126.

LRF, u.d.(a). *Hem: Miljö: Kretslopp: LRF och slam*. [Online]
Tillgänglig: <http://lrfse.preview.lrf.se/Miljo/Kretslopp1/LRF-och-slam/>
[Hämtad 21 01 2015].

LRF, u.d.(b). *Styrelsens yttrande nr 16: Motion nr Väst 8, Skaraborg 4*. [Online]
Tillgänglig: <http://lrfse.preview.lrf.se/PageFiles/5381/avloppsslam.pdf>
[Hämtad 21 01 2015].

Luleå Kommun, 2014. *Avlopp*. [Online]
Tillgänglig: <http://www.lulea.se/boende--miljo/vatten-och-avlopp/avlopp.html>
[Hämtad 07 02 2015].

Miljödepartementet, 2012. *Sveriges miljömålssystem*, Stockholm: Grafisk service, Elanders.

Mohr, M. & Trösch, W., 2013. Semi-centralised urban water management as prerequisite for water reuse. i: V. Lazarova, T. Asano, A. Bahri & J. Anderson, red. *Milestones in Water Reuse: The Best Success Stories*. London: IWA Publishing, pp. 97-105.

Naturvårdsverket, 2003a. *Avloppsrening i Sverige*. ISBN 620-8137-3. Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2003b. *Konsekvensanalys steg för steg - handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket*, Västerås: Edita Västra Aros.

Naturvårdsverket, 2012. *Styrmedel för ökad rening från kommunala reningsverk*. Rapport 6521. Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2013. *Hållbar återföring av fosfor*. Rapport 6580. Bromma: Arkitektkopia AB.

Naturvårdsverket, 2014. *Olika typer av analyser*. [Online]
Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledninga/Samhallsekonomisk-analys/Olika-typer-av-analyser/>
[Hämtad 16 12 2014].

Negre, J., 2007. *Sludge treatment in an Anaerobic BioReactor with external Membranes*. Rapport nr 16. Stockholm: Stockholm Vatten.

NSVA, 2012. *Öresundsverket, Helsingborg - Miljörapport*, Helsingborg: NSVA.

NSVA, u.d. *VA-taxa för bostäder i Helsingborg 2015*. [Online]
Tillgänglig: <http://nsva.se/Privat/VA-taxa/Helsingborg/>
[Hämtad 14 01 2015].

Olin, B., 2005. *Kostnadsmodell för strategiska vägval*. VA-Forsk rapport Nr 2005-13. Stockholm: Svenskt Vatten AB.

Plumlee, M H., Stanford, B D., Debroux, J-F., Hopkins, D. C., Snyder, S A., 2014. Costs of Advanced Treatment in Water Reclamation. *Ozone: Science and Engineering: The Journal of the International Ozone Association*, 36(5), pp. 485-495.

Remy, C., 2010. *Life Cycle Assessment of conventional and source-separation systems for urban wastewater management*, Berlin: der Technischen Universität Berlin.

Remy, C. & Jekel, M., 2012. Energy analysis of conventional and source-separation systems for urban wastewater management using Life Cycle Assessment. *Water Science and Technology*, 65(1), pp. 22-29.

Saidou, H., Ben Moussa, S. & Ben Amor, M., 2009. Struvite Precipitation by the dissolved CO2 degasification technique: Impact on the airflow rate and pH. *Chemosphere*, 74, pp. 338-343.

Sartor, O., 2012. The EU ETS carbon price: To intervene, or not to intervene. *Climate Brief*, 12 02, pp. 1-8.

SCB, 2014a. *Största folkökningen på många år*. [Online]
Tillgänglig: <http://www.scb.se/sv/Hitta-statistik/Statistik-efter-amne/Befolkning/Befolkningens-sammansattning/Befolkningsstatistik/25788/25795/Behallare-for-Press/376142/>
[Hämtad 07 02 2015].

SCB, 2014b. *Kvantitet, ton, från handelsgödsel efter växtnäringsämne, grödgrupp och år, brutna*. [Online]
Tillgänglig: http://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START_MI_MI1001/PKTONGrGrpLanPK/table/tableViewLayout1/?rxid=0d4ce971-fa35-4a67-8da8-f1781ef0c326
[Hämtad 02 03 2015].

SCB, u.d. *Prisomräknaren - räkna på inflation*. [Online]
Tillgänglig: <http://www.scb.se/prisomraknaren/>
[Hämtad 08 12 2014].

Skambraks, A.-K., Augustin, K., Meinzinger, F. & Hartmann, M., 2014. Hamburg's lead on water and energy: implementing resource-oriented sanitation using Hamburg Water Cycle. *Water21*, April, pp. 15-18.

Stockholmsregionens avfallsråd, 2007. *Fosfor och kväve*. [Online]
Tillgänglig: <http://www.atervinningscentralen.se/web/page.aspx?refid=171>
[Hämtad 01 12 2014].

Svenskt Vatten, 2010. *Avloppsteknik 2: Reningsprocesser*. Andra utgåvan red. Stockholm: åtta.45 AB.

Tekniska Verken, 2012. *Avloppsvatten*. [Online]
Tillgänglig: <http://www.tekniskaverken.se/vatten/avloppsvatten/>
[Hämtad 07 02 2015].

Telge Nät, 2013. *Avlopp i kretslopp, Södertälje; Enskilda avlopp i kretslopp, Södertälje; Recirculation of nutrients from small-scaled treatment plants*, Stockholm: Länsstyrelsen.

Tervahauta, T., Hoang, T., Hernández, L., Zeeman, G., Buisman, C., 2013. Prospects of Source-Separation-Based Sanitation Concepts: A Model-Based Study. *Water*, 5, pp. 1006-1035.

Vaccari, D. A. & Strigul, N., 2011. Extrapolating phosphorus production to estimate resource reserves. *Chemosphere*, 84, pp. 792-797.

van Eekert, M., Weijma, J., Verdoes, N., de Buissonjé, F., Reitsma, B., van den Bulk, J., van Gastel, J., 2012. *Explorative research on innovative nitrogen recovery*. Rapport 51. Amersfoort: Kruyt Grafisch Adviesbureau.

WCED, 1987. *Our Common Future*, Oxford: Oxford University Press.

Wiersma, L., 2014. *Effectiviteit van het Decentrale Verwerkingssysteem Waterschoon, Noorderhoek Sneek*, Sneek: DeSaH.

Zeeman, G., Kujawa, K., de Mes, T., Hernandez, L., de Graff, M., Abu-Ghunmi, L., Mels, A., Meulman, B., Temmink, H., Buisman, C., van Lier, J., Lettinga, G., 2008. Anaerobic treatment as core technology for energy, nutrients and water recovery from source-separated domestic waste(water). *Water Science & Technology*, 57(8), pp. 1207-1212.

Personlig kommunikation

Andersson, G., 2015. Tidigare projektledare för LRF. (10 02 2015).

Calo, A., 2014. Projektledare Södertäljemodellen. (06 11 2014).

Dahl, S., 2013. VA-ingenjör på NSVA. (21 11 2013).

Hagman, M., 2013. Forskning & Utvecklingsansvarig på NSVA. (04 10 2013).

Kärrman, E., 2014. Vice VD och affärsstrateg på Urban Water Management Sweden AB. (15 12 2014).

Kjerstadius, H., 2014. Doktorand VA-teknik, LTH. (04 12 2014).

la Cour Jansen, J., 2015. Professor vid avdelningen för VA-teknik, LTH. (10 02 2015).

Magnusson, P., 2014. Konsult på Aqua P. (25 11 2014).

Vinnerås, B., 2015. Forskare inom kretsloppsteknik på SLU. (20 1 2015).

Bilaga I

I följande tabell finns samtliga modellerade kostnader för System 1 - 4 dimensionerade för etapp 1 av H+ området.

Komponent	Enhet	System 1			System 2			System 3			System 4		
		Avskrivnings- tid	Kapital- kostnad tSEK	Drift/ underhåll tSEK	Årlig totalkostnad tSEK	Kapital- kostnad tSEK	Drift/ underhåll tSEK	Årlig totalkostnad tSEK	Kapital- kostnad tSEK	Drift/ underhåll tSEK	Årlig totalkostnad tSEK	Kapital- kostnad tSEK	Drift/ underhåll tSEK
Fastigheter	30	818	321	1 138	2 011	788	2 800	2 011	788	2 800	2 011	788	2 800
Transporter från fastigheter	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	15
Ledningsnät	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pumpstationer	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dayvattenanläggningar	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Konventionell rening	30	589	360	949	560	340	890	560	340	890	560	340	890
Kväverening	50	239	293	531	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Röining och slamhantering	30	79	110	189	0	0	0	0	0	0	0	63	90
Aktivningsprocesser	25	0	0	0	0	0	0	19	80	99	0	0	0
Långtidslagring - urin	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Förbränning	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Deponi	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Transporter från anläggningar	15	0	0	0	1	1	1	2	1	3	0	0	0
Egna komponenter													
Strövit	30	0	0	0	28	14	42	0	0	0	0	0	0
AnMBR	30	0	0	0	0	0	0	77	106	183	0	0	0
Vätkompost + Urea	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	508	420
Ledningsnät hus->pmst->Öve	50	350	30	380	426	45	471	426	45	471	184	23	206
Stripper	30	0	0	0	89	355	444	0	0	0	0	0	0
UASB-ST	30	0	0	0	61	25	85	0	0	0	0	0	0
Pumpstation	30	133	50	183	133	50	183	133	50	183	0	0	0
Spolposter	30	0	0	0	12	0	12	12	0	12	0	0	0
0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL		2 206	1 164	3 370	3 310	1 617	4 927	3 229	1 411	4 640	3 340	1 676	5 016

Bilaga II

I ett reningsverk som behandlar sorterat BDT-vatten kan vissa processer väljas bort på grund av att innehållet skiljer sig från konventionellt spillvatten. Detta har gjorts i behandlingsanläggningen i Sneek (Wiersma, 2014). För att kunna uppskatta nerdimensioneringen av aktivslamanläggningar och eftersedimenteringen, med syftet att rena sorterat BDT-vatten, har standardvärden för den hydrauliska uppehållstiden och ytbelastningen använts. Volymen för en konventionell aktivslamanläggning (CAS) med eftersedimentering har då kunnat beräknas. Genom att jämföra volymerna har en skalfaktor mellan en konventionell aktivslamanläggning och anläggningen i Sneek tagits fram enligt följande:

Volym på anläggningen i Sneek: $V_{Sneek} = 18 \text{ m}^3$

Standardvärden för hydraulisk uppehållstid (HRT) och ytbelastning: $HRT_{CAS} = 5 \text{ h}$ respektive $Ytbelastning = 0,6 \text{ m}^3/\text{h}$ (la Cour Jansen, 2015)

Flöde från H+, etapp 1: $Q = 2,6 \text{ m}^3/\text{h}$

För konventionell aktivslamanläggning gäller att uppehållstiden kan beräknas med volymen och flödet för anläggningen enligt följande:

$$HRT_{CAS} = \frac{V_{CAS}}{Q}$$

$$V_{CAS} = HRT_{CAS} * Q = 5 * 2,6 \approx 13 \text{ m}^3$$

Eftersedimenteringens (ES) ytbelastning ger:

$$Ytbelastning = \frac{Q}{A_{ES}}$$

$$A_{ES} = \frac{Q}{Ytbelastning} = \frac{2,6}{0,6} \approx 4,3 \text{ m}^2$$

Om djupet (h) antas vara 2,5 m kan volymen beräknas:

$$V_{ES} = A_{ES} * h = 4,3 * 2,5 \approx 11$$

Den totala volymen (V_{tot}) för aktivslamanläggningen samt sedimenteringen blir då:

$$V_{tot} = V_{CAS} + V_{ES} = 13 + 11 = 24 \text{ m}^3$$

Skalfaktorn blir:

$$\frac{V_{Sneek}}{V_{tot}} = \frac{18}{24} = 0,75$$

Slutsatsen är att en konventionell aktivslamanläggning med sedimentering kan minskas med uppskattningsvis 25 % för att anpassas till BDT-vattenrening.

Bilaga III

Följande faktiska avloppsreningsverk har kontaktats för insamling av kostnadsdata. De faktiska kostnaderna för anläggningarna har jämförts med modellerade värden i figur 5.5.

Namn	Nybyggnation/ ombyggnation	Kapacitet (pe)	Totalentreprenad (MSEK)
Bodalsverket (Tanum)	Nybyggnation	20 000	81
Lerkils avloppsreningsverk (Kungsbacka)	Nybyggnation	10 000	50
Påslunda avloppsreningsverk (Värnamo)	Nybyggnation	31 000	100
Ullareds avloppsreningsverk (Falkenberg)	Nybyggnation	7 400	50
Avloppsreningsverket Sundet (Växjö)	Nybyggnation	95 000	150

Bilaga IV

Sorterande avloppssystem: kostnads- och nyttoanalys i stadsförnyelseprojektet H+, Helsingborg

Att sortera urin och fekalier från bad-, disk- och tvättvatten möjliggör att mer växtnäringsämnen kan återvinnas ur avloppsvattnet. Vid källsortering av toalettvattnet ökar dessutom den mängd biogas som kan produceras vid behandlingen. Mot bakgrund av detta är ett sorterande avloppssystem aktuellt i stadsförnyelseprojektet H+ i Helsingborg, där miljö- och hållbarhetsfrågor står i fokus. Frågan är hur miljömässiga och ekonomiska aspekter av en sorterande avloppslösning i H+ förhåller sig till varandra.

I vanliga toaletter används en stor mängd vatten för att spola bort urin och fekalier. För att minska vattenanvändningen kan vakuumtoaletter i stället användas, vilket leder till att avloppsvattnet blir mindre utspätt. Detta medför, i motsats till konventionella system, att teknik för avvattning vid produktion av biogas inte behövs, eftersom det koncentrerade avloppsvattnet från vakuumtoaletter inte behöver förbehandlas. Dessutom kan växtnäringsämnen, som fosfor och kväve, lättare återvinnas och användas som ett substitut till handelsgödsel. Fossil fosfor är en ändlig produkt, varför återvinning är av största vikt för att säkra den framtida matproduktionen inom jordbrukssektorn. Återvinning av växtnäringsämnen leder även till mindre övergödning då fosfor och kvävet hamnar på åkermark istället för i vattendrag. Ett sorterande system bidrar alltså med fler miljönyttor än ett konventionellt alternativ.

De ekonomiska vinsterna av miljönyttorna är dock små och uppskattas till cirka 4 % av den totala kostnaden. Utöver detta har sorterande system visat sig kosta 35 - 50 % mer än en vanlig avloppslösning. Men med tanke på att den fossila fosfor en dag kommer att ta slut, och att miljönyttorna är fler, kommer sorterande system trots detta antagligen att bli mer eftertraktade i framtiden.

För att ta reda på vad sorterande avloppslösningar kostar har tre system jämförts med ett konventionellt alternativ, så som det vanligtvis ser ut i svenska städer idag. Investeringskostnaden för samtliga alternativ har tagits fram med en så kallad annuitetsmetod. Metoden innebär att grundinvesteringen slås ut över livslängden för varje komponent i systemet. För att annuitetsberäkningar ska kunna utföras, krävs att en kalkylränta antas. Kalkylräntan återspeglar investeringens risker och avkastningskrav. Vid kostnadsanalysen av de sorterande systemen har den antagits vara 3 %. Till detta har en årlig driftkostnad adderats.

Det som kännetecknar det billigaste sorterande systemet är att membranteknik används både för biogasproduktion och för återvinning av växtnäringsämnen, det vill säga en typ av filtrering där renat vatten hela tiden bortforslas från behandlingsprocessen. Den totala kostnaden per person i H+ området är 3 900 SEK/år för detta system, vilket är 1 000 SEK/år dyrare per person än det konventionella alternativet.

Parametrar som visat sig påverka resultatet av den ekonomiska analysen på ett markant sätt är kalkylräntan samt längden på avloppsledningsnätet från fastigheterna till behandlingsanläggningen. I H+ projektet är det tänkt att detta avstånd ska vara kort,

vilket leder till en stor ekonomisk fördel. Att lägga ledningsnät är dyrt och detta är viktigt att ha i åtanke för exempelvis beslutsfattare i andra städer, där sorterande system kan bli aktuella i framtiden. Även kalkylräntan måste beaktas. En ökning av denna med tre procentenheter resulterade i

en ökning av den totala kostnaden med cirka 30 % för de analyserade systemen. Vid konstruktion av ett sorterande avloppssystem krävs alltså noggrann planering för att merkostnaderna inte ska bli onödigt höga.