



Hållbara system för biogas från avlopp och matavfall

(Sustainable systems for biogas production from sewage sludge and food waste)

Hamse Kjerstadius, Åsa Davidsson, Jes la Cour Jansen

*"Catalyzing energygas development
for sustainable solutions"*

Svenskt Gastekniskt Center AB, SGC

Om SGC

SGC är ett spjutspetsföretag inom hållbar utveckling med ett nationellt uppdrag. Vi arbetar under devisen "*Catalyzing energygas development for sustainable solutions*". Vi samordnar branschgemensam utveckling kring framställning, distribution och användning av energigaser och sprider kunskap om energigaser. Fokus ligger på förnybara gaser från rötning och förgasning. Tillsammans med företag och med Energimyndigheten och dess kollektivforskningsprogram *Energigastekniskt utvecklingsprogram* utvecklar vi nya möjligheter för energigaserna att bidra till ett hållbart samhälle. Tillsammans med våra programråd inom *Rötning, Förgasning och bränslesyntes, Distribution och lagring, Kraft/Värme* och *Gasformiga drivmedel* identifierar vi frågeställningar av branschgemensamt intresse att genomföra forsknings-, utvecklings och/eller demonstrationsprojekt kring. Beslut om eventuell statlig medfinansiering från Energimyndigheten fattas av den externa Beslutsnämnden inom ramen för kollektivforskningsprogrammet som f.n. löper under tiden 090401–130331.

Resultaten från projekt drivna av SGC publiceras i en särskild rapportserie – *SGC Rapport*. Rapporterna kan laddas ned från hemsidan – www.sgc.se. Det är också möjligt att prenumerera på de tryckta rapporterna. SGC svarar för utgivningen av rapporterna medan rapportförfattarna svarar för rapporternas innehåll.

SGC ger också ut faktabroschyrer kring olika aspekter av energigasers framställning, distribution och användning. Broschyrer kan köpas via SGC:s kansli.

SGC har sedan starten 1990 sitt säte i Malmö. Vi ägs av Eon Gas Sverige AB, Energi-gas Sverige, Swedegas AB, Göteborg Energi AB, Lunds Energikoncernen AB (publ) och Öresundskraft AB.

Finansiering av det här projektet

Det här projektet har finansierats av EVAA-projektet (Helsingborg stad, NSVA, NSR, Öresundskraft), Svenskt Vatten Utveckling och SGC via Energimyndigheten.

Malmö 2012



Martin Ragnar
Verkställande direktör

Swedish Gas Technology Centre, SGC

About SGC

SGC is a leading-edge company within the field of sustainable development having a national Swedish assignment. We work under the vision of "*Catalyzing energygas development for sustainable solutions*". We co-ordinate technical development including manufacture, distribution and utilization of energy gases and spread knowledge on energy gases. Focus is on renewable gases from anaerobic digestion and gasification. Together with private companies and the Swedish Energy Agency and its frame program *Development program for energy gas technology* we develop new solutions where the energygases could provide benefits for a sustainable society. Together with our program committees within *Anaerobic digestion*, *Gasification and fuel synthesis*, *Distribution and storage*, *Power/Heat* and *Gaseous fuels* we identify issues of joint interest for the industry to build common research, development and/or demonstrations projects around. Decisions on any financial support from the Swedish Energy Agency are made by the external Beslutsnämnden within the frame program that currently runs 090401–130331.

Results from the SGC projects are published in a report series – *SGC Rapport*. The reports could be downloaded from our website – www.sgc.se. It is also possible to subscribe to the printed reports. SGC is responsible for the publishing of the reports, whereas the authors of the report are responsible for the content of the reports.

SGC also publishes fact brochures and the results from our research projects in the report series *SGC Rapport*. Brochures could be purchase from the webiste.

SGC is since the start in 1990 located to Malmö. We are owned by Eon Gas Sverige AB, Energigas Sverige, Swedegas AB, Göteborg Energi AB, Lunds Energikoncernen AB (publ) and Öresundskraft AB.

Financing of this project

This project has been financed by EVAA-projektet (Helsingborg stad, NSVA, NSR, Öresundskraft), the Swedish Water & Wastewater Association and SGC through the Swedish Energy Agency.

Malmö, Sweden 2012



Martin Ragnar
Chief Executive Officer



Förord

Denna rapport bygger på en delutredning inom samarbetsprojektet EVAA för Helsingborgs stad som utfördes av Hamse Kjerstadius, Åsa Davidsson och Jes la Cour Jansen vid VA-teknik, Institutionen för Kemiteknik, Lunds Tekniska Högskola. Studien bedrevs mellan maj till september 2012 och finansierades av EVAA-projektet samt av Svenskt Gastekniskt Centrum (SGC) tillsammans med Svenskt Vatten. Studiens 590 arbetstimmar fördelades mellan litteraturstudier (50 %), arbete kring fallstudier (40 %) samt labbarbete (10 %).

Ett stort tack riktas till de anställda vid Helsingborgs stad, NSVA, NSR samt Öresundskraft som bidragit med information och diskussioner till studien. Vidare riktas ett hjärtligt tack till de eldsjälarna vid implementerade områden runt om i Europa som bidragit med information vid intervjuer och besök.

Till projektet har en referensgrupp funnits knuten bestående av följande personer;

Jens Gille, Helsingborg stad
Marinette Hagman, NSVA
Sofia Dahl, NSVA
Lotta Lewis-Jonsson, NSR
Kenth Hasselgren, NSR
Andreas Kertes, Öresundskraft



Summary

The study aimed to evaluate five possible systems for the collection, transportation, pretreatment and anaerobic treatment of black water and food waste in respect to potential for biogas production and nutrient recycling of phosphorous and nitrogen. All systems are designed to be used in urban environments with short distance transports to the treatment facilities (less than 10 h). The treatment facilities are placed at an existing wastewater treatment plant but could also be implemented separately from existing infrastructure.

One of the investigated systems is a reference scenario which corresponds to a present conventional Swedish system and includes separate treatment of food waste but combined treatment of black water, grey water and storm water. The three wastewater streams are transported in a combined sewer system to treatment at wastewater treatment plant and digested as primary and secondary sludge after which the digestate is dewatered and recycled to farmland for nutrient recycling. Food waste is collected in paper bags and transported by garbage trucks to a mechanical pretreatment using screwpress after which is being digested separately and which the dewatered digestate is returned to farmland for nutrient recycling.

Of the four other systems three are different versions of sorting systems where black water and food waste is treated separately from the other waste streams grey water and storm water, thus getting a stream with relatively high concentration of organic material and nutrients with decreased metal content in relation to the former. These systems either use conventional collection and transportation of food waste or collection by food waste disposer after which the food waste is transported with black water in a separate sewer or by tanker after passing through a sedimentation tank. Black water is collected with WC and transported by itself or together with food waste in a separate sewer. After pretreatment black water and food waste are co-digested and the dewatered digestate is returned to farmland for nutrient recycling.

In the remaining system transportation is done in a vacuum sewer to which food waste and black water is led by food waste disposer and vacuum toilet respectively. No pretreatment of the substrates is performed in this system but the substrates are being led directly to co-digestion in a sludge separating reactor. These digesters can work efficiently even at the low concentration of organic material that results from the lack of pretreatment. In return, energy and space required for pretreatment are saved as well as losses of organic material. After digestion nutrient recycling is performed either by struvite precipitation or by reverse osmosis.

Data for the evaluation were collected from a literature review, case studies and lab experiments. The gathered information was used to assess generated amounts and content of the substrates as well as losses of organic matter and nutrients during collection, transportation, pre-treatment, anaerobic digestion and nutrient recycling. Also user aspects and technical flexibility are presented based on the collected information.

The case studies showed that few sorting systems for the separate collection of black water and food waste with subsequent anaerobic treatment are implemented in Europe and that implemented systems predominantly are based on vacuum technology combined with sludge separating digesters. This corresponds well the



vacuum system proposed in this study. The most relevant areas for case studies were mainly located in Germany (Hamburg, Stuttgart) and the Netherlands (Sneek). The literature review rendered good information on metal content and generated amounts of black water and food waste as well as for losses in pretreatment and reduction of organic material during anaerobic digestion. A relatively high value of percentage food waste being sorted out in paper bags or food waste disposers was used in this study to represent the systems being implemented in an area where the citizen are highly motivated to sort their garbage. A lab experiment was used to determine values of methane potentials for the calculations on biogas potentials.

The results showed that a conventional treatment system suffers from relatively large losses of organic material in pretreatment and that biogas production from food waste and black water can be increased up to 100 % by using a separating system for black water and food waste. The largest losses of organic material in the conventional system is in the screwpress (for food waste) and in the active sludge step at the wastewater treatment plant (for black water). If adjustments are made for potential modifications to the conventional system the biogas production can still be increased by up to 60-70 %. In regards to nutrients the amount of recycled phosphorous cannot be increased by more than 15 % in a sorting system compared to conventional treatment. This is because the main amount of phosphorous in the substrates is found in black water which in a conventional system is treated in wastewater treatment plants with very high removal of phosphorous to the dewatered sludge. The slight increase of potential is mainly due to the reduced losses of phosphorous in pretreatment of food waste. The recycling of nitrogen can be increased with between 30 % (in 3 out of 4 sorting systems) or up to 650 % by a combination of membrane bioreactor and reverse osmosis although the latter is relatively energy demanding.

Furthermore all sorting systems render sludges with lower metal content than from conventional treatment and are thus more attractive for return to agricultural land.

The results showed that an active digester volume of 280-420 m³ is needed for separate digestion in a CSTR of food waste and black water from 10 000 persons. In addition area is needed for separate pretreatment facilities. However a vacuum system combined with sludge separation digesters would need less space since no pretreatment is used before anaerobic digestion. A potential problem when digestion food waste and black water separately is the relatively high concentration of total nitrogen in the substrate which could cause ammonia inhibition of the digestion process. Calculations on the total ammonia nitrogen concentration in the digesters show the levels to be just above the minimum reported limit for mild ammonia inhibition. However no case of process disturbance was reported from the case studies.

In terms of user aspects it was concluded that a separating system for black water and food waste does not differ greatly from conventional treatment. Since no economic evaluation was performed in the study, and other studies have pointed both towards increased and decreased operating costs for separating systems it could not be concluded whether separating systems would lead to increased costs compared to conventional treatment.



In conclusion, sorting systems with separate collection and treatment of black water and food waste is a good practice to get more biogas and a greatly increased quality of the digestate in terms of metal concentration. The highest potential for increase of biogas production and nutrient recycling were achieved in the system based on vacuum sewers combined with sludge separating digesters.



Sammanfattning

Studien ämnade till att utvärdera fem tänkbara system för insamling, transport och anaerob behandling av svartvatten och matavfall i avseende på biogasproduktion och återföringspotential av näringsämnen.

Studien genomfördes genom insamlande av data och erfarenheter ifrån litteraturstudier, fallstudier samt labbförsök. Erhållen information användes för att bedöma mängd och innehåll i substraten samt förluster av organiskt material och näringsämnen i fem olika system för insamling, transport och förbehandling samt efterföljande biogasprocess och näringsåtervinning från rötrest. Vidare beskrivs användarvänlighet och teknisk flexibilitet baserat på inhämtad information.

Studien visade även att få system för separat insamling av svartvatten och matavfall med efterföljande anaerob behandling finns implementerade i Europa och att implementerade system övervägande är baserade på vakuumteknik. Vidare visades att biogasproduktionen från svartvatten och matavfall kan ökas, och som maximalt, fördubblas mot konventionell behandling med sorterande system. Främst beror ökningen på att mindre förluster av organiskt material sker i förbehandling varför biogasproduktionen även kan ökas något genom förändringar i nuvarande system. Dock kan biogasproduktionen fortfarande kas med maximalt 55-70 % med sorterande system. Vidare visar studien att återvinningen av fosfor inte kan ökas nämnvärt genom byte av system men att kvalitén på rötresten förbättras avsevärt i avseende på metallinnehåll samt att återvinningen av kväve kan ökas

Då ingen ekonomisk utvärdering genomfördes inom studien, och andra studier gett skilda resultat huruvida kostnaden för sorterande system är högre eller lägre än för konventionell hantering kan det inte fastslås huruvida sorterande system skulle medföra ökad kostnad gentemot konventionell hantering av svartvatten och matavfall.





Innehåll

1.	INLEDNING.....	11
1.1	Syfte.....	11
1.2	Mål	11
1.3	Målgruppen.....	11
1.4	Avgränsning.....	12
1.5	Genomförande	12
2.	MATAVFALL OCH SVARTVATTEN	13
2.1	Varför separata strömmar?	13
2.2	Matavfall	14
2.3	Svartvatten.....	15
3.	INSAMLING OCH TRANSPORT AV MATAVFALL OCH SVARTVATTEN ...	19
3.1	Insamling i papperspåse och transport i sopbil (konventionell hantering) ...	19
3.2	Insamling med Köksavfallskvarn (KAK)	20
3.3	Samtransport av matavfall och svartvatten i separat självfallsledning (MASV-ledning)	22
3.4	Uppsamlingsstank för matavfall från köksavfallskvarn.....	24
3.5	Insamling av matavfall i köksavfallskvarn och transport i vakuumledning...	25
3.6	Insamling och transport av svartvatten	25
3.7	Insamling med WC och transport i kombinerat avlopp.....	26
3.8	Snålspolande toalett med transport i svartvattensledning (SV-ledning)	27
3.9	Insamling med vakuumtoalett och transport i vakuumledning.....	27
4.	FÖRBEHANDLING OCH RÖTNING AV SVARTVATTEN OCH MATAVFALL	30
4.1	Behandling av svartvatten från kombinerat avlopp vid avloppsreningsverk (konventionell hantering).....	31
4.2	Separat sedimentering med fällningskemikalier.....	31
4.3	Förbehandling av matavfall från köksavfallskvarn.....	32
4.5	Förbehandling av matavfall från påse	32
4.6	Samrötning av svartvatten och matavfall	33
4.7	Ammoniuminhibering av rötprocessen.....	34
4.8	Reaktortyper	36
4.8.1	CSTR – Continuous Stirred Tank Reactor	37
4.8.2	UASB-ST (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - Septic Tank).....	37
4.8.3	MBR - Membranbioreaktor.....	39
4.9	Metanproduktion från rötning vid olika processparametrar	40

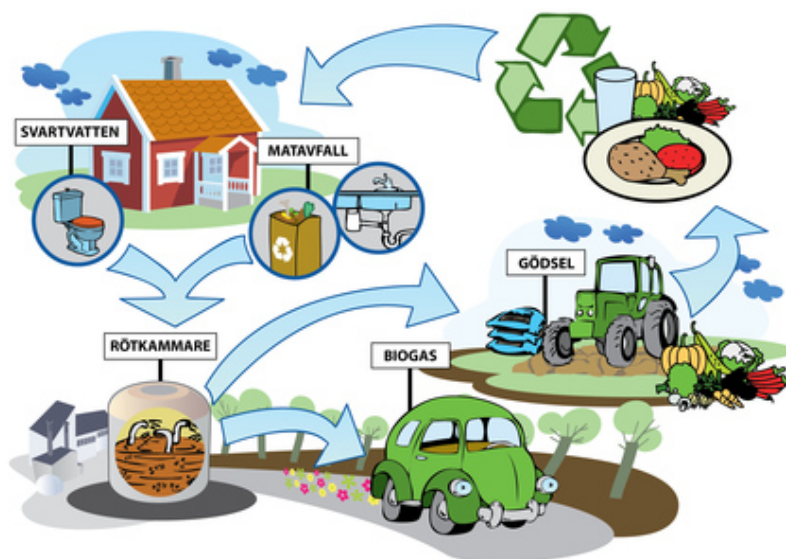


4.10 Återvinning av näringsämnen	42
4.10.1 Återförsel av avvattnad rötrest	42
4.10.2 Struvitfällning	43
4.10.3 Omvänd osmos (RO)	43
4.11 Kväverening med minskad tillgång till kolkälla från slam	44
4.12 Metallkoncentrationer & slamcertifiering	44
5. FALLSTUDIEOMRÅDEN	46
5.1 Jenfelder AU (Hamburg, DE)	47
5.2 DEUS 21 (Knittlingen, DE)	49
5.3 Sneek Lemmerweg & Sneek Noorderhoek (Sneek, NL)	53
5.4 Flintenbreite (Lübeck, DE)	57
5.5 CSTS - (Berlin, DE)	59
5.6 Arbeiten & Wohnen (Freiburg, DE)	62
6. UNDERSÖKTA SYSTEM	65
7. RESULTAT OCH DISKUSSION	68
7.1 Metanproduktion	68
7.2 Vad händer om förluster vid förbehandling av matavfall minskar?	69
7.3 Separat rötning av svartvatten och matavfall	70
7.4 Återvinning av näringsämnen	72
7.5 Näringsåterförsel från resterande avlopp	76
7.6 Kostnader & energiförbrukning	77
7.7 Systemdiskussioner	78
8. SLUTSATSER	82
9. REFERENSER	83
Appendix 1 – Övervägda områden för fallstudier	92



1. INLEDNING

Att behandla källsorterade avfallströmmar från hushåll anaerobt skulle potentiellt kunna generera många positiva effekter som är kompatibla med Sveriges nationella miljömål om begränsad klimatpåverkan samt ingen övergödning. Vidare innehåller dessa strömmar hög andel organiskt material vilket kan utnyttjas för att producera energirik biogas samt en större del av det fosfor och kväve som släpps ut från hushåll vilket kan återvinnas för växtnäring i jordbruk och därmed minska övergödning av recipientvatten. I denna studie undersöks tekniska system för insamling och anaerob behandling av avfallsströmmarna matavfall och svartvatten i enlighet med konceptskissen för studien som presenteras i figur 1.



Figur 1 - Konceptskiss över studiens undersökningsområde. Bild med tillstånd av NSVA.

1.1 Syfte

Studien syftar till att utvärdera vilka tekniska system för insamling, transport och förbehandling som är mest lämpade för biogasproduktion genom anaerob behandling av svartvatten och matavfall.

1.2 Mål

Studiens mål var att uppskatta den framtida biogasproduktionen samt potentialen för näringsåtervinning ifrån olika systemlösningar. Vidare var målet att lämna ett diskussionsunderlag i avseende på tekniska och sociala aspekter för systemlösningarna.

1.3 Målgruppen

Stadsplanerare samt kommunala avfalls- och VA-grupper anses särskilt berörda av de lösningar som utvärderas inom studien. Delar av studien är anpassad efter



H+ området i Helsingborg men kan tjäna som förebild för planering av nya systemlösningar för energi, VA-teknik och avfall i all urban miljö.

1.4 Avgränsning

Studien begränsas såtillvida att det är ett relativt litet projekt. Därför ämnar den inte vara en komplett sammanställning över möjliga system eller existerande tekniklösningar. Vidare bygger materialet i denna rapport på en utförligare rapport, med samma namn som denna rapport, inom EVAA-projektet i Helsingborgs stad. Många av de antaganden som har gjorts i studien baseras på förhållanden som angavs för EVAA-rapporten. För utförligare information kring antaganden och beräkningar hänvisas till EVAA-rapporten som återfinns på NSVA:s hemsida under: <http://www.nsva.se/Om-NSVA/Rapporter/Forskningsprojekt--Examensarbeten/>

1.5 Genomförande

För att uppnå syftet samlades nationella och internationella erfarenheter och data in från lämpliga system. Detta skedde främst genom litteraturstudier men även genom fallstudier på områden där relevant teknik implementerats. Viss tid lades även på att genom labbförsök ta fram data för att komplettera luckor från litteratur- och fallstudierna. Totalt bestod studien av 590 arbetstimmar och tidsfördelningen mellan de olika områdena förlades på följande vis.

- Litteraturstudier och beräkningar (50 %)
- Insamlande av information från 5-7 fallstudier (40 %)
- Labbförsök (10 %)

De sammanställda erfarenheterna och data användes sedan för att utvärdera fem tekniska system för insamling och behandling av matavfall och svartvatten. Dessa system utformades för att vara relevanta för minst 10 000 personer samt för en urban miljö med tillgång till existerande avloppsreningsverk. Utvärderingen skedde kvantitativt mot parametrarna metanproduktion och återvinning av näringsämnen samt systemens användarvänlighet samt flexibilitet presenteras i bakgrunden. Utvärderade parametrar visas i tabell 1.

Tabell 1 – Parametrar för utvärdering av de fem utvalda systemen. Nedanför varje titel framgår vad parametrarna utvärderas i avseende på. NL betecknar normalliter, dvs. volym vid 1 atm och 0 °C.

Metanproduktion	Återvinning av näringsämnen
NL CH ₄ / pe*dygn	Återvinning av P och N. Kvalitet på återvinningsform



2. MATAVFALL OCH SVARTVATTEN

Avlopp och avfall från hushåll kan delas in i tre huvudsakliga avfallsströmmar i vilka majoriteten av det organiska avfallet återfinns. Dessa är matavfall, svartvatten (avföring, urin, toalettpapper samt spolvatten) samt bad-, disk- och tvättvatten (BDT-vatten, även kallat gråvatten) varav de två förstnämnda utvärderas inom detta projekt. Dessa innehåller en majoritet av både det organiska innehållet samt för återvinning intressanta näringsämnen fosfor och kväve vilket framgår av tabell 2. Det framgår av tabellen att matavfall tillsammans med svartvatten utgör omkring 70 % av det organiska materialet och innehåller över 80 % av fosfor (P) och kvävet (N). Utöver det lägre näringsinnehållet är BDT-vatten en, relativt de övriga två strömmarna, utspädd ström med högre andel metaller i förhållande till organiskt innehåll vilket gör den mindre attraktiv för rötning samt som rötrest inom jordbruk (Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006).

Tabell 2 – Fördelning av organiskt material (representerat som COD) och näringsämnen fosfor (P) och kväve (N) mellan avfallsströmmar från hushåll. Tabellen är baserad på (Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006).

Substrat	COD (mass%)	P (mass%)	N (mass%)	K (mass%)
Svartvatten (Avföring) (Urin)	38 (31) (7)	68 (28) (40)	82 (13) (69)	78 (18) (60)
Matavfall	33	12	9	4
BDT-vatten	29	20	9	18
<i>Matavfall + Svartvatten</i>	<i>71</i>	<i>80</i>	<i>91</i>	<i>82</i>

2.1 Varför separata strömmar?

I denna studie undersöks system där avfallsströmmarna med svartvatten och matavfall separeras ifrån övriga avfallsströmmar i stadsmiljön, framförallt dagvatten men även från BDT-vatten. Detta ger fördelar både i avseende att utvinna biogas men även för att återanvända dagvatten och BDT-vatten då dessa strömmar inte kontamineras med de patogener, hormoner och läkemedelsrester som återfinns i svartvatten (Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006). Svartvattnet och matavfallet blandas i gengäld inte med den höga andel metaller i förhållande till organiskt material som återfinns i dag- och BDT-vatten vilket ger en mer önskvärd rötrest för användning inom jordbruk (Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006). Vidare kan utspädning av det organiska materialet i svartvatten och matavfall undvikas genom att separera de volymrika avfallsströmmarna dag- och BDT-vatten vilket är fördelaktigt för biogasproduktion där det organiska materialet i de flesta fall behöver koncentreras innan rötning. Att både näringsämnen och föroreningar är koncentrerade till en relativt låg volym är också attraktivt ur behandlingssynpunkt då det minskar energibehovet för förtjockning av det organiska materialet och möjliggör riktad behandling av föroreningar i en mindre volym. Vidare har utvinning av



näringsämnenen fosfor och kväve visats kunna vara mindre energikrävande ur koncentrerade strömmar än återvinning i konventionella avloppsreningsverk eller framställning av näringsämnen till handelsgödsel (Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006; Maurer et al., 2003). Transportkostnader för sorterande system kan vara högre än för konventionell hantering men behöver inte vara det. Exempel på minskade kostnader är om sorterande system kombineras med lösningar för dagvatten som minimerar användningen av överdimensionerade kombinerade avlopp eller om transport av matavfall sker i ledning samtidigt som antal soptransporter minskar.

2.2 Matavfall

Matavfall lämpar sig väl för biogasproduktion då det har en hög koncentration av organiskt innehåll och gynnsam fördelning mellan andel fett, protein och kolhydrater samt mellan hastigt och långsamt hydrolyserbart material (Davidsson et al., 2011; Gunaseelan, 1997; Jarvis & Schnürer, 2009). Dock kan det, beroende på innehåll av protein, orsaka problem med för höga koncentrationer av ammoniak/ammonium i rötkammaren vilket stör rötprocessen (Akunna et al., 2007; Fricke et al., 2007). Det finns också indikationer på att rötning av enbart matavfall kan leda till ackumulering av fettsyror på grund av dess lättnedbrytbarhet vilket kan motverkas med samrötning med ett annat substrat eller medföra att rötprocessen behöver buffras (Abdulkarim & Evuti, 2010).

Data för generering av matavfall från hushåll har visat sig skilja mycket åt i litteraturundersökningen (Avfall Sverige, 2009; Bernstad Saraiva Schott, 2012; Jönsson et al., 2005; Kujawa-Roeleveld & Zeeman 2006; Lewis-Jonsson, 2012; Systemstudie Avlopp, 2009; Vinnerås et al., 2006; Wendland, 2009). För beräkningar användes de designdata för generering av matavfall som återfinns för URWARE-modellen i Jönsson et al. (2005). Där anges den genererade mängden till 220 g/våtvikt per person och år vilket är lägre än det som anges för Stockholms län i en rapport av Millers-Dalsjö & Starberg (2011). Den senare räknar dock med att ungefär en tredjedel av matavfallet kommer från andra källor än hushåll, såsom storkök och restauranger, vilket inte räknas in i denna studie. Vidare har utvalda data över innehåll av näringsämnen eller metaller sammanställts i tabell 3 respektive 4. I tabell 3 framgår att data över kväve- och fosforinnehåll överensstämmer relativt väl mellan studierna och för beräkningar användes värdena från Jönsson et al. (2005).

Tabell 3 – Data över innehåll av kväve (N-tot) och fosfor (P-tot) i matavfall angivet i g per kg torrsbstanshalt (TS). Data har i flera fall räknats om från enheter angivna i referenserna.

Källa	N-Tot (g/kg TS)	P-Tot (g/kg TS)
Wendland (2009)	28,8	2,9
Hansen (2005)	25	4
Kujawa-Roeleveld & Zeeman (2006)	20,8-26,4	1,8-3,9
Vinnerås et al. (2006)	20,0	3,8
Jönsson et al. (2005)	23,0	4,0



Metallinnehåll per kg TS har räknats fram i tabell 4 och ses överensstämman väl mellan de undersökta studierna med undantag för Jönsson et al. (2005) som avviker något. För beräkningar användes de föreslagna designvärdena i Vinnerås et al. (2006). Det är även av intresse att notera den relativt höga Cd/P-kvoten för matavfall.

Tabell 4. Halter av metaller och fosfor i matavfall angivet i mg/kg TS samt substrats Cd/P-kvot. 1) En TS-halt på 35 % har antagits baserat på Carlsson & Uldal (2009).

Metall	beräknat från Jönsson et al. (2004) ¹	Beräknat från Vinnerås et al. (2006)	Beräknat från Kujawa- Roeleveld & Zeeman (2006)	Jönsson et al. (2005)
Pb	9,79	10,01	10,46	3,81
Cd	0,10	0,10	0,10	0,15
Cu	19,53	19,99	20,87	16,13
Cr	4,87	4,99	5,21	7,48
Hg	-	0,01	0,01	0,02
Ni	2,93	3,00	3,13	3,81
Ag	-	-	-	-
Sn	-	-	-	-
Zn	24,9	25,5	26,6	45,45
P	-	3787	2925	3959
mg Cd/kg P	-	26	35	37

2.3 Svartvatten

Svartvatten definieras i denna studie som den blandning av urin, avföring, toalettpapper och spolvatten som spolas ned i toalettstolar. Denna avfallsström innehåller hög andel organiskt material och de för återanvändning inom jordbruket åtråvärda näringsämnen fosfor, kväve och kalium (Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006; De Graaff et al., 2010). Svartvatten innehåller också en majoritet av föroreningarna patogener, läkemedelsrester och hormoner vilka kan vara önskvärda att separera från det övriga avloppet (de Graaf et al., 2010; Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006; Systemstudie Avlopp, 2007). Vidare innehåller svartvatten en hög kvävehalt vilket kan leda till försämring av rötprocessen genom ammoniakinhibering (de Graaf et al., 2010; Wendland, 2009). Ammoniumet kommer främst från det kväverika urinet vilket framgår av sammanställningen i tabell 5. Urin innehåller även större andel av hormoner och läkemedelsrester än avföring samtidigt som patogener i svartvatten återfinns i avföringen (de Graaff et al., 2010; Jönsson & Vinnerås, 2007; Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006; Systemstudie Avlopp, 2007).

En sammanställning av relevanta studier över generering av svartvatten återfinns i tabell 5. Som synes är data över TS och VS något spretig medan det råder god överensstämmelse över innehållet av kväve och fosfor mellan studierna. För beräkningar användes data från Jönsson et al. (2005). Det bör nämnas att det i vissa studier antas att endast 60 % av det genererade svartvattnet samlas in från



bostadsområden (Berg & Gruvberger, 1999; Wendland, 2009;). I beräkningar inom denna studie antas dock att allt dagligt genererat svartvatten samlas in

Tabell 5 – Daglig generering av svartvatten per personekvivalent (pe) i enheterna TS och VS samt av näringsämnena fosfor (P) och kväve (N). Koncentrationerna anges i gram per personekvivalent och dag.

Källa	Substrat	TS (g/pe*dag)	VS (g/pe*dag)	N-Tot (g/pe*dag)	P-Tot (g/pe*dag)
Otterpohl et al. (2003)	Avföring	-	-	1,1-1,4	0,8
Vinnerås et al. (2006)		30,2	-	1,5	0,5
Jönsson et al. (2005)		53,1	46,4	1,4	0,5
Beräknat från Kujawa- Roeleveld & Zeeman (2006)		13-73	-	1,5-2	0,3-0,7
Otterpohl et al. (2003)		-	-	9,5-11,9	1,0
Vinnerås et al. (2006)	Urin	57,3	-	10,9	1,0
Jönsson et al. (2005)		20	7,4	11	0,9
Beräknat från Kujawa- Roeleveld & Zeeman (2006)		20–60	-	7-11	0,6-1
Otterpohl et al. (2003)		-	-	10,6-13,3	1,8
Vinnerås et al. (2006)		87,5	-	12,4	1,5
Jönsson et al. (2005)	Svartvatten (Avföring +Urin)	73,1	53,8	12,4	1,4
Beräknat från Kujawa- Roeleveld & Zeeman (2006)		33-133	-	8,5-13	0,9-1,7
Beräknat från Wendland (2009)		54,0	34,2	12,6	1,5
Vinnerås (2002)		111	-	12,5	1,5
Beräknat från Augustin et al. (2012)		45	40,8	-	-



Halterna av metaller i svartvatten visas i tabell 6. Noterbart är svartvattens höga innehåll av fosfor samt hur Cd/P-kvoten skiljer sig mellan urin och avföring samt att denna kvot är mycket lägre för svartvatten än för matavfall. Det framgår av tabell 6 att samtliga undersökta källor överensstämmer väl med undantag av Jönsson et al. (2005). För beräkningar användes designvärdena från Vinnerås et al. (2006).



Tabell 6 – Metallkoncentrationer samt fosfor och Cd/P-kvot i svartvatten. Svartvatten är beräknat som en kombination av halterna i urin och avföring multiplicerat med dagsgenerering av TS från respektive substrat.

Metall	Beräknat från Kujawa-Roeleveld & Zeeman (2006)	Beräknat från Jönsson et al. (2004)	Beräknat från Vinnerås et al. (2006)	Beräknat från Jönsson et al. (2005)
Urin				
Pb	0,05	0,03	0,03	0,60
Cd	0,02	0,00	0,01	0,03
Cu	0,27	1,76	1,77	5,00
Cr	0,25	0,18	0,18	0,50
Hg	0,02	-	0,01	0,04
Ni	0,18	0,13	0,12	0,55
Ag	-	-	-	-
Sn	-	-	-	-
Zn	1,1	0,8	0,8	15,0
P	20000	17400	17500	45000
mg Cd/kg P	1	0	1	1
Avföring				
Pb	0,47	0,56	0,66	0,75
Cd	0,24	0,29	0,34	0,19
Cu	25,56	30,87	36,31	20,72
Cr	0,47	0,56	0,66	2,45
Hg	0,21	-	0,27	0,17
Ni	1,73	2,08	2,45	3,58
Ag	-	-	-	-
Sn	-	-	-	-
Zn	249,2	300,9	354,0	201,5
P	11700	16600	16600	9400
mg Cd/kg P	20	17	20	20
Svartvatten				
Pb	0,27	0,20	0,25	0,71
Cd	0,13	0,11	0,12	0,14
Cu	13,35	10,85	13,69	16,42
Cr	0,36	0,27	0,34	1,92
Hg	0,12	-	0,10	0,13
Ni	0,98	0,74	0,93	2,75
Ag	-	-	-	-
Sn	-	-	-	-
Zn	129,4	97,3	122,7	150,5
P	15700	13500	17200	19200
mg Cd/kg P	8	8	7	8



3. INSAMLING OCH TRANSPORT AV MATAVFALL OCH SVARTVATTEN

I detta kapitel presenteras de metoder för insamling och transport av matavfall och svartvatten som undersöks i denna studie tillsammans med information om hur mycket av det genererade substratet som antas samlas med tekniken (utsorteringsgrad) samt förväntade förluster vid transport. Även spolvolymer anges då dessa använts för beräkningar av TS-halt i avloppsströmmar.

Det bör kommenteras att utsorteringsgrad inte beror enbart på val av insamlings-teknik utan även hur motiverade användare är att använda tekniken. En relevant studie inom området har påpekat att alla förändringar av sorterande system för matavfall och svartvatten bör inkludera rikligt med återkoppling till boende för att ge goda resultat (Rydhsagen, 2003). Konkreta förslag på återkoppling som nämns av Rydhagen är involverande av samtliga aktörer (beslutsfattare, konstruktörer, brukare samt mottagare av restprodukt) tidigt i projektet samt rikligt med återkommande information både om hur systemen skall användas men även om hur restprodukten avsätts och om projekten nått sina målsättningar (Rydhsagen, 2003). En systemstudie kring Hammarby Sjöstad nämner, baserat på Rydhagens studie, VA-systemens osynlighet för brukarna som ett problem kring att få boende att använda systemen korrekt (Hellström, 2005). Flera förslag för att synliggöra avloppshanteringen nämns, bland annat ekonomiska drivkrafter som individuell fakturering, införande av utsläppsrätter eller synliggörande av produkten genom användande av rötresten som biogödsel i områdesnära parker (Hellström, 2005). Utvalda kombinationer av metoder för insamling och transport av matavfall presenteras i tabell 7.

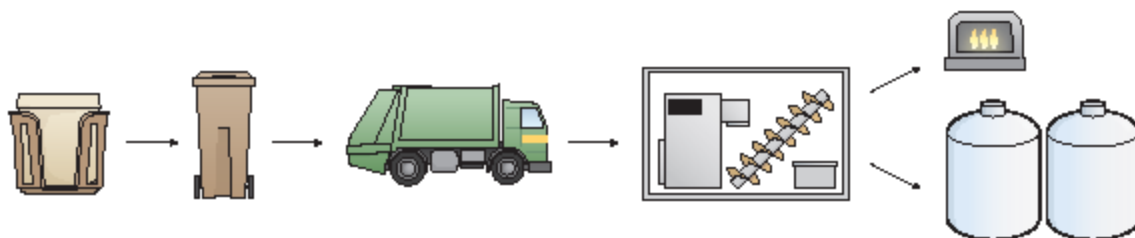
Tabell 7 – Utvärderade kombinationer av metoder för insamling och transport av matavfall från hushåll.

Insamling	Transport
Papperspåse	Sopbil
Köksavfallskvarn (KAK) till tank	Slamsug
Köksavfallskvarn (KAK)	Separat självfallsledning med svartvatten (MASV-ledning)
Köksavfallskvarn (KAK)	Vakuumledning

3.1 Insamling i papperspåse och transport i sopbil (konventionell hantering)

Insamling av matavfall i papperspåse som sedan förs till fastighetsnära insamlingskärl för upphämtning med sopbil och transport till behandling, i likhet med figur 2, är ett vanligt system i Sverige och det finns utförliga rapporter på området (Henriksson, 2010; RVF, 2005). Den största fördelen med systemet är att det redan finns en relativt utbredd implementering och därmed kunskap både hos brukare samt teknisk personal. Utsorteringen blir också bättre i papperspåse jämfört med plastpåse vilket troligtvis beror på att papperspåsarna genom sitt material avviker från övrig sopinsamling och därmed ger brukaren en återkoppling om att sortera rätt (Avfall Sverige, 2010). Rapporterade nackdelar med systemet ur brukarperspektiv är påsens hållbarhet, läckage, fastfrysning, doft och insekter (Aspegren et al., 2005; WR, 2010).





Figur 2 - Systemskiss över den kombination av insamling, transport, förbehandling och rötning av matavfall som i denna studie antas för matavfall insamlat med papperspåse. Bild med tillstånd av VA SYD.

Bernstad Saraiva Schott (2012) gjorde en sammanställning över utsorteringsgrader vid insamling i papperspåse i flerfamiljshus och rapporterade en utsorteringsgrad på 22-45 %. För lägenhetshushåll respektive villahushåll har utsorteringsgraden beräknats till 47 % respektive 77 % baserat på resultat av plockanalyser omfattande plockanalyser (Avfall Sverige, 2011). I stadsdelsområdet Maria Park i Helsingborg nås en utsorteringsgrad på 47 % (i flerfamiljshus) vilket bedöms som en rimlig utsorteringsgrad att uppnå för områden där sorterande system kan komma att implementeras, siffran används därför i beräkningar i denna studie (Lewis-Johnsson, 2012). Det antas i samband med detta att även 47 % av det organiska innehållet (representerat av TS och VS) samt av näringsämnena fosfor och kväve sorteras ut.

Angående förluster vid transport av matavfall finns rapporter som visar på att matavfall i papperspåse minskar i massa innan insamling med omkring 14-27 % (Avfall Sverige, 2010; Bernstad Saraiva Schott, 2012). Dock så utgörs 85 % av denna massaförlust av vatten medan endast omkring 7-8 % utgörs av kol (Avfall Sverige, 2010). Dessa förluster är relativt små (max 2 % av VS) och har bortsetts från i denna studie. Då inga data över förluster av kväve och fosfor under transport har identifierats vid litteraturgenomgång antas förluster av dessa till 0 %. Vidare antas att matavfall insamlat i papperspåse har en TS-halt på 35 % baserat på Carlsson & Uldal (2009).

3.2 Insamling med Köksavfallskvarn (KAK)

Köksavfallskvarnsystem (KAK-system) har på senare år undersökts i ett flertal studier (Appelqvist et al. 2004a; Aquateam, 2006; Aspegren et al., 2005; Forsberg & Olofsson, 2003; Hellström, 2005; Karlsson et al., 2008; Käppalaförbundet & SÖRAB, 2009a; Kärrman et al., 2001; Kärrman et al., 2005; Stockholm Vatten, 2008). En sentida sammanställning av implementerade system står att finna i en rapport av Urban Water (2011) kring införande av köksavfallskvarnar i Göteborg stad och en beskrivning av tekniken går att finna i Davidsson et al. (2011) som även tar upp insamlings- och transportsystemens inverkan på potentialen för metanproduktion.

Fördelar som framförts med ett köksavfallskvarnsystem är ökad användarvänlighet (Appelqvist et al., 2004b; Aspegren et al., 2005; Rydhagen, 2003; Stockholm



Vatten, 2008) samt mindre föroreningar i substratet då material som inte hör hemma i matavfall inte går att sortera ut med kvarnen (Appelqvist et al., 2004a; Kärrman et al., 2005; Rydhagen, 2003). Då det behandlade substratet redan är sönderdelat och fritt från fysiska föroreningar är det också mycket lämpligt att tillföras direkt i röt-kammare utan förbehandling (Aquateam, 2006; Jansen et al., 2004; Karlsson et al., 2008). Vidare ökar utsorteringen av fett med köksavfallskvarn vilket är positivt ur biogassynpunkt då fett har en hög metanpotential (Bernstad Saraiva Schott, 2012). I denna studie hanteras den ökade metanproduktionen genom egna utrotningsförsök vilket förklaras närmare i avsnittet "Metanproduktion från rötning vid olika processparametrar".

Sammanfattningsvis beskrivs köksavfallskvarnar ge god utsorteringskvalité och tekniken som beprövad (Avfall Sverige, 2007). Tekniken har även uppfattats som positiv av de boende då den implementerats i testområden (Meulman, 2012; Urban Water, 2011). Det bör även nämnas att tilliten för kvarnen, och därmed attraktionsvärdet, hos användare har rapporterats vara låg i början för att stiga då systemet visats fungera väl (Urban Water, 2011). Nackdelar som har nämnts för systemet är buller samt ökad sedimentation och bildning av svavelväte i ledningsnät (Kärrman et al., 2001; Mattson & Hedström 2012; Meulman, 2012; Stockholm Vatten, 2008; Urban Water, 2011). En undersökning av kvalitén på ledningsnät utsatta för långtidsimplementering av köksavfallskvarnar visar dock på att endast ringa problem med sedimentering samt att svavelväte inte påträffades i ledningsnät (Mattson & Hedström, 2012). Denna undersökning observerade också att risken för sedimentering är större för ledningar med lägre fallhöjd (Mattson & Hedström, 2012). Det har diskuterats om den ökade utsorteringen av fett som sker med avfallskvarn kan leda till problem med igensättning av ledningsnät, dock har fältstudier inte kunnat påvisa detta (Blecken et al., 2010; Evans et al., 2010). Vidare finns implementeringserfarenheter över att buller kan minskas mycket genom val av modell och installationsmetod (Trösch, 2012).

Data över utsorteringsgrad i köksavfallskvarnar skiljer sig åt vilket framgår av tabell 8. En norsk sammanställning av nordiska undersökningar kring KAK fastställer att ca två tredjedelar av ett hushålls matavfall behandlas med köksavfallskvarn (Aquateam, 2006). Detta är mycket högre än de värden som beräknades av Bernstad Saraiva Schott (2012) samt högre än de som angetts för system i Malmö av Aspegren et al. (2005). Jönsson et al. (2005) uppskattade en rimlig högsta utsorteringsnivå, baserat på Karlberg & Norin (1999) och Lövestedt & Norlander (2002), till 56 % av det totala matavfallet. I detta ligger antaganden att 20 % av det totala matavfallet inte kan sorteras i köksavfallskvarn samt att ytterligare 24 % faller bort på grund av att det är kvar i förpackningsmaterial eller dylikt som medför att det inte är troligt att detta matavfall sorteras ut i köksavfallskvarn. Värdena från Jönsson et al. (2005) användes för beräkningar i denna studie.



Tabell 8 - Utsorteringsgrader för matavfall insamlat i köksavfallskvarn funna i referenslitteratur.

Insamling	Utsorteringsgrad	Källa
KAK	67 %	Aquateam (2006)
KAK	23 %	Bernstad Saraiva Schott (2012)
KAK	56 %	Jönsson et al. (2005)
KAK	46 %	Aspegren et al. (2005)

Vidare medför användandet av köksavfallskvarn en något ökad vattenkonsumtion för hushållen, vilken dock kan anses försumbar i relation till de övriga mängder avloppsvatten från hushåll (Mattson & Hedström, 2012). För beräkningar användes en spolvolym på 12 L/kg avfall baserat på Davidsson et al. (2011) vilket överensstämmer väl med medelvärdet av rapporterade spolvolymerna i tabell 9. Data för energikonsumtionen per hushåll efter installation av köksavfallskvarnar finns återgiven i flera rapporter (Evans et al., 2010; Lundie & Peters, 2005; Zeeman et al., 2008). Ett system med köksavfallskvarn kopplat till tank och slamsug har beräknats ha lika höga driftskostnader som konventionell hantering av Bernstad Saraiva Schott (2012). De ökade kostnaderna för transport med slamsug kompenseras där av minskad energiförbrukning i övriga steg samt något ökad biogasproduktion. Driftskostnaderna (ej inkluderat avskrivning av installationskostnader) för ett system med köksavfallskvarnar kopplade till avlopp har även beräknats vara lägre i jämförelse med insamling av matavfall i påse (Urban Water, 2011).

Tabell 9 – Rapporterade spolvolymerna för köksavfallskvarnsystem.

Källa	L/Pe*dag	L/hushåll*dygn	L/kg avfall
Stockholm Vatten (2008)	-	3	7,2
Stockholm Vatten (2008)	-	6	14,5
Urban Water (2011)	-	4,5	10,9
Urban Water (2011)	3,8	-	13,8
Nilsson et al. (1990)	-	-	19,3
Nilsson et al. (1990)	3	-	10,9
Wainberg et al 2000	-	-	12,4

3.3 Samtransport av matavfall och svartvatten i separat självfallsledning (MASV-ledning)

Separat transport av matavfall (MA) och svartvatten (SV) används för att inte späda ut eller förorena dessa förhållandevis koncentrerade avfallsströmmar med strömmar innehållandes lägre halter organiskt material och högre metallinnehåll.

Rörledning för MASV-strömmar består med fördel av plast då metallrör i längden kan antas förorena avfallsströmmen (Karlsson et al., 2008; Sörme & Lagerkvist, 2002). Beroende på avstånd till behandlingsstationen dras MASV-ledning antingen direkt till avloppsreningsverk eller till uppsamlingstank för förtjockning och vidare transport till avloppsreningsverk eller lokal behandlingsstation. I denna studie antas direkt transport till avloppsreningsverk.



Erfarenheter av system med transport av både matavfall och svartvatten eller ett av substraten har för denna rapport inhämtats från flertalet undersökningar och implementeringar (Aquateam, 2006; Avfall Sverige 2007; Blecken et al., 2010; Evans et al., 2010; Karlsson et al., 2008; Urban Water, 2011). Främst två problem nämns kring transport av matavfall i ledningsnät, sedimentation av fett och nedbrytning av organiskt material. Davidsson et al. (2011) gjorde en litteratursammanställning över sedimentering i ledningsnät och kompletterade med egna försök som visade att en ökad andel fett i ledningsnät kan leda till ökad sedimentation men att några praktiska erfarenheter av detta inte återfanns vid litteraturgenomgången vilket även stöds av en nyare studie av Mattson & Hedström (2012). Även tio års drifterfarenhet i Surahammars KAK-projekt har visat att ingen sedimentering i ledningsnätet sker (Evans et al., 2010). Dock har stopp rapporterats för transport av matavfall och svartvatten i självfallssystem från snålspolande toaletter under Skogabergsprojektet i Göteborg (Karlsson et al., 2008). Detta antogs bero på en för låg spolvolym och problemen försvann också när spolvolymen i dessa system ökades. Ett foto från en rörledning i detta projekt visas i figur 3 där viss avlagring kan ses på sidan av röret. Trycksatta avloppssystem, likt de som föreslås i rapporten över Hammarby Sjöstadsområdet i Stockholm av Hellström (2005), skulle även kunna vara lämpliga för att undvika igensättning och sedimentering.



Figur 3 - Foto inifrån ledning som samtransporterar matavfall och svartvatten vid Skogabergsprojektet i Göteborg. Foto med tillstånd från Pascal Karlsson.

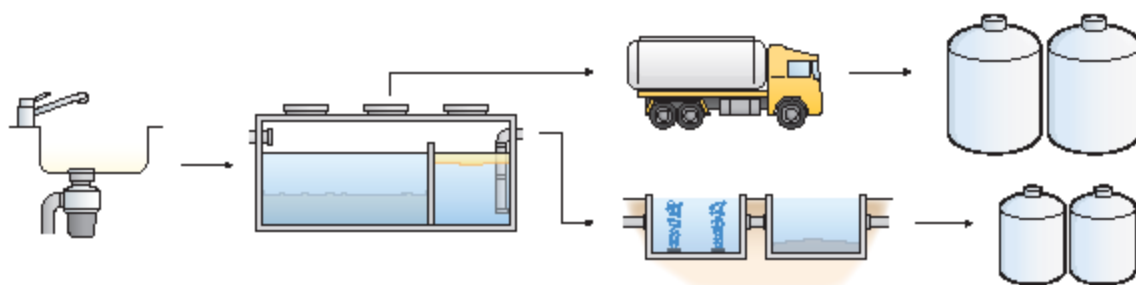
Nedbrytning av organiskt material i ledningsnät kan vara problematiskt då den giftiga och korrosiva gasen vätesulfid kan bildas (Aquateam, 2006, Kärrman et al., 2001). I försök kring nedbrytning av matavfall i ledningsnät som utfördes av Davidsson et al. (2011) visades att viss nedbrytning, motsvarande 5-6 % av VS och TS, sker om substratet tillbringar 36 h i systemet. Detta är i samma magnitud som de förluster som nämns av Bernstad Saraiva Schott (2012) som rapporterat att 7-9 % av VS förloras genom hydrolys efter 36 h. För Davidsson et al. (2011) motsvarades dock VS-reduktion av en ökning i löst COD-koncentration varför det kan antas att substraten främst har hydrolyserats till mindre molekyler och fettsyror snarare än att ha förlorats som koldioxid. Davidsson et al. (2011) gjorde även försök



där effekten av tillförsel av svartvatten till matavfallet undersöktes och fann att hydrolysen blev 6 % TS och 7 % VS, vilket är något högre än reduktionen med enbart matavfall och kan tyda på att hydrolysen ökar vid samtransport av de båda substraten. Det kan också antas att det med tiden byggs upp en biofilm längs väggar i ledningsnät som transporterar matavfall och svartvatten om ledningarna inte rengörs. Detta skulle kunna medföra att hydrolyshastigheten ökar genom att fler mikroorganismer kan bearbeta substraten. Ett sådant resonemang stöds till viss del av Davidsson et al. (2011) som simulerade ett ledningssystem där viss ackumulation av matavfall skett och fann att mindre hydrolys skett redan efter 10 timmar. I en sammanställning som gjorts i en systemstudie antogs 10 % förluster för nedbrytning i ledningsnätet, dock vid relativt långa transportsträckor. I denna studie antas att transporttiden av substrat till behandling i samtliga fall blir under 10 h vid transport i separat MASV-ledning varför ingen förlust av organiskt material eller näringsämnen sker.

3.4 Uppsamlingskammare för matavfall från köksavfallsbask

System där matavfall ifrån köksavfallsbaskar samlas upp i underjordisk tank finns implementerat på ett fåtal platser i Sverige, främst i Malmö (Davidsson et al., 2011). Detta system är utformat så att det organiska materialet skall hamna vid ytan och botten av tanken medan vattnet leds vidare till ledningsnät med kombinerat avlopp (avlopp för både hushållsspillvatten och dagvatten). Sedimenterat substrat hämtas periodvis med slamsug och transporteras till röt-kammare. En skiss över systemet återges i figur 4 och en utförligare beskrivning av systemet återfinns i Davidsson et al. (2011). En fördel med systemet är, vilket nämns under avsnittet för köksavfallsbask, att det sönderdelade matavfallet transporteras direkt till röt-kammare utan att behöva förbehandlas. KAK-system med tank har hävdats minska transportbehovet men trots detta lämpa sig främst i nybyggnadsområden (Avfall Sverige, 2007).



Figur 4 – Systemskiss för insamling, transport och behandling av matavfall som samlats in med köksavfallsbask till tanksystem. Bild med tillstånd av VA SYD.

Tanksystem är ännu inte väldokumenterade i avseende på driftdata men problem som omnämnts är nedbrytning av organiskt material i tanken samt förlust av näringsämnen och organiskt material till ledningsnät. Davidsson et al. (2011) visade att uppemot 30-35 % TS och VS kan gå förlorat om tanken håller en temperatur på 20 °C och töms var fjärde vecka. Mätningar på temperaturen i ett implementerat tanksystem visades hålla temperaturer på 12-18 °C (Davidsson et al., 2011). Ökad nedbrytning har även visats ske om inte allt matavfall töms ur tanken vid tömning



då resterande matavfall med tiden fungerar som en ymp med mikrobiologisk kultur (Davidsson et al., 2011). Bernstad Saraiva Schott (2012) rekommenderar av denna anledning att minimera mängden kvarvarande matavfall i tanken vid tömning. I sin studie undersökte även Davidsson et al. (2011) spontan metanbildning i ett tanksystem. Dessa försök visade dock på låga förluster, troligtvis beroende på de låga pH-halterna i de undersökta systemen, kring 2-10 L CH₄ /g VS vid 20 °C och en uppehållstid på 7 dygn respektive 8-12 L vid 4 veckors uppehållstid (Davidsson et al., 2011). En sådan metanproduktion motsvarar 0,5 – 2,5 % av metanproduktionen från kontinuerlig rötning av matavfall från samma område som uppmättes av Jansen et al. (2004). Vidare är det rimligt att anta att förlusten vid implementerade system bör vara i den lägre änden av de uppmätta förlusterna i Davidsson et al. (2011) då tömning av tankar i implementerade system kan antas ske en gång per vecka.

En viss del av det till tanken inkommande organiska materialet kan även antas följa med utgående vatten trots att tanken är utformad för att minimera en sådan förlust. Dessa förluster beräknades av Bernstad Saraiva Schott (2012) som fann att en hög andel av näringsämnena (40-55 % kväve respektive 38-62 % fosfor) följde med utgående vatten. Även förlusten av fett beräknades vara substantiell vilket påverkar biogaspotentialen då fett har en hög metanpotential (Bernstad Saraiva Schott, 2012). Dock är dessa siffror osäkra då mätningar endast utfördes i tank och utlopp medan tillförseln beräknades på antaget antal bebodda hushåll i anslutning till tanken. Då inga källor med fullständiga mätningar i fullskala återfanns antas förluster vid beräkningar till 10 % för parametrarna TS, VS, N och P (vilket även antogs av Bernstad Saraiva Schott, 2012). Vidare antas att matavfallet i tanken förtjockas till en TS-halt på 5 % vilket baseras på mätningar i tanksystem vid Turning Torso i Malmö som utfördes inom denna studie (data ej publicerade).

3.5 Insamling av matavfall i köksavfallskvarn och transport i vakuumledning

Insamling av matavfall med köksavfallskvarn kopplat till vakuumledningsnät skiljer sig inte mycket från insamling till vattenburet ledningsnät och endast undantag till föregående beskrivning av insamling med köksavfallskvarn nämns här. Tekniken skiljer sig något från vattenburna system då matavfallet med hjälp av undertryck sugs igenom kvarnens skärblad och vidare till vakuumledningsnät när systemet startas vilket minskar spolvolymen vatten (Tettenborn, 2012). Dock används i stort sett samma spolpolymer som för vanliga köksavfallskvarnar i återfunna implementerade fall (Meulman, 2012; Trösch, 2012). Det kan antas att vattenmängden i ett sådant system blir lägre än för helt vattenburen transport men ingen undersökning kring detta har återfunnits varför det antas att systemet har samma vattenkonsumtion som angetts för vattenburna KAK-system ovan. Vidare antas att systemet inte har några förluster vid transport i likhet med transport av svartvatten i vakuumledning som beskrivs där även vakuumtekniken beskrivs närmare.

3.6 Insamling och transport av svartvatten

Utvalda metoder för insamling av svartvatten visas i tabell 10. Det framgår att inget undersökt system inkluderar urinsortering toalett vilket är värt att kommenteras. Urinsortering föreslås i flera studier som ett lämpligt sätt att minska kväveinnehållet i andelen substrat som går till rötning samtidigt som kväve kan återvinnas från urinet direkt (Jönsson & Vinnerås, 2007; Maurer et al. 2003; Otterpohl, 1999). Att



inte inkludera urinsorterande system i denna studie baseras på rapporterade problem med igensättning av sådana system (Jönsson & Vinnerås, 2007; Peter-Fröhlich et al., 2007; Rydhagen, 2003).

Tabell 10 – Övervägda metoder för insamling av matavfall från hushåll.

Insamling	Transport
WC	Kombinerat avlopp
Snålspolande WC	Separat självfallsledning (SV-ledning)
Vakuumtoalett	Vakuumledning
Snålspolande WC	Separat självfallsledning tillsammans med matavfall (MASV-ledning)

Då minskad utspädning av substraten är önskvärt för biogasproduktion inkluderar flertalet undersökta system snålspolande WC (här antaget som max 4L spolvolym) eller vakuumtoalett. I tabell 11 återges rapporterade spolvolymen för olika typer av toalettsystem. För denna studie antogs en spolfrekvens på 6 spolningar per dag baserade på metoder i tidigare studier samt Naturvårdsverkets rekommendationer vilket gav en total flödesvolym på 14 L per dag för snålspolande WC (5 små spolningar och 1 stor) respektive 6 L för vakuumtoalett (Berg och Gruvberger, 1999; Kujawa-Roeleveld et al., 2006; Naturvårdsverket, 1995). I det enda system som inkluderar vanlig WC i denna studie används transport av svartvatten i kombinerat avlopp varför antaganden om spolvolym i sådana system inte har gjorts då vattenvolymen blandas med BDT-vatten.

Tabell 11 – Rapporterade spolvolymen för olika toalettsystemen.

System	Spolvolym (L)	Total spolvolym (L/pe*dag)	Källa
WC	6-9	-	Koetse (2005)
WC	6-12	36-72	Kujawa-Roeleveld & Zeeman (2006)
Snålspolande WC	2-4	14	Kujawa-Roeleveld & Zeeman (2006)
Vakuumtoalett	1	-	Koetse (2005)
Vakuumtoalett	0,8-2	-	Kujawa-Roeleveld & Zeeman (2006)
Vakuumtoalett	0,5-1	-	Otterpohl et al. (1999)
Vakuumtoalett	0,7-1	5	Wendland et al. (2006)
Vakuumtoalett	0,8-2	-	Meulman (2012)

3.7 Insamling med WC och transport i kombinerat avlopp

Transport i kombinerat avlopp, det vill säga avlopp som inkluderar dagvatten och BDT-vatten, ger ett utspätt svartvatten. Metallhalten i förhållande till organiskt material ökar även då dagvatten och BDT-vatten inkluderas vilket är negativt i avseende på kvalitet på rötresten (Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006; Sörme & Lagerkvist, 2002). Kombinerat avlopp medför att återkoncentrering av organiskt material och näringsämnen måste ske vid avloppsreningsverket för kostnadseffek-



tiv rötning och näringsåterförsel till jordbruksmark. I denna studie antas, baserat på resultaten från Davidsson et al. (2011) och Bernstad Saraiva Schott (2012) som anges under avsnittet "Samtransport av matavfall och svartvatten i separat självfallsledning (MASV-ledning)" ovan, att förlusterna av organiskt material och näringsämnen vid transport i kombinerat avlopp är försumbara på grund av en transporttid på mindre än 10 timmar.

3.8 Snålspolande toalett med transport i svartvattensledning (SV-ledning)

Snålspolande toaletter späder inte ut avloppsströmmen lika mycket som vanliga WC vid transport i separat ledning utan tillförsel av de volymrika avloppsströmmarna BDT-vatten och dagvatten. Om självfallssystem används kan dock den lägre spolvolymen leda till problem med igensättning av rörledningar om lutningen på systemet inte är tillräcklig (Karlsson et al., 2008; Rydhagen, 2003; WRS, 2001). Den mindre spolvolymen kan också leda till att eventuella pumpar får problem med det tjockare svartvattnet (Kärman et al., 2003). Vidare kan viss nedbrytning av organiskt material ske under transport i enlighet med resonemanget i avsnitt "Samtransport i av matavfall och svartvatten i separat ledning". I likhet med de antaganden som gjordes där antas transporttiden för svartvatten i ledningen bli så kort att ingen nämnvärd förlust av organiskt material eller näringsämnen hinner ske.

3.9 Insamling med vakuumtoalett och transport i vakuumledning

I vakuumsystem används en ytterst liten spolvolym som kombineras med att svartvattnet sugas ut, tillsammans med 15-20 L luft, av ett undertryck på 0,4-0,5 bar (Augustin et al., 2012; Koetse, 2005; Peter-Fröhlich et al., 2007). Vakuumgeneratoren i dessa system kan vara belägen i samma byggnad, kvarter eller vid behandlingsanläggningen flera kilometer ifrån insamlingsplatsen (Augustin et al., 2012; Hiessl, 2012; Koetse, 2005; Meulman, 2012; Peter-Fröhlich et al., 2007). Svartvattnet från varje spolning leds direkt till vakuumledningsnätet eller till en uppsamlingstank som töms till vakuumledningsnätet med en kraftigare och längre vakuumsugning med jämna intervall (Hiessl 2012; Koetse 2005). Dessa alternativ visas tillsammans med andra lösningar i figur 5. Fördelen med en uppsamlingstank är minskat buller då svagare spolningar krävs samt att risk för igensättning av system minskar då större volymer transporteras vid varje tömning av systemet (Koetse, 2005; Peter-Fröhlich et al., 2007). Vidare minskar systemets energiförbrukning, jämfört med ett vakuumsystem utan uppsamlingstank, då svagare enskilda spolningar krävs (Koetse, 2005; Peter-Fröhlich et al., 2007). Fördelar med vakuumsystemet är att det kräver en relativt liten diameter på rörledningar och inte är beroende av självfall vilket minskar utrymmesbehov kostnader för rörläggning och underhåll av vakuumavlopp då rör kan läggas ytligare än självfallsledningar samt mindre grävarbete krävs (Koetse, 2005; Meulman, 2012). Vidare medför undertrycket att svartvattnet homogeniseras och den låga vattenmängden ger svartvattnet en tillräckligt hög TS-halt för att kunna rötas utan förtjockande förbehandling (Augustin et al., 2012; Otterpohl et al., 1999; Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006; Wendland, 2006).





Figur 5 - Förslag på insamlingspunkter och transportmål för vakuumsystem. Bild med tillåtelse av Jets Vacuum.

Nackdelar med vakuumsystem är att dessa, främst de tidigt implementerade varianterna, har lidit av en relativt hög ljudnivå vilket upplevts störande av användare (Koetse, 2005; Meulman, 2012; Peter-Fröhlich et al., 2007; Rydhagen, 2003; Wittgren et al., 2011). Nuförtiden finns dock modeller respektive implementerade system med ljudnivåer på 77 respektive 86 dB vilket inte är mycket högre än konventionella toalettsystem (Kopfhammer, 2012; Meulman, 2012). Även kunskapen kring hur systemen skall installeras i hushåll för att minska buller har ökat (Tettenborn, 2012). Ett annat problem är att vakuumtoaletter kan drabbas av stopp i toalettstolen på grund av den mindre rördiametern. Stopp i implementerade system har dock rapporterats ske främst hos användare ovana vid vakuumsystem innan dessa har lärt sig vad som kan spolas ned i systemet (Koetse, 2005; Peter-Fröhlich et al., 2007; Meulman, 2012). Rydhagen (2003) menar att stopp i vakuumsystem inte inträffar oftare än i vanliga WC då den smala rördiametern i toaletten tydligt visar att systemet inte klarar av att spola ned fast material. Vidare har system drabbats av inläckage av vatten och luft vilket minskar undertrycket och därmed transportförmågan i systemet (Andersson & Castor, 2005; Koetse, 2005). Till skillnad från vattensystem så leder dock dessa undertryckfall till att läckan upptäcks då den uppstår samt att inget vatten läcker ut ur systemet vilket undviker fuktskador (Koetse, 2005). Även problem med avlagringar i rörledningar har visats förekomma i tidigare system (Andersson & Castor, 2005). Ett nyare system implementerat utanför Stüttgart har dock drivits i fem år utan att något stopp har inträffat även om det har beräknats att viss sedimentation av fosfor sker på rörledningsväggar (Tettenborn, 2012).

Transporttiden i vakuumsystem antas inte bli längre än den för transport i kombinerat avlopp eller SV-ledning även om uppsamlingstankar används. I likhet med antaganden under övriga transportsystem för svartvatten antas förlusterna för transport i vakuumsystem vara försumbara. Avslutningsvis kan det nämnas att Zeeman et al. (2008) har visat att system med vakuumtransport av svartvatten och matavfall kan vara mer energieffektivt jämfört med konventionell avloppsteknik (kombinerat avlopp och hantering av svartvatten vid avloppsreningsverk) och anger en besparing på 5 kWh/person*år enbart för avloppstransporten om vakuumteknik används istället för kombinerat avlopp. En stor andel av besparingen



bedöms ligga i den minskade rördiametern vilket gör underhållsarbete mindre kostsamt samt att systemet inte kräver någon lutning vilket medför att rörledningarna inte behöver läggas lika djupt som för självfallssystem (Meulman, 2012; Trösch, 2012). Ytligare respektive mindre ledningsnät medför mindre omfattande ingrepp i gatumiljö vid konstruktion respektive underhållsarbete vilket sparar kostnader. Data över energiförbrukning för ett vakuumsystem med uppsamlingstank presenteras inom ramen för ett jämförande projekt över olika systemlösningar i Tyskland där det även visades att hela vakuumsystemet sparade energi och kostnader relativt konventionella system (Oldenburg, 2007; Peter-Fröhlich et al., 2007).



4. FÖRBEHANDLING OCH RÖTNING AV SVARTVATTEN OCH MATAVFALL

Beroende på hur substraten har samlats in och transporterats finns det flera tänkbara kombinationer av förbehandling och anaeroba reaktormodeller för att maximera biogasproduktion samt minimera energibehovet för hela behandlingen. Val av förbehandling och rötkammare beror främst på hur hög koncentrationen av organiskt material är i de inkommande flödena då utspädda substrat medför att stora vattenvolymer hettas upp i onödan under rötprocessen. I tabell 12 återges beräkning och antagen TS-halt i matavfall och svartvatten då dessa strömmar kommer till behandlingsanläggning.

Tabell 12 - Beräknade och antagna TS-koncentrationer i substrat vid ankomst till behandlingsanläggning. Källor till antagna koncentrationer är (1) Carlsson & Uldal (2009), (2) Ej publicerade mätningar vid VA-teknik LTH.

Substrat	Insamling & Transport	TS-halt vid ankomst (%TS)
Matavfall	Papperspåse + sopbil	30-35 ⁽¹⁾
	Köksavfallskvarn till tank + slamsug	5 ⁽²⁾
	Köksavfallskvarn + MASV-ledning	0,7
	Köksavfallskvarn + MASV-vakuumledning	<2,5
Svartvatten	WC + kombinerat avlopp	<<0,2
	Snålspolande WC + SV-ledning	0,5
	Snålspolande WC + MASV-ledning	0,7
	Vakuumtoalett + MASV-vakuumledning	<2,5

En lämplig TS-koncentration för rötning i konventionella CSTR-reaktorer är 4-6 % och det framgår av tabellen att matavfall som insamlats i papperspåse behöver spädas för att kunna rötas i CSTR medan svartvatten från kombinerat avlopp och SV-ledning behöver förtjockas, liksom strömmen av matavfall och svartvatten som transporterats i kombinerad MASV-ledning. Även svartvatten och matavfall som samlats in med vakuum har låg TS-halt men denna är tillräckligt hög för att kunna rötas ekonomiskt i slamseparerande reaktorer som presenteras i avsnittet "reaktortyper" nedan. Denna kombination av vakuuminsamling och alternativ reaktortechnik sparar därför utrymme då ingen yta för förbehandling behövs i detta system.

Endast de förbehandlingstekniker som bedömts vara relevanta för undersökta system presenteras. Ett viktigt antagande som gjorts är att, om inget annat anges i beskrivningarna, avskiljning av metaller och näringsämnen fosfor och kväve är de samma som förluster av TS. Nedan beskrivs de reaktortyper som antas användas för rötning av matavfall och svartvatten. Vidare beskrivs särskilda aspekter kring rötningen av dessa substrat men det antas att läsaren besitter grundläggande kunskaper om biogasprocessen samt dess driftsparametrar.



4.1 Behandling av svartvatten från kombinerat avlopp vid avloppsreningsverk (konventionell hantering)

Val av behandlingsprocesser vid svenska avloppsreningsverk varierar varför en exakt beräkning över dessa inte låter sig göras. Generellt inkluderar dock de flesta avloppsreningsverk mekanisk rening, avskiljning av organiskt material genom primärbehandling, kväverening och avskiljning av överskottsslam i en aktivslam process samt efterföljande polering eller tertiär rening. Denna behandling medför förlust av organiskt material till koldioxid över aktivslamsteget vilket minskar produktionen av biogas (Siegrist et al., 2008). För beräkningar i denna studie användes Öresundsverket i Helsingborg som modell. Detta avloppsreningsverk behandlar 120 000 pe samt har biologisk fosforering varför ungefär lika stor mängd organiskt material förs till rötkammaren i form av bioslam som i form av primärslam. För beräkningar har 50 % förlust av organiskt material över aktivslamsteget antagits baserat på Siegrist et al. (2008).

4.2 Separat sedimentering med fällningskemikalier

Svartvatten som samlats in med snålspolande WC och transporterats i separat ledning har för låg TS-halt vid ankomst till reningsverk för att kunna rötas ekonomiskt i konventionell rötkammare (av CSTR-modell). I denna studie antas sådana strömmar därför förtjockas genom att fällningskemikalier tillsätts till det inkommande svartvattnet varefter detta leds till sedimentationsbassäng där en slamfas sedimenterar till botten medan vattenfasen leds vidare till avloppsreningsverk. Tillsatts av fällningskemikalier sker för ökad sedimentering samt ökad fosforavskiljning till slamfasen, vilket är positivt för produktion av biogas samt återvinningspotentialen för fosfor. För beräkningar antas en avskiljningsgrad baserad på rapporterade värden från kraftig primärfällning vid reningsverk i Norge, vilka ses i tabell 13, som praktisk gräns för fällning efter rådgivning av expertis (Hansen, 2012). Vidare antas att denna fällning sedimenterar ut allt partikulärt material medan löst organiskt material förs vidare med utgående vatten till avloppsreningsverk. Bildat slam leds till gravitationsförtjockare varefter det förtjockade slammet pumpas till rötkammare.

Tabell 13 – Rapporterad och antagen utsortering av organiskt material och näringsämnen vid sedimentering av svartvatten efter tillsatts av fällningskemikalier.

Behandling	Parameter	Avskiljning (mass%)	Källa
Primärfällning	COD	77,5	Ødegaard & Karlsson (1994)
	TS	-	-
	VS	-	-
	N	21,1	Ødegaard & Karlsson (1994)
	P	95,0	Ødegaard & Karlsson (1994)

Vid denna förbehandling antas att alla metaller som binder till partikulärt material i slammet följer med till slamfasen, i enlighet med de värden som rapporterats av



Karvelas et al. (2003). Då dessa värden utgör en stor andel av de inkommande metallerna kan antagandet medföra att metallkoncentrationen i slammet överskattas i de system som inkluderar denna förbehandling.

Avslutningsvis bör det nämnas att system med ökad primärfällning, liknande det som beskrivs här, har vuxit i intresse under senare år i takt med att biogas blivit intressantare ur energisynpunkt. Siegrist (2008) har föreslagit ett system med ökad primärfällning där resterande vatten leds till en anammoxprocess istället för en vanlig aktivslamprocess med nitrifikation. I den beskrivna processen ökar primärslamsproduktionen med 80 %, biogasproduktionen med 25 % och energibehovet för hela reningsprocessen sjunker med 50 % (Siegrist et al., 2008).

4.3 Förbehandling av matavfall från köksavfallskvarn

Matavfall som utsorterats med köksavfallskvarn kräver olika förbehandling beroende på transportmetod. I de fall matavfall leds till tank i vilken avskiljning av vatten sker behövs ingen förbehandling då substratet redan har tillräckligt hög TS-halt samt är sönderdelat till ett pumpbart material (Aquateam, 2006; Jansen et al., 2004; Karlsson et al., 2008). Vidare antas att matavfall som transporterats i vakuumledning tillsammans med svartvatten inte heller behöver någon förbehandling trots att TS-halten är för låg för effektiv rötning vilket beror på att vakuumsystemen kombineras med alternativa reaktorkonfigurationer som kan drivas effektivt vid lägre koncentrationer av organiskt material.

Det enda system där matavfall från köksavfallskvarnar antas behöva förbehandling är då det transporterats tillsammans med svartvatten i en separat självfallsledning (MASV-ledning). I dessa fall antas att den kombinerade strömmen sedimenteras med tillsatts av fällningskemikalier i likhet med förbehandlingen av svartvatten i SV-ledning. Dock antas förlusterna av kväve vara lägre då mer kväve antas återfinnas i organisk form bundet till partiklar i matavfall än för svartvatten. De antagna förlusterna visas i tabell 14.

Tabell 14 – Antagna förluster vid förbehandling av matavfall från köksavfallskvarnsystem. Förluster avser endast förbehandling, det vill säga efter transport av matavfallet.

Transport	Förbehandling	Parameter	Förluster (mass%)	Kommentar
Tank + slamsug	Ingen	-	-	Ingen förbehandling används
Vakuumledning	Ingen	-	-	Ingen förbehandling används
MASV-ledning	Fällning + sedimentering	TS	23	Baserat på Ødegaard & Karlsson (1994)
		VS	23	Baserat på Ødegaard & Karlsson (1994)
		P-tot	5	Baserat på Ødegaard & Karlsson (1994)
		N-tot	20	Baserat på Ødegaard & Karlsson (1994)

4.5 Förbehandling av matavfall från påse

Insamlat matavfall behandlas vid förbehandlingsanläggning med blandningskvarn (för mixning), pulper (för separation av felsorterat material) och skruvpress (för



separation av rejekt från pressvätska) varefter den producerade pressvätskan pumpas till rötning. Studier har visat på att behandling med skruvpress ger relativt höga förluster av organiskt material varav de mest relevanta presenteras i tabell 15. Vidare har det visats att förlusterna av fosfor och kväve skiljer sig från förluster av TS och VS vilket framkommer av tabell 15. För beräkningar antogs rapporterade TS och VS-förluster från Eriksson & Holmström (2010) samt rapporterade förluster av kväve och fosfor från Hansen (2005). Baserat på intervju med processingenjör vid NSR förbehandlingsanläggning Filborna antas att inga förluster sker i kvarn eller pulper (Bohn, 2012).

Tabell 15 – Rapporterade, och antagna, förluster av organiskt material (representerat av TS, VS och organiskt material, OM) samt av näringsämnena fosfor (P) och kväve (N) vid förbehandling av matavfall med skruvpress.

Parameter	Förlust (%)	Källa
TS	37	Eriksson & Holmström (2010)
VS	37	Eriksson & Holmström (2010)
TS	40	Bernstad Saraiva Schott (2012)
VS	38	Bernstad Saraiva Schott (2012)
OM	41	Hansen (2005)
P	55	Beräknat från Hansen (2005)
N	28	Beräknat från Hansen (2005)
N	13-32	Bernstad Saraiva Schott (2012)

4.6 Samrötning av svartvatten och matavfall

I flera av de undersökta systemen antas att matavfall och svartvatten rötas tillsammans, så kallad samrötning. Samrötning av substrat har rapporterats kunna ge positiva effekter då substrat kan komplettera varandras egenskaper för att optimera rötprocessen. Detta gäller i viss utsträckning för samrötning av svartvatten och matavfall då tillsats av det senare i viss mån kan kompensera för den mycket låga C:N-kvoten i svartvatten. Vidare finns det anledningar att samröta substraten i avseende att förbättra kvalitén på rötresten då det höga fosforinnehållet i svartvatten förbättrar kvoten mellan fosfor och metaller i rötresten jämfört med rötresten för matavfall. Från tabell 16 framgår det att Cd/P-kvoten för svartvatten är mycket låg medan motsvarande för matavfall och rötrest från REVAQ-certifierade avloppsreningsverk ligger över den gräns för REVAQ-certifierat slam som kommer att gälla år 2025 (REVAQ, 2012).



Tabell 16 – Koncentration av kadmium (Cd) över fosfor (P) i matavfall och svartvatten samt i rötresten från avloppsreningsverk, medelvärde för handelsgödsel samt gränsvärdet för Cd/P-kvot i REVAQ-certifierat slam år 2025.

Substrat	mg Cd / kg P	Källa
Matavfall	25	Beräknat från Jönsson et al. (2005) & Vinnerås et al. (2006)
Svartvatten	6	Beräknat från Jönsson et al. (2005) & Vinnerås et al. (2006)
Rötrest avloppsreningsverk (medelvärde REVAQ-certifierade verk 2010)	25	REVAQ (2010)
Handelsgödsel Sverige	17	Naturvårdsverket (2010)
Gränsvärde REVAQ år 2025	17	REVAQ (2012)

4.7 Ammoniuminhibering av rötprocessen

En viktig processparameter i rötprocessen är C:N-kvoten i de substrat som skall rötas, det vill säga kvoten mellan massinnehåll av kol och kväve. Är kvoten för hög kan mikroorganismerna lida brist på kväve för tillväxt medan rötprocessen kan inhiberas på grund av för hög ammoniakkoncentration om C:N-kvoten är för låg (Jarvis & Schnürer, 2009). Efter en litteraturgenomgång satte Jarvis & Schnürer (2009) processoptimum vid en C:N-kvot mellan 15-25 med ett vidare spann kring 10-30 för fungerande processer. Det framgår av tabell 17 att matavfall har en gynnsam C:N-kvot medan svartvatten har en ytterst låg sådan, främst till följd av det höga kväveinnehållet i urin.



Tabell 17 – Masskvot mellan kol och kväve (C:N-kvot) i för studien relevanta substrat.

Mat- avfall	Mat- avfall KAK	Avföring	Urin	Svartvatten	Källa
19-32					Carlson & Uldal (2009)
17-20					Davidsson et al. (2007)
23					Beräknat från Wendland (2009)
20					Wendland (2009)
24					Beräknat från Hansen (2005)
13					Kujawa-Roeleveld & Zee-man (2006a)
	19				Davidsson et al. (2011)
	12				Davidsson et al. (2011)
		11			Kujawa-Roeleveld & Zee-man (2006a)
		16			Beräknat från Eriksson et al. (2008)
			0,5		Kujawa-Roeleveld & Zee-man (2006a)
			0,3		Beräknat från Eriksson et al. (2008)
				2	Beräknat från Wendland (2009)
				3	Beräknat från Kujawa-Roeleveld & Weijma (2012)

För låg C:N-kvot kan medföra att koncentration av ammoniakkväve i rötammaren når nivåer där den stör de mikrobiologiska processerna varpå hela processen havererar. Ammoniak bildas under biogasprocessen genom att organiskt bundet kväve reduceras till ammoniak och ammonium. Den senare är jonformen av ammoniak och fördelningen mellan de två ämnena beror på pH och temperatur. I en sammanställning över ammoniakinhibering av rötprocesser utförd av Chen et al. (2003) rapporterades att metanproduktion minskat med 50 % vid totalkoncentrationer av ammoniak och ammonium på 1,4-7 g / L. Jarvis & Schnürer (2009) satte dock ett tröskelvärde för inhibering till 2-3 g NH₄-N (ammoniumkväve) / L. Det poängteras även i båda rapporter att processer över tid kan acklimatiseras till högre koncentrationer av ammoniak, vilket delvis förklarar det höga spannet i studien av Chen et al. (2003).

Vidare så förloras en del organiskt material och kväve i transport och förbehandling i de olika systemen varför endast C:N-ration inte kan påvisa substratens lämplighet att rötas. Det finns även studier över kontinuerlig rötning av svartvatten eller svartvatten tillsammans med matavfall där substrat med kvävehalter upptill 1,9 g



totalkväve/L rötats utan att någon processinhibering rapporterats (de graaff, 2010; Kujawa-Roeleveld et al., 2006; Meulman, 2012; Wendland, 2006).

Risken för ammoniakinhibering hanteras i denna studie genom att beräkna kvävehalten i ingående flöde till rötning i varje separat system och sedan sätta detta i relation till rapporterat inhiberande nivåer. Detta då större delen av inkommande organiskt bundet kväve omvandlas till ammoniakkväve genom rötprocessen.

4.8 Reaktortyper

Tre typer av reaktorer för anaerob behandling utvärderades i de undersökta systemen. Typerna valdes för att i en kombination av förbehandlingsteknik vara lämpliga för att röta svartvatten och matavfall. Undersökta reaktorer är Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR), Upflow Anaerobic Sludge Bed Septic Tank (UASB-ST) samt Membrane Bioreactor (MBR). Den största skillnaden mellan reaktorerna är att de två senare frikopplar slamåldern (SRT) från den hydrauliska uppehållstiden (HRT) vilket ökar möjligheterna för drift vid lägre temperatur samt ökad utrötning av det organiska materialet då det organiska materialet stannar kvar mycket länge i reaktorn (de Graaff et al., 2010). I teorin kan allt det organiska materialet omvandlas till biogas, vilket dock inte händer i praktiken då vissa organiska material, exempelvis lignin och plast, inte kan brytas ned effektivt i rötprocessen. I rapporter mäts utrötningen oftast genom reduktion, det vill säga skillnaden mellan ingående och utgående flöden, av organiskt material representerat som VS (glödförlust) eller COD (Chemical Oxygen Demand). Reduktion kan dock bli något missvisande för reaktorer med frikopplad slamålder då en viss del av det organiska materialet endast ackumuleras i reaktorn, och periodvis töms ut som överskottslam. Hur ackumulering och reduktion av organiskt material beaktas vid beräkningar över metanproduktion i denna studie är beskrivet under avsnittet "Metanproduktion från rötning vid olika processparametrar". En kort sammanställning av reaktorerna presenteras i tabell 18 varpå kortare beskrivningar av reaktortyperna följer. Reduktionsgrader för de olika reaktortyperna anges i antingen VS eller COD beroende på vilken enhet som använts i undersökta studier.



Tabell 18 – Egenskaper (vanliga, absoluta eller relativa) för de olika reaktortyperna i denna studie.

Reaktor	Vanlig drifts-temperatur (°C)	SRT frikopplat från HRT	Reduktion av organiskt material	Relativ volym
CSTR	35 - 55	Nej	Låg ~50 %	Stor
UASB-ST	15 - 35	Ja	Hög ~90 %	Låg
MBR	15 - 35	Ja	Hög ~90 %	Låg

4.8.1 CSTR – Continuous Stirred Tank Reactor

Denna reaktortyp är vanlig vid avloppsreningsverk och har kontinuerlig omrörning av reaktorinnehållet för att undvika sedimentering. Att tanken är helt omblandad leder till att den hydrauliska uppehållstiden (HRT) och slamåldern (SRT) blir den samma vilket medför relativt stora volymbehov för att undvika ursköljning av aktiv biomassa. Den totala omblandningen medför också att CSTR-reaktorer normalt får lägre utrotningsgrad då en del av det orötade substratet sköljs ut ur reaktorn. Utvalda data för drift av CSTR-reaktorer ses i tabell 19.

Tabell 19 – Processdata över rötning av primärsslam, bioslam, svartvatten respektive matavfall i CSTR.

Substrat	Temp (°C)	OLR (kg VS / m ³ *dygn)	HRT (dygn)	SRT (dygn)	Reduktion (% VS)	Källa
Primär- och bioslam (3:1 VS)	37	2,8	15	15	48	Johansson & Kjerstadius (2011)
Primär- och bioslam (1:1 VS)	32	1,4	25	25	48	Hagman (2012b)
Svartvatten	37	4,3	20	20	56	Wendland (2009)
Svartvatten	37	-	20	20	61	Wendland et al. (2007)
Svartvatten + Matavfall	37	1	20	20	65	Wendland (2009)
Matavfall från KAK-tank	35	2,9	15	15	-	Jansen et al. (2004)
Matavfall - skruvpress	55	2,8	15	15	77	Davidsson et al. (2007)

4.8.2 UASB-ST (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - Septic Tank)

I en UASB-reaktor leds den ingående substratströmmen in i reaktorns underkant vilket skapar en uppåtgående rörelse i reaktorns aktiva volym som, istället för omrörare, blandar om substrat och biomassa. Inflödes hastigheten är avpassad så att vatten leds ut i reaktorns övre del medan slammet hålls flytande i reaktorns nedre



del på grund av den något högre densiteten. Detta frikopplar slamåldern från den hydrauliska uppehållstiden vilket medför att biomassan kan ackumuleras i systemet. Ackumulation av biomassa möjliggör även drift vid lägre temperaturer utan att riskera ursköljning av biomassa trots den sänkta mikrobiella aktiviteten. Vid lägre temperaturer ökar dock lösligheten för gaser i vätskefasen vilket medför att mer metan följer med i utgående vatten (Hellström et al., 2008). I försök har UASB-ST gett en hög reduktion av organiskt material vid temperaturer ned till 15 °C vilket framgår av tabell 20 som visar använda driftsparametrar vid relevanta rötförsök.

Tabell 20 – Processdata över rötning av svartvatten eller samrötning av svartvatten och matavfall i UASB-ST. Beteckningen n.d. indikerar att inga data återfanns.

Substrat	Temp (°C)	OLR (kg COD /m ³ *dygn)	HRT (dygn)	SRT (dygn)	Reduktion (% COD)	Källa
Svartvatten	15	n.d.	30	>365	61	Kujawa-Roeleveld et al. (2005)
Svartvatten	25	n.d.	30	>366	78	Kujawa-Roeleveld et al. (2005)
Svartvatten	22	0,4	27	>365	92	Kujawa-Roeleveld & Weijma (2012)
Svartvatten	25	0,3-0,4	28	>365	78	Kujawa-Roeleveld et al. (2006)
Svartvatten	30	0,5	22	>365	90	Kujawa-Roeleveld & Weijma (2012)
Svartvatten	35	3	3,6	>365	83	Kujawa-Roeleveld & Weijma (2012)
Svartvatten	25	1	8,7	254	78	de Graaff et al. (2010)

Skillnaden mellan en vanlig UASB och UASB-ST beskrivs av Wendland (2009) men består främst i att driftsförhållandena i UASB är sådana att biomassa skapar granuler vars densitet gör dem lättare att hålla kvar i reaktorn vid högre uppgående flöde (Tchobanoglous et al., 2003). I en UASB-ST förekommer biomassan istället som flockulerat slam vilket medför att en lägre uppströmshastighet, och därmed större reaktorvolym, krävs för att hantera samma flöde. Flödes hastigheterna i en UASB-ST ligger på 0,10 - 0,90 m/h vilket är ungefär en tiondel av rapporterade flödes hastigheter för UASB (Khanal, 2008; Kujawa-Roeleveld & Weijma, 2012; Van Voorthuizen 2008). Att slammet tillåts sedimentera trots frånvaron av granuler medför att en UASB-ST inte är lika känslig för driftsstörningar som en UASB där upplösning av granuler, med efterföljande ursköljning på grund av den höga uppströmshastigheten, kan ske vid plötsliga förändringar av processparametrar. I likhet med andra slamackumulerande reaktorer reduceras inte allt organiskt material till biogas i en UASB-ST utan inert material samt svårnedbrytbart organiskt material ackumuleras i reaktorn med påföljd att denna behöver tappas på ackumulerat slam ungefär 0,5-1 ggr/år (de Graaff, 2010; Kujawa-Roeleveld & Zeeman 2006; van Voorhuizen, 2008). En viss del av näringsämnena ackumuleras också på detta vis och följer med när överskottsslam töms ur reaktorn och antas i denna studie inte vara attraktivt för vidare användning. I det undersökta fall-



studieområdet Sneek Lemmerweg där en UASB-ST har drivits med svartvatten som substrat sedan 2006 har en viss förlust av kväve samt en hög fosforförlust rapporterats vilket framgår av tabell 21. Förlusten av fosfor verkar dock orimligt hög i förhållande till förluster som rapporterats för UASB av Hellström et al. (2008) och för beräkningar har 10 % förlust av fosfor och 5 % förlust av kväve genom ackumulering antagits.

Tabell 21 – Rapporterade förluster av kväve och fosfor vid kontinuerlig rötning av svartvatten i UASB-ST samt för studien antagna värden. Förluster av kväve kan antas ske både genom flykt av ammoniak till gasfas samt ackumulation i biomassa.

Parameter	Förluster (%)	Källa
N	0-8	Kujawa-Roeleveld & Weijma (2012)
P	33-46	Kujawa-Roeleveld & Weijma (2012)

4.8.3 MBR - Membranbioreaktor

I en membranbioreaktor filtreras reaktorvätskan kontinuerligt över membran vilket medför att biomassa och substrat blir kvar i reaktorn medan vatten lämnar processen. På så vis kan slamåldern frikopplas från den hydrauliska uppehållstiden vilket kraftigt minskar reaktorvolymen och möjliggör ökad organisk belastning och ökad reduktion av organiska ämnen (Tchobanoglous, 2003). I likhet med UASB-ST medför detta att processen kan drivas vid lägre temperatur vilket medför de fördelar och nackdelar som nämns under beskrivningen av UASB-ST. Membranbioreaktors största problem är igensättning av membran med organiskt material eller salter, så kallad fouling, vilket kräver att membran tvättas eller byts ut (Hellström et al., 2008, van Voorhuizen, 2008). Dessa problem minskar dock i takt med att membrantechniken utvecklas (Otterpohl, 2003). Vidare anses membranbioreaktorer vara särskilt lämpade för substrat med hög andel partikulärt material (Khanal, 2008).

Membranbioreaktorer har en rapporterat hög reduktion av organiskt material i de aktuella substraten vilket framgår av tabell 22. I likhet med UASB-ST så sker dock viss ackumulering av organiskt material i reaktorn varför inte allt reducerat material omvandlas till biogas (Hellström, 2008; van Voorthuizen, 2008).



Tabell 22 – Processdata över rötning av svartvatten eller samrötning av svartvatten och matavfall i Membranbioreaktor.

Substrat	Temp (°C)	OLR (kg COD /m ³ *dygn)	HRT (dygn)	SRT (dygn)	Redukt- ion (% COD)	Källa
Svartvatten	37	-	0,5	-	86	van Voorthui- zen (2008)
Svartvatten + Matavfall	22- 26	0,9-2,0	3,1-4,4	-	85-95	Hellström et al. (2008)

Ackumulering har även rapporterats ske för metaller och näringsämnen. Andersson & Castor (2005) rapporterade en ökning av metallkoncentrationer i reaktorn som i denna studie beräknades till 2-4 % under 45 dagars kontinuerlig drift i MBR. Vidare nämns av Hellström et al. (2007) att viss ackumulation av kväve och fosfor sker. Van Voorhuizen (2008) rapporterade små förluster av kväve och fosfor vid längre kontinuerlig drift vilket visas i tabell 23. I tabellen framgår också de för studien antagna förlusterna genom ackumulation. Förlusten av kväve antas till 10 % i likhet med spekulationerna kring förlusterna i en fullskaleanläggning i Hellström et al. (2007). Dessa förluster följer med när ackumulerat slam töms ut ur reaktorn och får anses vara oattraktivt som för återanvändning inom jordbruk.

Tabell 23 – Rapporterade förluster vid kontinuerlig rötning av substrat som används i denna studie. Förluster av kväve kan antas ske både genom flykt av ammoniak till gasfas samt ackumulation i biomassa.

Parameter	Förluster (%)	Källa
N	7	van Voorhuizen (2008)
P	4	van Voorhuizen (2008)

4.9 Metanproduktion från rötning vid olika processparametrar

Undersökta studier har visat på spridning i data över metanproduktion och utröttningsgrad för substraten (Davidsson et al., 2007; de Graaff, 2010; Hellström et al., 2008; Jansen et al., 2004; Kujawa-Roeleveld, 2006; Kujawa-Roeleveld & Weijma, 2012; van Voorthuizen, 2008; Wendland, 2009). Detta kan förklaras med att substraten har genererats på olika vis och därefter genomgått olika insamling, transport, förbehandling och rötning. Det beslöts därför i denna studie att inte använda sig av tidigare data över metanproduktion för att utvärdera systemen utan istället basera metanproduktionen på data erhållna från ett eget utröttningsförsök baserat på metodik beskriven av Hansen et al. (2004).

I utröttningsförsöket rötades svartvatten, matavfall från köksavfallskvarn samt matavfall insamlat med papperspåse. Vidare samrötades svartvatten med respektive matavfall för att se om detta skulle medföra gynnsamma samrötningseffekter i form av ökad metanproduktion eller utrötning av organiskt material. Substraten samlades in från representativa platser vilka presenteras i tabell 24 där även den



förbehandling substraten genomgick omnämns. Ymp till rötförsöken hämtades från Sjölanda avloppsreningsverk i Malmö.

Tabell 24 – Insamlingsområden samt förbehandling innan rötförsök av substrat.

Substrat	Insamlingsplats	Förbehandling
Svartvatten	Ekerödsrasten (Ekeröd)	Homogenisering med mixer (labb)
Matavfall - Papperspåse	Filborna (Helsingborg)	Kvarn, pulper & skruvpress
Matavfall - Köksavfalls-kvarn	Turning Torso (Malmö)	Ingen

Utröttningsförsök sattes i triplikat och pågick under 30 dagar under vilket metanproduktionen mättes kontinuerligt. Vid försökets start och slut togs prover för innehåll av organiskt material (som VS) för att utvärdera reduktionen av organiskt material.

Data över den fastställda metanproduktionen från substraten samt över utröttningsgrad, det vill säga reduktion av organiskt material, presenteras i tabell 25. Det framgår att matavfall har en högre metanproduktion än svartvatten. Vidare framgår det att ingen samrötningseffekt i avseende på metanproduktion eller utrötning går att se vid samrötning av svartvatten och matavfall. För samrötning av svartvatten och matavfall från påse syns dock tecken på en försämrad metanproduktion som inte ses för samrötning med matavfall från köksavfallskvarnar. För denna studie antas dock att svartvatten och matavfall insamlat med påse går att röta utan att rötprocessen försämras i avseende på metanproduktion.

Tabell 25 – Data över metanproduktion och utröttningsgrad erhållna från utröttningsförsöket (standardavvikelser inom parentes).

Substrat	Metanproduktion (NL CH ₄ /kg VS in)	Utröttningsgrad (% VS)	Metanproduktion (NL CH ₄ /kg VS reducerat)
Svartvatten	338 (17)	65 (1)	520
Matavfall från papperspåse	459 (16)	90 (2)	510
Matavfall från köksavfallskvarn	488 (41)	85 (2)	574
Svartvatten + Matavfall från papperspåse	360 (22)	83 (2)	432
Svartvatten + Matavfall från köksavfallskvarn	418 (61)	75 (1)	555

För beräkningar över metanproduktion i de undersökta systemen användes metanproduktionen per gram reducerat VS från tabell 25 för respektive substrat. Detta bedömdes lämpligt då de olika reaktortyperna som används i de undersökta



systemen medför olika grad av utrotning. För beräkningar på metanproduktion från reaktorer med slamålder (SRT) frikopplad från hydraulisk uppehållstid (HRT) antogs, i likhet med försöken utförda av Kujawa et al. (2006), att den i utrotningsförsoket erhållna utrotningsgraden motsvarar den maximala nedbrytbarheten hos substratet. Därmed antas att den ökade utrotningen av organiskt material från slamseparerande reaktorer endast kan ske till den utrotning som erhöles i rötforsoket. Övrigt material som inte följer med utgående vatten antas ackumulera i reaktorn utan att bidra till metanproduktionen.

4.10 Återvinning av näringsämnen

Som beskrivet i avsnittet "Varför separata strömmar?" finns det en poäng i att avskilja matavfall och svartvatten då dessa innehåller en stor del av näringsämnena kväve (N) och fosfor (P) i förhållande till andra hushållsavfallsströmmar. Vidare är det intressant att undersöka potentialen för återvinning av dessa näringsämnen ur rötrest för återförseil till jordbruksverksamhet och därmed minskat behov av konstgödsel. Då priset för handelsgödsel förväntas stiga till följd av ökade framställningskostnader kan det också bli en ekonomisk vinst i att återvinna fosfor ur rötrest (Driver et al., 1999; Maurer, 2003). Även kväve för gödselbruk har också under rätt förutsättningar visats kunna vara billigare att återvinna än att producera (Kujawa-Roeleveld et al., 2006; Maurer et al., 2003). Det bör även nämnas att det i Sverige finns ett nationellt miljömål på att 60 % av fosforinnehållet i avlopp skall användas som växtnäring (Naturvårdsverket, 2012). Intresset för återvinning av näringsämnen från avfallströmmar är i dagsläget stort och flera tekniker för detta återfinns också i litteraturen (Driver et al., 1999; Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006; Maurer et al., 2003; Tettenborn et al., 2007). Omfånget på denna studie tillåter inte att utvärdera alla tekniker som finns för fosfor och kväve. Istället har tekniker som lämpar sig för de undersökta systemen valts ut och presenteras tillsammans med antagna värden på återvinningsgrad. För de flesta undersökta system innefattar detta att näringsåtervinning sker med hela rötresten efter att den har avvattnats i slamcentrifug. Vidare utvärderas struvitfällning på rejektströmmen i dessa system men även omvänd osmos utvärderas i ett av systemen. Vidare innehåller vissa system inte kväveåtervinning utan förslag på kvävereningsprocesser som passar ihop med den ökade anaeroba behandlingen. Avslutningsvis bör det nämnas att även andra näringsämnen (främst kalium) och hummusbildande ämnen ofta diskuteras i anslutning till återförseil av rötrest. Sorterande systems påverkan på dessa ämnen behandlas ej i denna studie.

4.10.1 Återförseil av avvattnad rötrest

Vid näringsåterförseil till åkermark efter anaerob behandling i dagsläget är det i särklass mest vanligt att återföra hela den avvattnade rötresten. Detta sker genom att utflödet från biogasreaktorn avvattnas i olika steg, oftast med gravitationsförtjockare eller slamcentrifug. Innan den senare tillsätts polymer för ökad avvattning. Resultaten är en avskiljning av en torrfas och en vattenfas (eller rejekt), varav den förra innehåller hög andel fosfor och kväve. Det förtjockade slammet i torrfasen har en TS-halt på runt 20 % och är därmed tillräckligt fast för att transporteras och transporteras utan slamsug. För beräkningar antogs 25 % förlust av fosfor till rejekt om ingen förfällning sker respektive 30 % av kväve baserat på personlig inter-



vju och driftsdata från Öresundsverket i Helsingborg (Hagman, 2012b; NSVA, 2011; Thelin, 2012).

Det bör även nämnas att i system med kombinerat avlopp medför inblandning av övriga avloppsströmmar att metallinnehållet ökar i rötslammet. För denna studie har det rapporterade metallinnehållet i avvattnad rötrest från Öresundsverket använts som representativt för metallinnehållet i rötresten från svartvatten som behandlas på avloppsreningsverk (NSVA, 2011).

4.10.2 Struvitfällning

Struvitfällning är främst ämnat för fosforåtervinning och sker genom att utgående vattenfas från rötammare leds till tank i vilken utfällning av struvit ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) sker genom tillsatts av magnesium. Struviten sedimenterar i tanken från vilken det får tömmas periodvis medan vattenfasen leds vidare till avloppsreningsverk. Tekniken beskrivs närmare av Fransson et al. (2010), Bashana et al. (2004) respektive Kern et al. (2008) och har visats ge goda resultat med över 90 % fosforåtervinning och god växttillgänglighet (Fransson et al., 2010; Kern et al., 2008; Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006; Zeeman et al., 2008). Viss metall medföljer vid utvinning av struvit vilket går igenom av Kern et al. (2008) samt Uysal et al. (2010) som utförde försök på struvitfällning på avloppsslam. Deras resultat används som referens för metallinnehåll i struvit i denna studie men det är mycket troligt att metallinnehållet från struvit fällt ifrån svartvatten och matavfall skulle bli betydligt lägre på grund av det relativt låga metallinnehållet i dessa substrat.

Av molekylformeln för struvit framgår det att lika molandelar magnesium, fosfor och kväve fälls ut vilket medför att viss kväveåtervinning sker vid struvitfällning. I teorin är det alltså möjligt att även fälla ut allt kväve med struvitfällning men då förhållandet mellan fosfor och kväve i svartvatten och matavfall är kraftigt övervägande för kväve krävs då tillsats av fosfor vilket ökar kostnaderna. I denna studie antas att struvitfällning för återvinning av fosfor sker vid vilken 90 % av fosfor återvinns tillsammans med lika molandelar kväve. Det bör även nämnas att viss utfällning av kalium som kaliummagnesiumfosfathexahydrat ($\text{KMgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) också förekommer (Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006). Vidare har Maurer et al. (2003) respektive Shu et al. (2005) beräknat att återvinning av fosfor genom struvitfällning är mer energieffektivt respektive mer ekonomiskt än att fälla fosfor vid primärsedimentering eller brytning av fosfor för handelsgödsel.

4.10.3 Omvänd osmos (RO)

Vid omvänd osmos koncentreras näringsämnen och tungmetaller i ett avloppsvatten genom att vattnet förs över ett halvgenomträngligt membran som trycksätts för att övervinna det osmotiska trycket. RO koncentrerar effektivt näringsämnen men även metaller. Dessutom är tekniken energikrävande och känslig för igensättning av membranet (Andersson & Castor, 2005; Tchobanoglous et al., 2003; van Voorthuizen, 2008). Känsligheten för igensättning medför att omvänd osmos enbart är relevant för strömmar med mycket låg koncentration av suspenderat material och kolloider (van Voorthuizen, 2008). Omvänd osmos kan därför med fördel kombineras med rötning i membranbioreaktor vilket även har testats för svartvatten och matavfall av Andersson & Castor (2005). Resultaten från denna



studie visar att en volymreduktion på 5-15 ggr kunde erhållas med uppemot 100 % återvinning av kväve och fosfor (Andersson & Castor, 2005). Dock återfanns även alla undersökta metaller, förutom zink, till minst 97 % i koncentratet. Den höga återvinningen stöds av Tchobanoglous et al. (2003) som sätter återvinningsgraden för RO till 96 % för kväve respektive 99,5 % för fosfor. För denna studie antas att en volymreduktion på 15 ggr, att 100 % av metallerna återfås i koncentratet kan erhållas samt näringsåtervinningen av kväve och fosfor kan ske till de nivåer som nämnts av Tchobanoglous et al. (2003). Avslutningsvis bör det nämnas att Hellström et al. (2007) beräknade att omvänd osmos kan vara lönsam för källsorterade koncentrerade avfallsströmmar från hushåll och Maurer et al. (2003) beräknade att N-återvinning med RO kan vara billigare än framställning av handelsgödsel genom Haber-Bosch processen.

4.11 Kväverening med minskad tillgång till kolkälla från slam

Då denna studie fokuserar på ökad utrotning av organiskt material medför vissa av de undersökta systemen att avfallsströmmarna minskar sitt kolinnehåll vilket är problematiskt för kväverening av avloppsvattnet då det leds vidare till konventionell avloppsvattenhantering efter den anaeroba behandlingen. Minskat kolinnehåll i avloppsvattnet leder till ökat behov av extern kolkälla vilket är kostsamt. Flera studier över ökad biogasproduktion från avloppsvatten föreslår istället system där den anaeroba behandlingen följs av kvävereningsprocesser enligt SHARON, CANNON eller Anammox-processer vilka kräver mindre kol (Kuai & Verstraete, 1998; Kujawa-Roeleveld et al., 2006; Maurer et al., 2003; Pynaert et al., 2002; Siegrist et al., 2008; Windey et al. 2005). Dessa är energimässigt attraktiva jämfört med konventionella nitrifikations- och denitrifikationsprocesser. Denna studie inkluderar ingen utvärdering av dessa kvävereningsprocesser men då vissa undersökta system renderar utgående strömmar med mycket låg C:N-kvot kan införandet av sådan teknik visa sig ekonomisk.

4.12 Metallkoncentrationer & slamcertifiering

Halten av metall i rötresten är viktig för att undvika ackumulering av metaller i jordbruksmark vid slamåterförsel. Metaller bryts inte ned genom behandling utan kan endast förloras från slammet via vattenfasen. Dock adsorberar metalljoner i hög utsträckning till det laddade partikulära slammet och metaller återfinns därmed i det rötade slammet vilket medför risk för metallackumulation i jordbruksmark vid återförsel av rötrest och näringsämnen (Karvelas et al., 2003). I dagsläget finns slamcertifieringen REVAQ respektive biogödselcertifieringen SPCR 120 som båda inkluderar gränsvärden för metallinnehåll, vilka visas i tabell 26 (REVAQ, 2012; SPCR 120, 2010). Avlopp från toalett kan ej certifieras enligt SPCR 120 då dessa regleras enligt annat regelverk (SPCR 120, 2010). Vidare är nuvarande lagstadgade gränsvärden under revision och Naturvårdsverket publicerade 2010 ett förordningsförslag som inkluderar striktare gränsvärden för metallkoncentrationer (Naturvårdsverket, 2010).



*Tabell 26 – Aktuella och föreslagna gränsvärden för metallhalter i rötrest som ämnas återanvändas inom jordbruk angivna i mg/kg TS förutom Cd/P-kvoten som anges i mg Cd per kg fosfor (P). Gränsvärden tagna från Naturvårdsverket (2010), SPCR 120 (2010) och REVAQ (2012). Beteckningen n.a. innebär att gränsvärden REVAQ ej anges i mg/kg TS utan beräknas mot ackumulation per hektar åkermark vid maximal fosforgiva om 22 kg / (ha*år).*

	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Ag	Sn	Zn	mg Cd/ kg P
Naturvårdsverket	100	1,3	600	100	1	50	8	-	800	-
SPCR 120	100	1	600	100	1	50	-	-	800	-
REVAQ år 2025	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	17,0

Metallhalter återges också ibland mot fosforkoncentrationen vilket ger en kvot mellan näringsåterförsel och metalltillförsel, något som framgår av kravet på kvoten mellan kadmium och fosfor i REVAQ i tabell 26. I denna studie har de metaller som omnämns i naturvårdsverkets förordningsförslag rörande innehåll av metaller i rötrest som ämnas återföras till jordbruksmark undersökts (Naturvårdsverket, 2010). Dessa överensstämmer även med de som omnämns i certifieringarna REVAQ och SPCR 120 (REVAQ, 2012; SPCR 120, 2010). Vid beräkningar i denna studie antogs, om inte annat anges, att metaller vid all fysisk separation avskiljs i samma grad som torrsbstanshalten, dvs. att koncentrationen av respektive metall angiven mot TS-halten är konstant genom fysisk avskiljning.



5. FALLSTUDIEOMRÅDEN

Inom projektet eftersöktes områden i Europa där separat insamling och anaerob behandling av matavfall och svartvatten var implementerade. Tanken var att 5-7 av dessa områden skulle utvärderas i avseende att inhämta driftserfarenheter och boendenaspekter. Eftersökningen av områden skedde inte som en konventionell litteraturstudie utan grundade sig enbart på publicerat material varefter mer uppdaterad information erhöles via mail- och telefonkorrespondens samt i ett fall studiebesök.

I tabell 27 presenteras de största implementerade områdena eller projekten med separat insamling och anaerob behandling av matavfall och svartvatten. En fullständig lista över övervägda områden presenteras i Appendix 1. Sammanfattningsvis kan det sägas att få implementerade system för anaerob behandling av matavfall och svartvatten återfanns. Återfunna system var i flesta fall mycket små (enstaka hushåll) och den största delen av projekten är belägna i Tyskland eller Nederländerna.

Tabell 27 – Utvalda fallstudieområden med separat insamling och anaerob behandling av matavfall och svartvatten.

Projekt	Plats	Projekttid	Planerad storlek	Kontakt
Jenfelder Au	Hamburg (DE)	Start 2013/2014	2000 personer	Hamburg Wasser
DEUS 21	Knislingen (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	Lübeck (DE)	1997 - framåt	76 hushåll	Otterwasser GmbH
CSTS	Berlin (DE)	2003 - 2006	1 företag + 10 familjer	Berliner Wasserbetriebe
Arbeiten & Wohnen	Freiburg (DE)	1999 - framåt	14 lägenheter + kontorslokaler	Aturus



5.1 Jenfelder AU (Hamburg, DE)

5.1.1 Områdesbeskrivning

Området Jenfelder Au kommer då det står färdigt att bli den överlägset största implementeringen av sorterande system med anaerob behandling av matavfall och svartvatten jämfört med övriga fallstudieområden. Området kommer att bestå av 630 hushåll och hysa 2000 invånare fördelade på 35 ha samt inkludera lösningar för matavfall, dag-, BDT- och svartvatten (Augustin et al., 2012; Jenfeld, 2008). Projektet är ett samarbete mellan Hamburg Wasser, Hamburg stad samt en lokal styrelse i Wandsbek (delkommun i Hamburg). En modellskiss över projektområdet visas i figur 6. Källa till samtlig information nedan (om inte annat anges) är Augustin (2012).



Figur 6 – Modellskiss av området Jenfelder Au i Hamburg. Bild med tillåtelse av IBA Hamburg.

5.1.2 Systembeskrivning

Jenfelder Au inkluderar lösningar för svartvatten, matavfall, dagvatten och BDT-vatten. Svartvattnet kommer att samlas in med vakuumsystem och ledas till en lokalt belägen behandlingsanläggning. Denna är ännu inte utformad men klart är att svartvattnet, tillsammans med visst övrigt organiskt material skall rötas. Vakuumledningsnätet kommer att vara uppdelat i två huvudområden (varav det ena i sin tur är uppdelat i två delar) för att samtliga nät skall få samma totala längd. Vid behandlingsanläggningen kommer det att finnas två centrala vakuumgeneratorer, en för vardera ledningsnät.

Köksavfallskvarnar skall användas för insamling av matavfall men i vilken utsträckning är ännu oklart. I dagsläget är det planerat att minst 15-20 personer kommer att använda köksavfallskvarn kopplat till samma vakuumledningsnät som svartvattnet. Övriga boende kommer att sortera sitt matavfall i kärl som hämtas av kommunen och hanteras utanför området. Användandet av köksavfallskvarnar beräknas inte göra någon större skillnad i netto energikonsumtion för användarna utan inkluderas för att öka bekvämligheten för de boende.

Vakuumledningsnätet går till en lokal behandlingsanläggning. Svartvattnet kommer att behandlas anaerobt men det var vid tiden för fallstudien ännu ej fastställt hur eller vilka övriga behandlingstekniker som kommer att användas. Val av teknik för BDT-hantering kommer att ske under hösten 2012 men klart står att ingen



återanvändning av BDT-vatten inom hushållen kommer att ske då detta kräver extra rörledningar samt att det anses vara svårt att övertyga användarna om nytan med detta. Målet är att behandlat BDT-vatten skall släppas ut i den lokala ån men det är oklart om föreslagna tekniklösningar kommer att godkännas.

5.1.3 Metanproduktion och näringsåtervinning

Den producerade biogasen kommer att användas i en mikroturbin för att producera elektricitet och värme. Den förra kommer att användas inom boendeområdet men även för att driva bergvärmepumpar som kommer att appliceras inom projektet. Värmen kommer att användas för att värma upp biogasprocessen och överskottsvärme leds till fjärrvärmenät. Det är ännu inte bestämt om någon återvinning av näringsämnen ifrån rötresten kommer att ske.

5.1.4 Teknikkrav, driftsproblem och samordning med byggherrar

Marken ägs av Bundesland Hamburg (motsvarande läns eller regionsnivå) men de lokala myndigheterna fattar beslut om konstruktioner och liknande. Därför sattes stort politiskt tryck på Bundesland Hamburg att starta projektet och sälja mark på området till exploatörer. För att garantera att projektet genomförs är det satt i avtal att markköparna måste implementera vakuumsystemet och de andra valda tekniklösningarna inom projektet. Likt övriga projekt i Tyskland ägs all teknik inom tomtgränserna av markägaren medan vakuumledningsnätet och biogasanläggningen kommer att ägas av Hamburg Wasser.

Hög kvalitet på vakuumkonstruktionerna hos de individuella markägarna kommer att krävas och konstruerade vakuumsystem i hus måste genomgå ett vakuumtest innan de kopplas till vakuumledningsnätet. Det antas att eventuella stopp endast kommer att ske i toalettstolen då denna har smalare diameter i utloppet än ledningsnätet har. Arbete pågår för att konstruera övervakningssystem som skall detektera vattenläckor in till vakuumledningsnätet. Det pågår även ett forskningsprojekt för att utvärdera beläggning i ledningsnätet.

En intressant kommentar är att BDT-hanteringen inom projektet anses mycket mer komplicerad än vakuumteknik och anaerob behandling då produkter för dessa tekniker redan finns på marknaden till skillnad från de BDT-lösningar som övervägs.

5.1.5 Användarvänlighet och återkoppling

Projektet har ännu inga boende men tekniken med vakuumtoaletter visas upp i en ekologisk park i Hamburg och det har i samband med detta startats en undersökning av användarvänligheten hos besökarna. Denna visar hittills att användarna är mycket nöjda med systemet. Användarvänligheten kommer även att bli en stor del av projektet och arbete har till exempel gjorts för att få tag i nya modeller av vakuumtoaletter med lägre bullernivåer.

5.1.6 Kostnad

Då samtliga teknikval ännu inte har gjorts är den exakta kostnaden ej beräknad men hela projektet är utformat för att sänka energikonsumtion för behandling av avloppsvatten (Augustin et al., 2012).



5.1.7 Nuvarande status (augusti 2012)

Den första markägaren köpte tomt i augusti 2012. Inflyttning för de första boende beräknas ske 2013/2014 (Skambraks, 2012). Resterande tekniklösningar kommer att väljas under hösten 2012. I tabell 28 sammanfattas information om området.

Tabell 28 - Sammanställning av fallstudieområdet Jenfelder Au.

Försöksstorlek (pe)	Drifttid	Behandlar	Teknik
630 hushåll (2000 boende)	Start 2013 / 2014	Matavfall Svartvatten	Vakuum- ledningsnät + lokal behandling

5.1.8 Källor och relaterat material

Augustin, Kim. Hamburg Wasser. Personlig Intervju 2012-08-15.

Augustin, K., Skambraks, A.-K., Li, Z., Giese, T., Rakelmann, U. V., Schonlau, H. & Günner, C. (2012) HAMBURG WATER Cycle in the Settlement Jenfelder Au – Integrating the Infrastructure Services of Water and Energy. Opublicerat manuskript. Hamburg: Hamburg Wasser.

Jenfeld. (2008). Neues Wohnen in Jenfeld Ein exzellentes Projekt für die IBA Hamburg. Rapport. Hamburg: Bezirksamt Wandsbek.

Skambraks, Anne-Katrin. Hamburg Wasser. Personlig Intervju 2012-05-08.

5.2 DEUS 21 (Knittlingen, DE)

5.2.1 Områdesbeskrivning

DEUS 21 (DEzentral Urbanes Infrastruktur-System) var ett projekt mellan 2004-2010 inom innovativ teknik för behandling av BDT-vatten, regnvatten, matavfall och svartvatten. Projektet implementerades i nybyggda villor på området "Am Römerweg" i staden Knittlingen utanför Stüttgart och inkluderade 100 hushåll (ca 300 personer) (DEUS21, 2012). Hushållen består främst av enfamiljsbostäder men även ett fåtal flerfamiljshus (Hiessl, 2012). Projektet var ett samarbete mellan Fraunhofer Institut i Stüttgart, Institutet för Siedlungswasserwirtschaft (vattenkvalitet) i Aachen, nio industripartners samt motsvarigheten till kommunal styrelse (DEUS21, 2012). En viktig komponent är även att varje villägare själv har fått välja vilka lösningar som skall implementeras på sin tomt (Hiessl, 2012). Lösningarna varierar därför mellan hushållen och endast teknik som ligger utanför tomterna är gemensam för samtliga boende (Hiessl, 2012).

5.2.2 Systembeskrivning

DEUS21-projektet inkluderar systemlösningar för regnvatten, BDT-vatten, matavfall och svartvatten. I korthet så inkluderar hushållen separata system för regnvatten respektive avfallsvatten då det förstnämnda ultrafiltreras, hettas upp och återanvänds inom hushållet som varmvatten (Hiessl, 2012). Regnvattnets mjukhet gör det lämpligt för en sådan applikation då fällningar i uppvärmningstank och ledningar undviks (Hiessl, 2012).



Insamling av BDT-vatten och svartvatten sker till på tomterna belägna uppsamlingsstankar genom vattenburna självfallsledningar eller med vakuumledning (Hiessl, 2012). Dessa tankar töms sedan periodvis till vakuumledningsnät som leder till en lokalt belägen behandlingsanläggning benämnd "das Wasserhaus" (Hiessl, 2012). Utöver detta har 15 – 20 % av hushållen köksavfallskvarn kopplad till vakuumsystemet (Hiessl, 2012). Övrigt matavfall komposteras eller samlas in i hushållsnära kärl och förs till kommunal kompostering (Hiessl, 2012).

Behandlingsanläggningen inkluderar system för system för anaerob slamhantering, fosforåtervinning och kväverening och motsvarar därmed ett avloppsreningsverk i miniatyr (Hiessl, 2012). Ett foto av anläggningen kan även ses i figur 7 och det framgår att den är helt täckt för att undvika odör (Tettenborn, 2012). Inkommande vatten leds till en mottagningstank från vilket det pumpas vidare till sedimentationsbassäng med 1-2 h uppehållstid (Mohr, 2012). Sedimenterat slam (ca 2 % av totala utflödet med ca 3 % TS-halt) pumpas vidare till en mesofil anaerob MBR med externa keramiska membran som mikrofiltrerar rötslammet (Mohr, 2012). Den hydrauliska uppehållstiden (HRT) i reaktorn är minst 5 dygn men oftast 7 – 12 dygn (Mohr, 2012). Utgående vatten leds, tillsammans med utgående vattenfas från sedimenteringstanken till en ouppvärmad anaerob MBR med 12 – 24 h HRT (Mohr, 2012). Det uppskattas att ca 50 % av inkommande VS till behandlingsanläggningen rötas i respektive reaktor (Mohr, 2012). Biogas samlas in från båda membranbioreaktorerna samt ifrån utgående vattenfas från den ouppvärmade membranbioreaktorn (Mohr, 2012). I det senare fallet renas den lösta metangasen (uppskattad till ca 10 % av total metanproduktion) ut genom att bubbla luft genom vattenfasen (Mohr, 2012). Gasblandningen förs sedan till förbränning tillsammans med övrig biogas (Mohr, 2012).



Figur 7 - Foto över den lokala behandlingsanläggningen "Das Wasserhaus". Foto med tillstånd av Fraunhofer Institut, Stuttgart.

På den utgående vattenfasen från den ouppvärmade membranbioreaktorn sker näringsåtervinning av fosfor (över 90 %) med magnesiumstruvitfällning (MAP) och reduktion av kväve (omkring 90 %) med jonbytesteknik (zeoliter) (Mohr, 2012). Att fällningen sker på utgående ström från den andra MBR:en medför ett mycket lågt metallinnehåll i struviten då strömmen är relativt ren från partikulärt material (Mohr, 2012). Det utgående vattnet från dessa behandlingar leds i dagsläget vidare till det

kommunala VA-nätet men håller EU-bathing water standard då det är rent från mikroorganismer till följd av membranfiltreringen (Hiessl, 2012; Mohr, 2012). Processövervakningen håller kontinuerligt på att automatiseras och drivs deltid av en privatfirma i Knittlingen (Hiessl, 2012). Den ökade fjärrövervakningen skall sänka driftskostnaderna (Tettenborn, 2012).

5.2.3 Metanproduktion och näringsåtervinning

Från början planerades att använda gasen i en sterlingmotor, dock var det tekniska problem med detta (Hiessl, 2012). Uppsamlad biogas bränns idag för elektricitet och värme. När struvitfällning sker används den uppsamlade struviten av kommunens parkavdelning (Hiessl, 2012).

5.2.4 Teknikkrav, driftsproblem och samordning med byggherrar

DEUS21-projektet föregicks av en intensiv dialog i den lokala kommunen som sedan beslöt att avsätta projektområdet för försäljning av tomter till privata ägare (Hiessl, 2012). Projektet är annorlunda mot andra projekt såtillvida att samtliga husägare själva fick välja vilka lösningar som skulle implementeras vid konstruktion av husen. Detta är en kombination av tysk lag och överenskommelse med motsvarigheten till kommunalstyrelse som yrkade på husägarna skulle få full frihet i val av lösningar. Detta medför framförallt att en mångfald av systemkombinationer återfinns i området men även att samtliga tekniska system, även uppsamlings-tankarna, inom tomtgränserna ägs av husägarna (Hiessl, 2012). Själva behandlingsanläggningen och vakuumledningsnätet är beläget på kommunal mark och ägs även av kommunen (Hiessl, 2012). Vidare fick husägarna själva välja firma för installation av tekniken varför dessa installerades på olika vis i husen (Tettenborn, 2012). Det senare fick som följd att flera installationer gjordes på ett felaktigt sätt med ökat buller under drift som konsekvens (Tettenborn, 2012). Buller i hus vid drift har annars inte varit ett problem för de boende. Dock har klagomål förekommit på buller ifrån den på tomten belägna uppsamlingstanken då denna töms till vakuumledningsnätet med en kraftigare sugning (Hiessl, 2012). Detta skall dock endast ha förekommit i de fall ett separat utrymme av betong konstruerats för uppsamlingstanken som skall ha fungerat som resonanskammare för buller från uppsamlingstanken (Hiessl, 2012). Inga driftsproblem har rapporterats under fem års drift av vakuumsystemet men viss misstanke kring sedimentation i vakuumledningsnätet finns (Hiessl, 2012; Mohr, 2012). Dessa baserar sig på massbalanser över fosfor som pekar mot att detta sedimenterar i ledningsnätet (Mohr, 2012).

5.2.5 Användarvänlighet och återkoppling

En undersökning kring användarvänligheten utfördes under projektiden vid ett tillfälle då 40-50 hus var bebodda (Tettenborn, 2012). Undersökningen visade att de människor som köpt mark för konstruktion av hus i området inte gjort detta i någon större utsträckning av intresse för DEUS21-projektet (Tettenborn, 2012). Detta är intressant då det medför att intervjugruppen inte har särskilt intresse i miljöfrågor eller i tekniken som sådan vilket kan rendera överdrivet positiva resultat. Det framkom i undersökningen att användarnas inställning till projektet och valda tekniklösningar korresponderade mot den grad av information som samma användare upplevde sig ha mottagit i anslutning till köp av mark och konstruktion av husen (Tet-



tenborn, 2012). Denna information delades främst ut som informationsblad (Tettenborn, 2012). Vid sidan om de informationsblad som skickades ut till de potentiella husägarna så fanns under projektiden kontaktpersoner på motsvarande kommunal nivå samt på de institut som genomförde projektet (Tettenborn, 2012). Dock blev några av de första markägarna inte informerade innan köp och dessa var också de som visade sig vara mest missnöjda med projektet i undersökningen (Tettenborn, 2012). Att användarnas acceptans av projektet var beroende på graden av information visade sig också vid driftsförändringar under projektets gång som upplevdes som mindre störande av de användare som upplevde att de hade blivit informerade om förändringarna i förväg. Ett exempel på detta var periodvis regelbunden tömning av utgående vatten från behandlingsanläggningen till vattenburet avlopp utanför systemet varpå luft från avloppet trängde upp ur gatubrunnarna och orsakade odör. Detta orsakade missnöje kring hela projektet hos de användare som inte blivit informerade om vad som skedde medan användare som senare mottagit information kring tillvägagångssättet förstod vad som skett och som följt var mer nöjda med systemet (Tettenborn, 2012). Under projektiden har det också framkommit att kunskap kring systemet och dess funktion gradvis förloaras eller förvrängs allteftersom de ursprungliga markägarna och hyresgästerna ersätts av nya (Tettenborn, 2012).

De installerade vakuumsystemen upplevdes överlag positivt av användarna. De flesta negativa kommentarerna rörde buller från systemen, både från köksavfallskvarnar och toaletter. Vakuumköksavfallskvarnarna upplevdes av användarna som bättre än källsortering i kärl (som också fanns på området) då systemet inte var lika kladdigt, luktade eller drog till sig insekter som kärlsystemet gjorde (Tettenborn, 2012). Det enda som upplevdes som negativt specifikt för köksavfallskvarnar med vakuumteknik var den långa leveranstiden för reservdelar då dessa köksavfallskvarnar inte massproduceras i dagsläget (Tettenborn, 2012).

5.2.6 Kostnad

Driftskostnaden för systemet är beräknad att gå jämt ut mot den ordinarie VA-taxan för området (Hiessl, 2012; Tettenborn, 2012). Användarna fick också vid inflyttning välja om de skulle betala ordinarie VA-taxa eller betala för drift av vakuumledningsnät och behandlingsanläggningen. Konstruktionen av själva behandlingsanläggningen betalades dock av projektpartnerna och det beräknades att en anslutning på 5 000 - 10 000 pe skulle krävas för att även behandlingsanläggningen skulle kunna betalas av utan att avgiften skulle bli högre än nuvarande VA-taxa (Hiessl, 2012).

5.2.7 Nuvarande status (augusti 2012)

I dagsläget är 80 % av de 100 tomterna sålda och bebyggda och de resterande husen kommer att bebyggas i ett långsammare tempo efter ett beslut i motsvarande kommunfullmäktige (Tettenborn, 2012). Även om DEUS 21 projektet är avslutat är alla system fortfarande i bruk i området i dagsläget. Tidvis bedrivs även uppföljningsförsök och arbete med att automatisera behandlingsanläggningen och öka möjligheterna för fjärrstyrning pågår kontinuerligt (Mohr, 2012). Dock bedrivs inte struvitfällning och kväverening annat än när projekt genomförs då utgående



vatten i dagsläget ändå leds till lokalt avloppsreningsverk istället för att släppas ut i recipient (Mohr, 2012). En sammanställning över området presenteras i tabell 29.

Tabell 29 - Sammanställning av fallstudieområdet.

Försöksstorlek (pe)	Driftstid	Behandlar	Teknik
80 hushåll (100 planerade, totalt 300 pe)	2004 - framåt	Matavfall Svartvatten	Vakuum- ledningsnät + lokal behandling

5.2.8 Källor och relaterat material

Felix Tettenborn, Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research ISI. Personlig intervju 15 augusti 2012.

Harald Hiesl, ställföreträdande ordförande Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research ISI. Personlig intervju 7 augusti 2012.

Marius Mohr, Fraunhofer Institute for Interfacial Engineering and Biotechnology. Personlig intervju 24 augusti 2012.

Hillenbrand, T. (2009). Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme. Rapport. Karlsruhe (DE), Universität Karlsruhe.

Zech, T., Mohr, M., Sternad, W. & Trösch, W. (2011). Comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment with a ceramic membrane filtration system. Opublicerat manuskript. Stuttgart, Department of Environmental Biotechnology, Fraunhofer-Institute for Interfacial Engineering and Biotechnology.

Fraunhofer IGB (opubl.). DEUS 21 – Regenerative water management. Rapport. Stuttgart, Fraunhofer-Institute for Interfacial Engineering and Biotechnology.

5.3 Sneek Lemmerweg & Sneek Noorderhoek (Sneek, NL)

5.3.1 Områdesbeskrivning

Sneek Lemmerweg och Sneek Noorderhoek är två projektområden i staden Sneek norr om Amsterdam. Endast Lemmerweg är fullt implementerad i dagsläget och har drivits sedan 2006, Noorderhoek skall stå klart årsskiftet 2013/2014 men är redan i drift för ett mindre antal invånare (Meulman, 2012). Båda områdena drivs av företaget Desah, dotterbolag till Landustrie, i samarbete med Sneek kommun och Wageningen universitet (Meulman, 2012). Området Sneek Lemmerweg består av 32 flerfamiljshus medan Noorderhoek är planerat för 250 hushåll i en kombination av lägenheter och flerfamiljshus (Noorderhoek) varav 60 är konstruerade i dagsläget. Foton på områdena syns i figur 8.





Figur 8 – Bostäder i Sneek Noorderhoek (vänster) respektive Sneek Lemmerweg (höger)

I båda områdena finns system för separat insamling och behandling av svartvatten och BDT-vatten, i området Noorderhoek samlas även matavfall in med vakuumköksavfallskvarnar och behandlas gemensamt med svartvatten och BDT-vatten (Meulman, 2012). Förbehandling och behandling sker i båda områdena i separata lokalt belagda anläggningar.

5.3.2 Systembeskrivning

Lemmerweg:

Systemet behandlar svartvatten och BDT-vatten i delvis separata processer. Svartvatten samlas in i vakuumtoaletter och leds till en central förvaringstank varifrån det periodvis pumpas in i en UASB-ST reaktor för rötning (Meulman, 2012). Reaktorn drivs för närvarande vid mesofil temperatur men temperaturer mellan 22-35 °C har utvärderats (Meulman, 2012). Den bildade biogasen leds genom ett mikroluftat system där det avsvavlas genom mikrobiell oxidering av vätesulfid. Utgående vatten från UASB-ST reaktorn förs till ett kvävereningssteg med OLAND-process (oxygen-limited autotrophic nitrification denitrification) i vilken ammoniak oxideras till kvävgas utan behov av extern kolkälla. Vattnet från UASB-ST är fortfarande varmt när det når OLAND-reaktorn och processen får en temperatur på omkring 30 °C (Meulman, 2012). OLAND-processen beskrivs närmare i andra studier av Kuai & Verstraete (1998), Pynaert et al. (2002) och Windey et al. (2005) och ett foto på OLAND-reaktorn visas i figur 9. Utgående vatten från OLAND-processen förs till en separat tank för struvitfällning med magnesium varefter resterande vatten leds till inloppet för BDT-vatten. BDT-vatten leds vid ankomst till behandlingsanläggningen direkt till aerob behandling med AB-process för avskiljning av slamfas. Det bildade slammet förs till UASB-ST-reaktorn för rötning medan utgående vatten förs ut från reningsprocessen. AB-processen är en tvåstegs aerob aktivslamprocess med slamåterförsel i båda stegen, varav det första A-steget är hög belastad och det följande B-steget är lågbelastat (Versprille et al., 1987). Processen drivs i Sneek vid omkring 22 °C (Meulman, 2012).

Noorderhoek:

Systemet i Noorderhoek har redan startats trots att samtliga hus ännu inte är färdigkonstruerade och skiljer sig endast från det på Lemmerweg i ett fåtal avseen-



den. Den främsta skillnaden är att systemet inkluderar matavfall som samlas in med köksavfallskvarnar kopplade till vakuumsystem. Matavfallet förs till samma insamlingstank som svartvattnet varifrån det pumpas till UASB-ST reaktorn. Biologisk svaveloxidering är heller ännu inte implementerad i Noorderhoek utan den bildade biogasen renas från vätesulfid med aktivt kol.



Figur 9 - OLAND-reaktor i Sneek Noorderhoek

5.3.3 Metanproduktion och näringsåtervinning

Den producerade biogasen renas från vätesulfid och bränns sedan för varmvattenproduktion (Meulman, 2012). Den bildade värmen hettar upp UASB-ST reaktorn via rörläggningar i dess hölje, överbliven värme går till hushållen anknutna till systemet. Näringsåtervinning av fosfor sker via struvitfällning som bildar ett slam i botten av fällningstanken som töms periodvis (Meulman, 2012). Den utfällda struviten kan vid större implementering återföras till jordbruk men detta görs inte i dagsläget. Struvitfällningen bedrivs delvis till följd av de nederländska lagkraven för metallinnehåll i rötrest som ämnas återföras till jordbruk. Detta då lagkraven anges i mg/kg TS vilket medför att halterna ökar då utrötningen blir effektivare och alltmer TS reduceras från substraten. I UASB-ST reaktorn reduceras mer än 83 % av inkommande COD varför halterna av vissa metaller hamnar över gränsvärdena. Dock har återförsel av slam aldrig varit ett av projektets mål just därför att den producerade mängden, det som ackumuleras i UASB-ST, är liten (Meulman, 2012). Ackumulerat slam i UASB-ST reaktorn hämtas i dag med slamsug för slutgiltig hantering vid kommunalt reningsverk (Meulman, 2012).

5.3.4 Teknikkrav, driftsproblem och samordning med byggherrar

Fallstudieområdet inkluderar relativt ny teknik ur VA-tekniskt perspektiv. Främst användandet av vakuumsystem för både svartvatten och matavfall men även innovativ reaktorteknik samt kvävereningsprocess. Vakuumsystemet kräver installation och underhåll av vakuumgeneratorer men minskar annars underhållsarbetet då rörläggning för vakuumsystem för både matavfall och svartvatten kräver mycket mindre rördiameter än vattenburna ledningar. Inga allvarliga driftsproblem med vakuumsystemet har rapporterats under de 6 åren projekten har varit i drift (Meulman, 2012). Systemets största problem har bestått av att användarna spolar ned material i vakuumtoaletterna som stör reningsprocesserna, här har våtservetter



nämnts specifikt då fibrerna från servetterna ackumuleras i UASB-ST reaktorn och skapar flytslam som leder till ursköljning av biomassa (Meulman, 2012). Inga problem rörande rörledningar har rapporterats (Meulman, 2012).

5.3.5 Användarvänlighet och återkoppling

Ingen undersökning av användarmottagandet har publicerats men mottagandet från användarna är enligt projektledarna övervägande positivt (Meulman, 2012). De främsta klagomålen rör buller från vakuumsystemen (Meulman, 2012). Systemen har också tidvis lidit av problem med att boende spolat ned saker i systemen som inte hör hemma där (Meulman, 2012). Informationsträffar för de boende hölls vid den första inflyttningen men har inte givits för enskilda nyinflyttande efter projektstarten (Meulman, 2012). Inte alla boende närvarade heller vid den första informationsträffen vilket kan förklara den tidvisa felanvändningen av systemen.

5.3.6 Kostnad

Systemet har beräknats ha driftskostnader på samma nivå som ordinarie VA-taxa (Meulman, 2012).

5.3.7 Nuvarande status (augusti 2012)

I dagsläget konstrueras hushåll i projektområdet Noorderhoek vilket skall stå klart årsskiftet 2013/2014. Idag finns 60 hushåll färdiga men dessa är främst enpersonsbostäder varför antalet personer i Noorderhoek-systemet endast är strax över 80 (Meulman, 2012). Vidare är de flesta av de boende pensionärer som får måltider levererade till bostäderna varför mängden matavfall i systemet är liten. Anläggningen i Noorderhoek drivs således långt under kapacitet i dagsläget då den är designad för upp till 600 pe (Meulman, 2012).

Anläggningen vid Lemmerweg drivs fortfarande och en rapport över både områdena på engelska kommer att publiceras under 2013 (Meulman, 2012). En sammanställning över områdena Sneek Lemmerweg och Sneek Noorderhoek visas i tabell 30.

Tabell 30 - Sammanställning av fallstudieområdet.

Försöksstorlek (hushåll)	Driftstid	Behandlar	Teknik
32 resp.60 (av 250 planerade)	2006 - framåt	Matavfall Svartvatten	Vakuum- ledningsnät + lokal behandling

5.3.8 Källor och relaterat material

Brendo Meulman, projektledare DESAH, personlig intervju 2 Juli 2012.

www.desah.nl

de Graaff, M.S., Temmink, H., Zeeman, G. & Buisman, C.J.N. (2010) Anaerobic Treatment of Concentrated Black Water in a UASB Reactor at a Short HRT. *Water*. 2, ss.101-119



K. Kujawa-Roeleveld, T. Fernandes, Y. Wiryawan, A. Tawfik, M. Visser and G. Zeeman (2005); Performance of UASB septic tank for treatment of concentrated black water within DESAR concept; Water Science & Technology Vol 52 No 1-2 pp 307–313

Kujawa-Roeleveld, K. & Weijma, J. (2012). *Nieuwe Sanitatie op wijkniveau – Resultaten en ervaringen demo-site Sneek en perspective voor opschaling*. Rapport. Wageningen, Lettinga Associates

5.4 Flintenbreite (Lübeck, DE)

5.4.1 Områdesbeskrivning

Villaområde i Lübeck-förorten Flintenbreite med omkring 350 invånare (OtterWasser, 2012). Hela området är ett pilotprojekt och inkluderar systemlösningar för matavfall, svartvatten, BDT-vatten och dagvatten (Oldenburg, 2012a). Projektet är ett samarbete mellan företaget OtterWasser, lokala byggfirmor samt Lübeck stad (OtterWasser, 2012). Arbetet startade på 90-talet och de första invånarna flyttade in i 26 hus år 2001 (Oldenburg, 2012a). En andra konstruktionsomgång av 27 hus startade 2008 då projektet gick in i en ny fas med ny byggfirma. I dagsläget består området av 53 hus med ytterligare 23 planerade (Oldenburg, 2012b). En skiss över området visas i figur 10.



Figur 10 – Skiss över kvarter i projektområdet Flintenbreite. Bild med tillåtelse av Schütt GmbH, Tyskland.

5.4.2 Systembeskrivning

Svartvatten samlas in med vakuumtoaletter och leds till vakuumledningsnät för vidare transport till lokalt belägen biogasanläggning (Oldenburg, 2012a). Vakuumsystemet ger en tillräckligt hög TS-halt för att ingen förtjockning av svartvattnet behövs innan rötning (Oldenburg, 2012b). Dock hygieniseras svartvattnet genom termisk förbehandling vid 50 eller 70 °C innan det rötas vid mesofil temperatur i CSTR (Oldenburg, 2012a). Rötrest efterbehandlas ej i dagsläget. Matavfall samlas in i kärl och transporteras till biogasanläggningen där det mals innan det pumpas in till rötkammaren.



5.4.3 Metanproduktion och näringsåtervinning

Biogasen renas för vätesulfid genom mikrobiologisk svaveloxidering och bränns sedan, tillsammans med naturgas, i ett mindre kraftvärmeverk för elektricitet och värme (Oldenburg, 2012b). Mängden biogas är relativt liten i förhållande till naturgas som används för uppvärmning och varmvatten. Rötresten är tänkt att återanvändas som biogödsel. Detta sker dock inte i dagsläget då tysk lagstiftning är restriktiv kring användande av svartvatten som gödsel i jordbruk (Oldenburg, 2012b).

5.4.4 Tekniskkrav, driftsproblem och samordning med byggherrar

Projektet har i omgångar genomdrivits med olika byggherrar. Dock har det generellt varit svårt att övertyga dessa om fördelar med vakuumtekniken samt att sprida kunskap om tekniken till husägare (Oldenburg, 2012b). Däremot har invånare i Flintenbreite upplevt tekniken som positiv och intresset för vakuumsystemen har generellt ökat under invånarens första år i området (Oldenburg, 2012a). En erfarenhet har dock varit att det krävs mer service för vakuumtoaletterna än för konventionellt vattenburet WC-system (Oldenburg, 2012b).

Tekniklösningar inom tomtgränser (vakuumtoalett och ledningsnät) ägs av markägare medan ett privat företag som ägs av invånarna i Flintenbreite står för vattenförsäljning, äger vägar, offentliga utrymmen, vakuumledningsnät samt BDT-system (Oldenburg, 2012a).

5.4.5 Användarvänlighet och återkoppling

Undersökningar bland de boende har utförts vid ett flertal tillfällen (Oldenburg, 2012b). Dessa visar generellt på att användarna är nöjda med vakuumsystemet om undantag görs för den första driftsperioden då vakuumtoaletter led av tekniska problem, främst med spolknappar som ej fungerade (Oldenburg, 2012b).

5.4.6 Nuvarande status (augusti 2012)

Projektet har gått in i en ny fas sedan 2008 och ytterligare 23 hus är planerade att konstrueras under kommande år (Oldenburg, 2012b). Vidare är biogasanläggningen ej i drift då projektet har blivit försenat genom byte av konstruktionsfirma (Oldenburg, 2012b). En sammanställning över projektet ges i tabell 31.

Tabell 31 - Sammanställning av fallstudieområdet.

Försöksstorlek (pe)	Driftstid	Behandlar	Teknik
53 hushåll (ytterligare 23 planerade)	2001 - framåt	Matavfall Svartvatten BDT-vatten	Vakuum- ledningsnät + lokal biogasanläggning

5.4.7 Källor och relaterat material

Oldenburg, Martin. Professor University of Applied Science Ostwestfalen-Lippe. Personlig intervju 31 maj 2012a.



Oldenburg, Martin. Professor University of Applied Science Ostwestfalen-Lippe.
Personlig intervju 1 oktober 2012b.

<http://www.otterwasser.de/english/concepts/flinte>

www.Flintenbreite.de

5.5 CSTS - (Berlin, DE)

5.5.1 Områdesbeskrivning

CSTS (Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater) var ett EU-projekt som drevs av Kompetenz Zentrum Wasser Berlin (KWB), Berliner Wasserbetriebe (BWB) och Veolia Water inom vilket alternativa koncept för avfallsvattenhantering utvärderades praktiskt med mål att utveckla hållbara system överlägsna konventionell teknik i avseende på ekonomi och ekologi (Peter-Fröhlich et al., 2007). Projektet bedrevs mellan 2003 och 2006 med ett efterföljande uppföljningsprojekt på två år. Fler olika systemlösningar för BDT-vatten och svartvatten testades periodvis under projektet varav endast ett behandlingsalternativ inkluderade anaerob behandling (Peter-Fröhlich et al., 2007). Systemen installerades i lägenhetshus och kontorslokaler belägna på Stahnsdorf avloppsreningsverk utanför Berlin, vilka visas i figur 11, som alla ägdes av Berliner Wasserbetriebe (Peter-Fröhlich et al., 2007).



Figur 11- Foto med tillåtelse av Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

5.5.2 Systembeskrivning

Både lägenhetshus och kontorsbyggnader var utrustade med urinsorterande toaletter vilka var vattenburna i lägenheterna medan toaletterna i kontorsbyggnaderna hade vakuumsystem. Det bör poängteras att de senare var ombyggda från vattenburna toaletter då urinsorterande vakuumtoaletter inte fanns på marknaden när projektet genomfördes. I det behandlingsalternativ som inkluderade anaerob be-



handling rötades endast den sorterade avföringen från vakuumtoaletterna i kontorslokalerna tillsammans med matavfall från lägenhetshusen. I den förra genererades svartvatten från 11 fast anställda samt tekniker och besökare medan lägenhetshusen beboddes av 10 familjer. Försöket med anaerob behandling pågick under 6 månader under 2006 samt under uppföljningsprojektet (Peter-Fröhlich et al. 2007; Peter-Fröhlich 2012).

Den insamlade avföringen leddes med spolvatten till en uppsamlingstank i vilken den antingen förtjockades genom sedimentering, vilket medförde 30 % ökning av COD koncentration, eller leddes direkt till rötning beroende på rötförsökets uppställning (Peter-Fröhlich et al., 2007; Wriege-Bechtold et al., 2004). Insamlat matavfall maldes i anslutning till rötkammaren och rötades tillsammans med insamlad avföring i en 2-stegs termofil fixed-bed reaktor med fast bärmaterial med en hydraulisk uppehållstid mellan 5,5 - 7,5 dygn (Peter-Fröhlich et al., 2007). Bärmaterialet var beläget i reaktorns andra steg som drevs som metanbildningskammare medan det första drevs som hydrolyskammare (Peter-Fröhlich et al., 2007). Under uppföljningsprojektet testades även rötning av förtjockat respektive oförtjockad avföring, både med och utan matavfall, vid mesofil temperatur utan bärmaterial (Wriege-Bechtold et al., 2004). Sammantaget rapporterades processinstabilitet vid termofil rötning medan god stabilitet och utrötning rapporterades för rötning vid mesofila temperaturer (Wriege-Bechtold et al., 2004). Insamlad urin lagrades i detta system i tank för hygienisering varefter det användes som gödsel (Peter-Fröhlich et al., 2007).

5.5.3 Metanproduktion och näringsåtervinning

Den producerade biogasen användes ej inom projektet utan analyserades endast för volym och metanhalt. Inga data över metanproduktionen från termofila rötförsök finns publicerad men data över de mesofila rötförsöken visar på hög utrötning (68 - 75 % COD) för både svartvatten och en blandning av svartvatten och matavfall vilket indikerar att rötprocessen fungerade väl (Wriege-Bechtold et al., 2004). Försök med näringsåtervinning från rötförsöken var planerade men genomfördes ej då start av delförsök med reaktorn blev uppskjutna (Peter-Fröhlich et al., 2007). Försök med näringsåtervinning från den sorterade urinen genomfördes och visade på goda resultat (Peter-Fröhlich et al., 2007; Tettenborn et al., 2007).

5.5.4 Teknikkrav, driftsproblem och samordning med byggherrar

För denna studie relevanta tekniker som prövades under SCST-projektet var vakuumtoaletterna. Inga problem rapporterades för vakuumsystemet under de tre år det användes. En ventil i uppsamlingstanken fick dock bytas ut precis i början av projektet. Vakuumtoaletterna hade upprepade problem med undermålig spolning samt ett problem med översvämning till följd av att enheten som reglerade spolvolymen med vatten inte fungerade. Enligt projektets slutrapport berodde detta på att vakuumtoaletterna var ombyggda vattentoaletter (Peter-Fröhlich et al. 2007). Ett stopp beroende på att handservetter kastats i toaletten rapporterades även under projektiden. Det blev under projektiden inga problem med stopp i de urinsortrande systemen på vakuumtoaletterna, dock i flera av de urinsortrande toaletterna som installerats i hushållen. Ingen samordning med byggherrar behövdes under projektet då alla lokaler ägdes av Berliner Wasserbetriebe som drev projektet.



5.5.5 Användarvänlighet och återkoppling

Inom projektet utfördes en undersökning hos användarna av systemen som visade att dessa över lag var nöjda med vakuumsystemet trots de problem med spolning som inträffat under projektet (Peter-Fröhlich et al. 2007). Användarnas främsta missnöje var över det buller systemet orsakade (Peter-Fröhlich et al. 2007). Missnöje noterades även efter stoppen i de urinsorterande toaletterna (Peter-Fröhlich et al. 2007).

5.5.6 Nuvarande status (augusti 2012)

Projektområdet drivs fortfarande och det mesta av den installerade tekniken är fortfarande i användning. Dock har alla urinsorterande toaletter bytts ut mot konventionella vattenburna WC-system utan sortering då de urinsorterande systemen led av driftsproblem med stop i ledningar för urin och spolningar i de ombyggda vakuumtoaletterna (Peter-Fröhlich, 2012 PM). En sammanställning över projektet presenteras i tabell 32.

Tabell 32 - Sammanställning av fallstudieområdet.

Försöksstorlek (pe)	Driftstid	Behandlar	Teknik
11 anställda + 10 familjer och besökare	2003-2008	Matavfall Svartvatten	Vakuum- ledningsnät + lokal biogas- anläggning

5.5.7 Källor och relaterat material

Peter-Fröhlich, A., Bonhomme, A., Oldenburg, M. (2007) Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater (SCST) – Results. Rapport: Kompetenzzentrum Wasser gGmbH, Berlin 2007

Oldenburg, M. (2007) Final cost calculation report for the demonstration project "Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater " (SCST). Rapport: OtterWasser GmbH, Lubeck.

Jekel, M., Remy, C., Ruhland, A. (2006) Ecological assessment of alternative sanitation concepts with Life Cycle Assessment. Rapport: Technische Universität Berlin, Berlin.

Muskolus, A., Ellmer, F. (2007) Fertilizer usage. Rapport: Humboldt-University of Berlin, Berlin.

Tettenborn, F., Behrendt, J., Otterpohl, R. (2007) Resource recovery and removal of pharmaceutical residues Treatment of separate collected urine. Rapport: Technische Universität Hamburg-Harburg, Hamburg.



Wriege-Bechtold, A., Barjenbruch, M., Peter-Fröhlich, A. & Heinzmann, B. (2004). Treatment of Brownwater Results of Mesophilic Tests in Stahnsdorf /Germany. Opublicerat manuskript.

<http://www.kompetenz-wasser.de/SCST.22.0.html?&L=1>

5.6 Arbeiten & Wohnen (Freiburg, DE)

5.6.1 Områdesbeskrivning

Arbeit & Wohnen är ett pilotprojekt i området Vauban (Freiburg, Tyskland) som startades 1999. Projektet består av en byggnad med 14 lägenheter och 4 kontorslokaler och inkluderar behandlingssystem för dagvatten, svartvatten, matavfall och BDT-vatten. Projektet som helhet inkluderar även solpaneler och passiv uppvärmning och hade som mål att implementera energibesparande innovativa lösningar för minskad energikonsumtion och vattenförbrukning. Ett foto av projektområdet visas i figur 12.



Figur 12 – Lägenhetshuset där Arbeit & Wohnen bedrivs. Foto med tillåtelse av Marjo Lexmond, Wageningen University, Nederländerna.

5.6.2 Systembeskrivning

Svartvatten samlas in med vakuumtoaletter och leds till en mindre (9 L) tank direkt bakom toalettväggen. Denna töms sedan när den är full till vakuumledningsnätet med en kraftigare sugning. Detta system leder till minskat buller vid enskilda spolningar (Koetse, 2005). Vakuumledningsnätet leds sedan till en uppsamlingstank i husets källare och pumpas därifrån in i rötkammare som även den är belägen i huset. Rötkammaren är en tvåstegsreaktor där omblandning med hjälp av recirkulerad biogas sker i första steget medan steg 2 inte har omrörning utan fungerar som efterrötkammare med gaslagring och avskiljning av biogas med membran (Koetse, 2005).

Matavfall samlas i dagsläget in i kärl och det är tänkt att detta skall malas i källaren och tillsättas till rötkammaren. BDT-vatten samlas in och behandlas i en aerob membranreaktor med packmaterial. Renat vatten återanvänds som spolvatten och



för bevattning. Även denna reaktor är belägen i byggnadens källare. Regnvatten samlas upp i infiltrationsdiken som omger byggnaden.

5.6.3 Metanproduktion och näringsåtervinning

Producerad biogas avskiljs från rötkammaren med membran och renas med aktivt kol innan det används i hushållen genom att ledas till gasledning för spis. Rötrest skall sparas i separat tank för återförsel till jordbruksmark.

5.6.4 Teknikkrav, driftsproblem och samordning med byggherrar

Projektet ägs av företaget Aturus, drevs av flera företag och huvudfinansierades av en federal miljöstiftelse (Deutsche Bundesstiftung Umwelt). Vidare sponsrade flera företag med tekniska installationer. Då projektet var planerat innan huset konstruerades underlättades samordning. Vidare skapades även en stiftelse av de boende som ansvarar för drift av systemen och juridiskt arbete kring byggnaden.

5.6.5 Användarvänlighet och återkoppling

En undersökning av de boendes syn på projektet utfördes inom ett examensarbete av Koetse (2005). Denna visade att användarna generellt är nöjda med systemen. Främst med känslan av ansvar för att själva behandla sitt avloppsvatten men även de minskade driftskostnaderna (för hela projektet). Att dela boendesituation inom ett särskilt projekt har givit en stärkt känsla av samhörighet mellan de boende (Koetse, 2005). I de fall missnöje framkom handlade detta främst om att hela systemet ej har blivit implementerat (se avsnittet nuvarande status).

5.6.6 Kostnad

Projektet har lägre driftskostnader än konventionell avloppsvattenhantering men projektets lilla skala gör att kostnaden för installationer blir nästan dubbelt så hög som för konventionell hantering (om båda systemen ges 30 års livstid) (Koetse, 2005). Besparingar inom driftskostnader med systemet bygger främst på minskat behov av konstruktion och underhåll av avloppsledningar (Koetse, 2005).

5.6.7 Nuvarande status (augusti 2012)

Alla installationer är på plats i dagsläget men driften av rötkammare har aldrig startats då tillgången till substrat inte motiverar drift eftersom mängden producerad gas endast skulle täcka en mindre del av behovet (Koetse, 2005; Mayer, 2012). Att driva anläggningen trots detta är inte aktuellt då finansiering för ett sådant projekt inte finns (Koetse, 2005; Mayer, 2012). En sammanställning över området visas i tabell 33.



Tabell 33 - Sammanställning av fallstudieområdet.

Försöksstorlek	Driftstid	Behandlar	Teknik
En byggnad (14 lägenheter + 4 lokaler)	1999-framåt	Svartvatten, BDT-vatten, matavfall, Dagvatten	Vakuumbledningsnät, Lokal behandlingsanläggning

5.6.8 Källor och relaterat material

Koetse, E. (2005). The implementation of DESAR concepts in two projects in Germany. Wageningen: Examensarbete vid Urban Environmental Management, Wageningen University.

Mayer, Astrid. Freiburg Fotour, personlig intervju 7 maj 2012.



6. UNDERSÖKTA SYSTEM

De fem system som utvärderades inom detta projekt presenteras i tabell 34 samt i en utförligare form i tabell 35. Vidare följer en kortare presentation av urvalskriterier och systemen. System 1 motsvarar ett generellt nuvarande system medan övriga system (2-5) är sorterande system, det vill säga att svartvatten och matavfall inte transporteras tillsammans med övrigt avlopp och avfall.

Tabell 34 – Nummer och namn på undersökta system.

System-Nr	Namn
System 1	Konventionell hantering (kombinerat avlopp och matavfall i papperspåse)
System 2	Matavfall i papperspåse & SV-ledning
System 3	KAK-tank & SV-ledning
System 4	KAK & MASV-ledning
System 5	Vakuumsystem

Urvalskriterierna för utformning av systemen var att de skulle vara lämpliga för att behandla minst 10 000 pe samt kunna appliceras i urban miljö med tillgång till avloppsreningsverk. Två beslut som fattades vid utformningen av systemen behöver motiveras. Främst beslutet att inkludera samrötning i alla, undantaget system 1, undersökta system. Samrötning får effekten att rötresten inte kan bli SPCR 120 certifierat utan endast erhålla REVAQ-certifiering. Detta då slam från reningsverk och latrin, under vilket svartvatten definieras, inte omfattas i SPCR 120 certifieringen (SPCR 120, 2010). Beslutet att ändå använda sig av samrötning grundar sig på det höga näringsinnehållet i förhållande till metallinnehåll i svartvatten. Matavfall och svartvatten står tillsammans för en majoritet av de åtråvärda näringsämnena och det organiska innehållet i hushållsavfallsströmmar varför separation av dessa strömmar, med påföljande kombinerad behandling, får anses vara både ekonomiskt och miljömässigt hållbar resurshushållning. Vidare löper konstruerade behandlingsanläggningar för samrötning mindre risk att bli kraftigt överdimensionerade till följd av en eventuellt minskad matavfallsmängd. Det andra beslutet som bör motiveras är att inget system inkluderar sopsug för insamling av matavfall i plastpåse. Detta beslut baserades främst på att sopsug ansågs motverka ökad återkoppling från systemanvändare. Vidare finns det rapporter som tyder på att sopsug inte leder till ökad utsortering eller högre renhetsgrad på det sorterade materialet samt inte medför ökad bekvämlighet för de boende (Apelqvist et al. 2004b; Aspegren et al., 2005; Avfall Sverige, 2010; Kärrman et al., 2005;). Beräkningar över systemen baseras på antaganden nämnda under beskrivningen av respektive teknik och presenteras utförligare i huvudrapporten inom EVAA-projektet (se avgränsning).



System 1: Svartvatten samlas in med normalspolande WC och förs till kombinerat avlopp för behandling vid avloppsreningsverk. Matavfall samlas in med papperspåse och förs till förbehandlingsanläggning där matavfallet går igenom behandling med kvarn, pulper och skruvpress varefter den pressade slurryn rötas i separat anläggning. Respektive rötrest förtjockas i slamcentrifug och återförs till jordbruk.

System 2: Svartvatten samlas in med snålspolande WC och leds i separat självfallsledning (SV-ledning) till avloppsreningsverk där separat försedimentering av svarvattnet sker. Bildat slam rötas tillsammans med matavfall i separat CSTR-reaktor medan vattenfasen leds vidare till reningsprocessen på avloppsreningsverket. Matavfall samlas i likhet med system 1 in i papperspåse och förbehandlas med kvarn, pulper och skruvpress innan producerad slurry rötas tillsammans med svartvattnet i separat CSTR. Rötrest från rötningen förtjockas i slamcentrifug, kompletteras med struvitfällning i rejektet och återvinns i jordbruk. Rejektivatten från slamförtjockning leds vidare till reningsprocessen på avloppsreningsverket.

System 3: Svartvatten samlas, i likhet med system 2, in med snålspolande WC och leds i separat självfallsledning (SV-ledning) till avloppsreningsverk där separat försedimentering av svarvattnet sker. Bildat slam rötas tillsammans med matavfall i separat CSTR-reaktor medan vattenfasen leds vidare till reningsprocessen på avloppsreningsverket. Matavfall samlas in med köksavfallskvarn och leds till kvarternära tanksystem där en förtjockad fas avskiljs genom sedimentering och hämtas med slamsug. Detta substrat behöver inte förbehandlas utan pumpas direkt in i samma rötkammare som svartvattnet. Rötresten förtjockas i slamcentrifug, kompletteras med struvitfällning i rejektet och återvinns i jordbruk. Rejektivatten från slamförtjockning leds vidare till reningsprocessen på avloppsreningsverket.

System 4: Svartvatten samlas, i likhet med system 2 och 3, in med snålspolande WC och leds i separat självfallsledning tillsammans med matavfall från köksavfallskvarn (MASV-ledning) till avloppsreningsverk där separat försedimentering sker. Bildat slam rötas i separat CSTR-reaktor medan vattenfasen leds vidare till reningsprocessen på avloppsreningsverket. Rötresten förtjockas i slamcentrifug, kompletteras med struvitfällning i rejektet och återvinns i jordbruk. Rejektivatten från slamförtjockning leds vidare till reningsprocessen på avloppsreningsverket.

System 5: Systemet skiljer sig radikalt från övriga system då det använder sig av vakuumteknik för transport av svartvatten (samlas in med vakuumtoalett) och matavfall (samlas in med köksavfallskvarn). Insamlat material leds till uppsamlingsstank vid avloppsreningsverket varifrån det pumpas in direkt till slamseparerande rötkammare. Två alternativ undersöks i systemet. I det första rötas slam i UASB-ST varefter struvitfällning följer (UASB-ST eller MBR). I det andra alternativet rötas slam i MBR varefter kväve och fosfor återvinns i ett koncentrat genom omvänd osmos. Rejektivatten leds i båda alternativ vidare till reningsprocessen på avloppsreningsverket.



Tabell 35 – Detaljerad sammanställning över metoder för Insamling. Transport, förbehandling och rötning för undersökta system.

	Matavfall			Svartvatten			Rötning	Återvinning av näringsämnen
	Insamling	Transport	Förbehandling	Insamling	Transport	Förbehandling		
System 1	Papperspåse	Sopbil	Kvarn, pulper & skruvpress	WC	Kombinerat avlopp	Avlopprensings- verk	Matavfall separat	Biogödsel från matavfall + rötslam
System 2	Papperspåse	Sopbil	Kvarn, pulper & skruvpress	Snålsplande WC	SV-ledning	Fällning & sedimentering	Samrötning (CSTR)	Rötrest som biogödsel
System 3	Köksavfallskvam	Tank + Slamsug	Ingen	Snålsplande WC	SV-ledning	Fällning & sedimentering	Samrötning (CSTR)	Rötrest som biogödsel
System 4	Köksavfallskvam	MASV-ledning	Fällning & sedimentering	Snålsplande WC	MASV-ledning	Fällning & sedimentering	Samrötning (CSTR)	Rötrest som biogödsel
System 5	Köksavfallskvam	Vakuumledning	Ingen	Vakuumtoalett	Vakuumledning	Ingen	Samrötning (UASB-ST el. MBR)	Struvitfällning el. Omvänds Osmos



7. RESULTAT OCH DISKUSSION

I detta kapitel presenteras resultat och diskussion för metanproduktion och återförsel av näringsämnen men även diskussion kring kostnader och energiförbrukning. Vidare presenteras sammanfattande diskussioner kring respektive system.

7.1 Metanproduktion

Metanproduktionen för alla system samt den relativa metanproduktionen gentemot nuvarande system presenteras i tabell 36. Som synes genererar system 2-5 mer biogas än nuvarande system vilket blir en följd av att mer organiskt material rötas. För system 5 sker också en ytterligare ökning på grund av att utrötningsgraden är något högre i de alternativa reaktortyperna som används i detta system men den största ökningen av metanproduktionen, som är dubbelt så stor som i referenssystemet, beror på att mer organiskt material rötas.

Tabell 36 – Metanproduktion från rötning av matavfall och svartvatten i de undersökta systemen. Även massa organiskt material som når rötkammaren i de olika systemen presenteras.

	System 1	System 2	System 3	System 4	System 5 UASB-ST	System 5 MBR
Metanproduktion NL CH₄/pe*dygn	17,2	21,3	27,2	26,6	34,0	34,0
- % mot system 1	-	124 %	158 %	155 %	197 %	197 %
Matavfall till RK (g VS/pe*dygn)	17	17	29	25	32	32
Svartvatten till RK (g VS/pe*dygn)	36	42	42	42	54	54

Det framkom vid beräkningar över systemen att mängden organiskt material som når rötkamrarna inte främst beror på skillnader i utsorteringsgrad eller förluster under transport utan på använd förbehandlingsmetod. Vid konventionell hantering förloras organiskt material från svartvatten genom aktiv slambehandling vid avloppsreningsverk samt genom förbehandling med skruvpress vid hantering av matavfall insamlat med papperspåse. Att skillnaderna beror på förbehandlingsmetod blir tydligt då beräkningarna görs om för ett scenario där samtliga system tillskrevs samma utsorteringsgrad av matavfall som ett konventionellt system (47 %). Resultaten för detta scenario visas i tabell 37 och det framgår att skillnaden mot nuvarande system fortfarande är markanta. Vidare visas i tabell 37 även ett scenario i vilket, utöver att samtliga system har 47 % utsorteringsgrad, det antas att 50 % av rejektet från nuvarande förbehandling av matavfall rötas med 77 % utrötningsgrad och metanproduktion baserat på data ifrån Eriksson & Holmström (2010). Även för detta scenario minskar skillnaderna mellan systemen men de utjämnas ej helt vilket visar att sorterande system fortfarande kan ge upp mot 70 % mer biogas än konventionell hantering.



Tabell 37 - Resultat över metanproduktion och avskiljning av organiskt material till rötkammare vid 2 olika scenario. 1) Samtliga system har samma utsorteringsgrad av matavfall. 2) Samtliga system har samma utsorteringsgrad av matavfall och 50 % av rejektet från förbehandling av matavfall insamlat med papperspåse rötas till biogas.

	System 1	System 2	System 3	System 4	System 5 UASB-ST	System 5 MBR
Metanproduktion NLCH₄/pe*dygn	17,2	21,3	25,0	24,6	31,5	31,5
- % mot system 1	-	124 %	145 %	143 %	183 %	183 %
1 Substrattillförsel till rötkammare						
Matavfall till RK (g VS/pe*dygn)	17	17	25	24	27	27
Svartvatten till RK (g VS/pe*dygn)	36	48	48	48	54	54
Metanproduktion NL CH₄/pe*dygn	18,8	22,8	25,0	24,6	31,5	31,5
- % mot system 1	-	122 %	134 %	131 %	168 %	168 %
2 Substrattillförsel till rötkammare						
Matavfall till RK (g VS/pe*dygn)	22	22	25	24	27	27
Svartvatten till RK (g VS/pe*dygn)	36	48	48	48	54	54

En viktig slutsats är alltså att biogasproduktionen kan ökas genom att ändra förbehandlingsmetod. Val av förbehandlingsmetod beror dock även på vilken insamlingsmetod som används varför det kan vara rimligare att påstå att val av ett sorterande system kan öka biogasproduktionen jämfört med konventionell hantering.

7.2 Vad händer om förluster vid förbehandling av matavfall minskar?

För att simulera vad som sker med biogaspotentialen i ett framtida scenario där förluster av organiskt material vid förbehandling av matavfall minskar utfördes ytterligare beräkningar över detta. I denna studie antogs förluster på 37 % VS vid förbehandling av matavfall som samlats in med papperspåse och i tabell 38 nedan presenteras resultat då endast 10 % förlust av VS antagits. Även i detta scenario antas att samma utsorteringsgrad på 47 % sker med både köksavfallskvarn och i papperspåse.



Tabell 38 – Metanproduktion från rötning av matavfall och svartvatten i ett scenario där endast 10 % förlust av organiskt material sker vid förbehandling av matavfall som samlats in med papperspåse. Vidare antas 47 % utsorteringsgrad för papperspåse och för köksavfallkvarn. Även massa organiskt material som når röt-kammaren i de olika systemen presenteras.

	System 1	System 2	System 3	System 4	System 5 UASB-ST	System 5 MBR
Metanproduktion NL CH₄/pe*dygn	20,1	24,2	25,0	24,6	31,5	31,5
- % mot system 1	-	120 %	124 %	122 %	156 %	156 %
Matavfall till RK (g VS/pe*dygn)	25	25	25	24	27	27
Svartvatten till RK (g VS/pe*dygn)	36	42	42	42	54	54

Det framgår av tabell 38 att i stort sett samma mängder matavfall når till röt-kammarna men att en skillnad i biogaspotential fortfarande kvarstår. Denna beror främst på förluster av organiskt material i svartvatten över aktivslam steget vid avloppsre-ningsverk vid konventionell hantering.

7.3 Separat rötning av svartvatten och matavfall

Vid genomgång av substratinnehåll och processparametrar framkom att både matavfall och svartvatten innehåller mycket kväve, varav urin är den största delkäl-lan. Detta medför att samtliga system har en, i jämförelse med rötning av slam på avloppsreningsverk, hög koncentration av kväve i det substrat som förs till röt-kam-rarna. Detta kan leda till att rötprocessen inhiberas till följd av att ammoniakkon-centrationen blir för hög. De beräknade halterna i denna studie ligger i vissa fall över rapporterade minimumnivåer för start till ammoniakinhibering vid antagande om en omvandlingsgrad av totalkväve till ammoniakkväve på 80 % vilket fram-kommer av tabell 39.



Tabell 39 – Koncentration totalkväve (Tot-N) som förs till rötkamrarna i respektive system samt koncentrationen av ammoniak (NH_3) och ammonium (NH_4^+) om 80 % omvandling till ammoniak från totalkväve sker under rötprocessen. Samtliga koncentrationer återges med 2 värdesiffror.

	System 1	System 2	System 3	System 4	System 5 UASB-ST	System 5 MBR
Tot-N till RK (mg/L)	1 500	1 900	1 600	1 600	1 800	1 800
- Summa NH_3 + NH_4 vid 80 % omvandling (mg/L)	1 200	1 500	1 200	1 300	1 500	1 500

Dock skiljer sig rapporterade värden för ammoniakinhibering ganska kraftigt mellan olika processer, vilket framgår från avsnittet "ammoniuminhibering av rötprocessen", och koncentrationerna i de ingående substraten är ingalunda alarmrande höga. Vidare finns flera studier där svartvatten och matavfall rötats vid liknande höga nivåer av kväve utan att processinhibering rapporterats (de Graaff, 2010; Kujawa-Roeleveld et al. 2006; Meulman, 2012; Wendland, 2006). Inhibering eller processtörningar har inte heller rapporterats från undersökta implementerade system inom vilka dessa substrat har samrötats under en längre tid (Meulman, 2012; Hiessl, 2012). Det anses därmed att det är praktiskt möjligt att röta svartvatten tillsammans med matavfall men särskild vikt vid övervakning av kvävehalten i rötprocessen rekommenderas.

Angående rötning av substraten så antas att processen drivs vid mesofil temperatur i samtliga system. I system 2-5 sker rötning i separat rökammare, med fördel belägen på det lokala avloppsreningsverket. Volymen som behövs för en sådan rökammare har beräknats i tabell 40 och det framgår att samtliga system får relativt liknande aktiva volymer, eller våtvolymer. Sticker ut gör främst system 3 och 4 vilket beror på att mer substrat antas rötas i dessa system varför större reaktorvolym behövs. I system 5 hålls reaktorvolymen nere trots de relativt utspädda strömmarna genom bruk av reaktorer som separerar slamuppehållstiden från den hydrauliska uppehållstiden. Även om rökammaren skulle överdimensioneras med 15 %, vilket även det visas i tabell 40, så hamnar reaktorstorleken för samtliga system under, i vissa fall mycket under, 500 m³ vilket betyder att separat rötning av svartvatten och matavfall för 10 000 pe inte medför alltför stort ytbehov. Dock kräver samtliga system, utom vakuumsystemet, även yta för förbehandlingsanläggning som bör placeras i närhet till rökammare vilket ökar ytbehovet.



Tabell 40 – Aktiva reaktorvolymen som behövs för separat rötning av svartvatten och matavfall i undersökta system samt volymen ifall 15 % överdimensionering antas. Volymen för membranreaktor (MBR) är beräknade för en HRT på 3,8 dygn vilket använts vid rötning av svartvatten och matavfall av Hellström et al. (2007). Detta är en relativt lång uppehållstid och volymen kan därför tänkas bli betydligt lägre i ett implementerat system.

	System 1	System 2	System 3	System 4	System 5 UASB-ST	System 5 MBR
Aktiv reaktorvolym (m ³)	282	320	421	402	263	<280
- volym om 15 % överdimensionering (m ³)	324	368	484	462	303	<320

7.4 Återvinning av näringsämnen

Potentialen för återvinning av fosfor visas i Tabell 41. Som synes ger sorterande system, till följd av ökad tillförsel av organiskt material till röttkammare, högre potentialer för återvinning av fosfor och kväve än för det nuvarande systemet.

Tabell 41 – Jämförelse av potentialen för återvinning av fosfor och kväve från svartvatten och matavfall i de undersökta systemen.

	System 1	System 2	System 3	System 4	System 5 UASB-ST	System 5 MBR
Tot-P (kg/pe*år)	0,39	0,49	0,52	0,52	0,46	0,54
- Relativt system 1	-	128 %	136 %	136 %	119 %	141 %
Tot-N (kg/pe*år)	0,6	0,9	0,9	0,9	0,1	4,5
- Relativt system 1	-	145 %	157 %	152 %	15 %	756 %

I beräkningarna för system 1 är det dock inte medräknat vad som sker med rejektströmmen från slamcentrifugeringen efter rötning. Vid de flesta avloppsreningsverk är ett rimligt antagande att fosfor över hela verket inte kan förloras annat än till rötslam (primär- och bioslam) eller till utgående vatten varför merparten av fosfor till slut avskiljs till det förtjockade slammet. Detta ökar återvinningen av fosfor till 0,46 kg/pe*år vilket är fullt jämförbart med övriga system som dock har något högre fosforåtervinning då mindre fosfor förlorats i förbehandling av matavfall. Alternativt kan det antas att rejektströmmen förses med struvitfällning som, i likhet med antaganden om struvitfällning i övriga system, tillvaratar 90 % av fosfor i strömmen. Fosforåtervinningen blir i båda scenariona ungefär densamma medan i fallet med struvitfällning så ökar även återvinningen av kväve något och det senare fallet presenteras i tabell 42. Det framgår av tabellen att fosforåtervinningen i dessa fall inte ökar markant med sorterande system.



Tabell 42 – Jämförelse av återvinning av fosfor och kväve då system 1 kompletterats med struvitfällning, vilket ökar återvinningen av fosfor och kväve.

	System 1	System 2	System 3	System 4	System 5 UASB-ST	System 5 MBR
Tot-P (kg/pe*år)	0,46	0,49	0,52	0,52	0,45	0,54
- Relativt system 1	-	107 %	113 %	112 %	98 %	116 %
Tot-N (kg/pe*år)	0,7	0,9	0,9	0,9	0,1	4,5
- Relativt system 1	-	127 %	135 %	129 %	13 %	656 %

Det blir därför uppenbart att magnituden på återvinning av fosfor inte kommer att påverkas nämnvärt om ett annat tekniskt system för insamling, transport och anaerob behandling av matavfall och svartvatten införs. Istället är det främst kvalitén på den återvunna rötresten samt återvinningen av kväve som kan förändras genom implementering av ett alternativt system. Potentialen för återvinning av kväve kan i de flesta fall ökas mot konventionell hantering och kan ökas drastiskt med MBR-alternativet av system 5 (som inkluderar membranbioreaktor med efterföljande omvänd osmos). UASB-ST alternativet av system 5 utgör en mindre energikrävande variant av näringsåtervinning som fokuserats på fosforåtervinning varför återvinningen av kväve med detta system blir låg. Den beräknade koncentrationen av metaller i rötresten för de undersökta systemen har sammanställts i tabell 43 tillsammans med rapporterade halter för nuvarande system och det framgår att båda rötresterna från nuvarande behandling har relativt högt metallinnehåll samt en mycket hög Cd/P-kvot vilket kan bedömas vara problematiskt i avseende att återföra rötrest till jordbruksmark. I de flesta andra undersökta system är metallhalten, trots de antaganden om kraftig avskiljning av metaller till rötrest som gjorts, lägre än i rötresterna från konventionell behandling. Detta medför att rötresterna från sorterande system håller en högre kvalitet och är mer attraktiva för återförsel till jordbruksmark. Metallhalterna i undersökta system, tillsammans med halter i rötrest från Filbornaanläggningen och Öresundsverket i Helsingborg som används som representativa värden för konventionell behandling, presenteras i tabell 43 och kan i tabell 44 jämföras med kraven för certifiering av rötrest samt Naturvårdsverkets föreslagna gränsvärden för metallhalter i slam i förordningsförslaget från år 2010. Det framgår av jämförelsen att endast sorterande system (system, 2-5) klarar av REVAQ-kraven för år 2025 men att samtliga system klarar övriga gränsvärden.



Tabell 43 – Beräknade metallkoncentrationer i rötrest från system 2-5 angivet i mg/kg TS samt rapporterade metallkoncentrationer för år 2011 i rötrest från Filbornaanläggningen respektive Öresundsverket i samma enhet (NSR, 2011; NSVA, 2011). Samtliga metallkoncentrationer återges med 2 värdesiffror. Vidare anges Cd/P-kvot för samtliga system i mg Cd/kg P.

Ämne	System 1 Matav- fall	System 1 Rötslam	System 2	System 3	System 4	System 5 UASB-ST	System 5 MBR
Pb	2,1	19	5,1	8,7	8,7	23	34
Cd	0,37	0,75	0,24	0,25	0,25	0,73	1,1
Cu	50	565	32	36	36	100	150
Cr	15	37	2,9	4,7	4,7	12	18
Hg	0,03	0,62	0,19	0,17	0,17	0,45	0,67
Ni	12	22	1,7	2,8	2,8	10	16
Ag	-	-	-	-	-	-	-
Sn	-	-	-	-	-	-	-
Zn	260	610	220	200	200	560	840
Cd/P	23	26	7	8	8	8	8

Tabell 44 – Aktuella och föreslagna gränsvärden för metallhalter i rötrest som ämnas återanvändas inom jordbruk angivna i mg/kg TS förutom Cd/P-kvoten som anges i mg Cd per kg fosfor (P). Gränsvärden tagna från Naturvårdsverket (2010), SPCR 120 (2010) och REVAQ (2012). Beteckningen n.a. innebär att gränsvärden anges i andra enheter.

	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Ag	Sn	Zn	mg Cd / kg P
Naturvårdsverket	100	1,3	600	100	1	50	8	-	800	-
SPCR 120	100	1	600	100	1	50	-	-	800	-
REVAQ år 2025	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	17,0

Vidare bör det påpekas att halterna av metaller i det system som använder sig av slamseparerande reaktorer (system 5) blir missvisande då enheten [mg metall / kg TS] används. Använder man sig av den likaväl vanliga enheten [mg metall / kg P], i vilken samtliga system visas i tabell 45, finner man att metallkoncentrationen är ungefär lika hög mellan samtliga sorterande system (system 2-5) och att de alla är mycket lägre än för rötrest från konventionell behandling. Ingen större skillnad kan dock ses mellan de sorterande systemen i avseende på metallkoncentration.



Tabell 45 – Beräknade metallkoncentrationer i rötrest från system 2-5 angivet i mg/kg P samt metallkoncentrationer i rötrest från rötning av matavfall (Filborna-läggningen i Helsingborg: NSR, 2011) och slam från reningsverk (Öresundsverket i Helsingborg: NSVA, 2011). Samtliga resultat återges med max 2 värdesiffror.

Ämne	System 1 Mat- avfall	System 1 Rötrest	System 2	System 3	System 4	System 5 UASB-ST	System 5 MBR
Pb	130	650	150	270	260	250	250
Cd	23	26	7	8	8	8	8
Cu	3 200	19 000	940	1 100	1 100	1 100	1 100
Cr	950	1 300	90	150	140	140	140
Hg	2	21	6	5	5	5	5
Ni	770	750	51	86	83	120	120
Ag	-	82	-	-	-	-	-
Sn	-	440	-	-	-	-	-
Zn	17 000	21 000	6 600	6 300	6 100	6 200	6 200

Återvinning av kväve till jordbruk är i dagsläget inte lika prioriterat som fosforåtervinning men bör beaktas då studier har visat att återvinning av kväve kan vara billigare än nyframställning i form av handelsgödsel (Driver et al., 1999; Kujawa-Roeleveld et al., 2006; Maurer et al., 2003). De undersökta systemen visar också större spridning i avseende på potential för återvinning av kväve än de gör för fosforåtervinning vilket framgår av tabell 41. Det är viktigt att förstå att för system där hela rötresten återvinns som gödsel (system 1-4) så beror återvinningsgraden enbart på mängden organiskt material som förs till rötammaren då samtliga dessa system har samma efterbehandling och därmed samma förluster av näringsämnen. I system 5 däremot så är alternativen utformade så tillvida att alternativet med UASB-ST och efterföljande struvitfällning är inriktat enbart mot kostnadseffektiv fosforåtervinning medan alternativet med membranreaktor och efterföljande omvänd osmos är energikrävande men maximerar återvinningen av både fosfor och kväve. Det senare medför en dramatisk ökning av återvinningspotentialen för kväve men bör alltså sättas i relationen till den ökade energikonsumtionen för omvänd osmos. Det kan kommenteras att ett ekonomiskt sätt att återvinna kväve är genom att hantera sorterat urin separat då detta innehåller en hög halt kväve och kan sorteras ut med urinsorterande toaletter, något som inte undersöks i denna studie.

Vidare kan det vara av intresse att bestämma hur mycket näringsämnen i rötresten som kommer från svartvatten respektive matavfall. Detta har beräknats i tabell 46 och kan även antas vara representativt för hur fördelningen i återvunna näringsämnen ser ut. Det framgår av tabell 46 att endast en mindre del av näringsämnena härstammar från matavfall. Detta beror delvis på att mängden matavfall som förs till rötammarna är lägre än den för svartvatten i samtliga system men främst på att koncentrationen av både fosfor och kväve är högre i svartvatten.



Tabell 46 – procentuell andel av näringsämnena fosfor (P) och kväve (N) i rötresten som kommer från matavfall respektive svartvatten.

	System 1	System 2	System 3	System 4	System 5
Andel P från matavfall	4 %	4 %	9 %	10 %	10 %
Andel N från matavfall	25 %	18 %	24 %	22 %	7 %
Andel P från svartvatten	96 %	96 %	91 %	90 %	90 %
Andel N från svartvatten	75 %	82 %	76 %	78 %	93 %

I denna studie har inte innehåll av patogener, läkemedelsrester och hormoner behandlats i systemberäkningarna då samtliga system kommer att behöva inkludera samma behandling för detta om det blir aktuellt med gränsvärden i lagstiftning. Det förtjänar dock att åter påpekas att svartvatten, främst urin, innehåller en stor andel av de läkemedelsrester och hormoner som utsöndras från kroppen efter konsumtion (Kujawa-Roeleveld, 2006; Jönsson & Vinnerås, 2007). Svartvatten innehåller även patogener, från avföring, för vilka gränsvärden i slam som skall spridas på åkermark har föreslagits av naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2010). Även om lovande behandlingsmöjligheter för att reducera läkemedelsrester och patogener finns är det viktigt att inte glömma att svartvatten är den största källan till dessa substrat av hushållsavfallsströmmar och därmed ingalunda ett helt oproblematiskt substrat att hantera i avseende på återvinning av näringsämnen.

Sammanfattningsvis så är kvalitén på nuvarande rötrest låg i förhållande till den som kan erhållas vid val av ett sorterande system. Dock ökar inte de senare återvinningen av fosfor nämnvärt. I de undersökta sorterande systemen ökar dock återvinningen av kväve proportionerligt mot mängden av organiskt material som förs till röt-kammaren samt kan ökas kraftigt vid användning av omvänd osmos.

7.5 Näringsåterförsel från resterande avlopp

Något som inte omnämns i denna studie är hur behandlingen av resterande avloppsströmmar skulle påverkas om strömmarna matavfall och svartvatten separades. De största strömmarna som kvarstår att behandla är dagvatten, BDT-vatten och industriavlopp. Kontinuerligt arbete med att separera dagvatten ifrån övriga avlopp pågår sedan många år tillbaka och det är mycket troligt att ett urbant område som använder sig av sorterande system även skulle ha lokal dagvattenhantering och att detta inte skulle leda till avloppsreningsverk i någon större utsträckning. Visst dagvatten samt industriavlopp och BDT-vatten skulle behandlas vid avloppsreningsverk. Då dessa strömmar innehåller högre koncentration av metaller i förhållande till organiskt material kommer rötrest ifrån konventionell hantering vara mindre attraktivt för återförsel till jordbruksmark. Detta kan hanteras genom att riktade metoder för återvinning enbart av näringsämnena, istället för hela rötresten, implementeras. Återvinning av fosfor är ett bra exempel på riktade metoder



på avlopp för att öka ration av fosfat mot metaller. Klart är att sortering av avlopps- och avfallströmmar skapar en mycket mera önskvärd rötrest vid sidan av en mycket mindre rötrest ifrån avlopp. Denna utveckling finns dock redan i dagsläget då mer önskvärt biogödsel skiljs ifrån rötrest genom att använda olika certifieringar.

7.6 Kostnader & energiförbrukning

En kritisk aspekt kring sorterande system är den ekonomiska delen, något som låg utanför denna studies avgränsning. Dock återges data i denna rapport i format som bör vara väl lämpat för ekonomiska beräkningar. Vidare refereras till ett flertal studier där sådana beräkningar gjorts över liknande system vilket även diskuteras nedan.

Vid en första anblick kan det tänkas att varje form av förändring från det nuvarande systemet behöver medföra ökade driftskostnader men källor finns som menar att kostnaderna för alternativa avfallssystem, likt de som har undersökts i denna studie, är lägre än för konventionell hantering (Hillenbrand, 2009; Koetse, 2005; Meulman, 2012; Oldenburg, 2007; Peter-Fröhlich et al., 2007; Trösch, 2012; Zeeman et al., 2008). Det är inte främst de ökade inkomsterna från biogasproduktion och näringsåtervinning som nämns i dessa fall utan de minskade kostnaderna för överdimensionerade kombinerade ledningsnät samt för luftning i konventionell hantering i avloppsreningsverk. Dock bör det här nämnas att det i dessa studier förmodligen antas att metoder för dag- och BDT-vattenhantering som minimerar dimensioneringen av kombinerat avlopp eller dagvattenledningar implementeras varför kostnadsfördelarna kan falla bort om hanteringen av dessa strömmar ändå kommer att kräva att strömmarna leds bort med ledningsnät. Volymerna av svartvatten och eventuellt matavfall är i sammanhanget så små att kostnaden inte kan antas öka väsentligt för att öka dimensioneringen av ett kombinerat system för att inkludera dem. Vidare kan kostnaderna för luftning i avloppsreningsverk minskas på annat sätt genom exempelvis omställning mot ökad primärsedimentering vilket även skulle öka biogasproduktionen. Denna skillnad kan dock minskas genom implementering av mer ekonomisk kväverening som anammoxprocesser till vilka extern kolkälla inte behöver tillsättas. Detta passar även bra ihop med ett system för ökad biogasproduktion då mindre inkommande organiskt kol förs till kväverenningsprocessen i ett sådant system då ökad avskiljning sker i primärsedimentering (Siegrist et al., 2008).

Det finns även studier som visar att sorterande system kan vara dyrare än konventionell behandling (Urban Water, 2011, Hellström, 2005; Wittgren et al., 2011). Dock kommer de största kostnaderna i dessa studier från avancerad behandlingsteknik eller konstruktion av lokala behandlingsanläggningar vilket inte nödvändigtvis behöver vara fallet om separat anaerob behandling sker på befintligt lokalt beläget avloppsreningsverk. Ingen komplett hanteringsanläggning behöver därmed konstrueras för ett sorterande system men det bör påminnas om att alla alternativa vattenburna system (system 2-4) antas ha förbehandlingsanläggning med fällning och sedimentering samt en separat rötkammare, vilket kräver att yta på reningsverkets område avsätts för detta. Endast vakuumsystemet (system 5) kräver ingen förbehandling innan rötning vilket medför att detta system kan vara önskvärt om platsbrist på avloppsreningsverk bedöms vara ett problem. Det minskar även in-



stallationskostnader då kostnaden för en separat förbehandlingsanläggning faller bort.

Som en kommentar till hanteringen av slam kan det nämnas att de alternativa reaktorer som utvärderas i system 5 antas drivas vid samma temperatur som CSTR-reaktorerna i övriga system. Dessa reaktorer kan dock drivas vid lägre temperaturer, eller helt ouppvärmade, jämfört med konventionella CSTR-reaktorer vilket medför en energibesparing. Processdetaljer kring detta nämns mer i diskussionen kring anaerob behandling.

Sammanfattningsvis så råder det långt ifrån konsensus i publicerad litteratur om system, liknande de i denna studie, skulle medföra en ökad kostnad mot konventionell behandling eller ej. Vidare är de i denna studien undersökta systemen inte helt jämförbara med de system som undersökts i de refererade källorna. Den främsta skillnaden är att inget i denna studie undersökt system behöver en komplett separat behandlingsanläggning.

7.7 Systemdiskussioner

7.7.1 Systemdiskussion – system 1

System 1 motsvarar konventionell hantering och är därmed mycket beprövat. Installationer, utrustning och kunskap finns redan implementerat vilket är systemets stora styrka. Dess svagheter ligger främst i kvaliteten på rötresten som har högt metallinnehåll främst på grund av det kombinerade avloppssystemet. Även metanproduktionen är den lägsta av alla undersökta system då organiskt material förloras vid förbehandling av matavfall och genom aktivt-slam-processen vid avloppsreningsverket. Vidare överskrider driftkostnaderna för systemet troligtvis de flesta andra undersökta system både för svartvatten och för matavfall. Detta då kostnader över liknande system eller systemkomponenter beräknats i andra studier (Bernstad Saraiva Schott, 2012; Meulman, 2012; Oldenburg, 2007; Peter-Fröhlich et al., 2007; Trösch, 2012; Urban Water, 2011; Zeeman et al. 2008). För svartvatten består driftkostnaderna troligen främst av överdimensionerade avloppsnät som måste grävas med självfall men även hantering i avloppsreningsverk där luftningen i aktivslamhanteringen är en stor del (Meulman, 2012; Trösch, 2012). För matavfall har Bernstad Saraiva Schott (2012) beräknat att kostnaderna för ett liknande system är högre än för system med köksavfallskvvarnar främst på grund av soprum och transporter.

Svagheterna med system 1 kan dock minskas. Om det kombinerade avloppet byts ut mot spillvattensnät så separeras åtminstone dagvatten från rötresten vilket kommer att minska metallinnehållet i detsamma, dock inte ned till de nivåer som för rötrest från samrötning av svartvatten och matavfall då BDT-vattnet fortfarande kvarstår. Vidare kan biogasproduktionen ökas något genom att röta rejektet från förbehandlingen av matavfallet, dock kan inte biogasproduktionen helt nå de nivåer som kan erhållas med andra system.

Nuvarande system för insamling och transport av matavfall har även en fördel i det att det lätt kan justeras om för att motsvara förändringar i generering och utsortering av matavfall. Det vill säga att om matavfallet i framtiden minimeras till den grad att insamling av det blir onödigt så medför detta system inte att överdimensionerade fasta installationer i form av tankar eller rör (förutom förbehandlingsanläggningen) behöver modifieras eller tas ur drift. Transport av matavfall i sopbil medför också att placeringen av behandlingsanläggningen för matavfall kan änd-



ras utan att det medför kostsamma förändringar som kan vara fallet då matavfall transporterats i rörledningar.

7.7.2 Systemdiskussion – system 2

Sammantaget kräver system 2 relativt små förändringar mot nuvarande system i form av separata SV-ledningar. Dessa läggs med fördel bredvid avlopp för dagvatten och BDT-vatten och behöver inte, då flödesvolymerna är relativt små och konstanta över året, vara särskilt stora i förhållande till dagvattenledningar eller BDT-ledningar. Därmed behöver inte konstruktionskostnaden för dessa system bli överdrivet hög. Driftskostnaderna för en vattenburen SV-ledning kan dock öka betydligt om inte självfallet är tillräckligt stort för att minimera risken för stopp varpå pumpar eller regelbunden spolning av systemet kan behövas. Driftskostnaderna för hantering av svartvatten i system 2 kan antas bli lägre än för nuvarande system då en större andel organiskt material avskiljs innan reningsverket varför den energikrävande luftningen i aktivslamsteget kan minskas. Till denna kostnad bör även värdet av återförda näringsämnen tillräknas då det kan antas stiga i framtiden (Systemstudie Avlopp, 2007).

Hanteringen av matavfall i system 2 är densamma som för nuvarande system vilket medför att system för insamling, transport och behandling redan finns på plats och är väl beprövade. Fördelar med detta system är att det är implementerat och fungerar väl. Nackdelar är, som nämns under diskussionen för system 1, att driftskostnaderna för detta system har beräknats vara högre än för system med insamling med köksavfallskvarn via ledningsnät (Bernstad Saraiva Schott, 2012). Vidare är förlusterna från förbehandling av matavfall relativt stora och medför en minskad metanproduktion jämfört med potentialen för köksavfallskvarnsystem, en skillnad som dock kan minskas genom rötning av rejekt från förbehandlingen av matavfall insamlat i papperspåse.

7.7.3 Systemdiskussion – system 3

Sammantaget kräver system 3 relativt stora förändringar mot nuvarande system dock i form av beprövad teknik som vattenburen SV-ledning, köksavfallskvarn och tanksystem för uppsamling av matavfall från den senare. Systemet är mycket likt system 2 och skiljer sig endast i avseende på val av insamling av matavfall, detta då transport av matavfall fortfarande sker med markfordon. Systemets stora fördel är att det producerar en renare rötrest än nuvarande rötrest från matavfall och avloppsslam samt att biogasproduktionen ökar då matavfallet inte behöver förbehandlas innan rötning. Systemets stora nackdel är att det kräver mycket fasta installationer i form av underjordiska tankar som medför omfattande arbete vid konstruktionsfasen samt att det kräver transport med slamsug vilket ökar transportkostnaderna. Vidare går en viss del av matavfallet förlorat med utgående vatten till avlopp för dag- och BDT-vatten och får därmed hanteras vid avloppsreningsverk. Beräkningarna i denna studie visade att detta inte påverkar biogasproduktionen i större omfattning men de näringsämnen som behandlas på detta sätt kommer att hamna i en rötrest med högre metallkoncentration än för sorterande system. Vidare är det problematiskt att det ännu inte är helt fastlagt hur stora förlusterna från ett tanksystem är och att vitt skilda värden rapporterats (Bernstad Saraiva Schott, 2012; Davidsson et al. 2011; Lövsted & Norlander, 2002). Troligen bringas klarhet



i detta i takt med att data över det nyimplementerade tanksystemet i bostadsområdet Fullriggaren i Malmö publiceras. Vidare sker transporten av matavfall från tanken i slamsug vilket både har positiva och negativa effekter då transportkostnaderna ökar medan hämtningsfrekvensen kan justeras efter en eventuellt framtida minskning av mängden matavfall. Dock kvarstår i system 3 de fasta tankarna vilket fortfarande kräver tömning vid vissa intervall för att undvika nedbrytning och doft ur dessa system. Vidare medför transport i slamsug en flexibilitet i val av behandlingsanläggning jämfört med system där matavfallet leds i rörledningar till en specifik anläggning.

7.7.4 Systemdiskussion – system 4

System 4 kräver, i likhet med system 3, förändringar mot nuvarande system både i avseende på matavfall och på svartvatten som i detta system transporteras tillsammans i vattenburen ledning (MASV-ledning). Systemets stora styrka ligger i, i likhet med alla sorterande system, den rena rötresten som detta medför men även ökad biogasproduktion då mer matavfall avskiljs till rötkammare. Vidare minskar troligtvis energiförbrukningen jämfört med det liknande system 3 då matavfall nu transporteras i vattenburen ledning av liten diameter istället för med slamsug. Systemets nackdel är att spolning eller övervakning av den separata ledningen kan behövas om inte fallhöjden för systemet blir tillräckligt hög vilket ökar dess driftskostnad.

7.7.5 Systemdiskussion – system 5

Då system 5 använder sig av vakuumteknik är det kraftigt annorlunda ifrån nuvarande system. Liknande vakuumteknik är dock implementerat i flera gröna stadsdelar/projektområden i Tyskland och Nederländerna och tekniken är beprövad om än relativt okänd för den breda befolkningen. Systemet är annorlunda inte bara i avseende att transport sker med vakuum utan även att detta medför att alla rörledningar blir avsevärt mindre än för vattenburna system samt att ingen lutning krävs vilket gör att dessa rörledningar kan läggas relativt ytligt i gatumiljön. Detta medför, vilket troligtvis även är systemets stora fördel, att underhålls- och konstruktionskostnaderna kan minskas rejält. Det har hävdats av flera källor att detta är den största anledningen till att vakuumsystem kan bli mindre kostsamma än konventionell vattenhantering (Meulman, 2012; Trölsch, 2012). Slutsatsen att system med vakuum och alternativhantering av avfallsströmmar kan bli billigare än konventionell hantering återfinns även i andra studier (Oldenburg, 2007; Peter-Fröhlich et al., 2007).

Vidare bör det nämnas att ytanvändningen vid separat behandling minskas då ingen förbehandling av insamlat substrat krävs utan endast utrymme för reaktorer och efterbehandling behövs. Detta ökar också biogasproduktionen. System 5 har den högsta biogasproduktionen av alla system, då förlusterna minimeras samtidigt som användning av innovativa reaktortyper ökar utrötningen något. En mindre men intressant tanke är att vakuumsystemet dessutom har en fördel i det att vattenskador på byggnader minimeras, både genom att vattenflödet minskar men även genom att läckor lätt upptäcks i form av tryckförändringar i ledningsnätet. Systemets stora nackdel är att det är brist på flexibilitet, delvis mot vattenburna system men framförallt för att eventuell omkonstruktion skulle kräva stora ingrepp i



både byggnader och gatumiljö därför att vakuumsystemets rördiameter är mycket mindre än det som skulle behövas vid omkonstruktion till vattenburet system. Vidare bör det nämnas att de två alternativ till rötning och efterbehandling som nämns i system 5 även bör betraktas i avseende på efterfrågad näringsåtervinning. Om de båda alternativen i system 5 jämförs med varandra bör kombinationen av UASB-ST reaktor med efterföljande struvitfällning ses som ett mycket ekonomiskt sätt att återvinna fosfor medan kombinationen av membranreaktor och omvänd osmos är ett mycket effektivt sätt att återvinna kväve, utöver fosfor, men till en betydligt högre energiåtgång.



8. SLUTSATSER

- Biogasproduktionen från svartvatten och matavfall kan ökas med maximalt 100 % genom att införa sorterande system, främst genom att förluster i förbehandlingen minskas.
- Sorterande system ökar kvalitén på rötresten markant i avseende på Cd/P-kvot och metallinnehåll. Däremot finns ingen skillnad i kvalitet på rötrest mellan de sorterande systemen.
- Skillnaderna i biogasproduktion och kvalitet på rötrest mot nuvarande system kan minskas i viss utsträckning om dagvatten avskiljs från avloppssystemet i konventionell hantering av svartvatten eller om rejekt från nuvarande förbehandling av matavfall rötas.
- Få implementerade system för separat anaerob behandling av svartvatten och matavfall i Europa återfanns i fallstudien. I de fall de återfanns var det övervägande med vakuumbaserade system.



9. REFERENSER

Abdulkarim B. I. & Evuti A. M. (2010). Effect of buffer (NaHCO_3) and waste type in high solid thermophilic anaerobic digestion. *International Journal ChemTech Research*, 2, 980-984

Akunna, J.C., Abdullahi, Y.A. & Stewart, N.A. (2007). Anaerobic digestion of municipal solid wastes containing variable portions of waste types. *Water Science and Technology*. Vol. 56, no.8, ss. 143-149.

Andersson, K. & Castor, M. (2005). *Behandling av svartvatten och matavfall med anaerob membranbioreaktor och omvänd osmos*. Lund: Examensarbete vid Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Universitet.

Appelqvist, B., Åberg, H., Gruvberger, C., Fagerström, B.M., Aspegren, H., Svärd, Å. & la Cour Jansen, J. (2004a). A Novel Use of Food Waste Disposers as a way of Increasing the Sustainability of the Wastewater System. *IWA World Water Congress in Marrakech, Marocko*, 2004.

Appelqvist, B., Åberg, H., Gruvberger, C., Fagerström, B.M., Aspegren, H., Hallmer, M., Svärd, Å. & la Cour Jansen, J. (2004b). A Full-scale Comparison Between a Food Waste Disposer System and a Vacuum System for Collection of Solid Organic Waste. *ISWA World Environment Congress and Exhibition*, 2004.

Aquateam. (2006). *Effekter av bruk av matavfallsleverer på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling*. Oslo, Norsk vannteknologisk senter A/S

Aspegren, H., Bissmont, M., Erlandsson, M. & Fagerström, B.M. (2005). *Slutrapport Bo01*. Rapport. Malmö, Malmö stad VA-Verket.

Augustin, K., Skambraks, A.-K., Li, Z., Giese, T., Rakelmann, U. V., Schonlau, H. & Günner, C. (2012) HAMBURG WATER Cycle in the Settlement Jenfelder Au – Integrating the Infrastructure Services of Water and Energy. Opublicerat manuskript. Hamburg: Hamburg Wasser.

Avfall Sverige. (2007). *Insamlingssystem för matavfall från restauranger, storkök och butiker*. Rapport 2007:09. Malmö, Avfall Sverige Utveckling.

Avfall Sverige. (2009). *Insamlade mängder matavfall i olika insamlingssystem i svenska kommuner Nyckeltal och förutsättningar*. Rapport B2009:01. Malmö, Avfall Sverige Utveckling.

Avfall Sverige. (2010). *Viktreducering, energiförlust och gasemissioner vid olika insamlingssystem av matavfall från hushåll*. Rapport U2010:10. Malmö, Avfall Sverige Utveckling.

Avfall Sverige. (2011). *Nationell kartläggning av plockanalyser*



av hushållens kärl- och säckavfall. Rapport U2011:04. Malmö, Avfall Sverige Utveckling.

Berg, J. & Gruvberger, C. (1999) *Hantering av svartvatten & köksavfall i Västerås stad*. Rapport JTI-rapport, Kretslopp & avfall nr 18. Uppsala: Jordbrukstekniska Institutet.

Bernstad Saraiva Schott, A. (2012). *Household food waste management*. Diss. Lunds Universitet. Lund: Media-Tryck.

Blecken, G., Viklander, M., Svensson, G. & Hedström, A. (2010). *Fett i avloppsnät – kartläggning och åtgärdsförslag*. Rapport 2010-03. Stockholm, Svenskt Vatten och Utveckling.

Bohn, Irene. processingenjör NSR, Personlig intervju, 26 juni 2012.

Carlsson M. & Uldal M. (2009). *Substrathandbok för biogasproduktion*. Rapport SGC 200. Malmö, Svenskt Gastekniskt Center

Chen, Y., Cheng, J.J. & Creamer, K.S. (2008). Inhibition of anaerobic processes: A Review. *Bioresource Technology*, 99, ss.4044-4064

Davidsson Å., Gruvberger C., Christensen H.T., Hansen T.L. & Jansen J. la C. (2007). Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*, 27, ss. 406-414

Davidsson, Å., Pettersson, F. & Bernstad, A. (2011). *Förstudie av olika system för matavfallsutsortering med avfallskvarnar*. Rapport SGC 231. Malmö, Svenskt Gastekniskt Center.

de-Bashana, L.E. & Bashana, Y. (2004). Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer. *Water Research*. 38, 4222–4246

de Graaff, M.S., Temmink, H., Zeeman, G. & Buisman, C.J.N. (2010) Anaerobic Treatment of Concentrated Black Water in a UASB Reactor at a Short HRT. *Water*. 2, ss.101-119

DEUS21 (2012). Fallstudieområdet DEUS 21. <http://www.deus21.de> [2012-07-15].

Driver, J., Lijmbach, D. & Steen, I. (1999). Why Recover Phosphorus for Recycling, and How? *Environmental Technology*. vol. 20, no.7, ss. 651-662

Eriksson, Y. & Holmström, D. (2010). *Förbehandling av matavfall med skruvpress*. Lund: Examensarbete vid Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Universitet

EVAA (2012). EVAA - Energi, Vatten, Avlopp och Avfall. <http://hplus.helsingborg.se/om-hplus/pagaende-projekt/evaa/> [2012-06-15].



Evans, T.D, Andersson, P., Wievegg, Å. & Carlsson. I. (2010). Case Study of the Impacts of Installing Food Waste Disposers in Fifty Percent of Households in Surahammar, Sweden. *IWA World Water Congress and Exhibition, 19–24 September 2010, Montreal, Kanada.*

Felix Tettenborn, Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research ISI, Personlig intervju 15 augusti 2012.

Forsberg, M. & Olofsson, A. (2003). *Köksavfallskvarnar ett alternativ för blött organiskt avfall?* Luleå: Examensarbete vid avdelningen för VA-teknik vid Luleå Tekniska Universitet.

Fransson, L., Löwgren, S. & Thelin, G. (2010). *Återvinning av näringsämnen från rötrest genom struvitfällning*. Rapport SGC 218. Malmö, Svenskt Gastekniskt Center.

Fricke, K., Santen, H., Wallman, R., Hütter, A. & Dichtl, N. (2007). Operating problems in anaerobic digestion plants resulting in nitrogen from MSW. *Waste Management*, vol. 27, ss.30-43.

Gunaseelan, V.N. (1997). Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review. *Biomass and Bioenergy*. Vol. 13, ss. 83-114.

Hagman, Marinette. Specialist Utveckling & Benchmarking, personlig intervju. 8 Augusti 2012a.

Hagman, Marinette. Specialist Utveckling & Benchmarking, Mailkontakt angående Excelfiler - Underlag & interndata från NSVA. 4 juli 2012b

Hansen, Bengt. Senior application expert. Personlig intervju, 12 september, 2012.

Hansen, T.L., Schmidt, J.E., Angelidaki, I., Marca, E., Jansen, J. la C., Mosbæk, H. & Christensen T.H. (2004). Method for determination of methane potentials of solid organic waste. *Waste Management*, 24, ss.393-400

Hansen, T. (2005). *Quantification of environmental effects from anaerobic treatment of source sorted organic household waste*. Diss. Danmarks Tekniske Universitet. Lyngby: DTU Tryk.

Hellström, D. (redaktör) (2005). *Slutrapport från modellstaden Hammarby Sjöstad*. Stockholm, Stockholm Vatten.

Henriksson, G. (2010). *Kartläggning av utvecklingsarbete samt problem vid olika insamlingstekniker för matavfall*. Rapport WR-31. Borås, SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut.

Hellström, D., Baky, A., Bergström, R., Ek, M., Jonsson, L., Nordberg, Å. & Olsson, L.E. (2007) *Utvärdering av anaerob membranbioreaktor och omvänd osmos*



för utvinning av biogas och näringsämnen ur avloppsvatten från hushåll. Rapport. 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 2008:08. Stockholm, Svenskt Vatten Utveckling.

Hiessl, Harald. ställföreträdande ordförande Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research ISI, Personlig intervju 7 augusti 2012.

Jansen, J. la C., Gruvberger C., Hanner N., Aspegren H. & Svärd Å. (2004). Digestion of sludge and organic waste in the sustainability concept for Malmö, Sweden. *Water Science and Technology*, 10, ss. 163-169.

Jarvis Å. & Schnürer, A. (2009). *Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar.* Rapport SGC 207. Malmö, Svenskt Gastekniskt Center.

Johansson, E. & Kjerstadius, H. (2011). *Rötförsök av matavfall som behandlats med köksavfallskvarn.* Lund: Examensarbete vid Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Universitet.

Jönsson, H., Richert-Stinzing, A., Vinnerås, B. & Salomon, E. (2004). Guidelines on the use of Urine and faeces in crop production. Rapport. Stockholm, Stockholm Environment Institute.

Jönsson, H., Baky, A., Jeppson, U., Hellström, D. & Kärrman, E. (2005). *Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model.* Rapport 2005:6. Göteborg: Urban Water.

Jönsson, H. & Vinnerås, B. (2007). Experiences and suggestions for collection systems for source-separated urine and faeces. *Water Science & Technology*. Vol. 56, No. 5 ss. 71–76

Karlberg, T. & Norin, E. (1999). *Köksavfallskvarnar – effekter på avloppsreningsverk.* Rapport 1999-9. Stockholm, VA-FORSK.

Karlsson, P., Aarsrud, P. & de Blois, M. (2008). *Återvinning av näringsämnen ur svartvatten – utvärdering projekt Skogaberg.* Rapport 2008-10. Stockholm, Svenskt Vatten Utveckling.

Karvelas, M., Katsoyiannis, A. & Samara, C. (2003). Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process. *Chemosphere*. 53, ss.1201-1210.

Kern, J., Heinzmann, B., Markus, B., Kaufman, A.C., Soethe, N. & Engels, C. (2008). Recycling and Assessment of Struvite Phosphorus from Sewage Sludge. *Agricultural Engineering International: CIGR Journal*. Vol. X.



Khanal, K.S. (2008). *Anaerobic Biotechnology for bioenergy production – principles and applications*. Ames (Iowa, USA): Wiley-Blackwell.

Koetse, E. (2005). *The implementation of DESAR concepts in two projects in Germany*. Wageningen: Examensarbete vid Urban Environmental Management, Wageningen University.

Kopfhammer, Nils. Head of Export Department Business Unit Vacuum Sewerage, Roediger Vacuum GmbH. Personlig intervju, 20 augusti 2012.

Kuai, L.P. & Verstraete, W. (1998). Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification–denitrification system. *Appl. Environ. Microbiol.* 64, 11, ss. 4500–4506

Kujawa-Roeleveld, K., Elmitwalli, T. & Zeeman, G. (2006). Enhanced primary treatment of concentrated black water and kitchen residues within DESAR concept using two types of anaerobic digesters. *Water Science & Technology* Vol 53 No 9 pp 159–168

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 Sci. Technol.* 52, ss.307-313.

Kujawa-Roeleveld, K. & Zeeman, G. (2006). Anaerobic treatment in decentralized and source-separation-based. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. vol. 5, ss. 115-139.

Kujawa-Roeleveld, K. & Weijma, J. (2012). *Nieuwe Sanitatie op wijkniveau – Resultaten en ervaringen demo-site Sneek en perspective voor opschaling*. Rapport. Wageningen, Lettinga Associates

Käppalaförbundet & SÖRAB. (2009a). *Biologisk behandling av organiskt matavfall med hjälp av avfallskvarnar (BOA)– Delrapport Insamling*. Rapport. Lidingö, Käppalaförbundet.

Käppalaförbundet & SÖRAB. (2009b). *Biologisk behandling av organiskt matavfall med hjälp av avfallskvarnar (BOA)– Delrapport Behandling*. Rapport. Lidingö, Käppalaförbundet.

Kärrman, E., Olofsson, M., Persson, B., Sander, A. & Åberg, H. (2001). *Köksavfallskvarnar En teknik för uthållig resursanvändning? En förstudie i Göteborg*. Rapport 01:10: Malmö, Svenska Renhållningsverksföreningen.

Kärrman, E., Lundqvist, A. & Dammerberg, J., (2003). *Svartvattensystem i Hammarby sjöstad. Förstudie och principförslag*. Rapport 10-2003. Stockholm, Stockholm Vatten.



Marius Mohr, Fraunhofer Institute for Interfacial Engineering and Biotechnology.
Personlig intervju 24 augusti 2012.

Kärrman, E., Baky, A., Edström, M., Magnusson, Y., Malmqvist, P.E., Palm, O. & Rogstrand, G. (2005). *Systemstudie rörande insamling och behandling av lättnedbrytbart organiskt avfall i Malmö*. Rapport 2005004. Stockholm, Ecooop.

Lewis-Jonsson, Lotta. Avfallsingenjör NSR, mailkontakt den 31 maj 2012.

Lundie, S., & Peters, G.M. (2005). Life cycle assessment of food waste management options. *Journal of cleaner production*. Vol.13, no.3, ss. 275-286.

Lövstedt, C. & Norlander P. (2002). *Undersökning av köksavfallskvarnar i ett separat system i Västra Hamnen, Malmö*. Lund: Examensarbete vid Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Universitet.

Mattson, J. & Hedström, A. (2012). *Matavfallskvarnar – Långtidseffekter på ledningsnät*. Rapport 2012-08. Stockholm, Svenskt Vatten Utveckling.

Maurer, M., Schwegler, P. & Larsen, T.A. (2003) Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery. *Water Science and Technology*. Vol. 48, No. 1, ss. 37-46.

Mayer, Astrid. Freiburg Fotour, personlig intervju 7 maj 2012.

Meulman, Brendo. projektledare DESAH, personlig intervju 2 Juli 2012.

Millers-Dalsjö, D. & Starberg, K. (2011). *Ökad matavfallsinsamling för ökad biogasproduktion i Stockholms län. Rapport. Stockholm, Kommunförbundet Stockholms Län*.

Naturvårdsverket. (1995). *Vad innehåller vatten från hushåll?* Rapport 4425. Stockholm, Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2008). Rapport 5794: *Avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen*. Stockholm, Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2010). *Uppdatering av "Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp"*. Rapport. Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket. (2012). Miljömål för avfall.
<http://www.naturvardsverket.se/Start/Produkter-och-avfall/Avfall/Mal-strategier-och-resultat/Miljomal-for-avfallet/> [2012-07-13]

Nilsson, P., Hallin, P.-O., Johansson, J., Karlén, L., Lilja, G., Pettersson, B. Å. & Pettersson J. (1990). *Källsortering med avfallskvarnar: En fallstudie i Staffanstorp*.

Lund, Avdelningen för VA-teknik, Lunds Tekniska Högskola.



Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR). (2011). *Innehållsdeklaration för NSR Biogödsel*. Rapport. Helsingborg, Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR).

NSVA (Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp) (2011). *Öresundsverket Helsingborg, Miljörapport 2011*. Rapport. Helsingborg, Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp.

Oldenburg, M. (2007). *Final cost calculation report for the demonstration project "Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater" (SCST)*. Rapport. Lubeck, OtterWasser GmbH.

Otterpohl, R., Albold, A. & Oldenburg, M. (1999). Source control in urban sanitation and waste management: Ten systems reuse of resources. *Water science and technology*. vol. 39, no. 5, ss. 153-160.

Otterpohl, R., Braun, U. & Oldenburg, M. (2003). Innovative technologies for decentralised water-, wastewater and biowaste management in urban and peri-urban areas. *Water Science and Technology*. Vol. 48, No. 11–12, ss.23–32.

Peter-Fröhlich, A., Bonhomme, A., Oldenburg, M., Gnirß, R. & Lesjean, B. (2007). *Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater (SCST) – Results*. Rapport. Berlin, Kompetenz Zentrum Wasser Berlin.

Pynaert, K., Wyffels, S., Sprengers, R., Boeckx, P., Van Cleemput, O. & Verstraete, W. (2002). Oxygen-limited nitrogen removal in a lab-scale rotating biological contactor treating an ammonium-rich wastewater. *Water Sci. Technol.*, 45, 10, ss. 357–363

REVAQ. (2010). *Årsrapport 2010*. Rapport. Stockholm, Svenskt Vatten.

REVAQ. (2012). *Regler för certifieringssystemet REVAQ Återvunnen växtnäring*. Rapport 2.2. Stockholm, Svenskt Vatten.

RVF (Svenska Renhållningsverksföreningen). (2005). *Innsamling av bioavfall från flerfamiljehus – lösningar och virkemidler for store fellesløsninger*. Rapport RVF Utveckling 2005:08. Malmö, Svenska Renhållningsverksföreningen.

Rydhagen, B. (2003). *Boendenaspekter på resurseffektiv hantering av svartvatten och organiskt hushållsavfall*. Rapport Nr 2. Stockholm, VA-Forsk.

Siegrist, H., Salzgeber, D., Eugster, J. & Joss, A. (2008). Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal. *Water Science & Technology*. Vol. 57, no.3, ss. 383-388.

Shu, L., Schneider, P., Jegatheesan, V. & Johnson, J. (2006). An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant. *Bioresource Technology*. Vol. 97, No. 17, ss. 2211–2216.



SPCR 120. (2010). *Certifieringsregler för Biogödsel*. Rapport. Borås, SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut.

Stockholm Vatten. (2008). *Köksavfallskvarnar (KAK) i Stockholm*. Rapport. Stockholm, Stockholm vatten.

Systemstudie Avlopp. (2007). *En studie av framtida hållbara system för hantering av avlopp och bioavfall i Göteborgsregionen*. Rapport. Göteborg, Kretsloppskontoret.

Sörme, L. & Lagerkvist, R. (2002). Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Science of The Total Environment*. 298, No.1-3, ss. 131–145.

Tchobanoglous G., Burton F. L. & Stensel H.D. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse 4th ed*. Stockholm: New York McGraw-Hill Companies.

Tettenborn, F., Behrendt, J. & Otterpohl, R. (2007). *Resource recovery and removal of pharmaceutical residues Treatment of separate collected urine*. Rapport. Hamburg, Institute of Wastewater Management and Water Protection, Hamburg University of Technology.

Thelin, Gunnar. Ekobalans. Personlig intervju, 17 september, 2012.

Trösch, Walter. Konsult Fraunhofer-Institute for Interfacial Engineering and Biotechnology, personlig intervju 7 augusti 2012.

Urban Water. (2011). *OM KÖKSAVFALLSKVARNAR TILLÅTS I GÖTEBORG- Tekniska och ekonomiska konsekvenser*. Rapport 2011-07-06. Göteborg, CIT Urban Water Management AB.

Uysal, A., Dilsad, Yilmazel, Y.D. & Demirer, G.N. (2010). The determination of fertilizer quality of the formed struvite from effluent of a sewage sludge anaerobic digester. *Journal of Hazardous Materials*, 181, ss. 248–254

van Voorthuizen, E., Zwijnenburg, A., van der Meer, W. & Temmink, H. (2008) Biological black water treatment combined with membrane separation. *Water research*. 42, ss. 4334-4340.

Versprille, A. I., Zuurveen, B., Stein, T. (1987). The A-B process: A novel two stage wastewater treatment system. *Water Science & Technology*. Vol.17, ss.235-246.

Vinnerås, B. (2002). *Possibilities for sustainable nutrient recycling by faecal separation combined with urine diversion*. Diss. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala, SLU Service/repro.

Vinnerås, B., Palmquist, H., Balmer, P. & Jönsson, H. (2006) The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste—A proposal for new Swedish design values. *Urban Water Journal*. Vol. 3, No. 1, ss. 3-11



Wainberg, R., Nielsen, J., Lundie, S., Peters, G., Ashbolt, N., Russel, D. & Jankelson, C. (2000). *Assessment of food disposal options in multi-unit dwellings in Sydney*. Sydney, University of Western Sydney.

Wendland, C., Deegener, S., Behrendt, J., Toshev, P. & Otterpohl, R. (2006). Anaerobic digestion of blackwater from vacuum toilets and kitchen refuse in a continuous stirred tank reactor (CSTR). *Proceedings of the 7th Specialized Conference on Small Water and Wastewater Systems in Mexico, March 7-10, 2006*.

Wendland, C., Deegener, S., Behrendt, J., Toshev, P. & Otterpohl, R. (2007). Anaerobic digestion of blackwater from vacuum toilets and kitchen refuse in a continuous stirred tank reactor (CSTR). *Water Sci. Technol.* 55, ss.187-194.

Wendland, C. (2009). *Anerobic Digestion of Blackwater and Kitchen Refuse*. Diss. Technischen Universität Hamburg-Harburg. Hamburg: Technischen Universität Hamburg-Harburg.

Windey, K., De Bo, I., Verstraete, W. (2005). Oxygen-limited autotrophic nitrification–denitrification (OLAND) in a rotating biological contactor treating high-salinity wastewater. *Water Research*. Vol. 39, no. 18, ss. 4512–4520.

Wittgren, H.B., Malmqvist, P.A., Norström, A., Pettersson, F. & Svensson, G. (2011). Systemanalys av kretsloppssystem för Norra Djurgårdsstaden, Stockholm. Rapport 2011:1. Göteborg, CIT Urban Water Management AB.

WRS (Water Revival Systems Uppsala AB). (2001). *Marknadsöversikt – extremt snålspolande toaletter samt urinsorterande toaletter & urinaler, för avskiljning av klosettavatten*. Rapport 2001:1. Uppsala, SwedEnviro.

Zeeman, G., Kujawa, K., de Mes, T., Hernandez, L., de Graaff, M., Abu-Ghunmi, L., Mels, A., Meulman, B., Temmink, H., Buisman, C., van Lier, J. & Lettinga, G. (2008). Anaerobic treatment as a core technology for energy, nutrients and water recovery from source-separated domestic waste(water). *Water Science & Technology*, vol. 57, no. 8, ss. 1207-1212.

Ødegaard, H. & Karlsson, I. (1994) Chemical wastewater treatment - Value for money. I Klute and Hahn (Red.) *Chemical Water and Wastewater Treatment III*. Berlin/ Heidelberg: Springer Verlag, ss. 191-209.



Appendix 1 – Övervägda områden för fallstudier

Projekt	Område	Land
Adamstown	Dublin	IR
AKWA 2100	Northrhine-Westfalia	DE
Amersfoort	Utrecht	NL
Arbeiten & Wohnen	Freiburg	DE
Bedzed	Suton	UK
Björnsbyn	Luleå	SE
Braamwisch	Hamburg	DE
Casa Vita	Deventer	NL
CSTS	Berlin	DE
DEUS 21	Stuttgart	DE
Dyssekilde Ekoby	Nordsjälland	DK
Eco-Viikki	Helsinki	FI
Emscher River Head Centre	Bottrop	DE
EVA Lanxmeer	Culemburg	NL
Flintenbreite	Lubeck	DE
Fredericia WWTP	Fredericia	DK
Glaspysramiden, Kolding kommun	Kolding kommun	DK
GTZ main office building	Eschborn	DE
Hafen City	Hamburg	DE
Hassee	Kiel	DE
HUBER office building	Berching	DE
Jenfelder Au	Hamburg	DE
Kaja	Ås	NO
Komplett	Kaiserslauten	DE
KREIS	Hamburg	DE
Kronsberg	Hannover	DE
Lambertsmuehle museum	Burscheid	DE
Lambertsmühle	Burscheid	DE
Leidsche Rijn	Utrecht	NL
Lemmerweg Oost	Sneek	NL
Munkesøgård 33	Roskilde	DK
national park Jasmund	Rugen	DE
Noorderhoek Sneek	Sneek	NL
Nordvestjysk Folkecenter for Vedvarende Energi	Hurup	DK
Oeko Technik Park	Hannover	DE
Office building Griesbach	EAWAg	CHE
Palsternackan	Enskede (Stockholm)	SE



SGC Rapport 2012:271

Reiserfeld	Freiburg	DE
S.Ø.S. Hjulby Hegn	Trige	DK
Scharnhauser park	Ostfildern	DE
Simfereopol	Simfereopol	UKR
Solar City	Linz	DE
Svanholm gods	Skibby	DK
Torvetua	Bergen	NO
Understenshöjden	Björkhagen (Stockholm)	SE
Waldquelle-Bielefeld	Bielefeld	DE
Weingarten, Freiburg	Freiburg	DE
Vesterbro	Köpenhamn	DK
Zonneterp	-	NE
Öko Teknik Park Hägewiesen	Hannover	DE
Östarkade	Frankfurt am main	DE

