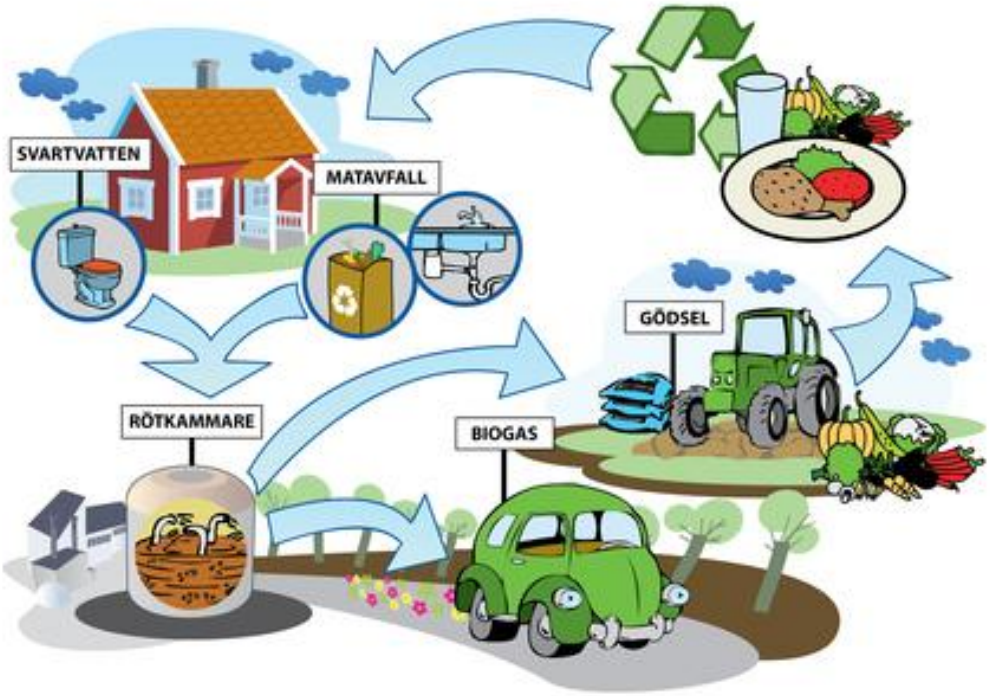
Rapport VA-teknik, LTH

LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA
Lunds universitet

Hållbara system för biogas från avlopp och matavfall i H+området



Oktober 2012

Hamse Kjerstadius
Åsa Davidsson
Jes la Cour Jansen

SAMMANFATTNING

Denna studie utfördes av Hamse Kjerstadius, Åsa Davidsson och Jes la Cour Jansen på VA-teknik vid Institutionen för Kemiteknik vid Lunds Tekniska Högskola som en delutredning inom fas 2 i EVAA-projektet. Studien ämnade till att utvärdera fem tänkbara system för insamling, transport och anaerob behandling av substraten svartvatten och matavfall i avseende på biogasproduktion, återföringspotential och kvalitet på näringsämnen, delmål från Miljöprofil H+, användarvänlighet samt teknisk flexibilitet.

Studien genomfördes genom insamlande av data och erfarenheter ifrån litteraturstudier (50 %), fallstudier (40 %) samt labbförsök (10 %). 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 biogasproduktion och näringsåtervinning ifrån rötrest. Vidare utvärderades även användarvänlighet och teknisk flexibilitet baserat på inhämtad information.

Studien visade att biogasproduktionen från svartvatten och matavfall kan ökas, och som maximalt, fördubblas mot nuvarande system genom val av ett sorterande system. Främst beror dock ökningen på att mindre förluster av organiskt material sker i förbehandlingen av materialet varför biogasproduktionen även kan ökas genom förändringar i nuvarande system. Vidare visar studien att återvinningen av fosfor inte kan ökas nämnvärt genom byte av system men att kvalitén på rötrest i avseende på metallinnehåll förbättras avsevärt samt att återvinningen av kväve kan ökas. Studien visade även att sorterande system i högre utsträckning än nuvarande system bedöms bidra till att uppnå delmålen i miljöprofil H+. I avseende på användarvänlighet bedöms inte sorterande system skilja sig nämnvärt ifrån det nuvarande och inte heller driftsäkerheten bedömdes komprometteras nämnvärt om driftrutiner utarbetas för separerande system.

Då ingen ekonomisk utvärdering genomfördes inom studien, och andra studier gett skilda resultat huruvida om kostnaden för separerande system är högre eller lägre än för nuvarande, rekommenderas att en ekonomisk utredning av utvalda system genomförs. Studien visade även att få implementerade system för separat insamling av svartvatten och matavfall med efterföljande anaerob behandling finns implementerade i Europa och att det som finns övervägande är vakuumteknik som används för insamling och transport.

Innehåll

1. INLEDNING 1
Syfte 2
Mål 2
Målgrupper 2
Begränsningar 2
Genomförande 2
Tidsplan 3
2. H+ 4
H+ Området 4
Miljöprofil H+ 4
EVAA-Projektet 5
Påverkan av Miljöprofil H+ och EVAA-projektet på denna studie. 5
3. MATAVFALL OCH SVARTVATTEN 6
Varför separata strömmar? 6
Matavfall 7
Svartvatten 9
4. INSAMLING OCH TRANSPORT 12
Insamling och transport av matavfall 12
Insamling och transport av svartvatten 20
Förbehandling av svartvatten och matavfall 24
Hantering av patogener och läkemedelsrester 28
5. RÖTNING AV SVARTVATTEN OCH MATAVFALL 30
Samrötning av svartvatten och matavfall 31
Ammoniuminhibering av rötprocessen 31
Reaktortyper 33
Metanproduktion från rötning vid olika processparametrar 37
Återvinning av näringsämnen 39
Metallkoncentrationer & slamcertifiering 43
6. UNDERSÖKTA SYSTEM 44
Metod för utvärdering av systemen 46
System 1 - Nuvarande system 47
Utvärdering mot studiens parametrar 49

System 2 – Matavfall i Papperspåse och SV-ledning 54
Utvärdering mot studiens parametrar 56
System 3 – Köksavfallskvarn med tankinsamling & SV-ledning 60
Utvärdering mot studiens parametrar 62
System 4 – Matavfall från köksavfallskvarn och svartvatten i gemensam ledning (MASV-ledning) 67
Utvärdering mot studiens parametrar 69
System 5 – Vakuuminsamling av matavfall och svartvatten 73
Utvärdering mot studiens parametrar 75
7. DISKUSSION 80
Metanproduktion 81
Separat rötning av svartvatten och matavfall 82
Återvinning av näringsämnen 84
Miljöprofil H+ 87
Användarvänlighet 88
Flexibilitet och driftsäkerhet 89
Kostnader & energiförbrukning 90
Systemdiskussioner 91
8. SLUTSATS OCH REKOMMENDATIONER 95
Slutsatser 95
Rekommendationer 95
9. FALLSTUDIEOMRÅDEN 97
DEUS 21 (DE) 98
Sneek Lemmerweg & Sneek Noorderhoek (NL) 103
Källor och relaterat material 106
10. REFERENSER 107

Förord

Denna studie utfördes av Hamse Kjerstadius, Åsa Davidsson och Jes la Cour Jansen på VA-teknik vid Institutionen för Kemiteknik vid Lunds Tekniska Högskola som en delutredning inom fas 2 i EVAA-projektet. Studien finansierades till största delen av EVAA-projektet samt av Svenskt Gastekniskt Centrum (SGC) tillsammans med Svenskt Vatten.

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

Läsanvisning

Denna rapport har ett brett omfång och ämnar kunna användas som utgångspunkt för vidare studier och beräkningar. Rapporten är därmed omfattande i avseende på information och sidantal. För att underlätta för läsaren presenteras här en läsanvisning för de som är intresserade främst av resultaten.

Första läsningen: (40 minuter)

Denna låter läsaren ta till sig bakgrunden och resultaten av studien. Läs i följande ordning avsnitten

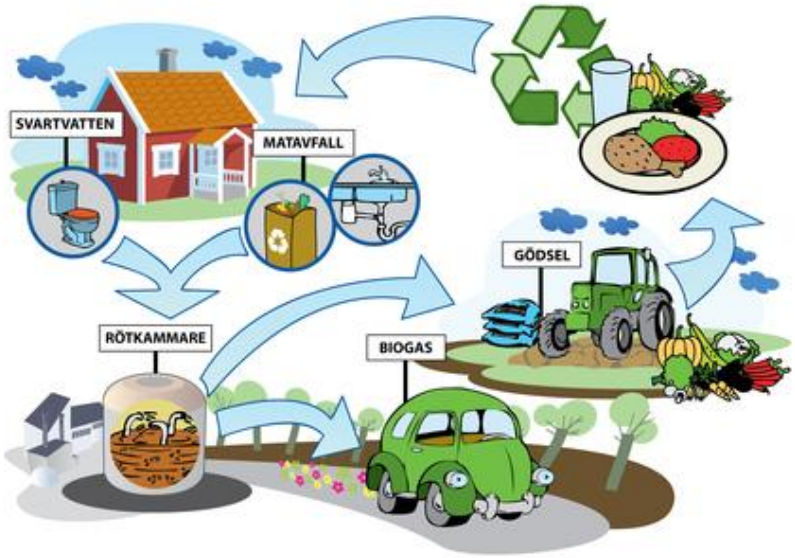
1. Inledning
2. Undersökta system (endast de tre första sidorna).
3. Diskussion
4. Slutsatser & Rekommendationer

Efterföljande läsningar:

Utifrån första läsningen kan läsaren gå tillbaka i studien för att fördjupa sin kunskap om de undersökta systemen (i avsnittet ”Undersökta system”) och bakgrund till teknik (I avsnitten 3-5). I denna senare del återfinns även referenser till data samt ytterligare information av intresse som inte återfinns i diskussionen där endast de viktigaste resultaten av studien diskuteras.

1. INLEDNING

År 2035 skall den nya stadsdelen H+ stå färdig i centrala och södra Helsingborg. Målet är att stadsdelen skall inkludera hållbara systemlösningar för vatten- och avfallshantering och bidra till Helsingborgs stads mål att vara energineutralt 2035 (Gille et al., 2010). Inom samarbetsprojektet EVAA (Energi, Vatten, Avlopp, Avfall) undersökts hur målen för H+ området skall uppnås varför delutredningar utförs inom olika teknikområden. Separerade avfallströmmar från hushåll med efterföljande anaerob behandling är ett sådant område. Att behandla källsorterade avfallströmmar från hushåll anaerobt genererar många positiva effekter som är kompatibla med målen som anges för H+ området. Vidare innehåller dessa flöden hög andel organiskt material vilket kan utnyttjas för att producera energirik biogas samt en hög andel av de viktiga näringsämnena fosfor och kväve vilka kan återvinnas för växtnäring till jordbruk. I denna studie undersöks tekniska system för insamling och anaerob behandling av avfallsströmmarna matavfall och svartvatten i enlighet med konceptskissen för studien som presenteras nedan i figur 1.



Figur 1 - Konceptskiss över studiens undersökningsområde

Syfte

Studien syftar till utvärdera vilka tekniska system av insamling, transport och anaerob behandling som är mest lämpade för biogasproduktion genom anaerob behandling av svartvatten och matavfall och samtidigt vara lämpliga i avseende på näringsåtervinning, givna miljömål samt användarvänlighet och teknisk flexibilitet.

Mål

Studiens mål är att med hjälp av de sammanställda erfarenheterna, tillsammans med resultat från egna labbförsök, uppskatta den framtida biogasproduktionen samt potentialen för näringsåtervinning ifrån olika systemlösningar. Vidare var målet att lämna ett beslutsunderlag i avseende på tekniska och sociala aspekter för val av systemlösning till H+ området.

Målgrupper

Stadsplanerare samt kommunala avfalls- och VA-grupper anses särskilt berörda av de lösningar som kommer att föreslås inom studien. Delar av studien är anpassad efter H+ området men kan tjäna som förebild för planering av nya systemlösningar för energi, VA-teknik och avfall i all urban miljö.

Begränsningar

Studien begränsas såtillvida att det är ett relativt litet projekt (590 h). Därför ämnar den inte vara en komplett sammanställning över möjliga system eller existerande tekniklösningar.

Genomförande

För att uppnå syftet samlades nationella och internationella erfarenheter och data ifrån system lämpliga för H+ området in. 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.

- Litteraturundersökning och beräkningar (50 %)
- Insamlande av information kring och genomförande av 2-3 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 i överenskommelse mellan VA-teknik och EVAA-gruppen i avseende att enbart representera

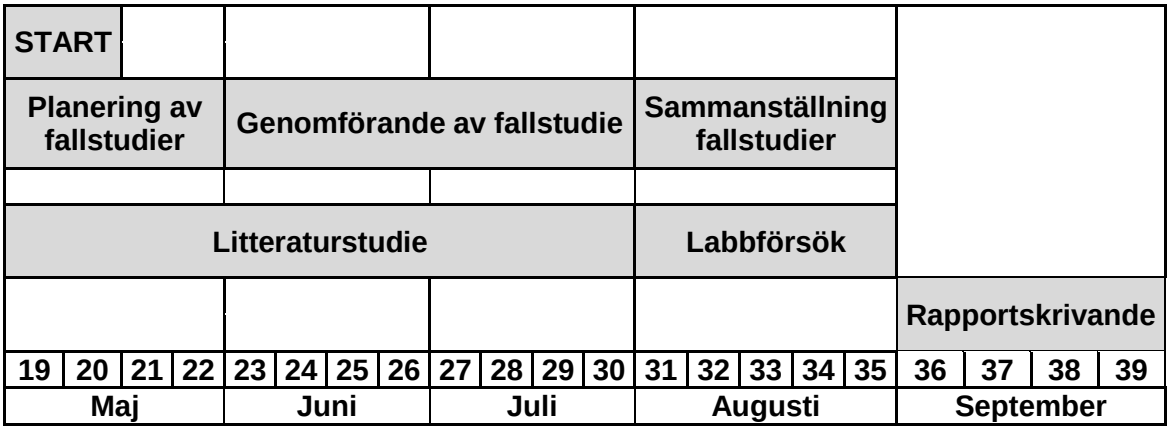
systemförslag relevanta för H+ området. Utvärderingen skedde mot en rad parametrar som bestämdes i samråd mellan VA-teknik och EVAA-gruppen och avsåg utgöra viktiga områden för att systemen skulle bidra till att uppfylla målen för H+ området. Parametrarna visas i tabell 1 nedan och gås igenom noggrannare i avsnittet undersökta system nedan.

Tabell 1 – Parametrar för utvärdering av de fem utvalda systemen. Nedanför varje titel framgår vad parametrarna utvärderas i avseende på.

Metanproduktion	**Återvinning av näringsämnen**	**Miljöprofil H+**	**Användarvänlighet**	**Flexibilitet & Driftsäkerhet**
NL CH_4 / pe*dygn	Återvinning av P och N. Kvalitet på återvinningsform	Utvalda miljömål från de fem profilområdena	Användarvänlighet Attraktionsvärde Återkoppling	Teknisk flexibilitet mot andra system Driftsäkerhet

Tidsplan

Studien bestod av 590 h arbetstid och bedrevs under sommarhalvåret 2012. Studiens olika moment förlades enligt det schematiska upplägget i figur 2 nedan.

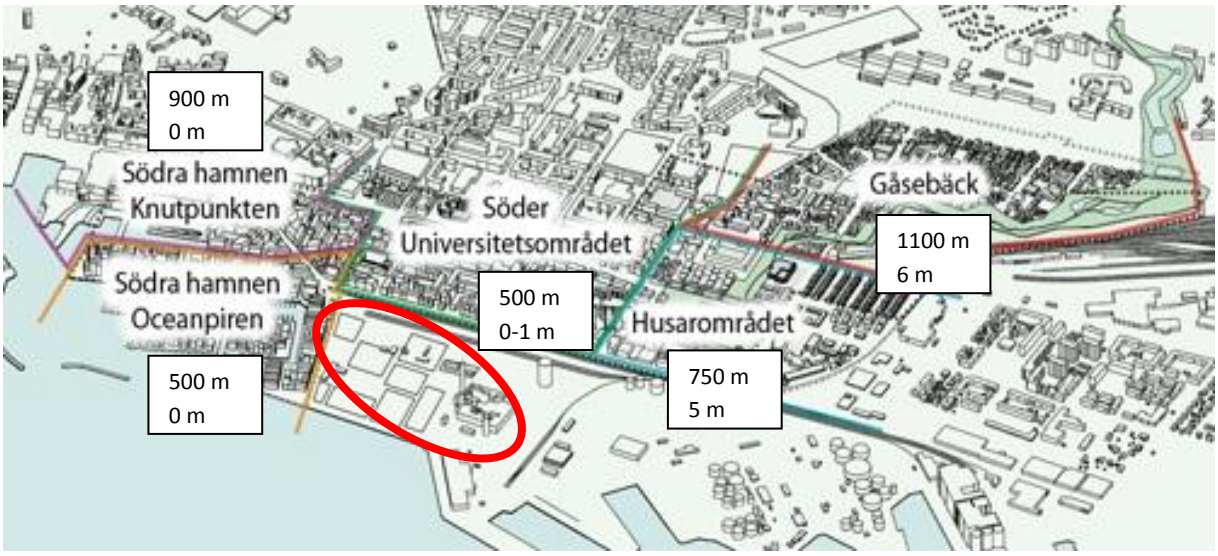


Figur 2 - Schematisk skiss över studiens delmoment. I nederkant anges veckonummer och månad.

2. H+

H+ Området

H+ området är namnet på det stadsbyggnadsprojekt som skall stå färdig år 2035 och täcka 100 ha av södra och centrala Helsingborg. Området kommer att bestå av renoverade och nybyggda bostäder samt verksamhetsytor och förväntas få 10 000 invånare. Centralt i området ligger Helsingborgs avloppsreningsverk Öresundsverket. En översiktsbild över området tillsammans med ungefärliga avstånd och fallhöjder till inlopp på Öresundsverket presenteras i figur 3. Det kan beräknas från figuren att medelavståndet till Öresundsverket är 750 m samt att medelfallhöjden till densamma är 2,3 m.



Figur 3 – Översiktsbild av de fem stadsdelarna i H+ området samt Öresundsverket (inringat). För varje område presenteras en textbox med medelavstånd till inlopp på Öresundsverket (överst) respektive medelfallhöjd till marknivå vid inlopp på Öresundsverket (nederst). Data erhållna från NSVA (Dahl, 2012). Bild med tillstånd av FÖP H+, Helsingborg stad.

Miljöprofil H+

Arbetet med de nya stadsdelarna omfattar den gemensamma miljöprofil H+ vars syfte är att området skall uppnå en tydlig, trovärdig och nyskapande miljöprofil och att dess invånare skall bidra till en hållbar utveckling (Gille et al., 2010). Målet med projektet kan även beskrivas målande med följande utdrag ur syftesformuleringen för miljöprofil H+:

”Miljöprofil H+ ska vara anpassad till och användbar över lång tid. Den ska fånga dagens och morgondagens utmaningar inom området, i första hand utifrån vad vi idag känner till och som kan formuleras i enlighet därmed. Miljöprofil H+ ska vara synlig och lätt att relatera till. I slutändan ska även de som bor och verkar inom H+ området på ett naturligt sätt kunna förstå och bidra till att H+ faktiska profil utvecklas och förstärks.” (Gille et al., 2010).

Profilen innehåller fem temaområden, vilka presenteras nedan, inom vilka specifika mål finns beskrivna

• Resurseffektiv stad

• Hållbart byggande och hälsosam miljö

• Tillgänglighet och urban mobilitet

• Vatten och grönska

• Hållbar urban livsstil

EVAA-Projektet

Som en del av arbetet med miljöprofil H+ skapades samverkansprojektet EVAA (Energi, Vatten, Avlopp, Avfall) för lösningar för Energi, Vatten, Avlopp och Avfall inom arbetet med H+ området. Projektet drivs av Helsingborgs stad, NSR, NSVA och Öresundskraft och syftar till att hitta hållbara lösningar som skall bidra till Miljöprofil H+ samt Helsingborgs stads mål att vara energineutralt 2035 (EVAA, 2012).

Påverkan av Miljöprofil H+ och EVAA-projektet på denna studie.

Studien tog hänsyn till Miljöprofil H+ genom att i en av utvärderingsparametrarna granska systemen mot relevanta delmål från profilområdena i miljöprofilen. Dessa står listade i tabell 2 nedan. Mål i övriga temaområden valdes bort då de inte bedömdes vara applicerbara på de system som undersökts i denna studie.

Tabell 2 – Utvalda profilområden och delmål från Miljöprofil H+ som undersökta system utvärderas mot i denna studie.

Profilområde	Mål
Resurseffektiv stad	Energineutralitet för Helsingborg 2035 Energin som används är 100 % förnybar Klimatpåverkande utsläpp går mot noll Förbättrad hushållning med naturresurser Yteffektivt utnyttjande av byggnader och mark Resurssparande avfallsåtervinning
Hållbar urban livsstil	Miljöprofil skall inspirera genom att vara synlig och påtaglig

EVAA-projektet har påverkat studien såtillvida att studiens upplägg och val av system utformades i överenskommelse med EVAA-gruppen vid möten 24 april samt 2 maj 2012.

3. 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) varav de två förstnämnda utvärderas inom detta projekt. Dessa innehåller en majoritet av både det organiska innehållet samt för återvinning intressanta näringsämnen vilket framgår av tabell 3 nedan. Vidare framgår av tabellen att matavfall tillsammans med svartvatten utgör omkring 70 % av det organiska materialet och innehåller över 80 % av de för återvinning intressantaste näringsämnena fosfor (P) och kväve (N). Utöver näringsinnehållet är BDT-vatten en, relativt de övriga två strömmarna, utspädd ström med högre andel metaller i förhållande till andel organiskt innehåll vilket gör den mindre attraktiv för rötning samt biogödselproduktion (Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006).

Tabell 3 – Fördelning av organiskt material (representerat som COD) och näringsämnena 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	38	68	82	78
(Avföring)	31	28	13	18
(Urin)	7	40	69	60
Matavfall	33	12	9	4
BDT-vatten	29	20	9	18
Matavfall + Svartvatten	*71*	*80*	*91*	*82*

Varför separata strömmar?

I detta 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 kontamineras i gengäld inte med den höga andel metaller som återfinns i dagvatten och BDT-vatten i förhållande till organiskt material (Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006). Detta medför att restprodukten efter anaerob behandling får en lägre koncentration av metaller vilket renderar en mer önskvärd biogödsel (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 föroreringar 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 näringsämnena fosfor och kväve visats kunna vara mindre energikrävande ur koncentrerade strömmar än återvinning i konventionella avloppsreningsverk eller framställning av näringsämnena till handelsgödsel (Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006; Maurer et al., 2003).

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 att rötprocessen behöver buffras (Abdulkarim & Evuti, 2010).

Data för generering av matavfall har visat sig skilja mycket åt i litteraturundersökningen till detta projekt (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). Detta är heller inte underligt med tanke på att mängden matavfall kan tänkas fluktuera betydligt från hushåll till hushåll. Dock överensstämmer data från Helsingborgsområdet Maria Park väl med de designdata som återfinns för URWARE-modellen i Jönsson et al. (2005). Då Maria Park bedöms vara representativt för H+ området i sammansättning av hushåll och i det avseende att invånarna är duktiga på att sortera ut matavfall, i jämförelse med andra skånska kommuner, beslutades efter överläggning med Urban Water, som genomförde en till denna studie parallell undersökning, att använda designvärdena från Jönsson et al. (2005) (Wittgren, 2012). Det kan påpekas att H+ områdets arbete med Miljöprofil H+ kan komma att öka utsorteringsgraden av matavfall, något som inte har antagits i denna studie. I Tabell 4 nedan presenteras data för generering av matavfall i Maria Park tillsammans med de modelldata som anges för URWARE-modellen i Jönsson et al. (2005).

Tabell 4 – Generering av matavfall per hushåll (hh) samt beräkning av daglig generering per personekvivalent (pe) i enheterna TS och VS. Observera att benämningen genererat matavfall avser bruttoproduktion, det vill säga innan utsortering sker. Antaganden om TS-halt och VS-halt baseras på Carlsson & Uldal (2009) respektive Davidsson et al. (2011). För Helsingborgsdata (Lewis-Jonsson, 2012) har 2,5 pe/hh antagits.

Källa	Matavfall per hushåll (kg/hh*vecka)	Antagen TS-halt (mass%)	Genererat matavfall (g TS / pe*dygn)	Antagen VS-halt (% av TS)	Genererat matavfall (g VS / pe*dygn)
Lewis-Jonsson (2012)	3,6	35	72,0	85	61,2
Jönsson et al. (2005)	-	-	68,2	-	58,0

Då data från Maria Park inte innehåller analys av näringsämnen eller metaller gjordes en litteraturundersökning över representativa studier. Resultatet presenteras i tabell 5 och 6

nedan. I tabell 5 framgår att data över kväve- och fosforinnehåll överensstämmer relativt väl mellan studierna och det beslöts därför, efter överläggande med Urban Water, att använda designvärdena för URWARE-modellen från Jönsson et al. (2005) i denna rapport.

Tabell 5 – Data över innehåll av kväve (N-tot) och fosfor (P-tot) i matavfall angivet i g per kg torrsubstanshalt (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

Metallinnehållet per kg TS har räknats fram i tabell 6 nedan och ses överensstämma väl mellan de undersökta studierna med undantag för Jönsson et al. (2005) som avviker något. För denna studie valdes efter överläggning med Urban Water värdena över metallinnehåll från de föreslagna designvärdena i Vinnerås et al. (2006). Det är även av intresse att i tabell 6 notera den relativt höga kvoten mellan kadmium och fosfor (Cd/P-kvoten) för matavfall vilket är av högt intresse för certifiering av rötrest. Det bör vidare anges att Davidsson et al. (2011) uppmätt metallhalter i matavfall lagrat i tanksystem och funnit metallhalter som skiljer sig kraftigt från dessa nedan, för denna studie antas dock att metallhalterna från Vinnerås et al. (2006) är representativa även för matavfall insamlat i tank.

Tabell 6. Halter av metaller och fosfor i matavfall angivet i mg/kg TS samt substratets Cd/P-kvot.

Metall	**beräknat från Jönsson et al. (2004) & Carlsson & Uldal (2009)**	**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
Cd/P-kvot (mg Cd/kg P)	-	26	35	37

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 organisktmaterial och de för biogödsel åtråvärda näringsämnena 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 kombinerade 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 graaff et al., 2010; Wendland, 2009). Ammoniumet kommer främst från det kväverika urinet vilket framgår av sammanställningen i tabell 7. Urin innehåller även större andel av hormoner och läkemedelsrester än avföring samtidigt som patogenerna i svartvatten återfinns i avföringen vilket tillsammans med den höga kvävehalten gör att denna ström kan övervägas att behandlas separat (Jönsson & Vinnerås, 2007; Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006) . Urinsorterande toaletter undersöks dock inte i denna studie då urinsorterande system har visats lida av problem med igensättning av rör och felsortering (Jönsson & Vinnerås, 2007; Peter-Fröhlich et al., 2007; Rydhagen, 2003).

Då inga Helsingborgsspecifika data över generering av svartvatten återfanns gjordes en litteratursammanställning av relevanta studier vilken återfinns i tabell 7 nedan. Som synes är data över TS och VS något spretig medan det råder god överensstämmelse över innehållet av kväve och fosfor mellan studierna. Det beslöts, i samråd med Urban Water, inom denna studie att använda data från Jönsson et al. (2005) då denna har används vid deras tidigare systemundersökningar. Det bör även nämnas att det i vissa studier antas att endast 60 % av det genererade svartvattnet samlas in från bostadsområden (Berg & Gruvberger, 1999; Wendland, 2009;). Då H+ området är tänkt att innehålla både bostads- och verksamhetsområden antas i denna studie att allt dagligt genererat svartvatten från 10 000 personekvivalenter (pe) samlas in. Det bör även nämnas att en utförlig studie angående innehåll i, och provtagning av, svartvatten återfinns i Johansson & Svensson (2012).

Tabell 7– 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)
Otterpohl et al. (2003)		-	-	1,1 - 1,4
Vinnerås et al. (2006)		30,2	-	1,5
Jönsson et al. (2005)	Avföring	53,1	46,4	1,4
Beräknat från Kujawa-Roeleveld & Zeeman (2006)		12,6 - 73,1	-	1,5 - 2
Otterpohl et al. (2003)		-	-	9,5 - 11,9
Vinnerås et al. (2006)		57,3	-	10,9
Jönsson et al. (2005)	Urin	20	7,4	11
Beräknat från Kujawa-Roeleveld & Zeeman (2006)		20 - 60	-	7 - 11
Otterpohl et al. (2003)		-	-	10,6 - 13,3
Vinnerås et al. (2006)		87,5	-	12,4
Jönsson et al. (2005)	Svartvatten (Avföring+Urin)	73,1	53,8	12,4
Beräknat från Kujawa-Roeleveld & Zeeman (2006)		32,6 - 133,1	-	8,5 - 13
Beräknat från Wendland (2009)		54,0	34,2	12,6
Vinnerås (2002)		111	-	12,5
Beräknat från Augustin et al. (2012)		45	40,8	-

Halterna av metaller i svartvatten visas nedan i tabell 8. 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 8 att samtliga undersökta källor överensstämmer väl med undantag av Jönsson et al. (2005). För denna studie beslöts därför i samråd med Urban Water att använda designvärdena från Vinnerås et al. (2006).

Tabell 8 – Metallkoncentrationer samt fosfor och Cd/P-kvot i svartvatten. Svartvatten är beräknat som en kombination av halterna i urin och avföring multiplicerat med dagsgenerering 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	17391	17464	45000
Cd/P-kvot (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	11650	16611	16612	9416
Cd/P-kvot (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	15681	13514	17170	19152
Cd/P-kvot (mg Cd/kg P)	8	8	7	8

4. INSAMLING OCH TRANSPORT

Nedan 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 (utsorteringsgraden) samt förväntade förluster vid transport. Även spolvolymer anges då dessa använts i systemberäkningar i denna studie. Det bör även kommenteras att utsorteringsgrad inte beror på val av insamlingsteknik. 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 (Rydhagen, 2003). Denna rekommendation gäller alltså oavsett val av system även om de enskilda systemen kan ha utformning som gör dem mer eller mindre användarvänliga. 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 (Rydhagen, 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 eller införande av utsläppsrätter eller synliggörande av produkten genom användande av rötresten som biogödsel i områdesnära parker (Hellström, 2005).

Insamling och transport av matavfall

Övervägda metoder för insamling och transport av matavfall presenteras i tabell 9 nedan. Det framgår att metoden med sopsug bortgår i denna studie vilket motiveras närmare under avsnittet undersökta system nedan i rapporten.

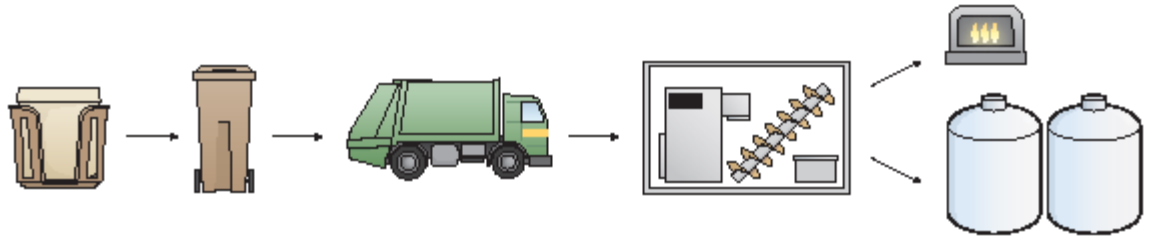
Tabell 9 – Övervägda metoder för insamling av matavfall från hushåll.

Insamlingsmetod	Med i studie
Plastpåse till sopsug	-
Papperspåse till sopbil	√
Köksavfallskvarn (KAK) till tank + slamsug	√
Köksavfallskvarn (KAK) till ledning	√
Köksavfallskvarn (KAK) till vakuumledning	√

Insamling i papperspåse och transport i sopbil (nuvarande system)

Insamling av matavfall i papperspåse som sedan förs till fastighetsnära insamlingskärl för upphämtning med sopbil och transport till behandling, i likhet med figur 4 nedan, 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 4 - Systemskiss över den kombination av insamling, transport, förbehandling och rötning av matavfall som i denna studie antas för matavfall samlats in med papperspåse. Bild med tillstånd av VA SYD.

Bernstad Saraiva Schott (2012) gjorde en sammanställning över utsorteringsgrader vid insamling från påse i flerfamiljshus och rapporterade en utsorteringsgrad på 22-45 %. I Helsingborgsområdet Maria Park är utsorteringsgraden på 47 % och området bedöms vara representativt för hur utsorteringen kan se ut i H+ området varför denna siffra används. 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, vilket presenteras i tabell 10 nedan.

Tabell 10 – Antagen utsorteringsgrad av organiskt material (representerat som TS och VS) fosfor (P) och kväve (N) vid insamling av matavfall i papperspåse

Metod	**Utsorteringsgrad TS, VS, P och N (mass%)**
Papperspåse	47

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 och bortses från i denna studie. Då inga data över förluster av kväve och fosfor har funnits vid litteraturgenomgång antas förluster av dessa under transport till 0 % i denna studie. Vidare antas att matavfall insamlat i papperspåse har en TS-halt på 35 % baserat på Carlsson & Uldal (2009). Detta sammanställs i tabell 11 nedan.

Tabell 11 – Rapporterade förluster av organiskt material (representerat av kol som antas vara representativt för VS) och för studien antagna förluster av VS, fosfor (P) och kväve (N).

Insamling och transport	Parameter	Rapporterad Förlust	Källa	Antagen förlust (mass%)	Kommentar
Påse - Sopbil	P	-	-	0	Antas försumbara
	N	-	-	0	Antas försumbara
	C (VS)	2 %	Beräknat från Avfall Sverige (2010)	0	Antas försumbara

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 minskad energikonsumtion för matavfallshantering (Bernstad Saraiva Schott, 2012; Urban Water, 2011), 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 rötkammare 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 utrötningsförsök 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, i de fall klagomål förekommit handlar de främst om bullret från användning av kvarnen (Kärrman et al., 2001; 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)

Figur 5 - Foto av monterad köksavfallskvarn. Foto av Hamse Kjerstadius, VA-teknik LTH.

Nackdelar som har nämnts för systemet är buller samt ökad sedimentation och bildning av svavelväte i ledningsnät (Kärrman et al., 2001; Mattson & Hedström 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 12 nedan. 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 de som anges för Surahammars kommun som implementerat KAK-system. Jönsson et al. (2005) uppskattade en rimlig högsta utsorteringsnivå, baserat på Karlberg & Norin (1999) och Lövstedt & 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 det är kvar i förpackningsmaterial eller dylikt som medför att det inte är troligt att detta matavfall sorteras ut i köksavfallskvarn. Efter överläggning med Urban Water beslöts att använda det antagna värdet från Jönsson et al. (2005) för denna studie.

Tabell 12 - 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 denna studie används en spolvolym på 12L/kg avfall baserat på Davidsson et al. 2011 vilket överensstämmer väl med medelvärdet av rapporterade spolvolymer i tabell 13. 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). Hela systemet med köksavfallskvarnar har beräknats spara energikostnader jämfört med insamling i papperspåse då behov av soprum och transport minskar (Bernstad Saraiva Schott, 2012). System med köksavfallskvarnar har även beräknats vara ekonomiskt lönsamt i jämförelse med insamling av matavfall i påse (Urban Water, 2011).

Tabell 13 – Rapporterade spolvolymer 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

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

Separat transport av matavfall (MA) och svartvatten (SV) motiveras i denna studie för att inte späda ut eller förorena dessa förhållandevis koncentrerade avfallsströmmar med strömmar innehållandes lägre halter organiskt material och större metallinnehåll. Vidare behöver rörläggning för MASV inte överdimensioneras lika mycket som kombinerade avlopp vilket gör dem billigare att lägga.

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. De korta avstånden mellan det lokala avloppsreningsverket Öresundsverket och H+ området, i genomsnitt 750m, medför att endast direkt transport till avloppsreningsverk antas i denna studie.

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 generellt positiva erfarenheter funnits vid litteraturgenomgången vilket stöds av en nyare studie av Mattson & Hedström (2012). Även tio års drifterfarenhet i Surahammars KAK-projekt har inte visat på sedimentering i ledingsnätet (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 6 nedan där viss avlagring kan ses på sidan av röret.

Nedbrytning av organiskt material i ledningsnät kan vara problematiskt då den kraftigt illaluktande och korrosiva gasen vätesulfid kan bildas (Aquateam, 2006, Kärrman et al., 2001). I försök kring nedbrytning av matavfall i ledningsnät utfördes av Davidsson et al. (2011) fanns att en viss nedbrytning, motsvarande 5-6 % av VS och TS, kan ske om substratet tillbringar 36 h i systemet. Detta överensstämmer med 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 helt. 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, något som 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. En sådan biofilm skulle i så fall kunna medföra att hydrolyshastigheten ökade genom att fler mikroorganismer kan bearbeta substraten. Ett sådant resonemang stöds till viss del av Davidsson et al. (2011) som undersökte 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 för mycket längre transportsträckor än de som kan förväntas i H+området (Käppalaförbundet & SÖRAB, 2009b). Då avstånden i H+ området är relativt korta antas i denna studie att transporttiden av substrat till behandling i samtliga fall blir under 10 h vid transport i separat MASV-ledning varför det antas att ingen förlust av organiskt material eller näringsämnen sker vilket presenteras i tabell 14 nedan.

Figur 6 - Bild inifrån ledning som samtransporterar matavfall och svartvatten vid Skogabergsprojektet i Göteborg. Med tillstånd från Pascal Karlsson.

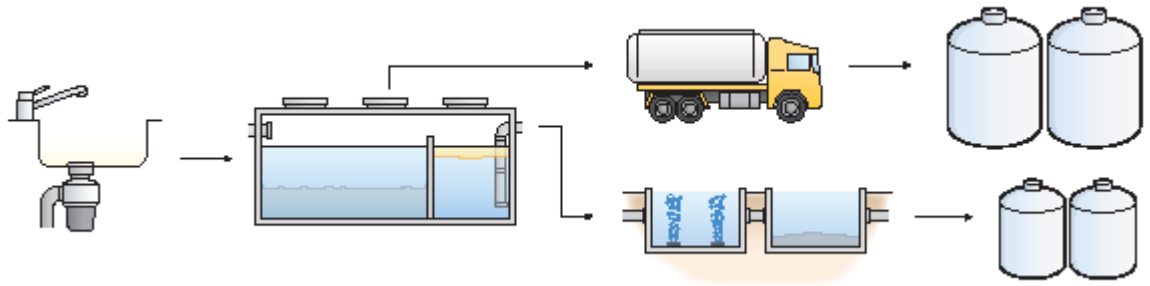
Tabell 14 – Antagna förluster av organiskt material (VS) och näringsämnena fosfor (P) och kväve (N) vid transport i separat ledning för svartvatten och matavfall (MASV-ledning).

Transportmetod	Antagna förluster av TS, VS, P och N (mass%)	Kommentar
MASV-ledning	0	Antags försumbara pga transporttid

Uppsamlingstank för matavfall från köksavfallskvarn

System där matavfall ifrån köksavfallskvarnar 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. Sedimenterat substrat hämtas periodvis med slamsug och transporteras till rötkammare. En skiss över systemet som det antas i denna studie återges nedan i figur 7 och en utförligare beskrivning av systemet återfinns i Davidsson et al. (2011). Fördelar med systemet är minskat

transportbehov för matavfall jämfört med insamling i papperspåse då tanken minskar volymen på matavfallet. Vidare kan, vilket nämns under avsnittet för köksavfallskvarn ovan, det sönderdelade matavfallet transporteras direkt till rötkammare utan att behöva förbehandlas. Avfall Sverige menar att KAK-system med tank minskar transportbehovet betydligt men rekommenderar det ändå främst i nybyggnadsområden (Avfall Sverige, 2007).



Figur 7 – Systemskiss för insamling, transport och behandling av matavfall som samlats in med köksavfallskvarn till tanksystem. Bild med tillstånd av VA SYD.

Tanksystem är ännu inte väl dokumenterade 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 så sällan som 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 CH_4 /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 metanproduktion från rötning av matavfall från samma område som uppmättes av Jansen et al. (2004) vid kontinuerliga försök och det kan antas att förlusterna för implementerade system bör vara i den lägre änden av de beräknade förlusterna av 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 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. Värdena över förluster från dessa studier presenteras nedan i tabell 15 tillsammans med data från andra studier. Då inga av ovanstående källor bygger på fullständiga mätningar i fullskala antas förluster i denna studie till 10 % för följande parametrar TS, VS, N, P och fett (vilket även antogs av Bernstad Saraiva Schott, 2012). Vidare antas att matavfallet i tanken

har förtjockats till en TS-halt på 5 % vilket baseras på de mätningar som gjordes i tank under denna studie samt överläggningar med Urban Water.

Tabell 15 – Litteraturvärden över förluster av massa (TS), organiskt material (VS) och näringsämnen i tanksystem tillsammans med för studien antagna förluster.

Para-meter	Förlust i tank (mass%)	Förlust till avlopp (mass%)	Totala förluster (mass%)	Källa	Antagna förluster (mass%)	Kommentar
TS	3,1	1,9	5,0	Lövstedt & Norlander (2002)	10	
VS	0,5 - 2,5	-	0,5 - 2,5	Beräknat från Bernstad (2012) & Jansen et al. (2004)	10	Baserat på Bernstad och Lövsted & Norlander (2002)
N-tot	-	40 - 55	40 - 55	Bernstad (2012)	10	De höga förlusterna antas icke representativa för ett väl implementerat system
P-tot	-	38 - 62	38 - 62	Bernstad (2012)	10	

Insamling av matavfall i köksavfallskvarn och transport i vakuumledning

Insamling av matavfall med köksavfallskvarn kopplat till vakuumledningsnät skiljer sig inte mycket från då insamling sker till vattenburet ledningsnät och endast undantag till den beskrivning av insamling med köksavfallskvarn som görs ovan 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 (Tettenborn, 2012). Dock används även vatten för att spola ned matavfallet 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 närmare nedan där även vakuumtekniken beskrivs närmare.

Avslutningsvis bör det nämnas att inget företag som konstruerar köksavfallskvarnar för vakuumteknik har återfunnits. I de fall denna teknik har implementerats i fallstudieområden rör det sig om samma köksavfallskvarnar som används till vattenburna system eller ombyggda sådana modeller (Meulman, 2012; Trösch, 2012).

Insamling och transport av svartvatten

Övervägda metoder för insamling av svartvatten visas i tabell 16 nedan. Det framgår att inget undersökt system inkluderar urinsorterande 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; Rydhagen, 2003). Det kan även nämnas att en gemensam nämnare för insamling och hantering av svartvatten är att dessa system har visat sig vara i det närmaste osynliga för användare i det avseendet att de sällan reflekterar över deras funktion (Hellström, 2005). Nedan presenteras data för beräkningar samt beskrivningar av toalettsystemen.

Tabell 16 – Övervägda metoder för insamling av matavfall från hushåll.

Insamlingsmetod	Med i studie
Urinsorterande WC	-
WC till kombinerat avlopp	√
Snålspolande WC till SV-ledning	√
Snålspolande WC till MASV-ledning	√
Vakuumtoalett till vakuumledning	√

Då minskad utspädning av substraten är önskvärt för biogasproduktion inkluderar flertalet undersökta system snålspolande WC eller vakuumtoalett. I tabell 17 nedan återges rapporterade spolvolymer 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. För jämförelse har dock TS-halten i flödena från de olika systemen beräknats i tabell 18 nedan baserade på dagsgenereringen av svartvatten från Jönsson et al. (2005).

Tabell 17 – Data över spolvolymer 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)

Tabell 18 – Beräkningar över TS-koncentrationer i flöden från de olika insamlingssystemen av svartvatten.

Toalettsystem	Spolvolym (L/dag)	TS-halt svartvatten (g/dag)	Beräknad TS-halt flöde (% TS)
Vanlig WC	36-72	73,1	0,1 - 0,2
Snålspolande WC	14	73,1	0,5 - 0,5
Vakuumtoalett	4,8-12	73,1	0,6 - 1,5

Insamling med WC och transport i kombinerat avlopp

Även om kombinerade avlopp ej kommer at bli aktuella för H+ området kommer med stor sannolikhet kombinerat avlopp finnas kvar i Helsingborg och ledas till Öresundsverket. Detta system med höga spolvolymer och transport i kombinerat avlopp, det vill säga avlopp som inkluderar dagvatten och BDT-vatten, renderar ett väldigt 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 kostnadseffektiv rötning och näringsåterförsel till jordbruksmark. Då transportsträckan från H+ området till det närbelägna Öresundsverket är relativt kort antas, i likhet med resonemanget i avsnittet om transport av matavfall i MASV-ledning ovan, att förlusterna av organiskt material och näringsämnen är försumbara vilket presenteras i tabell 19 nedan.

Tabell 19 – Antagna förluster för transport i kombinerat avlopp av organiskt material (representerat av TS och VS) samt av näringsämnena fosfor (P) och kväve (N).

Transportmetod	Antagna förluster av TS, VS, P och N (mass%)	Kommentar
Kombinerat avlopp	0	Antags försumbara pga transporttid

Snålspolande toalett med transport i svartvattensledning (SV-ledning)

Snålspolande toaletter späder inte ut avloppsströmmen lika mycket som vanliga WC, särskilt 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 lägre spolvolymen kan också leda till att eventuella pumpar får problem med det tjockare svartvattnet (Kärrman et al., 2003). Vidare kan viss nedbrytning av organiskt material ske under transport i enlighet med resonemanget ovan 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 vilket presenteras i tabell 20 nedan.

Tabell 20 – Antagna förluster för transport i SV-ledning av organiskt material (representerat av TS och VS) samt av näringsämnena fosfor (P) och kväve (N).

Transportmetod	Antagna förluster av TS, VS, P och N (mass%)	Kommentar
SV-ledning	0	Antags försumbara pga transporttid

Insamling med vakuumtoalett och transport i vakuumledning

I vakuumsystem används en ytterst låg spolvolym på 0,8 - 2 L per spolning som kombineras med att svartvattnet sugs ut, tillsammans med 15-20 L luft, av ett undertryck på 0,4-0,5 bar som genereras av en vakuumgenerator (Augustin et al., 2012; Koetse, 2005; Peter-Fröhlich et al., 2007). Denna kan vara belägen i samma byggnad, kvarter eller vid behandlingsanläggningen fler kilometer ifrån insamlingsplatsen om direkt transport sker (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 vakuumledningsnät med en kraftigare och längre vakuumsugning med jämna intervall (Hiessl 2012; Koetse 2005). Dessa lösningar, tillsammans med andra föreslagna system visas i figur 8 nedan. 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 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 vilket minskar utrymmesbehov och sparar kostnader för underhåll (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 8 - Förslag på insamlingspunkter och transportmål för vakuumsystem. Bild med tillåtelse av Jets Vacuum.

Nackdelar med vakuumsystem är att dessa, främst de första 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 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 rörväggar (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 ovan antas förlusterna för transport i vakuumsystem vara försumbara vilket presenteras i tabell 21 nedan.

Tabell 21 – Antagna förluster för transport i SV-ledning av organiskt material (representerat av TS och VS) samt av näringsämnena fosfor (P) och kväve (N).

Transportmetod	Antagna förluster av TS, VS, P och N (mass%)	Kommentar
Vakuumledning	0	Antags försumbara pga transporttid

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 och anger energiförbrukningen till 90 MJ/pe*år för vakuum mot 108 MJ/pe*år för konventionella 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 och energiförbrukning. Data över energiförbrukning för ett vakuumsystem med uppsamlingstank presenteras inom ramen för ett jämförande projekt på 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).

Förbehandling av svartvatten och matavfall

Det insamlade matavfallet och svartvattnet behöver i de flesta undersökta fall förbehandlas för att kunna rötas effektivt. Främst för att öka eller minska substratens koncentration av fasta ämnen och organiskt material för att göra substratet pumpbart och rötningen ekonomisk. Slam som förs till konventionell rötning (CSTR-rötkammare) antas i denna studie behöva ha en TS-halt på minst 4 - 5 %, vilket är en avvägning mellan att substraten skall vara lätta att pumpa men samtidigt ha tillräckligt hög koncentration av organiskt material. I Tabell 22 nedan har TS-halten i de avfallsströmmar som når behandlingsanläggningen beräknats eller antagits vilket ger en uppskattning om vilka strömmar som behöver förtjockas och vilka som behöver spädas ut.

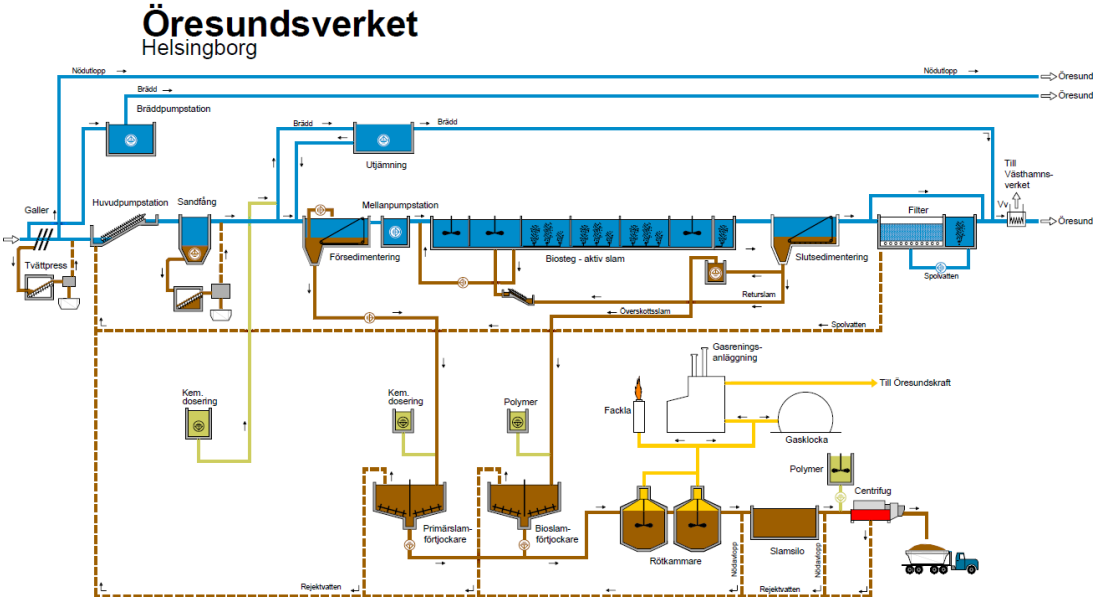
Tabell 22 - Beräknade och antagna TS-koncentrationer i substrat vid ankomst till behandlingsanläggning. Antagen baserade på 1) Carlsson & Uldal (2009), 2) Ej publicerade mätningar vid VA-teknik LTH.

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

Endast de förbehandlingstekniker som bedömts vara relevanta för undersökta system presenteras nedan. Ett viktigt antagande som gjorts är att, om inget annat anges i beskrivningarna, det antas att förluster av metaller och näringsämnena fosfor och kväve är de samma för förluster av TS.

Nuvarande behandling av svartvatten i kombinerat avlopp

Med nuvarande behandling i Helsingborg förs svartvatten via kombinerat avlopp till Öresundsverket vilket behandlar avloppsvatten från Helsingborgs Stad med tätorter motsvarande 119 000 personekvivalenter (NSVA, 2011). Till det kombinerade avloppet förs även vatten från en mängd mindre industrier belägna i området (Hagman, 2012a). Behandlingen vid reningsverket visas nedan i figur 9 och består av grovrening, mekanisk rening i parallella försedimenteringsbassänger, biologisk fosfor- och kväverening i aktivslam samt slutsedimentering med efterföljande sandfilter (NSVA, 2011). Slam till rötning består av primärslam som tas ut i försedimenteringsbassängerna och bioslam (överskottsslam) från aktivslamanläggningen. Båda slammen förtjockas innan rötning i gravitationsförtjockare. Vidare tillsätts järnklorid till primärslammet för att fälla ut svavel och polyakrylamid till bioslammet för att underlätta förtjockning. De förtjockade slammen leds sedan till rötning.



Figur 9 - Processchema över Öresundsverket (Miljörapport 2011)

Graden av avskiljning av organiskt material och näringsämnen till de båda slammen beror i hög grad på vilka processer som används vid avloppsreningsverket. För Öresundsverket har avskiljningen för relevanta parametrar beräknats i tabell 23 nedan och används i denna studie. Baserat på Siegrist et al. (2008), antas att 50 % förlust av organiskt material till koldioxid sker över aktivslamsteget vilket minskar avskiljningen av organiskt material till rötkammaren.

Tabell 23 – Beräknad avskiljning av organiskt material (representerat av TS), kväve (N) och fosfor (P) till slam vid Öresundsverket. Beräkningarna är baserade på 1) Hagman, 2012b. 2) Hagman, 2012b. 3) Ødegaard & Karlsson, 1994. 4) Siegrist et al. 2008. 5) NSVA, 2011, 6) Thelin, 2012. 7) Antaget värde.

Para-meter	Inlopp (ton/år)1	Till primärslam (ton/år)2	Avskiljning (mass%)	Till bioslam (ton/år)2	Avskiljning (mass%)	Centrifugerat slam (ton/år)5	Avskiljning (mass%)
N-tot	625	84	13	147,4	27	162	70
P-tot	75	-	95 (3)	-	95 (6)	88	75 (6)
TS	-	2100	33 (2,4)	2200	50 (4)	2986	100 (7)

Separat sedimentering med fällningskemikalier

Som framgår av tabell 22 håller svartvatten som samlats in med snålspolande WC och transporterats i separat ledning för låg TS-halt vid ankomst till reningsverk för att kunna rötas ekonomiskt. 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. Här antas en avskiljningsgrad baserad på rapporterade värden från kraftig primärfällning vid reningsverk i Norge, vilka ses i tabell 23 nedan, som praktiskt gräns för fällning efter rådgivning av expertis (Hansen, 2012). Vidare antas att denna fällning sedimenterar ut allt partikulärt material medan löst organiskt materialet förs vidare med utgående vatten till avloppsreningsverk. Bildat slam leds till gravitationsförtjockare varefter det förtjockade slammet pumpas till rötkammare.

Tabell 23 – Rapporterad och antagen utsortering av organiskt material och näringsämnen vid sedimentering av svartvatten efter tillsatts av fällningskemikalier.

Behandling	Parameter	Avskiljning (mass%)	Källa	Antagna värden för denna studie (mass%)
Primärfällning	COD	77,5	Ødegaard & Karlsson (1994)	-
	TS	-	-	77
	VS	-	-	77
	N	21,1	Ødegaard & Karlsson (1994)	20
	P	95,0	Ødegaard & Karlsson (1994)	95

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). Detta medför att övriga metaller följer med i utgående vattenfas och ses som förluster, dessa andelar visas i tabell 24 nedan. 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.

Tabell 24 – Antagna förluster av metaller till vattenfas vid sedimentering av svartvatten. Förluster anges i (mass%).

Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Ag	Sn	Zn	Källa
2	12	10	4	-	80	-	-	6	Karvelas et al. (2003)

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 2008).

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, vilket framgår av tabell 22, 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, vilket framgår av tabell 22, 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 ledning (MASV-ledning). I dessa fall antas att den kombinerade strömmen sedimenteras med tillsatts av fällningskemikalier i likhet med förbehandlingen av svartvatten i SV-ledning ovan. 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 25 nedan.

Tabell 25 – Antagna förluster vid förbehandling av matavfall från köksavfallskvarnsystem

Transport	Förbehandling	Para-meter	Förluster (mass%)	Kommentar
Tank + slamsug	Ingen	-	Inga	Ingen förbehandling krävs
Vakuumledning	Ingen	-	Inga	Ingen förbehandling krävs
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)

Förbehandling av matavfall från påse

Det antas att NSR:s nuvarande förbehandling av matavfall används vilket innebär att matavfallet vid ankomst till behandlingsstation behandlas 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 26 nedan. Vidare har det visats att förlusterna av fosfor och kväve skiljer sig från förluster av TS och VS vilket framkommer av tabell 26.

Tabell 26 – 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	Antagna värden (mass%)
TS	37	Eriksson & Holmström (2010)	37
VS	37	Eriksson & Holmström (2010)	37
TS	40	Bernstad Saraiva Schott (2012)	-
VS	38	Bernstad Saraiva Schott (2012)	-
OM	41	Hansen (2005)	-
P	55	Beräknat från Hansen (2005)	55
N	28	Beräknat från Hansen (2005)	28
N	13 - 32	Bernstad Saraiva Schott (2012)	-

Inga relevanta studier över förluster i kvarn och pulper har återfunnits. Efter besök på NSR´s anläggning och konsultation med Irene Bohn på filborna antogs förlusterna i kvarn och pulper till försumbara (Bohn, 2012).

Hantering av patogener och läkemedelsrester

Behandling av patogener och läkemedelsrester tas inte upp i denna studie. Detta baseras delvis på att utformningen i de undersökta systemen inte påverkar hur behandling av dessa ämnen kan utföras. Eventuell behandling bedöms således vara oberoende av val av system. Vidare finns i dagsläget inga lagkrav, även om sådana kan förväntas i framtiden, över koncentration av patogener och läkemedelsrester i slam. Nedan presenteras dock relevanta aspekter att ta i beaktning om behandling för patogener och läkemedelsrester skall inkluderas.

Hygienisering av patogener

En majoritet av patogeninnehållet i undersökta strömmar återfinns i svartvattenfraktionen vilket är viktigt att ha i åminne även om allt slam behöver hygieniseras för att garantera eventuella gränsvärden för patogener. Även om inga lagkrav finns i dagsläget väntas framtida sådana och gränsvärden finns i dagsläget för innehåll av patogener i de båda certifieringssystemen REVAQ samt SPCR 120, vilket presenteras i tabell 27 nedan.

Tabell 27 – Gränsvärden för patogener i nuvarande certifieringssystem samt i Naturvårdsverkets förordningsförslag från 2010 (Naturvårdsverket, 2010; REVAQ, 2012; SPCR, 2010).

Indikatororganism	Förordningsförslag Naturvårdsverket	REVAQ	SPCR 120
Salmonella	Frånvarande i prov på 25g	Frånvarande	Frånvarande i prov på 25g
E.coli	< 1000 / g TS	-	4log10 reduktion eller <100 CFU / g våtvikt
Enterokocker	< 1000 / g TS	-	4log10 reduktion eller <100 CFU / g våtvikt

Hygienisering kan exempelvis erhållas genom termofil rötning med en garanterad minsta uppehållstid eller genom ett pastöriseringssteg vid 70 °C under 1h. Dessa metoder föreslås även av Naturvårdsverket i samband med deras förordningsförslag för gränsvärden av patogener i slam som ämnas återbördas till jordbruksmark (Naturvårdsverket, 2010). Om dessa metoder används bör det påpekas, inför eventuella ekonomiska beräkningar baserade på denna studie, att energiåtgången för hygienisering i system där en mindre volym rötrest återvinns (där näringsåtervinning sker genom struvitfällning eller omvänd osmos) blir lägre än för system där hela rötresten återbördas.

Läkemedelsrester och hormoner i svartvatten

Svartvatten innehåller en majoritet av de hormoner och läkemedelsrester som återfinns i de undersökta avfallsströmmarna vilket gör separering av denna ström önskvärd även ur behandlingssynpunkt om reduktion av dessa ämnen blir aktuellt (de Graaff et al., 2010; Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006; Systemstudie Avlopp, 2007). Behandlingstekniker för läkemedelsrester och hormoner är under utveckling men de tekniker som i dagsläget verkar mycket lovande är behandling med aktivt kol och oxidation med ozon (Naturvårdsverket, 2008; Tettenborn et al., 2007). Det bör även nämnas att om reduktion av läkemedelsrester och hormoner blir aktuellt finns det ytterligare skäl att överväga separat sortering av urin då denna avfallsström innehåller den största fraktionen av hormoner och läkemedelsrester i svartvatten (Jönsson & Vinnerås, 2007; Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006).

5. RÖTNING AV SVARTVATTEN OCH MATAVFALL

Det är lämpligt att behandla matavfall och svartvatten anaerobt, det vill säga genom rötning, för att stabilisera avfallet och samtidigt producera biogas. Beroende på hur substraten har samlats in och förbehandlats finns det flera tänkbara tekniker för att maximera biogasproduktionen samt minimera energibehovet för hela behandlingen. Främst beror detta på hur hög koncentrationen av organiskt material är i de inkommande flödena då alltför utspädda substrat medför att stora vattenvolymer hettas upp i onödan under rötprocessen. På avloppsreningsverk förtjockas slam till en TS-halt runt 4 % innan det rötas vilket är en lämplig minsta koncentration för rötning i konventionella reaktorer (CSTR-reaktorer). I tabell 28 nedan återges beräknad och antagen TS-halt i matavfall och svartvatten då dessa strömmar kommer till behandlingsanläggning. Det är tydligt ifrån tabellen att matavfall som insamlats i papperspåse behöver spädas för att kunna rötas 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 vilket föranleder att även denna ström skulle behöva förtjockas innan rötning. Dock antas i denna studie att denna ström rötas i slamseparerande reaktorer, vilka beskrivs nedan, för vilka TS-halten är tillräckligt hög. Denna kombination av vakuuminsamling och alternativ reaktorteknik sparar därför utrymme då ingen yta för förbehandling behövs i detta system.

Tabell 28 – Substratens TS-halt vid ankomst till reningsverk beräknat från de antaganden som gjorts kring daglig generering och spolvolym. Antagen baserade på 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

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 och dessa beskrivs inte närmare i denna rapport. För en lättfattlig beskrivning av biogasprocessen samt generalla data om denna och bildad biogas hänvisas till rapport och faktablad av Jarvis & Schnürer (2009) respektive SGC (2011).

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 tillsatts 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 ration mellan fosfor och metaller i rötresten jämfört med rötresten för matavfall vilket ger en mer attraktiv biogödsel. Från tabell 29 nedan framgår det att Cd/P-kvoten för svartvatten är mycket låg medan motsvarande för matavfall ligger över den gräns för REVAQ-certifierat slam som kommer att gälla år 2025 (REVAQ, 2012). Slam för Öresundsverket har en hög Cd/P-kvot då verket, förutom svartvatten, behandlar BDT-vatten, dagvatten samt industriavfall.

Tabell 29 – Koncentration av kadmium (Cd) över fosfor (P) i matavfall och svartvatten samt i rötrester från Öresundsverket och Filbornaanläggningen. Även gränsvärdet för Cd/P-kvot i REVAQ-certifierat slam år 2025 anges.

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 Filborna	23	NSR (2011)
Rötrest Öresundsverket	26	NSVA (2011)
Gränsvärde REVAQ år 2025	17	REVAQ (2012)

Ammoniuminhibering av rötprocessen

En viktig processparameter i rötprocessen är C/N-kvoten, det vill säga ration mellan massinnehåll av kol och kväve, i de substrat som skall rötas. 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 30 nedan 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 30 – Massratio mellan kol och kväve (C/N-kvot) i för studien relevanta substrat.

Matavfall	Matavfall från KAK	Avföring	Urin	Svart-vatten	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 & Zeeman (2006a)
	19				Davidsson et al. (2011)
	12				Davidsson et al. (2011)
		11			Kujawa-Roeleveld & Zeeman (2006a)
		16			Beräknat från Eriksson et al. (2008)
			0,5		Kujawa-Roeleveld & Zeeman (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 rötkammaren 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 koncentrationer av ammoniakkväve, det vill säga summan av ammoniak och ammonium, på 1,4-7 g / L. Jarvis & Schnürer (2009) satte dock ett tröskelvärde för inhibering till 2-3 g NH_4-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. Vidare finns det studier över kontinuerlig rötning av svartvatten eller svartvatten tillsammans med matavfall där substrat med kvävehalter upptill 1,9 g TN/L rötats utan att någon processinhibering rapporterats (de graaff, 2010; Kujawa-Roeleveld et al., 2006; Meulman, 2012; Wendland, 2006).

Risken för ammoniakinhibering hanteras här 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. Det bör dock poängteras att inte allt inkommande kväve reduceras till ammoniakkväve varför dessa koncentrationer inte kan jämföras med inhiberande nivåer rakt av.

Reaktortyper

Tre typer av reaktorer för anaerob behandling användes i undersökta system, utvalda för att i en kombination av förbehandlingsteknik vara lämpliga för att röta svartvatten och matavfall. Undersökta reaktorer var 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 något som 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 som en separat slamfas. 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” nedan. En kort sammanställning av reaktorerna presenteras nedan i tabell 31 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 31 – Egenskaper (vanliga, absoluta eller relativa) för de olika reaktortyperna i denna studie.

Reaktor	Vanlig Driftstemperatur (°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

CSTR – Continuous Stirred Tank Reactor

Denna reaktortyp är vanlig vid avloppsreningsverk och är en cylinderformad tank vars innehåll omblandas med omrörare 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 r för att undvika ursköljning av aktiv biomassa. Den totala omblandningen medför också att CSTR-reaktorer normalt får lägre utrötningsgrad då en del av det orötade substratet sköljs ut ur reaktorn. CSTR-reaktorer används vid NSRs nuvarande anläggning för rötning av matavfall (Filborna) samt vid NSVAs avloppsreningsverk Öresundsverket. Relevanta data för drift av CSTR-reaktorer ses i Tabell 32.

Tabell 33 – Processdata över rötning av primärsslam, bioslam, svartvatten respektive matavfall i CSTR.

Substrat	Temp (°C)	OLR (kg VS /m3*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	4,34	20	20	56	Wendland (2009)
Svartvatten	37	-	20	20	61 (COD)	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)

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. Inflödeshastigheten 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 vilket orsakar förluster (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 34 nedan som visar använda driftsparametrar vid relevanta rötförsök.

Tabell 34 – Processdata över rötning av svartvatten eller samrötning av svartvatten och matavfall i UASB-ST. Beteckningen n.d. indikerar att ingen data återfanns.

Substrat	Temp (°C)	OLR (kg COD /m3*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	0,413	27	>365	92	Kujawa-Roeleveld & Weijma (2012)
Svartvatten	25	0,33-0,42	28	>365	78	Kujawa Roeleveld et al. (2006)
Svartvatten	30	0,456	22	>365	90	Kujawa-Roeleveld & Weijma (2012)
Svartvatten	35	2,98	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. Flödeshastigheterna i en UASB-ST ligger på 0,10 - 0,90 m/dygn vilket är ungefär en tiondel av rapporterade flödeshastigheter 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 fallstudieområdet 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 35 nedan. Denna verkar dock orimligt hög och då det enda system som inkluderar UASB-ST i denna studie även inkluderar fosforåtervinning genom struvitfällning antas även att en del av fosforn i reaktorslammet kan återvinnas på detta vis. De antagna förlusterna av fosfor blir därför lägre än de rapporterade vilket framgår av tabell 35.

Tabell 35 – 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	Antagna förluster (mass%)
N	0 - 8	Kujawa-Roeleveld & Weijma (2012)	5
P	33 - 46	Kujawa-Roeleveld & Weijma (2012)	10

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 ovan. Membranbioreaktorers största problem är igensättning av membran med organiskt material eller salter, så kallad fouling, vilket kräver att membran tvättas och byts ut (Hellström et al., 2008, van Voorhuizen, 2008). Dessa problem minskar dock i takt med att membrantekniken 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 36 nedan. 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 36 – Processdata över rötning av svartvatten eller samrötning av svartvatten och matavfall i Membranbioreaktor.

Substrat	Temp (°C)	OLR (kg COD /m3*dygn)	HRT (dygn)	SRT (dygn)	Reduktion (% COD)	Källa
Svartvatten	37	-	0,5	-	86	van Voorthuizen (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

37 nedan. 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 biogödsel.

Tabell 37 – Relevanta 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	Antagna förluster (mass%)
N	7	van Voorhuizen (2008)	10
P	4	van Voorhuizen (2008)	4
Metaller	-	-	5

Metanproduktion från rötning vid olika processparametrar

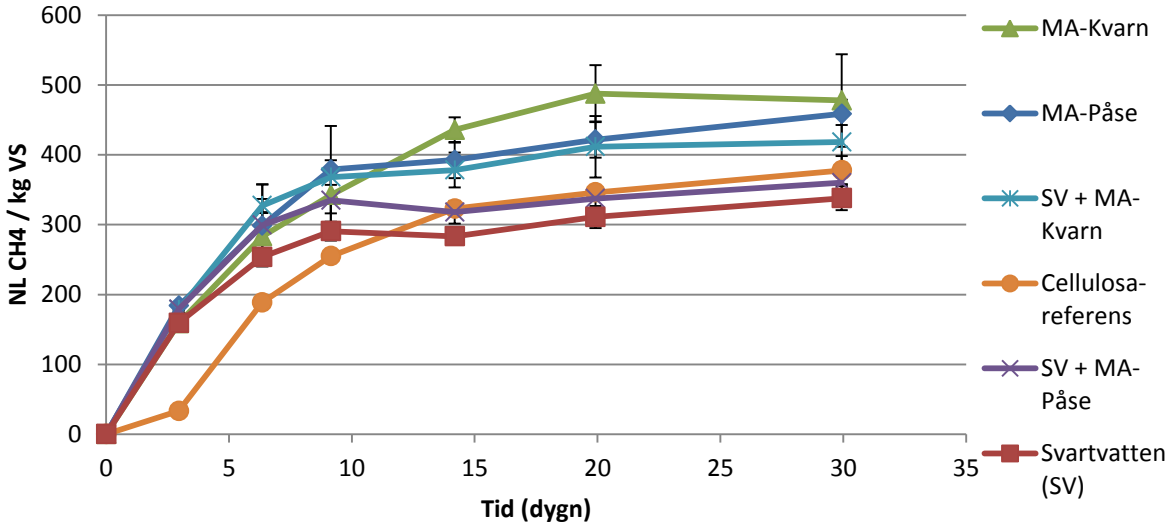
Undersökta studier har visat på spridning i data över metanproduktion och utrötningsgrad för substraten (Davidsson et al., 2007; de Graaff, 2010; Hellström et al., 2008; Jansen et al., 2004; Kujawa-Roeleveld, 2006; Kujawa-Roeleveld & Weijma, 2012; van Voorthuizen, 2008; Wendland, 2009). Detta kan förklaras 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 utrötningsförsök, det vill säga satsvisa rötförsök där processen får fortgå till dess biogasproduktionen avstannat, baserat på metodik beskriven av Hansen et al. (2004).

I utrötningsförsöket 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 plaster. Dessa presenteras i tabell 38 nedan där även den förbehandling substraten genomgick omnämns. Det enda substratet som i denna studie bedömdes kunna vara problematiskt var matavfall från papperspåse som inhämtades vid Filborna (NSR:s anläggning) där det behandlas tillsammans med övrigt insamlat matavfall från livsmedelsindustri. Substratet bedömdes dock vara representativt för matavfall insamlat med papperspåse.

Tabell 38 – Insamlingsområden samt förbehandling innan rötförsök av substrat.

Substrat	Insamlingsplats	Förbehandling
Svartvatten	Ekerödsrasten	Homogenisering med mixer (labb)
Matavfall - papperspåse	Filborna (NSR)	Kvarn, pulper & Skruvpress
Matavfall - Köksavfallskvarn	Turning Torso (VA SYD)	Ingen

Utrötningsförsök sattes i triplikat och pågick under 30 dagar under vilket metanproduktionen mättes kontinuerligt vilket visas i figur 10 nedan. Vid försökets start och slut togs prover för innehåll av organiskt material (som VS) för att utvärdera reduktionen av organiskt material och koncentrationen av totalkväve för att utvärdera om dessa befunnit sig på nivåer som kunnat inhibera processen.



Figur 10 - Ackumulerad metanproduktion per massa VS under utrötningsförsöket för substraten Matavfall från köksavfallskvarn (MA-Kvarn), Matavfall från papperspåse (MA-Påse), Svartvatten (SV) samt samrötning av substraten. Även metanproduktionen för cellulosareferensen visas vilken ligger nära värden i litteratur och data över metanproduktion från försöken kan därmed anses vara representativa.

Data över den fastställda metanproduktionen från substraten samt över utrötningsgrad, det vill säga reduktion av organiskt material, presenteras nedan i tabell 39. 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 inhiberas.

Tabell 39 – Data över metanproduktion och utrötningsgrad erhållna från utrötningsförsöket (standardavvikelser inom parentes). För samrötningsförsöken med två substrat presenteras ration mot vad som beräknats från de enskilda försöken med samma substrat.

Substrat	Metan-produktion (NL CH4/kg VS in)	Ratio mot förväntad produktion	Utrötnings-grad (% VS)	Ratio mot förväntad utrötning	Metan-produktion (NL CH4/kg VSreducerat)	Ratio mot förväntad produktion
Svartvatten	338 (17)	-	65 (1,3)	-	520	-
Matavfall från papperspåse	459 (16)	-	90 (2,4)	-	510	-
Matavfall från köksavfallskvarn	488 (41)	-	85 (2,3)	-	574	-
Svartvatten + Matavfall från papperspåse	360 (22)	0,90	83 (1,7)	1,08	432	0,84
Svartvatten + Matavfall från köksavfallskvarn	418 (61)	1,01	75 (0,7)	1,00	555	1,01

För beräkningar över metanproduktion i de undersökta systemen användes metanproduktionen per gram reducerat VS från tabell 39 för respektive substrat. Detta bedömdes lämpligt då de olika reaktortyperna som används i de undersökta systemen medför olika grad av utrötning. 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 utrötningsförsöket erhållna utrötningsgraden motsvarar den maximala nedbrytbarheten hos substratet. Därmed antas att den ökade utrötningen av organiskt material från slamseparerande reaktorer endast kan ske till den utrötning som erhölls i rötförsöket. Övrigt material som inte följer med utgående vatten antas ackumulera i reaktorn utan att bidra till metanproduktionen.

Återvinning av näringsämnen

Som beskrivet ovan 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 återförsel till jordbruksverksamhet och därmed minskat behov av konstgödsel. Då priset för handelsgödsel förväntas stiga till följd av ökade framställningskostnader för handelsgödsel 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 nedan 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. Det bör nämnas att en teknik som inte utvärderas i denna studie men som nämnts i andra studier och kan vara aktuell är återförsel av rötrest via ledningsnät likt den återförsel som bedrivs av NSR i dagsläget (Kujawa-Roeleveld et al., 2006). Detta skulle kunna öka återförseln av kväve jämfört med att återföra avvattnat slam till åkermark men potentialen för att återföra fosfor bedöms dock förbli densamma som för avvattnat slam. Vidare undersöks inte heller i denna studie förluster vid långtidslagring av rötrest.

Återförsel av avvattnad rötrest

Vid näringsåterförsel till åkermark efter anaerob behandling i dagsläget är det i särklass mest vanligt att återföra hela 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 vattenfasen (eller rejekt), varav den förra innehåller en 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. Antagna värden för förluster av näringsämnen vid avvattning av rötrest visas nedan i tabell 40. Antagandet om 25 % förlust av fosfor till rejekt bör ses som en maximal siffra om ingen förfällning sker.

Tabell 40 – Antagna värden för förluster av näringsämnen till rejektvatten vid slamcentrifugering.

Parameter	Antagna förluster (mass%)	Källa
TS	0	-
P	25	Thelin (2012)
N	30	Beräknat från Excelfil - Interndata från NSVA 2011 & Miljörapport Öresundsverket 2011

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 Öresundsverket (NSVA, 2011).

Struvitfällning

Struvitfällning är främst ämnat för fosforåtervinning och sker genom att utgående vattenfas från rötkammare leds till tank i vilken utfällning av struvit ($MgNH_4PO_4*6H_2O$) 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 Bashana et al. (2004) respektive Kern et al. (2008) och har visats ge goda resultat med över 90 % fosforåtervinning och god växttillgänglighet (Kern et al., 2008; Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006; Zeeman et al., 2008). Viss metall medföljer vid utvinning av struvit vilket gås 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 fosforn, samt lika molandelar kväve återvinns vilket visas i tabell 41 nedan.

Tabell 41 – Antagna förluster vid återvinning av fosfor (P) och kväve (N) vid struvitfällning. Återvinningen av kväve antas lika stor i molförhållande som återvinningen av fosfor och presenteras därför inte som en procentandel.

Parameter	Antagna förluster (mass%)
P	10
N	se text

Det bör även nämnas att viss utfällning av kalium som kaliummagnesiumfosfathexahydrat ($KMgPO_4*6H_2O$) 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 och brytning av fosfor för handelsgödsel.

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 rådande osmotiska trycket. RO koncentrerar effektivt näringsämnen men även metaller och vidare 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 kan till de nivåer som nämnts av Tchobanoglous et al. (2003), vilket sammanfattas i tabell 42 nedan.

Tabell 42 – Antagna värden för förluster av kväve (N), fosfor (P) samt metaller vid omvänd osmos (RO).

Parameter	**Antagna förluster (mass%)**
P	0,5
N	4
Metaller	0

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 N genom Haber-Bosch processen.

Kväverening med mindre tillgång till kolkälla

Då denna studie fokuserar på ökad utrötning av organiskt material medför vissa av de undersökta systemen till 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.

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 slamcertifieringarna REVAQ respektive SPCR 120 som båda inkluderar gränsvärden för metallinnehåll, vilka visas i tabell 43 nedan (REVAQ, 2012; SPCR 120, 2010). Vidare är nuvarande lagstadgade gränsvärden under revision och Naturvårdsverket publicerade 2010 ett förordningsförslag som inkluderar hårdare gränsvärden för metallkoncentrationer som även de återfinns i tabellen (Naturvårdsverket, 2010).

Tabell 43 – 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.

Gränsvärde	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 ratio mellan näringsåterförsel och metalltillförsel, något som framgår av kravet på kvoten mellan kadmium och fosfor i REVAQ i tabell 43. 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 torrsubstanshalten, dvs. att koncentrationen av respektive metall angiven mot TS-halten är konstant genom fysisk avskiljning.

6. UNDERSÖKTA SYSTEM

De fem systemen som utvärderades inom detta projekt utformades i överenskommelse med EVAA-gruppen och presenteras nedan i tabell 44. På nästföljande sida presenteras i tabell 45 en detaljerad sammanställning över systemen varefter metodbeskrivning för utvärdering av systemen beskrivs. Därefter följer beskrivning, beräkningar och utvärdering för respektive system.

Tabell 44 – Nummer och namn på undersökta system.

System-Nr	Namn
System 1	Nuvarande system
System 2	Matavfall i påse & SV-ledning
System 3	KAK-tank & SV-ledning
System 4	KAK & MASV-ledning
System 5	Vakuumsystem

Det bör nämnas att system 1 motsvarar nuvarande hantering av matavfall och svartvatten i Helsingborg samt att system 2-4 är system motsvarande moderata förändringar av hanteringen medan system 5 motsvarar störst förändring för insamling, transport och rötning. Källor till rapporterade förluster samt för- och nackdelar med de olika teknikerna som presenteras i systemen nedan återfinns ovan i rapporten under respektive avsnitt.

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 metallinehåll 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 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 delmålet om att synliggöra Miljöprofil H+ samt önskan från EVAA-gruppen att systemen skall leda till ökad återkoppling från invånarna. Vidare finns det rapporter som tyder på att inte leder till ökad utsortering eller högre renhetsgrad på det sorterade materialet samt inte medför ökad bekvämlighet för de boende (Appelqvist et al.2004b; Aspegren et al., 2005; Avfall Sverige, 2010; Kärrman et al., 2005;).

Tabell 45 – Detaljerad sammanställning över metoder för Insamling. Transport, Förbehandling och rötning förundersökta system.

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

Metod för utvärdering av systemen

Utvärdering av systemen sker mot de parametrar som ställdes upp i avsnittet ”Genomförande” ovan och sker enligt beskrivningarna för varje parameter nedan.

Metanproduktion: Här presenteras den beräknade metanproduktionen men nämnvärda avvikelser mot andra undersökta system kommenteras även för att användas i studiens diskussion.

Återvinning av näringsämnen: Återges i den beräknade årliga maximala återvinningen av näringsämnena fosfor och kväve samt hur metallinnehållet i rötresten förhåller sig mot gränsvärden hos certifieringar och lagförslag.

Miljömål H+: Systemens bedömda bidrag till att uppfylla de utvalda mål under profilområdena Resurseffektiv stad och Hållbar urban livsstil som nämns i avsnittet ” Påverkan av Miljöprofil H+ och EVAA-projektet på denna studie” ovan. Utvärderingen sker relativt övriga undersökta system för att undvika att systemen får alltför liknande resultat. Resultat ges som lågt (-), likvärdigt (0) eller högt (+) relativt övriga system.

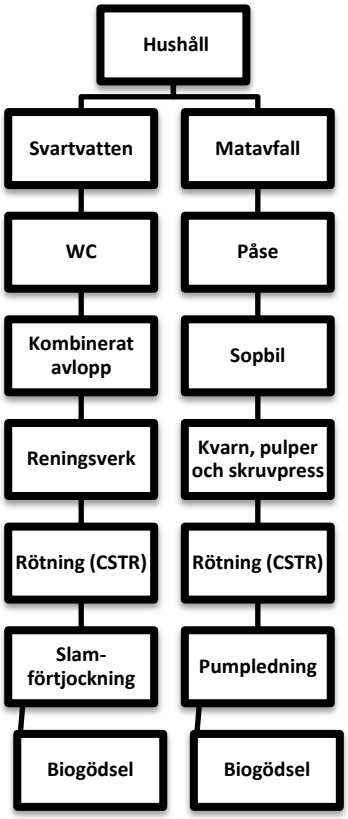
Användarvänlighet: Här bedöms systemets insamlingsmetoder i avseende på användarvänlighet, attraktionsvärde och återkoppling baserat på rapporterade brukaraspekter. Uppskattningen sker i skala låg-medel-god och är inte relativ de övriga undersökta systemen. Då varje systems lösning för insamling av matavfall och svartvatten bedöms separat erhålls två uppskattningar för respektive parameter. Systemets totala bedömning blir medelvärdet av dessa värden, avrundat nedåt. Det vill säga ett system som bedömts ha exempelvis hög användarvänlighet, högt attraktionsvärde och hög återkoppling för svartvattenslösningen men vars matavfallslösning bedöms vara medel för alla tre parametrar får den totala bedömningen (3*hög + 3*medel) medel då avrundning sker nedåt.

Flexibilitet och driftsäkerhet: Här diskuteras systemets insamlings- och transportmetoder i avseende på teknisk flexibilitet samt i avseende på driftsäkerheten baserat på rapporterade och tänkbara problem med teknikerna. Med teknisk flexibilitet avses främst hur omfattande förändringar som skulle behövas för att ändra transportmetod. Inom driftssäkerhet diskuteras främst rapporterade & tänkbara problem samt förväntat underhåll. Denna parameter är tänkt att belysa några av de många praktiska problem som behöver belysas vid val av insamlings- och transportsystem.

System 1 - Nuvarande system

Beskrivning

Detta system motsvarar nuvarande behandlingssystem i Helsingborgs stad och används som referensscenario mot övriga utvärderade system. Det skiljer sig främst ifrån de andra systemen genom att matavfall och svartvatten inte samrötas utan behandlas separat. Vidare går hela svartvattensfraktionen igenom avloppsreningsverket medan övriga system skiljer av en slamfas och endast låter vattenfasen gå vidare till avloppsreningsverk. Systemet presenteras översiktligt i figur 12.



Figur 11 - Översiktlig presentation av system 1.

Insamling, transport och förbehandling

Matavfall samlas in med påsar i fastighetsnära sopkärl som hämtas med 2-facks sopbil för transport till förbehandlingsanläggning. Förbehandlingen består av kvarn, pulper och skruvpress i vilka felsorterad material avskiljs och matavfall omvandlas till en finfördelad pressvätska som pumpas in i en CSTR-rötkammare. Förbehandlingen medför relativt stora förluster vilket framgår av tabell 46 nedan.

Tabell 46 – Utsortering av matavfall och förluster vid transport och förbehandling i system 1.

Para-meter	Generering (g /pe*dag)	Utsortering (mass%)	Förluster transport (mass%)	Förluster för-behandling (mass%)	Till rät-kammare (g/pe*dag)
TS	68,2	47	0	37	20,2
VS	58	47	0	37	17,2
P-tot	0,27	47	0	55	0,1
N-tot	1,57	47	0	28	0,5

Svartvatten samlas in med vanlig WC och transporteras via kombinerat avloppsnät till avloppsreningsverk. Slambehandling vid avloppsreningsverk består av primärsedimentering samt aktiv slam hantering med biologisk fosforavskiljning varvid primär- respektive sekundärslam avskiljs. Slammen förtjockas i gravitationsförtjockare och pumpas till CSTR-rötkammare. Den totala avskiljningen presenteras i tabell 47 nedan.

Tabell 47 – Utsortering av svartvatten och förluster vid transport och förbehandling i system 1.

Para-meter	Generering (g /pe*dag)	Utsortering (mass%)	Förluster transport (mass%)	Förluster för-behandling (mass%)	Till röt-kammare (g/pe*dag)
TS	73,1	100	0	33	49,0
VS	53,8	100	0	33	36,0
P-tot	1,4	100	0	5	1,3
N-tot	12,4	100	0	87	1,6

Rötning och efterbehandling

Substraten rötas i detta system inte tillsammans. Matavfall rötas tillsammans med avfall från livsmedelsindustri i CSTR vid mesofil temperatur och 30 dagars hydraulisk uppehållstid vid avfallsanläggningen Filborna. Andelen matavfall är runt 30 % av den totala ingående massan (Biogödsel 2011). Rötresten används som biogödsel och transporteras antingen via tankbil eller pumpas ut via ett ledningsnät till lagringsbrunnar utanför Helsingborg där det senare hämtas och sprids på åkermark. Målsättningen för Filbornaanläggningen är att 30 % av rötresten skall pumpas ut via detta ledningsnät (Bohn PM 13 aug). Svartvatten rötas tillsammans med övrigt avlopp som primär- och bioslam i CSTR vid mesofil temperatur på Öresundsverket. Det rötade slammet förtjockas i slamcentrifug efter polymertillsats och efterlagras på för att senare användas som REVAQ-certifierat biogödsel.

I tabell 48 nedan har den uppskattade rötkammarvolymen för det matavfall och svartvatten som 10 000 pe genererar räknats ut. Det framgår att rötkammarvolymen utgör en relativt liten del av den totala rötkammarvolymen på Öresundsverket (6000 m^3) respektive Filborna (7000m^3).

Tabell 48 – Data över TS-halter i flöden, reaktorstorlek och processparametrar. Beteckningen n.d. innebär att parametern ej är uträknad.

Substrat	Flödesvolym (L/pe*dag)	TS-halt transport (mass%)	Förbehandling	Flöde till rötkammare (L/pe*dag)	TS-halt till rötkammare (mass%)
Svartvatten		n.d.	ARV	1,2	4
Matavfall	-	35	Kvarn, pulper & skruvpress	0,2	11
			TOTAL	**1,4**	**4,9**

Processparametrar

Antal pe	10 000
Reaktor	CSTR
HRT (dygn)	20
Total aktiv volym (m3)	282
OLR (kg VS/m3*dygn)	1,9
Total kväve In (mg/L)	1522

Utvärdering mot studiens parametrar

Metanproduktion

Då metanproduktionen i dagens system kommer från blandade substrat både vid Öresundsverket respektive Filbornaanläggningen har den metanproduktion utgörs av matavfall och svartvatten från 10 000 pe beräknats i tabell 49. Samma antaganden om utrötningsgrad som för övriga system har gjorts varför rötningen kan ses som typisk för rötning i CSTR med 20 dygns HRT vid mesofil temperatur. Metanproduktionen är den lägsta jämfört med andra undersökta system i denna studie.

Tabell 49 – Beräknad metanproduktion per substrat och personekvivalent samt total metanproduktion för system 1.

Susbtrat	Till rötkammare (g VS/pe*dygn)	Metan produktion (NL CH_4 / kg VS reducerat)	Utrötning (mass%)	Metanproduktion (NL CH4 / pe*dygn)
Matavfall	17,2	510	77	6,7
Svartvatten	36,0	520	56	10,5
			Summa	**17,2**
			Antal pe	10 000
		Total produktion (Nm3 CH4/dygn)		172

Biogödselkvalitet & återvinning av näringsämnen

Eftersom matavfall och svartvatten rötas separat i detta system skapas också två rötrester. Rötresten från Filbornaanläggningen håller låga metallhalter, jämfört med avloppsslam från Öresundsverket vilket framgår av tabell 51 nedan, och är i dagsläget SPCR 120 certifierad. Dock är Cd/P-kvoten i denna rötrest högre än de krav som år 2025 kommer att ställas på REVAQ-certifierad rötrest. I dagsläget återförs rötresten till jordbruk genom transport med tankbil eller via ledningsnät till lagringsbrunnar utanför Helsingborg där den kan hämtas och spridas på åkermark.

Svartvatten inkluderas i rötresten från Öresundsverket och behandlas genom att förtjockas i slamcentrifug efter polymertillsats. Det är i dagsläget REVAQ-certifierat men även detta slam håller en för hög Cd/P-kvot för att kunna bli REVAQ-certifierat år 2025.

Återvinningen av fosfor och kväve motsvarande rötresten från matavfall och svartvatten för 10 000 pe har beräknats i tabell 51 nedan. Det framgår från tabellen att återvinningen av P och N är hög och i samma magnitud som för övriga undersökta system.

Tabell 51 – Förluster vid efterbehandling och potentiell återförsel av näringsämnen för system 1. Då rötrest för matavfall och svartvatten efterbehandlas på olika sätt presenteras under ”förluster efterbehandling” den procentuella förlusten för rötrest från matavfall till vänster om divisionstecknet och den för rötrest från svartvatten till höger.

Parameter	Från rötkammare (g/pe*dag)	Förluster efterbehandling (mass%)	Återförsel (kg/pe*år)	Total återförsel 10 000pe (ton/år)
TS	35,8	0	13,1	131
P	1,4	0 / 25	0,39	3,9
N	2,1	5 / 30	0,60	6

Avslutningsvis bör det nämnas att potentialen för fosforåtervinning blir ännu högre om antagandet görs att till reningsverket inkommande fosfor endast kan avskiljas till primärslam, bioslam samt utgående vatten. Detta medför, om utsläppskraven efterföljs, att det kan antas att minst 95 % av inkommande fosfor för eller senare återfinns i det centrifugerade slammet. Detta antagande bör vara rimligt för Öresundsverket och därmed skulle potentialen för återförsel av fosfor vara 0,46 kg/pe*år vilket ger systemet nästan lika hög P-återvinning som i de system med högst P-återvinning.

Liknande återvinning kan erhållas om struvitfällning implementeras på rejektströmmen från slamcentrifug. Detta skulle öka återförseln till 0,46 kg P / Pe*år respektive 0,68 kg N / Pe*år.

Tabell 52 – Metallinnehåll i rötrest från Filbornaverket respektive Öresundsverket år 2011 som bedömts vara representativa för metallinnehåll i rötrest från matavfall respektive svartvatten i system 1. Vidare ses gränsvärden i nuvarande certifieringsprogram samt gränsvärden föreslagna i Naturvårdsverkets förordningsförslagför halter i slam som skall återföras till jordbruk. Beteckningen n.a. betyder att gränsvärden anges i andra enheter.

Rötrest	**Källa**	**P-tot**	**Pb**	**Cd**	**Cu**	**Cr**	**Hg**	**Ni**	**Ag**	**Sn**	**Zn**	**Enhet**	**mg Cd / kg P**
Filborna (Matavfall)	NSR (2011)	15 789	2,11	0,37	50,00	15,00	0,03	12,11	-	-	263,16	mg/kg TS	23,3
Öresundsverket (Svartvatten)	NSVA (2011)	29 372	19	0,75	565	37	0,62	22	2,4	13	607	mg/kg TS	25,5
Gränsvärden													
Naturvårdsverket		-	100	1,3	600	100	1	50	8	-	800	**mg/kg TS**	-
SPCR 120		-	100	1	600	100	1	50	-	-	800	**mg/kg TS**	-
REVAQ år 2025		-	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	-	17,0

Anpassning mot mål i Miljöprofil H+

Av de delmål i Miljöprofil H+ som systemen utvärderas mot bedöms system 1 i viss mån bidra till alla. Då utvärderingen sker relativt de övriga systemen blir dock nivån av bidrag i de flesta fall låg och i resterande fall på medelnivå vilket framgår av tabell 53 nedan. Medianvärdet på bedömningarna är låg (-) och detta blir därför den sammantagna bedömningen av systemets bidrag till de utvalda delmålen i Miljöprofil H+.

Tabell 53 – Relativa bidrag från system 1 för att uppnå miljömålen i Miljöprofil H+ gentemot de övriga systemen.

Mål	Bidrag	Kommentar
Energineutralitet för Helsingborg 2035	-	Lägst produktion av biogas
Energin som används är 100 % förnybar	-	Lägst produktion av biogas
Klimatpåverkande utsläpp går mot noll	0	Visst slipp av metan
Förbättrad hushållning av naturresurser	-	Högt metallinnehåll i biogödsel
Yteffektivt utnyttjande av hus och mark	0	Viss yta krävs för återvinningskärl + transport
Resurssparande avfallsåtervinning	-	Obetydlig vattenkonsumtion. Troligen hög energikonsumtion pga avloppsreningsverk samt kombinerat ledningsnät + transport.
Miljöprofil skall inspirera genom att vara synlig och påtaglig	0	Synlig matavfallslösning. Osynlig SV-lösning.

Användarvänlighet, Attraktionsvärde och Återkoppling

System 1 inkluderar väl beprövade lösningar för insamling av matavfall och svartvatten. Insamling av matavfall i papperspåse till hushållsnära insamlingskärl har rapporterats ha vissa nackdelar i avseende på attraktionsvärde som läckande påsar, doft, fluglarver och fastfrysning i sopkärl. Attraktionsvärde respektive användarvänlighet för denna teknik bedöms dock sammantaget vara medel då frekvensen på rapporterat missnöje med systemet bedöms vara låg. Insamling i papperspåse anses öka återkopplingen till de boende genom att påminna om att insamling av matavfall är annorlunda från övrig hantering av matavfall. Påssystemet saknar dock direkt återkoppling vid felsortering som system med köksavfallskvarn har genom sin konstruktion som inte tillåter utsortering av fel sorts material. Den sammantagna bedömningen blir att återkopplingen för denna teknik är hög då den pedagogiska poängen anses vara av större värde än bristen på återkoppling vid felsortering.

Insamlingen av svartvatten med WC är som andra vattenburna toaletter en väl beprövad teknik och i princip osynlig ur användarsynpunkt. Dess användarvänlighet och attraktionsvärde bedöms vara medel medan återkoppling bedöms vara låg då systemet tål nedspolning av större föremål som måste sorteras ut först vid avloppsreningsverket.

Sammantaget bedöms system 1 ha en medel användarvänlighet vilket är medelvärdet av de totala bedömningarna i tabell 54 nedan.

Tabell 54 – Bedömd användarvänlighet, attraktionsvärde och återkoppling för insamlingslösningar i system 1 samt det totala bedömningen avrundad mot det lägre betyget.

	Påsinsamling	Kommentar	WC	Kommentar	Totalt
Användarvänlighet	Medel	Rapporterade nackdelar bedöms ha låg frekvens	Hög	Inga rapporterade nackdelar	Medel
Attraktionsvärde	Medel		Hög	Inga rapporterade nackdelar	Medel
Återkoppling	Hög	Annorlunda från övrig sopsortering	Låg	Osynligt system för användare	Medel

Flexibilitet & driftsäkerhet

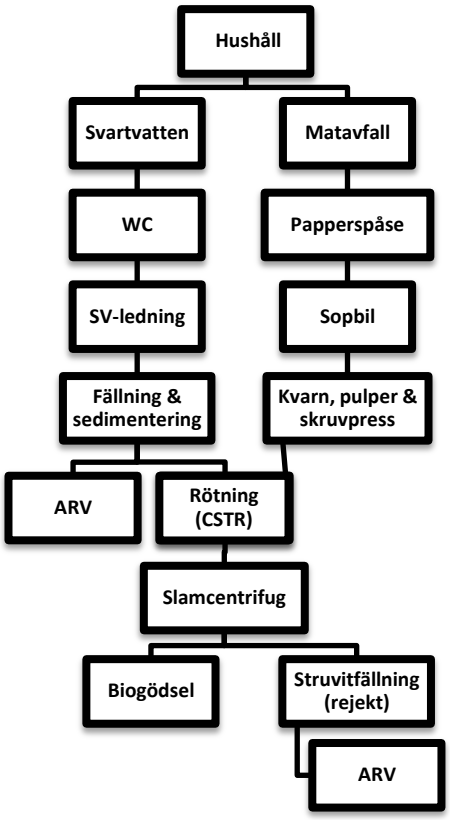
Systemet för insamling och transport av matavfall i papperspåse i hushållsnära kärl är väl beprövat. Dess största nackdel är att den kräver vissa fasta installationer av soprum eller områden för tunnor samt en central förbehandlingsanläggning vilket är negativt ur flexibilitetssynpunkt. Dock medför transport av matavfall med sopbil att inga fasta installationer krävs i form av köksavfallskvarnar, tankar eller separat ledningsnät vilket ger en mycket hög flexibilitet ifall transportmetoden för systemet skulle ändras. Att transporten av matavfall sker via fordon medför också att den lätt kan dimensioneras om för att motsvara förändringar i generering av matavfall vilket bedöms positivt ifall behandlingsmetoden skulle behöva ändras. Det är vidare positivt ur driftsäkerhetssynpunkt att insamling och transport utförs med enkelt utbytbara delar som alla är belagda ovan mark. Inga allvarliga tekniska problem har heller rapporterats för insamlingsmetod med sopbil.

Insamling och transport av svartvatten med vanlig WC i kombinerat avlopp är mycket flexibelt mot all form av vattenburen avfallstransport, vilket kan antas alltid kommer att vara ett tillgängligt alternativ för någon form av hushållsspillvatten eller dagvatten inom tidsperspektivet för denna rapport. Däremot är systemet inte flexibelt i det avseende att om en förändring sker mot separering av svartvatten och BDT-vatten så kräver detta att ledningarna separeras vilket kan vara kostsamt och tidsödande i ett redan bebyggt område till skillnad från de ombyggnader som krävs för att koppla ihop redan separerade ledningar. Ur driftssäkerhetssynpunkt är systemet gott. Kombinerat avlopp kan lida av eftersatt underhåll med kraftig infiltration som följd men det kan inte bedömas inom denna studie då det får antas att vilket system som än väljs måste ges adekvat underhåll.

System 2 – Matavfall i Papperspåse och SV-ledning

Beskrivning

I detta system behålls nuvarande system för insamling och behandling av matavfall men detta samrötas med svartvatten som transporterats i separat ledning (SV-ledning) och förbehandlas separat på avloppsreningsverket. Systemet motsvarar dock den minsta förändringen mot referensscenariot i System 1 i form av tekniska installationer. För översiktlig information om system 2 presenteras viktiga systemkomponenter i figur 13.



Figur 12 - Översiktlig presentation av system 2.

Insamling, transport och förbehandling

Matavfall samlas in med påsar i fastighetsnära sopkärl som hämtas med lastbil för transport till förbehandlingsanläggning. Förbehandlingen består av kvarn, pulper och skruvpress i vilka felsorterad material avskiljs och matavfall mals till ett finfördelat material som pumpas till rötning. Data över förluster i insamling och förbehandling kan ses nedan i tabell 55. Förbehandlingsanläggningen i system 2 ligger med fördel bredvid rötkammaren där matavfall och svartvatten skall samrötas, det vill säga att den placeras på avloppsreningsverket. Ett alternativ är att förbehandla matavfallet på nuvarande anläggning och sedan transportera pressvätskan till den gemensamma rötkammaren med slamsug.

Tabell 55 – Utsortering av matavfall och förluster vid transport och förbehandling i system 2. Noterbart är den höga förlusten av fosfor.

Para-meter	Generering (g /pe*dag)	Utsortering (mass%)	Förluster transport (mass%)	Förluster för-behandling (mass%)	Till rät-kammare (g/pe*dag)
TS	68,2	47	0	37	20,2
VS	58,0	47	0	37	17,2
P-tot	0,30	47	0	55	0,1
N-tot	1,6	47	0	28	0,5

Svartvatten samlas i system 2 in med snålspolande WC och transporteras i separat svartvattensledning (SV-ledning) till avloppsreningsverk. Vid ankomst sker avskiljning till en slam- respektive vattenfas genom tillsats av fällningskemikalie, järn- eller aluminiumsalt, varefter slammet sedimenteras i en sedimenteringsbassäng. Bildat slam förtjockas sedan i gravitationsförtjockare upp till ca. 4 % TS och pumpas in i rötkammare. Förtjockningen av slammet är nödvändig för att minska rötkammarvolymen och med fällningskemikalier maximeras avskiljningen av fosfor. Den bildade vattenfasen leds vidare till inlopp på avloppsreningsverk (ARV) men innehåller fortfarande över 20 % organiskt material, vilket

framgår av tabell 56, nedan varav det i denna studie uppskattas att ca 2/3 kommer att föras till rötkammare på avloppsreningsverket.

Tabell 56 – Utsortering av svartvatten och förluster vid transport och förbehandling i system 2. Noterbart är skillnaden i avskiljning av fosfor respektive kväve samt den höga kvävehalten i svartvatten.

Para-meter	Generering (g /pe*dag)	Utsortering (mass%)	Förluster transport (mass%)	Förluster för-behandling (mass%)	Till röt-kammare (g/pe*dag)
TS	73,1	100	0	22,5	56,7
VS	53,8	100	0	22,5	41,7
P-tot	1,4	100	0	5	1,3
N-tot	12,4	100	0	80	2,5

Rötning, reaktorstorlek och processparametrar

Matavfall och svartvatten samrötas i detta scenario i en separat CSTR-rötkammare belägen på avloppsreningsverket. Det framgår av tabell 57 nedan att den totala aktiva volymen på en sådan reaktor är relativt liten i förhållande till rötkammare på Öresundsverket samt att systemet är lågbelastat i avseende på organisk belastning (OLR). Dock är den ingående kvävehalten hög vilket kan medföra processinhibering på grund av för höga koncentrationer ammoniakkväve.

Tabell 57 – Data över TS-halter i slamflöden till rötning, beräknad reaktorstorlek och processparametrar för rötning av svartvatten och matavfall.

Substrat	Flödesvolym (L/pe*dag)	TS-halt transport (mass%)	Förbehandling	Flöde till rötkammare (L/pe*dag)	TS-halt till rötkammare (mass%)
Svartvatten	14	0,4	ARV	1,4	4
Matavfall	-	35	Kvarn, pulper & skruvpress	0,2	11
			TOTAL	**1,6**	**4,8**

Processparametrar

Antal pe	10 000
Reaktor	CSTR
HRT (dygn)	20
Total aktiv volym (m3)	320
OLR (kg VS/m3*dygn)	1,8
Total kväve In (mg/L)	1882

Utvärdering mot studiens parametrar

Metanproduktion

Den beräknade metanproduktionen för system 2 presenteras i tabell 58 nedan. Samma antaganden om utrötningsgrad som för övriga system har gjorts varför rötningen kan ses som typisk för rötning i CSTR med 20 dygns HRT vid mesofil temperatur. Den totala metanproduktionen är ca 60 % högre än för nuvarande system, främst beroende på att mindre andel organiskt material förloras i förbehandling för svartvatten än i nuvarande system. Det bör nämnas att en mindre del av metanproduktionen i detta system antas komma från del av det organiska materialet som inte avskiljs i försedimenteringen utan leds vidare till avloppsreningsverk. Det uppskattas att 25 % av detta organiska material omvandlas till biogas vilket inkluderas i tabell 58 nedan och utgör en liten andel av den totala metanproduktionen.

Tabell 58 – Beräknad metanproduktion per substrat och personekvivalent samt total metanproduktion för system 2.

Substrat	Till rötkammare (gVS/pe*dygn)	Metan produktion (NL CH_4 / kg VS reducerat)	Utrötning (mass%)	Metanproduktion (NL CH_4 / pe*dygn)
Matavfall	17,2	510	77	6,7
Svartvatten	41,7	520	56	12,5
Biogas från ARV				2,4
			Summa	**21,3**
			Antal pe	10 000
		Total produktion (Nm3 CH4/dygn)		213

Efterbehandling & återvinning av näringsämnen

Rötat slam leds i detta scenario till slamcentrifug efter polymertillsats och förtjockas till en TS-halt runt 20 % varefter fastfasen återförs till jordbruksmark som biogödsel. Ur rejektet från slamcentrifugen fälls struvit i separat tank för att maximera återvinningen av fosfor, rejektet leds därefter till ingående vatten på avloppsreningsverket. Den totala återvinningen av fosfor blir då 75 % genom centrifugering samt 90 % återvinning av fosfor i rejektströmmen (totalt 75 % + 25 %*0,9). Sammanlagt potentialen för näringsåtervinning presenteras i tabell 59 nedan. Ett alternativ till dessa behandlingar är att pumpa ut hela rötresten till lagringsbrunnar vilket skulle minska förlusterna av kväve.

Tabell 59 – Förluster vid efterbehandling och potentiell återförsel av näringsämnen för system 2.

Parameter	Från rötkammare (g/pe*dag)	Förluster efterbehandling (mass%)	Återförsel (kg/pe*år)	Total återförsel 10 000pe (ton/år)
TS	40,3	0	14,7	147
P	1,4	3	0,5	5
N	3,0	30	0,9	9

Metallinnehållet för rötresten i system 2 visas i tabell 60 nedan. Det framgår att rötresten från systemet med god marginal klarar nuvarande och förväntade gränsvärden. Då systemet samrötar svartvatten och matavfall kan produkten dock inte blir SPCR 120-certifierad trots att den klarar gränsvärdena.

Tabell 60 – Stegförluster av metaller i system 2 samt koncentrationer i rötrest och gränsvärden i nuvarande certifieringsprogram samt gränsvärden föreslagna i Naturvårdsverkets förordningsförslagför halter i slam som skall återföras till jordbruk. Beteckningen n.a. betyder att gränsvärden anges i andra enheter.

Matavfall		**P-tot**	**Pb**	**Cd**	**Cu**	**Cr**	**Hg**	**Ni**	**Ag**	**Sn**	**Zn**	**Enhet**	**mg Cd / kg P**
Genererat		273	0,68	0,01	1,36	0,34	0,00	0,20	-	-	1,74	**mg/pe*dag**	24,6
Stegförluster:	Utsortering	53%	53%	53%	53%	53%	53%	53%	53%	53%	53%	**mass-%**	-
	Skruvpress	55%	37%	37%	37%	37%	37%	37%	37%	37%	37%	**mass-%**	-
	SUMMA	***82%***	***73%***	***73%***	***73%***	***73%***	***73%***	***73%***	***73%***	***73%***	***73%***	**mass-%**	-
Svartvatten													
Genererat		1400	0,02	0,01	1,00	0,03	0,01	0,07	-	-	8,97	**mg/pe*dag**	6,5
Stegförluster:	Fällning	5%	2%	12%	10%	4%	0%	80%	-	-	6%	**mass-%**	-
	SUMMA	***5%***	***2%***	***12%***	***10%***	***4%***	***0%***	***80%***	**-**	**-**	***6%***	***mass-%***	**-**
Rötkammare & Efterbehandling													
Total ingående		1379	0,21	0,01	1,27	0,12	0,01	0,07	-	-	8,91	**mg/pe*dag**	7,1
Stegförluster:	Rötning	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	-	0%	**mass-%**	-
	Förtjockning	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	-	0%	**mass-%**	-
Rötrest	***SUMMA***	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	**-**	**-**	***0%***	***mass-%***	-
		34 233	5,09	0,24	31,64	2,91	0,19	1,73	-	-	221,2	**mg/kg TS**	7,1
Gränsvärden													
Naturvårdsverket		-	100	1,3	600	100	1	50	8	-	800	**mg/kg TS**	-
SPCR 120		-	100	1	600	100	1	50	-	-	800	**mg/kg TS**	-
REVAQ år 2025		-	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	-	17,0

Anpassning mot mål i Miljöprofil H+

System 2 bidrar till alla de utvalda delmålen från Miljöprofil H+ vilket framgår av tabell 61 nedan. Bidragen bedöms i de flesta fall lika stora som för referensscenariot och skiljer sig främst i avseende på förbättrad hushållning med naturresurser då även svartvattnet omvandlas till biogödsel i detta system. Även Resurssparandet bedöms vara något bättre då energikonsumtionen för hantering av svartvatten väntas sjunka. Medianvärdet på bedömningarna är medel (0) och detta blir därför den sammantagna bedömningen av systemets bidrag till de utvalda delmålen i Miljöprofil H+.

Tabell 61 – Bidrag från system 2 för att uppnå miljömålen i Miljöprofil H+ relativt de övriga systemen.

Mål	Bidrag	Kommentar
Energineutralitet för Helsingborg 2035	-	Näst lägst produktion av biogas
Energin som används är 100 % förnybar	-	Näst lägst produktion av biogas
Klimatpåverkande utsläpp går mot noll	0	Visst slipp av metan
Förbättrad hushållning av naturresurser	+	Lågt metallinnehåll i biogödsel
Yteffektivt utnyttjande av hus och mark	0	Viss yta krävs för återvinningskärl + transport
Resurssparande avfallsåtervinning	0	Obetydlig vattenkonsumtion. Troligen hög energikonsumtion pga transport av matavfall.
Miljöprofil skall inspirera genom att vara synlig och påtaglig	0	Synlig matavfallslösning. Osynlig SV-lösning.

Användarvänlighet, Attraktionsvärde och återkoppling

Insamling av matavfall i papperspåse till hushållsnära insamlingskärl har rapporterats ha vissa nackdelar i avseende på attraktionsvärde som läckande påsar, doft, fluglarver och fastfrysning i sopkärl. Attraktionsvärde och användarvänlighet för denna teknik bedöms dock sammantaget vara medel då frekvensen på rapporterat missnöje med systemet varit låg. Insamling i papperspåse anses hög då återkopplingen till de boende ökar genom att papperspåsens annorlunda utformning påminner om att insamling av matavfall är annorlunda från övrig sophantering. Påssystemet saknar dock direkt återkoppling vid felsortering som system med köksavfallskvarn har genom sin konstruktion som inte tillåter utsortering av fel sorts material. Den sammantagna bedömningen blir att återkopplingen för denna teknik är hög då den pedagogiska poängen anses vara av större värde än bristen på återkoppling vid felsortering.

För svartvatten skiljer sig insamlingssystemet endast minimalt från nuvarande system. Snålspolande WC får anses lida av samma osynlighet för de boende som övriga toalettsystem. Sammanställt anses inte användarvänligheten, attraktionsvärdet eller återkopplingen skilja sig nämnvärt från nuvarande system varför den får anses vara hög i samtliga avseenden förutom för återkopplingen som bedöms vara låg då systemet i likhet med vanlig WC tål att spola ned större föremål i.

Sammantaget bedöms system 2 ha medel användarvänlighet vilket är medelvärdet av de totala bedömningarna i tabell 62 nedan.

Tabell 62 – Bedömd användarvänlighet, attraktionsvärde och återkoppling för insamlingslösningar i system 2 samt det totala bedömningen avrundad mot det lägre betyget.

	Påsinsamling	Kommentar	WC	Kommentar	Totalt
Användarvänlighet	Medel	Rapporterade nackdelar bedöms ha låg frekvens	Hög	Inga rapporterade nackdelar	Medel
Attraktionsvärde	Medel		Hög	Inga rapporterade nackdelar	Medel
Återkoppling	Hög	Annorlunda från övrig sopsortering	Låg	Osynligt system för användare	Medel

Flexibilitet & driftsäkerhet

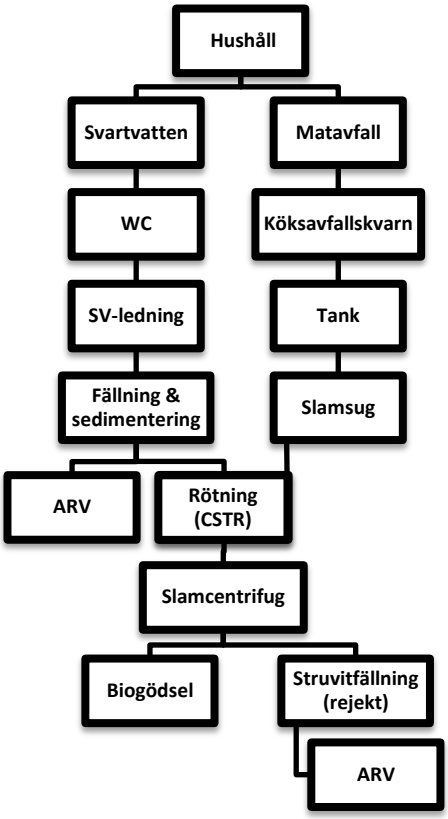
Insamlingen i system två skiljer sig endast från nuvarande system i det avseende att ett separat SV-ledningsnät behöver konstrueras och underhållas. Nackdelar med ett sådant system för snålspolande toaletter är att stopp har rapporterats på grund av låg fallhöjd till följd av den låga spolvolymen vilket är negativt i avseende på driftssäkerhet. Låg fallhöjd får även anses vara karaktäristiskt för det planerade H+ området som har en genomsnittlig höjdskillnad mot avloppsreningsverket på 2,3 m. Därför kan övervakning eller regelbunden spolning av systemet behöva införas för att undvika stopp. Systemet är dock inte mer sårbart mot yttre påverkningar än nuvarande system. Flexibiliteten för en SV-ledning kan anses vara god då den enda förändringen som sker är en utbyggnad av nuvarande system med separata SV-ledningar som fortfarande är vattenburna. Detta medför att en eventuell förändring av transportmetod till kombinerat avlopp blir enkelt då dessa ledningar i så fall kan kopplas samman igen. Vidare finns redan separata rörledningar nedlagda vilket medför att utrymmet redan är på plats om byte till vakuumsystem skulle önskas.

Systemet för insamling och transport av matavfall i papperspåse i hushållsnära kärl är väl beprövat. Dess största nackdel är att den kräver vissa fasta installationer av soprum eller områden för tunnor samt en central förbehandlingsanläggning vilket är negativt ur flexibilitetssynpunkt. Dock medför transport av matavfall med sopbil att inga fasta installationer krävs i form av köksavfallskvarnar, tankar eller separat ledningsnät vilket bedöms ge det en mycket hög flexibilitet. Att transporten av matavfall sker via fordon medför också att den lätt kan dimensioneras om för att motsvara förändringar i generering av matavfall. Driftsäkerheten för insamling och behandling av matavfall kan anses vara god då insamling och transport utförs med enkelt utbytbara delar som alla är belagda ovan mark.

System 3 – Köksavfallskvarn med tankinsamling & SV-ledning

Beskrivning

Detta system skiljer sig från nuvarande system i Helsingborg både i avseende på insamling av matavfall samt svartvatten. Här installeras köksavfallskvarnar i hushåll och näringslokaler, alla kopplade till kvartersbelägna tankar för uppsamling av matavfall innan transport till rötkammare. Svartvattnet samlas in med snålspolande WC och leds i separata SV-ledningar till förbehandlingsanläggning på avloppsreningsverk. För översiktlig information om system 2 presenteras viktiga systemkomponenter i figur 13.



Figur 13 - Översiktlig presentation av system 3.

Insamling, transport och förbehandling

Matavfall samlas in köksavfallskvarnar installerade i vask i hushåll och lokaler för näringsliv. Köksavfallskvarnen sönderdelar matavfallet som leds till en kvartersnära avskiljningstank belägen under mark. I tanken avskiljs vatten och leds vidare till kombinerat avloppsnät. Matavfallet hämtas med slamsug ungefär en gång per vecka för att undvika förlust av organiskt material ur tanken. Viss förlust antas dock vilket framgår av tabell 63 nedan. Jämfört med system 1 förs ungefär dubbelt så mycket matavfall till rötkammaren, främst till följd av att ingen förbehandling behövs men även då en mindre ökning av utsorteringsgraden har antagits.

Tabell 63 – Utsortering av matavfall och förluster vid transport och förbehandling i system 3.

Para-meter	Generering (g /pe*dag)	Utsortering (mass%)	Förluster transport (mass%)	Förluster för-behandling (mass%)	Till rät-kammare (g/pe*dag)
TS	68,2	56	10	0	34,4
VS	58	56	10	0	29,2
P-tot	0,27	56	10	0	0,1
N-tot	1,57	56	10	0	0,8

Svartvatten samlas in med snålspolande WC och transporteras i separat svartvattensledning (SV-ledning) till avloppsreningsverk. Vid ankomst sker avskiljning till en slam- respektive vattenfas för att koncentrera det organiska materialet. Slammängden ökas med tillsats av fällningskemikalier för maximal avskiljning av partikulärt organiskt material och fosfor, vilket framgår av tabell 64 nedan. Slamfasen förtjockas i gravitationsförtjockare och pumpas till

rötning medan den bildade vattenfasen leds vidare till inlopp på avloppsreningsverk. Den senare innehåller fortfarande över 20 % av det organiska materialet vilket framgår av tabell 64 nedan varav det i denna studie uppskattas att ca 2/3 avskiljs till rötkammare på avloppsreningsverket.

Tabell 64 – Utsortering av svartvatten och förluster vid transport och förbehandling i system 3. Noterbart är skillnaden i avskiljning av fosfor respektive kväve.

Para-meter	Generering (g /pe*dag)	Utsortering (mass%)	Förluster transport (mass%)	Förluster för-behandling (mass%)	Till röt-kammare (g/pe*dag)
TS	73,1	100	0	22,5	56,7
VS	53,8	100	0	22,5	41,7
P-tot	1,4	100	0	5	1,3
N-tot	12,4	100	0	80	2,5

Rötning, reaktorstorlek och processparametrar

Matavfall och svartvatten samrötas i detta scenario i en separat rötkammare belägen på avloppsreningsverket. Det framgår av tabell 65 att den behövda reaktorstorleken blir den största av alla undersökta system men precis som för det föregående systemet är den organiska belastningen låg varför uppehållstiden troligen kan minskas utan förlust av metanproduktion. Ingående kvävehalt är inte lika hög som för system 2 på grund av att matavfallet blir utspätt med vatten i köksavfallskvarnen och hamnar under gränsen för rapporterad processinhibering.

Tabell 65 – Data över TS-halter i slamflöden till rötning, beräknad reaktorstorlek och processparametrar för rötning av svartvatten och matavfall.

Substrat	Flödesvolym (L/pe*dag)	TS-halt transport (mass%)	Förbehandling	Flöde till rötkammare (L/pe*dag)	TS-halt till rötkammare (mass%)
Svartvatten	14	0,4	ARV	1,4	4
Matavfall	0,7	5	Ingen	0,6	5
			TOTAL	**2,1**	**4,3**

Processparametrar

Antal pe	10 000
Reaktor	CSTR
HRT (dygn)	20
Total aktiv volym (m3)	421
OLR (kg VS/m3*dygn)	1,7
Total kväve In (mg/L)	1555

Utvärdering mot studiens parametrar

Metanproduktion

Den beräknade metanproduktionen för system 3 presenteras i tabell 66 nedan. Samma antaganden om utrötningsgrad som för övriga system har gjorts varför rötningen kan ses som typisk för rötning i CSTR med 20 dygns HRT vid mesofil temperatur. Den totala metanproduktionen är ca 60 % högre än för nuvarande system, främst beroende på att mindre andel organiskt material förloras i förbehandling för svartvatten än i nuvarande system. Det bör nämnas att en mindre del av metanproduktionen i detta system antas komma från den del av det organiska materialet som inte avskiljs i försedimenteringen utan leds vidare till avloppsreningsverk. Det uppskattas att 25 % av detta organiska material omvandlas till biogas vilket inkluderas i tabell 66 nedan och kan ses utgöra en mindre del av den totala metanproduktionen.

Tabell 66 – Beräknad metanproduktion per substrat och personekvivalent samt total metanproduktion för system 3.

Substrat	**Till rötkammare (gVS/pe*dygn)**	**Metan produktion (NL CH_4 / kg VS reducerat)**	**Utrötning (mass%)**	**Metanproduktion (NL CH_4 / pe*dygn)**
Matavfall	29,2	574	77	12,9
Svartvatten	41,7	520	56	12,1
Biogas från ARV				2,1
			Summa	**27,2**
			Antal pe	10 000
		Total produktion (Nm3 CH4/dygn)		272

Efterbehandling & återvinning av näringsämnen

Rötat slam leds i detta scenario, i likhet med system 2 och 4, till slamcentrifug efter polymertillsats och förtjockas till en TS-halt runt 20 % varefter fastfasen återförs till jordbruksmark som biogödsel. Ur rejektet från slamcentrifugen fälls struvit i separat tank för att maximera återvinningen av fosfor, rejektet leds därefter till ingående vatten på avloppsreningsverket. Den totala återvinningen av fosfor blir då 75 % genom centrifugering samt 90 % återvinning av fosfor i rejektströmmen (totalt 97 %). Sammantagen potential för näringsåtervinning visas i tabell 67 nedan. Det bör även nämnas att ett alternativ till denna behandling av rötrest är att pumpa ut hela rötresten till lagringsbrunnar vilket skulle minska förlusterna av det vattenlösliga ammoniakkvävet.

Tabell 67 – Förluster vid efterbehandling och potentiell återförsel av näringsämnen för system 3.

Parameter	Från rötkammare (g/pe*dag)	Förluster efterbehandling (mass%)	Återförsel (kg/pe*år)	Total återförsel 10 000pe (ton/år)
TS	46,2	0	16,9	169
P	1,5	3	0,5	5
N	3,3	30	0,9	9

Metallinnehållet för rötresten i system 3 visas i tabell 68 nedan. Det framgår att rötresten från systemet med god marginal klarar nuvarande och förväntade gränsvärden trots antagandet om att all större delen av metallinnehållet i svartvattnet följer med till rötkammaren samt att hela metallinnehållet följer med det centrifugerade slammet. Då systemet samrötar svartvatten och matavfall kan produkten dock inte blir SPCR 120-certifierad trots att den klarar gränsvärdena.

Tabell 68 – Stegförluster av metaller i system 3 samt koncentrationer i rötrest och gränsvärden i nuvarande certifieringsprogram samt gränsvärden föreslagna i Naturvårdsverkets förordningsförslag för halter i slam som skall återföras till jordbruk. Beteckningen n.a. betyder att gränsvärden anges i andra enheter.

Matavfall		**P-tot**	**Pb**	**Cd**	**Cu**	**Cr**	**Hg**	**Ni**	**Ag**	**Sn**	**Zn**	**Enhet**	**kg P**
Genererat		273	0,68	0,01	1,36	0,34	0,00	0,20	-	-	1,74	**mg/pe*dag**	24,6
Stegförluster:	Utsortering	44%	44%	44%	44%	44%	44%	44%	-	-	44%	**mass-%**	-
	SUMMA	***44%***	***44%***	***44%***	***44%***	***44%***	***44%***	***44%***	**-**	**-**	***44%***	**mass-%**	-
Svartvatten													
Genererat		1400	0,02	0,01	1,00	0,03	0,01	0,07	-	-	8,97	**mg/pe*dag**	6,5
Stegförluster:	Fällning	5%	2%	12%	10%	4%	0%	80%	-	-	6%	**mass-%**	-
	SUMMA	***5%***	***2%***	***12%***	***10%***	***4%***	***0%***	***80%***	**-**	**-**	***6%***	***mass-%***	**-**
Rötkammare & Efterbehandling													
Total ingående		1483	0,40	0,01	1,66	0,21	0,01	0,13	-	-	9,41	**mg/pe*dag**	7,9
Stegförluster:	Rötning	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	-	0%	**mass-%**	-
	Förtjockning	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	-	0%	**mass-%**	-
	SUMMA	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	**-**	**-**	***0%***	**mass-%**	-
Rötrest													
		32 116	8,67	0,25	36,05	4,65	0,17	2,77	-	-	203,7	**mg/kg TS**	7,9
Gränsvärden													
Naturvårdsverket		-	100	1,3	600	100	1	50	8	-	800	**mg/kg TS**	-
SPCR 120		-	100	1	600	100	1	50	-	-	800	**mg/kg TS**	-
REVAQ år 2025		-	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	-	17,0

Anpassning mot mål i Miljöprofil H+

Det bedömda relativa bidraget från system 3 till att uppfylla miljömålen för Miljöprofil H+ presenteras i tabell 69 nedan. System 3 bidrar i större utsträckning än system 1 och 2 till att uppnå de utvalda delmålen i Miljöprofil H+. Främst ligger skillnaden i den ökade biogasproduktionen vilket påverkar målen om energineutralitet och förnybar energi. System skiljer sig därutöver från referenssystemet genom högre bidrag till resurssparande genom förväntad minskad energiförbrukning för hanteringen av svartvatten. Medianvärdet på bedömningarna är medel (0) och detta blir därför den sammantagna bedömningen av systemets bidrag till de utvalda delmålen i Miljöprofil H+.

Tabell 69 – Bidrag från system 3 för att uppnå miljömålen i Miljöprofil H+ relativt de övriga systemen.

Mål	Bidrag	Kommentar
Energineutralitet för Helsingborg 2035	0	≈ 50 % ökning av biogasproduktion
Energin som används är 100 % förnybar	0	≈ 50 % ökning av biogasproduktion
Klimatpåverkande utsläpp går mot noll	0	Visst slipp av metan
Förbättrad hushållning av naturresurser	+	Lågt metallinnehåll i biogödsel
Yteffektivt utnyttjande av hus och mark	0	Transport med slamsug krävs
Resurssparande avfallsåtervinning	0	Obetydlig vattenkonsumtion. Troligen hög energikonsumtion pga transport av matavfall.
Miljöprofil skall inspirera genom att vara synlig och påtaglig	0	Synlig matavfallslösning. Osynlig SV-lösning.

Användarvänlighet, attraktionsvärde och återkoppling

Användare har visats att överlag vara nöjda med insamling av matavfall via köksavfallskvarn då den minskar kladd, doft och insekter. Vidare behöver användarna ej bära ut sorterat matavfall till hushållsnära kärl vilket har upplevts som bekvämt. Den vanligaste rapporterade nackdelen är buller från användning vilket bedöms ta ut de ovan beskrivna positiva erfarenheterna i avseende på användarvänlighet och attraktionsvärde. 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. Den sammantagna bedömningen blir därför att köksavfallskvarn bedöms ha medel användarvänlighet och attraktionsvärde. Vidare bedöms kvarnen genom sin utformning ge hög återkoppling då den kräver aktiv användning, det vill säga start av kvarnen, av användaren samt är självinstruerande i fråga om vad som kan sorteras ut då felsortering leder till stopp eller att kvarnen går sönder.

För svartvatten skiljer sig insamlingssystemet endast minimalt från nuvarande system. Snålspolande WC får anses lida av samma osynlighet för de boende som rapporterats för alla VA-lösningar. Sammantaget bedöms system 3 ha medel användarvänlighet vilket är medelvärdet av de totala bedömningarna i tabell 70 nedan.

Tabell 70 – Bedömd användarvänlighet, attraktionsvärde och återkoppling för insamlingslösningar i system 3 samt det totala bedömningen avrundad mot det lägre betyget.

	Köksavfallskvarn	Kommentar	WC	Kommentar	Totalt
Användarvänlighet	Medel	Bekvämt pga minskad kontakt med matavfall. Nackdel pga buller.	Hög	Inga rapporterade nackdelar	Medel
Attraktionsvärde	Medel		Hög	Inga rapporterade nackdelar	Medel
Återkoppling	Hög	Kräver aktiv användning + buller + felsortering ej möjlig	Låg	Osynligt system för användare	Medel

Flexibilitet & driftsäkerhet

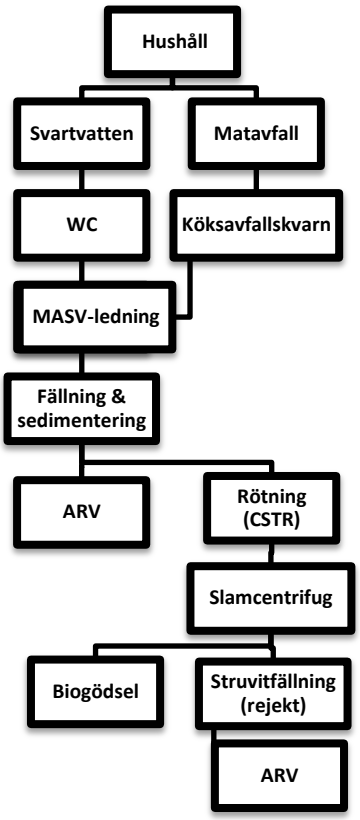
System 3 har olika insamling och transportmetoder för både matavfall och svartvatten jämfört med dagens system. För matavfall krävs installation och underhåll av köksavfallskvarnar i hushåll samt separat rörledning till kvartersnära tank vilket får anses vara en stor teknikförändring men med beprövad teknik. Installation av kvarnar kan anses sänka flexibiliteten då det kräver att ett system för underhåll och tekniskt kunnande kring kvarnarna anskaffas. Det kan diskuteras huruvida transportmetod med tank och slamsug är negativt ur flexibilitetssynpunkt. Tanksystemet kräver stora ingrepp i gatumiljön för installation och eventuell ombyggnad men samtidigt är det lätt att kombinera dessa tanksystem med vattenburen transport till avloppsreningsverk samtidigt som transport med slamsug medför att placering av behandlingsanläggning är mycket flexibelt i jämförelse med transport i ledningsnät. Vidare är ett tanksystem ett sätt kombinera vattenburen insamling med ett vakuumsystem för transport av förtjockat matavfall vilket gör systemet något flexibelt mot vakuumteknik. Driftsäkerheten i transporten av matavfall med tank och slamsug kan tänkas vara god då tanken i sig inte består av sårbara komponenter och transport med slamsug medför lätta reparationer. Inga större problem vid längre drift av kvarnsystem har heller rapporterats.

Ett separat SV-ledningsnät behöver, i likhet med system 2, konstrueras och underhållas. Nackdelar med ett sådant system för snålspolande toaletter är att stopp har rapporterats i områden med låg fallhöjd på grund av den låga spolvolymen. Låg fallhöjd får anses vara karaktäristiskt för det planerade H+ området som har en genomsnittlig höjdskillnad mot avloppsreningsverket på 2,3 m. Därför kan övervakning eller regelbunden spolning av systemet behöva införas för att undvika stopp. Flexibiliteten för en SV-ledning kan tänkas vara god då den enda förändringen som sker är en utbyggnad av nuvarande system med separata SV-ledningar som fortfarande är vattenburna. Detta medför att en eventuell förändring av transportmetod till kombinerat avlopp blir enkelt då dessa ledningar i så fall kan kopplas ihop igen. Vid omkonstruktion till ett vakuumsystem finns utrymme för dessa rör redan planlagt i det att vakuumledning kan läggas där SV-ledning låg innan. Vidare är systemet är inte mer sårbart mot yttre påverkningar än nuvarande system.

System 4 – Matavfall från köksavfallskvarn och svartvatten i gemensam ledning (MASV-ledning)

Beskrivning

Insamling av matavfall sker i system 4 via köksavfallskvarnar som sedan transporteras detta i samma ledning som svartvatten. Det senare har, i likhet med system 2 och 3, samlas in med snålspolande WC. Systemet motsvarar därmed en kraftig förändring mot referenssystemet då installation av köksavfallskvarnar samt separat ledningsnät behöver installeras. En översiktlig presentation av komponenterna i system 4 visas i figur 15.



Figur 14 - Översiktlig presentation av system 4.

Insamling, transport och förbehandling

Matavfall samlas in köksavfallskvarnar installerade i vask i hushåll och lokaler för näringsliv. Köksavfallskvarnen sönderdelar matavfallet som leds till avloppsreningsverk tillsammans med svartvatten i separat rörledning (MASV-ledning). Vid reningsverk avskiljs ett slam från vattenfasen genom tillsatts av fällningskemikalier och sedimentering varvid det mesta av det organiska materialet följer med slammet vilket framgår av tabell 71 nedan. Jämfört med system 1 förs ungefär 50 % mer matavfall till rötkammaren, främst till följd av att ingen förbehandling behövs men även då en ökad utsorteringsgrad förväntas. Vidare antas i system 4 en mycket lägre förlust av kväve vid sedimentering av matavfall än för svartvatten. Detta då kvävet i matavfall antas vara partikulärt bundet snarare än som för svartvatten främst återfinnas vattenlösligt i urin.

Tabell 71 – Utsortering av matavfall och förluster vid transport och förbehandling i system 4.

Para-meter	Generering (g /pe*dag)	Utsortering (mass%)	Förluster transport (mass%)	Förluster för-behandling (mass%)	Till rät-kammare (g/pe*dag)
TS	68,2	56	0	22,5	29,6
VS	58	56	0	22,5	25,2
P-tot	0,27	56	0	5	0,1
N-tot	1,57	56	0	22,5	0,7

Svartvatten samlas in med snålspolande WC och transporteras i MASV-ledning tillsammans med matavfall till avloppsreningsverk. Vid ankomst behandlas blandningen med fällning och sedimentering varefter den separerade slamfasen förtjockas i gravitationsförtjockare och pumpas till rötning medan den bildade vattenfasen leds vidare till inlopp på avloppsreningsverk. Den senare innehåller dock fortfarande över 20 % av det organiska

material varav det i denna studie uppskattas att ca 2/3 förs till rötkammare på avloppsreningsverket. De totala förlusterna och avskiljningen till rötkammare presenteras i tabell 72 nedan.

Tabell 72 – Utsortering av matavfall och förluster vid transport och förluster i system 4.

Para-meter	Generering (g /pe*dag)	Utsortering (mass%)	Förluster transport (mass%)	Förluster för-behandling (mass%)	Till rät-kammare (g/pe*dag)
TS	73,1	100	0	22,5	56,7
VS	53,8	100	0	22,5	41,7
P-tot	1,4	100	0	5	1,3
N-tot	12,4	100	0	80	2,5

Rötning, reaktorstorlek och processparametrar

Matavfall och svartvatten samrötas i detta scenario i en separat rötkammare belägen på avloppsreningsverket. Den aktiva reaktorvolymen beräknas i tabell 73 nedan och det framgår att denna är ungefär lika stor som för system 3, det vill säga något större än för de övriga systemen, och har samma låga organiska belastning varför uppehållstiden troligen kan minskas utan förlust av metanproduktion. Ingående kvävehalt är av samma magnitud som för system 1 och 3 men lägre än för resterande system. Nivån är dock lägre än rapporterade gränsvärde för processtörningar.

Tabell 73 – Data över TS-halter i slamflöden till rötning, beräknad reaktorstorlek och processparametrar för rötning av svartvatten och matavfall.

Substrat	Flödesvolym (L/pe*dag)	TS-halt transport (mass%)	Förbehandling	Flöde till rötkammare (L/pe*dag)	TS-halt till rötkammare (mass%)
Svartvatten	14	0,40	Fällning &	1,4	4
Matavfall	1	2,92	Sedimentering	0,6	5
			TOTAL	**2,0**	**4,3**

Processparametrar

Antal pe	10 000
Reaktor	CSTR
HRT (dygn)	20
Total aktiv volym (m3)	402
OLR (kg VS/m3*dygn)	1,7
Total kväve In (mg/L)	1574

Utvärdering mot studiens parametrar

Metanproduktion

Den beräknade metanproduktionen för system 4 presenteras i tabell 74 nedan. Samma antaganden om utrötningsgrad som för övriga system har gjorts varför rötningen kan ses som typisk för rötning i CSTR med 20 dygns HRT vid mesofil temperatur. Det framgår att den producerade mängden metan är cirka 50 % högre än för nuvarande system vilket beror på den ökade mängden organiskt material som tillförs rötkammaren, främst då inga förluster sker vid förbehandlingen av matavfall. En mindre del av metanproduktionen i detta system antas komma från det organiska materialet som inte avskiljs i försedimenteringen utan leds vidare till avloppsreningsverk. Det uppskattas i denna studie att 25 % av detta organiska material omvandlas till biogas vilket inkluderas i tabell 73 nedan.

Tabell 73 – Beräknad metanproduktion per substrat och personekvivalent samt total metanproduktion i system 4.

Substrat	Till rötkammare (gVS/pe*dygn)	Metan produktion (NL CH_4 / kg VS reducerat)	Utrötning (mass%)	Metanproduktion (NL CH_4 / pe*dygn)
Matavfall	25,2	574	77	11,1
Svartvatten	41,7	520	56	12,1
Biogas från ARV				3,4
			Summa	**26,6**
			Antal pe	10 000
		Total produktion (Nm3 CH4/dygn)		266

Efterbehandling & återvinning av näringsämnen

Rötat slam leds i detta scenario, i likhet med flertalet övriga system, till slamcentrifug efter polymertillsats och förtjockas till en TS-halt runt 20 % varefter fastfasen återförs till jordbruksmark som biogödsel. Ur rejektet från slamcentrifugen fälls struvit för att maximera återvinningen av fosfor, rejektet leds därefter till ingående vatten på avloppsreningsverket. Den totala återvinningen av fosfor blir då 75 % genom centrifugering samt 90 % återvinning av fosfor i rejektströmmen (totalt 97 %). Sammantagen potential för näringsåtervinning visas i tabell 74 nedan. Det bör även nämnas att ett alternativ till denna behandling av rötrest är att pumpa ut hela rötresten till mottagarstationer vilket skulle minska förlusterna av det vattenlösliga ammoniakkvävet.

Tabell 74 – Förluster vid efterbehandling och potentiell återförsel av näringsämnen för system 4.

Parameter	Från rötkammare (g/pe*dag)	Förluster efterbehandling (mass%)	Återförsel (kg/pe*år)	Total återförsel 10 000pe (ton/år)
TS	44,4	0	16,2	162
P	1,5	3	0,5	5
N	3,2	30	0,9	9

Metallinnehållet för rötresten i system 4 framgår av tabell 75 nedan. Det framgår att rötresten från systemet med god marginal klarar nuvarande och förväntade gränsvärden och lagkrav. Då systemet samrötar svartvatten och matavfall kan produkten dock inte blir SPCR 120-certifierad trots att den klarar gränsvärdena.

Tabell 75 – Stegförluster av metaller i system 3 samt koncentrationer i rötrest och gränsvärden i nuvarande certifieringsprogram samt gränsvärden föreslagna i Naturvårdsverkets förordningsförslagför halter i slam som skall återföras till jordbruk. Beteckningen n.a. betyder att gränsvärden anges i andra enheter.

Matavfall		**P-tot**	**Pb**	**Cd**	**Cu**	**Cr**	**Hg**	**Ni**	**Ag**	**Sn**	**Zn**	**Enhet**	**mg Cd / kg P**
Genererat		273	0,68	0,01	1,36	0,34	0,00	0,20	-	-	1,74	**mg/pe*dag**	24,6
Stegförluster:	Utsortering	44%	44%	44%	44%	44%	44%	44%	-	-	44%	**mass-%**	-
	Fällning	5%	2%	12%	10%	4%	0%	80%	-	-	6%		
	SUMMA	***44%***	***44%***	***44%***	***44%***	***44%***	***44%***	***44%***	**-**	**-**	***44%***	**mass-%**	-
Svartvatten													
Genererat		1400	0,02	0,01	1,00	0,03	0,01	0,07	-	-	8,97	**mg/pe*dag**	6,5
Stegförluster:	Fällning	5%	2%	12%	10%	4%	0%	80%	-	-	6%	**mass-%**	-
	SUMMA	***5%***	***2%***	***12%***	***10%***	***4%***	***0%***	***80%***	**-**	**-**	***6%***	***mass-%***	**-**
Rötkammare & Efterbehandling													
Total ingående		1483	0,40	0,01	1,66	0,21	0,01	0,13	-	-	9,41	**mg/pe*dag**	7,9
Stegförluster:	Rötning	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	-	0%	**mass-%**	-
	Förtjockning	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	-	0%	**mass-%**	-
	SUMMA	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	**-**	**-**	***0%***	**mass-%**	-
Rötrest		33 366	9,01	0,26	37,45	4,83	0,18	2,88	-	-	211,6	**mg/kg TS**	7,9
Gränsvärden													
Naturvårdsverket		-	100	1,3	600	100	1	50	8	-	800	**mg/kg TS**	-
SPCR 120		-	100	1	600	100	1	50	-	-	800	**mg/kg TS**	-
REVAQ år 2025		-	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	-	17,0

Anpassning mot mål i Miljöprofil H+

De bedömda relativa bidragen till delmål i Miljöprofil H+ från system 4 presenteras i tabell 76 nedan. Det framgår att system 4 i högre utsträckning än system 1-3 bidrar till att uppfylla de utvalda delmålen. Jämfört med referenssystemet bidrar system 4 mer i alla avseenden undantaget klimatpåverkande utsläpp samt inspiration genom synliga och påtagliga lösningar som bedöms vara lika stora. Jämfört med system 2 och 3 bidrar system 4 i högre utsträckning till målen genom ökat ytutnyttjande, att insamlingen av matavfall inte kräver fordonstransport samt genom ökad resurssparande då transportkostnaderna väntas vara lägre vid transport i ledningsnät. Medianvärdet på bedömningarna är medel (0) och detta blir därför den sammantagna bedömningen av systemets bidrag till de utvalda delmålen i Miljöprofil H+.

Tabell 76 – Bidrag från system 4 för att uppnå miljömålen i Miljöprofil H+ relativt de övriga systemen.

Mål	Bidrag	Kommentar
Energineutralitet för Helsingborg 2035	0	≈ 50 % ökning av biogasproduktion
Energin som används är 100 % förnybar	0	≈ 50 % ökning av biogasproduktion
Klimatpåverkande utsläpp går mot noll	0	Visst slipp av metan
Förbättrad hushållning av naturresurser	+	Lågt metallinnehåll i biogödsel
Yteffektivt utnyttjande av hus och mark	+	Dold insamling. Nedgrävd transport.
Resurssparande avfallsåtervinning	+	Obetydlig vattenkonsumtion. Troligen låg energikonsumtion pga transport i ledningsnät.
Miljöprofil skall inspirera genom att vara synlig och påtaglig	0	Synlig matavfallslösning. Osynlig SV-lösning.

Användarvänlighet, attraktionsvärde och återkoppling

System 4 skiljer sig på intet sätt från system 3 rörande användarvänligheten, attraktionsvärde eller återkoppling då systemen inte skiljer sig åt rörande insamlingsmetoder. I korthet medför detta att användare överlag är nöjda med insamling av matavfall via köksavfallskvarn då den minskar kladd, doft och insekter. Vidare behöver användarna ej bära ut sorterat matavfall till hushållsnära kärl vilket upplevs som bekvämt. Den oftast rapporterade nackdelen är buller från användning vilket bedöms ta ut de ovan beskrivna positiva erfarenheterna i avseende på användarvänlighet och attraktionsvärde. 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. Den sammantagna bedömningen blir därför att köksavfallskvarn bedöms ha medel användarvänlighet och attraktionsvärde. Vidare bedöms kvarnen genom sin utformning ge hög återkoppling då den kräver aktiv användning, det vill säga start av kvarnen, av användaren samt är självinstruerande i fråga om vad som kan sorteras ut då felsortering leder till stopp eller att kvarnen går sönder.

För svartvatten skiljer sig insamlingssystemet endast minimalt från nuvarande system. Snålspolande WC får anses lida av samma osynlighet för de boende som rapporterats för alla VA-lösningar. Sammantaget bedöms system 4, i likhet med system3, ha medel användarvänlighet vilket är medelvärdet av de totala bedömningarna i tabell 77 nedan.

Tabell 77 – Bedömd användarvänlighet, attraktionsvärde och återkoppling för insamlingslösningar i system 4 samt den totala bedömningen avrundad mot det lägre betyget.

	Köksavfallskvarn	Kommentar	WC	Kommentar	Totalt
Användarvänlighet	Medel	Bekvämt pga minskad kontakt med matavfall. Nackdel pga buller.	Hög	Inga rapporterade nackdelar	Medel
Attraktionsvärde	Medel		Hög	Inga rapporterade nackdelar	Medel
Återkoppling	Hög	Kräver aktiv användning + buller + felsortering ej möjlig	Låg	Osynligt system för användare	Medel

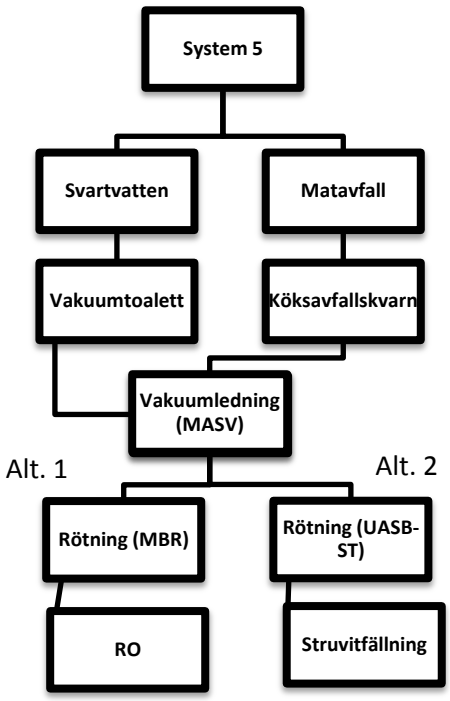
Driftsäkerhet & Flexibiliteten

I system 4 sker samtransport av matavfall och svartvatten varför driftssäkerhet och flexibilitet inte behöver diskuteras separat som för övriga system. I system 4 krävs installation och underhåll av köksavfallskvarnar i hushåll och arbetsplatser vilket medför en kraftig förändring mot nuvarande teknik. Vidare krävs investering i kunskap kring teknik och reparation av köksavfallskvarnar. Dock så transporteras matavfallet i vattenburet ledningsnät med svartvatten (MASV-ledning) vilket kan antas vara mycket flexibelt då ett sådant separerat system kan kopplas till övrigt vattenbaserat avlopp eller byggas om till vakuumsystem utan att behöva projektera ny dragning av ledningar. Driftsäkerheten lider, i likhet med SV-ledningar, av att stopp har rapporterats för liknande system med låg fallhöjd, något som får anses vara karaktäristiskt för H+ området. Detta kan kräva eventuell rutinövervakning och spolningar av ledningsnätet för att undvika stopp.

System 5 – Vakuuminsamling av matavfall och svartvatten

Beskrivning

System 5 skiljer sig kraftigast ifrån nuvarande system i Helsingborg då det bygger på insamling med vakuumledningar för både svartvatten och matavfall. Detta för att minimera förluster från systemet under förbehandling och därmed maximera biogasproduktionen från avfallen. Detta sker i kombination med ett av två alternativ av reaktor- samt näringsåtervinningsteknik vilket framgår av figur 16. Alternativ 1 är utformat för ekonomisk återvinning av fosfor medan alternativ ger en hög återvinnig av fosfor och kväve mot en högre energikostnad. Avslutningsvis bör det nämnas att systemet är baserad på liknande implementerade lösningar i Tyskland och Nederländerna som presenteras i avsnittet fallstudier.



Figur 15 - Översiktlig presentation av system 5. Två alternativ för rötning och näringsåtervinning presenteras.

Insamling, transport och förbehandling

Matavfall samlas in med vakuumköksavfallskvarnar leder till en uppsamlingstank i anslutning till hushållet. Denna töms vid återkommande intervall med ett undertryck på ungefär en halv bar till vakuumledningsnät som går till mottagningstank på avloppsreningsverk. I vakuumledningsnätet transporteras även svartvatten. Ingen förbehandling av matavfall behövs då köksavfallskvarnen sönderdelar matavfallet vilket minskar förlusterna av näringsämnen och organiskt material som annars sker vid förbehandling. Vidare har det matavfall som samlats in på detta vis en tillräckligt hög VS-halt för att kunna rötas utan förbehandling om innovativa reaktorkonfigurationer används. System 5 är därmed det system som levererar mest organiskt material till rötkammaren av alla undersökta system vilket framkommer av tabell 78 nedan.

Tabell 78 – Utsortering av matavfall och förluster vid transport och förbehandling i system 5.

Para-meter	Generering (g /pe*dag)	Utsortering (mass%)	Förluster transport (mass%)	Förluster för-behandling (mass%)	Till rät-kammare (g/pe*dag)
TS	68,2	56	0	0	38,2
VS	58	56	0	0	32,5
P-tot	0,27	56	0	0	0,2
N-tot	1,57	56	0	0	0,9

Svartvatten samlas in med vakuumtoalett och leds med hjälp av undertryck till den uppsamlingstank som beskrivs ovan varifrån det leds till vakuumledningsnätet i intervaller. I likhet med insamlat matavfalls har svartvatten insamlat med vakuum tillräckligt hög VS-halt

för att kunna rötas utan förtjockning varför ingen förbehandling behövs och materialet pumpas direkt till rötkammaren från den på reningsverket belägna uppsamlingstanken. Att ingen avskiljning mellan vatten- och slamfas sker medför dock att kväveförluster blir låga, vilket framgår av tabell 79 nedan, vilket kan påverka rötningen och potentialen för näringsåtervinning av kväve.

Tabell 79 – Utsortering av matavfall och förluster vid transport och förbehandling i system 5.

Para-meter	Generering (g /pe*dag)	Utsortering (mass%)	Förluster transport (mass%)	Förluster för-behandling (mass%)	Till rät-kammare (g/pe*dag)
TS	73,1	100	0	0	73,1
VS	53,8	100	0	0	53,8
P-tot	1,4	100	0	0	1,4
N-tot	12,4	100	0	0	12,4

Rötning och efterbehandling

System 5 är det enda som inte inkluderar CSTR-reaktorer för rötning av substraten. Istället utvärderas i detta system reaktorerna UASB-ST respektive MBR i två olika alternativ. Anledningen till valet av alternativa reaktorer beror på att substraten vid ankomst till behandlingsanläggningen har en relativt låg TS-halt trots vakuuminsamlingen vilket framgår av tabell 80. Detta medför att rötning i CSTR-reaktor skulle medföra orimligt stora reaktorvolymer. Dock kan så utspädda substrat rötas i slamseparerande reaktorer vilket möjliggör rötning av substraten utan förbehandling i system 5. Att förbehandling undviks sparar yta och kostnader för sådana installationer men ökar även biogasproduktionen då mer organiskt material avskiljs till reaktorerna samt att detta rötas ut maximalt då slamfasen separeras från vätskefasen. Dock framgår det av tabell 80 att reaktorerna blir ungefär lika stora som för övriga undersökta system då en viss hydraulisk retentionstid behövs vilket i kombination med de utspädda strömmarna medför att reaktorerna inte blir mindre än för övriga undersökta system. Den beräknade storleken för membranreaktorn (MBR) troligtvis kan göras mindre då volymen i tabell 80 är beräknad från ett pilotprojekt och det därmed kan antas att viss optimering kan ske. Reaktorerna antas i system 5 drivas vid mesofil temperatur likt övriga undersökta system men kan i teorin drivas vid lägre temperaturer vilket beskrivs ovan i rapporten. För denna studie antas dock mesofil temperatur för att minska förluster av metan till vattenfasen, något som rapporterats vara problematiskt vid drift av lågtemperaturreaktorer. Med framtida tekniker för gasavskiljning kan dock vara tänkbart att reaktorerna kan drivas vid lägre temperaturer vilket i så fall minskar energikostnaden för system 5.

Vidare medför hanteringen av substrat i system 5 att den till rötkammaren ingående kvävehalten blir lika hög som för system 2, det vill säga ca. 20 % högre än för övriga undersökta system, vilket innebär att system 5 i högre utsträckning riskerar att drabbas av inhiberande nivåer av ammoniak som kan störa processen. Liknande implementerade system i Europa har dock inte rapporterat problem med detta.

Tabell 80 – Beräknade TS-halter i flöden, reaktorstorlek och processparametrar.

Substrat	Flödesvolym (L/pe*dag)	TS-halt transport (mass%)	Förbehandling	Flöde till rötkammare (L/pe*dag)	TS-halt till rötkammare (mass%)
Svartvatten	6,0	1,22	Ingen	6,0	1,2
Matavfall	1,3	2,92	Ingen	1,3	2,9
			TOTAL	**7,3**	**1,5**
			Processparametrar	*Alt. 1*	Alt. 2
			Antal pe	10 000	10 000
			Reaktor	UASB-ST	MBR
			HRT (dygn)	3,6	3,8
			Total aktiv volym (m3)	263	278
			OLR (kg VS/m3*dygn)	3,3	3,1
			Total kväve In (mg/L)	1817	1817

Utvärdering mot studiens parametrar

Metanproduktion

Den beräknade metanproduktionen för system 5 presenteras i tabell 81 nedan. Det framgår att systemen ger en kraftigt ökad metanproduktion på nästan 100 % mot nuvarande system vilket främst beror på att ingen förbehandling krävs. Detta minimerar förlusterna och medför att mer organiskt material förs till rötkammare. Vidare antas utrötningen av substraten öka något då slamåldern och den hydrauliska uppehållstiden frikopplas ifrån varandra i de undersökta reaktortyperna. Det framgår också att ingen skillnad förväntas i metanproduktion mellan de olika alternativen då båda antas röta ut substraten maximalt. Skillnaden mellan systemen ligger istället i val av metod för näringsåtervinning.

Tabell 81 – Beräknad metanproduktion per substrat och personekvivalent samt total metanproduktion för de olika alternativen i system 5.

Alternativ	Substrat	Till rötkammare (gVS/pe*dygn)	Metanproduktion (mL CH_4 / g VS red)	Utrötning (%VS)	Metanproduktion (NL CH_4 / pe*dygn)	Summa (NL CH_4 / pe*dygn)	Total produktion 10 000 pe (Nm^3 CH_4/dygn)
Alt. 1 (UASB-ST)	Matavfall	32,5	574	85	15,8	34,0	340
	Svartvatten	53,8	520	65	18,2		
Alt. 2 (MBR)	Matavfall	32,5	574	85	15,8	34,0	340
	Svartvatten	53,8	520	65	18,2		

Efterbehandling & återvinning av näringsämnen

Efterbehandlingen i system 5 skiljer sig även den från övriga undersökta system i vilka hela rötresten återvinns som biogödsel. I system 5 ackumuleras istället en högre andel TS i rötkamrarna medan den utgående strömmen i de två olika alternativen behandlas med struvitfällning (vid rötning i UASB-ST) respektive omvänd osmos (vid rötning i MBR). I fallet med struvitfällning tillsätts magnesium till utgående rötslam i en separat tank varvid magnesiumet formar komplex med fosfat och ammonium som fälls och sedimenterar medan övrigt vatten leds till inlopp på avloppsreningsverk. Det sedimenterade struvitslammet töms sedan ur tanken med jämna mellanrum. Vid omvänd osmos filtreras utgående rötslam över ett halvgenomträngligt membran varvid vatten leds igenom men övrigt material ansamlas i ett koncentrat. Att alternativen i system 5 använder olika tekniker beror på att omvänd osmos kräver en relativt ren ström, med låg andel partikulärt material, som kan erhållas från en membranreaktor men ej från en UASB-ST.

Den potentiella näringsåtervinningen från de olika alternativen visas nedan i tabell 82 och det framgår att återvinningen av fosfor är i samma magnitud som för övriga system får båda alternativen medan återvinningen av kväve är betydligt lägre respektive i högre än övriga system för struvitfällning respektive omvänd osmos. Detta visar också vad de två alternativen är tänkta att användas för. Alternativ 1, med UASB-ST och efterföljande struvitfällning, är en mindre kostsam metod där fokus ligger på återförsel av fosfor medan alternativ 2, Membranreaktor med efterföljande omvänd osmos, är en relativt energikrävande process som dock medför kraftig återvinning av kväve utöver fosforåtervinning. Båda alternativen producerar en relativt liten volym återvunnen rötrest.

Tabell 82 – Förluster vid efterbehandling och potentiell återförsel av näringsämnen för scenario 5.

Reaktor	Parameter	Från rötkammare (g/pe*dag)	Förluster efterbehandling (mass%)	Återförsel (kg/pe*år)	Total återförsel 10 000pe (ton/år)
UASB-ST	TS	16,7	0	6,1	61
	P	1,4	10	0,5	5
	N	12,6	Se text	0,1	5
MBR	TS	11,1	0	4,1	41
	P	1,5	0	0,5	5
	N	12,3	0	4,5	45

Metallinnehållet för rötresten i system 5 framgår av tabell 83 nedan. Det framgår att rötresten från båda alternativen är under nuvarande gränsvärden och förväntade lagkrav. Dock är halterna mycket högre än för övriga system vilket har två orsaker. Främst så antas endast en liten del av metallinnehållet ackumuleras i de slamackumulerande reaktorerna medan en stor andel av TS-andelen gör det vilket ökar koncentrationerna som anges i enheterna mg metall / kg TS. Detta antagande är troligtvis lågt satt men har ändå använts som ett worst case scenario då inga data över avskiljning av metall vid rötning av matavfall och svartvatten i liknande system har funnits inom detta projekt. Vidare antas, i likhet med övriga system, att inga tungmetaller avskiljs vid efterbehandling något som troligtvis är nära sanningen för omvänd osmos men inte för struvitfällning där en del av metallinnehållet kommer att följa

med utgående vatten. Därför bör metallkoncentrationerna som anges i tabell 83 nedan ses som maxvärden för rötresten i system 5. Avslutningsvis kan det nämnas att produkten inte kan SPCR 120-certifierad trots att den klarar gränsvärdena då samrötning av matavfall och svartvatten sker.

Tabell 83 – Stegförluster av metaller i system 5 samt koncentrationer i rötrest och gränsvärden i nuvarande certifieringsprogram samt gränsvärden föreslagna i Naturvårdsverkets förordningsförslagför halter i slam som skall återföras till jordbruk. Beteckningen n.a. betyder att gränsvärden anges i andra enheter.

Matavfall		**P-tot**	**Pb**	**Cd**	**Cu**	**Cr**	**Hg**	**Ni**	**Ag**	**Sn**	**Zn**	**Enhet**	**mg Cd / kg P**
Genererat		273	0,68	0,01	1,36	0,34	0,00	0,20	-	-	1,74	**mg/pe*dag**	24,6
Stegförluster:	Utsortering	44%	44%	44%	44%	44%	44%	44%	-	-	53%	**mass-%**	-
	SUMMA	***44%***	***44%***	***44%***	***44%***	***44%***	***44%***	***44%***	-	-	***53%***	**mass-%**	-
Svartvatten													
Genererat		1 400	0,02	0,01	1,00	0,03	0,01	0,07	-	-	8,97	**mg/pe*dag**	6,5
Stegförluster:	Inga	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	-	0%	**mass-%**	-
	SUMMA	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	***0%***	-	-	***0%***	***mass-%***	-
Rötkammare & Efterbehandling Alt. 1													
Total ingående		1 553	0,40	0,01	1,76	0,22	0,01	0,18	-	-	9,79	**mg/pe*dag**	8,2
Stegförluster:	Rötning (ackumulering)	4%	5%	5%	5%	5%	5%	5%	-	-	5%	**mass-%**	-
	Struvitfällning	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	-	0%	**mass-%**	-
	SUMMA	***4%***	***5%***	***5%***	***5%***	***5%***	***5%***	***5%***	-	-	***5%***	**mass-%**	-
Rötkammare & Efterbehandling Alt. 2													
Total ingående		1 553	0,40	0,01	1,76	0,22	0,01	0,18	-	-	9,79	**mg/pe*dag**	8,2
Stegförluster:	Rötning (ackumulering)	4%	5%	5%	5%	5%	5%	5%	-	-	5%	**mass-%**	-
	RO	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	-	0%	**mass-%**	-
	SUMMA	***4%***	***5%***	***5%***	***5%***	***5%***	***5%***	***5%***	-	-	***5%***	**mass-%**	-
Rötrest													
Alt.1	(Struvit)	89 294	23	1	100	12	0	10	-	-	557	**mg/kg TS**	8,2
Alt.2	(RO koncentrat)	133 941	34	1	151	18	1	16	-	-	835	**mg/kg TS**	8,2
Gränsvärden													
Naturvårdsverket		-	100	1,3	600	100	1	50	8	-	800	**mg/kg TS**	-
SPCR 120		-	100	1	600	100	1	50	-	-	800	**mg/kg TS**	-
REVAQ år 2025		-	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	-	17,0

Anpassning mot mål i Miljöprofil H+

System 5 bedöms bidra mest av alla undersökta system till att uppfylla de utvalda målen i Miljöprofil av H+ vilket framgår av tabell 84 nedan. Påverkan anses i samtliga fall förutom klimatpåverkande utsläpp vara högre än för referensscenariot i system 1 samt i avseende på målen om energineutralitet och förnybar energi vara bättre än system 2-4. Miljöprofilen anses även ha den högsta synligheten av alla system då den synliggör även insamling av svartvatten genom insamling med vakuumtoalett och vakuumköksavfallskvarn vilka genom sin annorlunda teknik bedöms påminna brukaren om dess syfte. Medianvärdet på bedömningarna är hög (+) och detta blir därför den sammantagna bedömningen av systemets bidrag till de utvalda delmålen i Miljöprofil H+. Därmed blir system 5 det enda av de undersökta systemen som bedöms att i hög grad bidra till att uppfylla de utvalda delmålen i Miljöprofil H+.

Tabell 84 – Bidrag från system 5 för att uppnå miljömålen i Miljöprofil H+ relativt de övriga systemen.

Mål	Bidrag	Kommentar
Energineutralitet för Helsingborg 2035	+	≈ 100 % ökning av biogasproduktion
Energin som används är 100 % förnybar	+	≈ 100 % ökning av biogasproduktion
Klimatpåverkande utsläpp går mot noll	0	Visst slipp av metan
Förbättrad hushållning av naturresurser	+	Lågt metallinnehåll i biogödsel
Yteffektivt utnyttjande av hus och mark	+	Dold insamling. Nedgrävd transport.
Resurssparande avfallsåtervinning	+	Obetydlig vattenkonsumtion. Något högre energikonsumtion för transport + minskade kostander för underhåll.
Miljöprofil skall inspirera genom att vara synlig och påtaglig	+	Synliga lösningar för matavfall och svartvatten.

Användarvänlighet, attraktionsvärde och återkoppling

System 5 skiljer sig mest av alla undersökta system gentemot nuvarande teknik genom att det inkluderar en ny insamlingsteknik för svartvatten utöver en ny insamlingsteknik för matavfall. Brukarnas syn på vakuumtoaletter omnämns i ett flertal studier och visar på en del missnöje rörande buller från vakuumsystemet varför användarvänligheten får anses vara medel trots att flera nya modeller av vakuum toaletter inte har högre bullernivå än vattentoaletter. Återkopplingen på systemet bedöms dock som hög då systemet genom sin utformning med smal rördiameter och ljud från användning påminner användaren om dess syfte. Attraktionsvärdet bedöms inte skilja sig från WC-system utan får anses vara medelhögt.

Användandet av vakuumsystem påverkar inte användarens syn på köksavfallskvarnen utan denna kan bedömas vara samma som i övriga scenarion med köksavfallskvarn. Detta medför att köksavfallskvarnsystemet bedöms ha en medel användarvänlighet, medel attraktionsvärde samt hög återkoppling. Sammantaget görs bedömningen att system 5 har en medel användarvänlighet, medel attraktionsvärde samt en hög återkoppling då båda insamlingssystemen påminner brukaren om systemets syfte vilket framgår av tabell 85 nedan.

Tabell 85 – Bedömd användarvänlighet, attraktionsvärde och återkoppling för insamlingslösningar i system 5 samt den totala bedömningen avrundad mot det lägre betyget.

	Köksavfallskvarn	Kommentar	Vakuum toalett	Kommentar	Totalt
Användarvänlighet	Medel	Bekvämt pga minskad kontakt med matavfall. Nackdel pga buller.	Hög	Buller minskat i nya modeller	Medel
Attraktionsvärde	Medel		Hög	Buller minskat i nya modeller	Medel
Återkoppling	Hög	Kräver aktiv användning + buller + felsortering ej möjlig	Hög	Synligt pga rördiameter + ljud	Hög

Flexibilitet & Driftsäkerhet

System 5 skiljer sig mycket från nuvarande system för matavfall och svartvatten i Helsingborg. Införandet av vakuumteknik får ses som en mycket kraftig förändring som kräver installation och underhåll vakuumtoaletter, uppsamlingstankar, vakuumledningsnät och vakuumpumpar. Systemet blir mycket svårt att samköra med nuvarande system då det inte bygger på vatten som transportmedium utan kräver ett helt eget tekniskt system vilket gör eventuell omkonstruktion tillbaka till nuvarande system problematisk. Flexibiliteten får därmed anses vara låg då omkonstruktion till vattenburet system kräver stora förändringar på diameter i rörläggningar i hus och marknivå även om systemet kopplas till befintligt kombinerat avlopp. Vidare läggs vakuumrör mycket grundare och utan lutning som är fallet för självfallssystem vilket medför att byte till vattenburet system inte kan följa samma ledningsdragning. De driftsproblem som finns rapporterade rör mest stopp på grund av felanvändning vilket även har rapporterats minska i takt med att de boende vänjer sig vid systemet. Inläckage av vatten till systemet har även rapporterats vilket kan vara ett problem, dock har vakuumsystem fördelen att eventuella läckor upptäcks hastigare på grund av det påföljande tryckfallet i systemet. Systemet riskerar inte heller igensättning på grund av låg fallhöjd då vakuumsystem inte kräver någon lutning under transporten vilken är en fördel gentemot vattenburen transport av matavfall och svartvatten i H+ området som får bedömas lida av låg fallhöjd. Inga större problem med vakuumledningsnätet har ännu rapporterats från implementerade system och sammanfattningsvis kan driftsäkerheten anses 5 vara hög.

7. DISKUSSION

De undersökta systemen visar på markanta skillnader men även likheter systemen emellan. Diskussionsdelen har delats upp i underrubriker som behandlar de centrala delarna av studien samt de viktigaste frågeställningarna som framkommit. För att underlätta utvärderingen av de undersökta systemen har även resultaten för de utvärderingsparametrar som kan kvantifieras sammanställts i tabell 85.

Tabell 85 – Sammanställning av kvantifierbara utvärderingsparametrar i de undersökta systemen. *System 5 innehåller två alternativ varför två svar ges, det till vänster är för kombinationen UASB-ST + struvitfällning medan det till höger är för kombinationen membranreaktor + omvänd osmos.

Parameter	System 1	System 2	System 3	System 4	System 5*
Metanproduktion (NL / pe*dygn)	17,2	21,3	27,2	26,6	34,0
Återvinning av näringsämnen					
- kg P / pe*år	0,39	0,49	0,52	0,52	0,46 / 0,54
- kg N / pe*år	0,6	0,9	0,9	0,9	0,1 / 4,5
- Cd/P-kvot	23 / 26	7	8	8	8 / 8
Relativt bidrag till Miljöprofil H+					
- Energineutralitet för Helsingborg 2035	-	-	0	0	+
- Energin som används är 100% förnybar	-	-	0	0	+
- Klimatpåverkande utsläpp går mot noll	0	0	0	0	0
- Förbättrad hushållning med naturresurser	-	+	+	+	+
- Yteffektivt utnyttjande av byggnader och mark	0	0	0	+	+
- Resurssparande avfallsåtervinning	-	0	0	+	+
- Miljöprofil skall inspirera genom att vara synlig och påtaglig	0	0	0	0	+
- *Median*	-	*0*	*0*	*0*	+
Användarvänlighet					
- Användarvänlighet	Medel	Medel	Medel	Medel	Medel
- Attraktionsvärde	Medel	Medel	Medel	Medel	Medel
- Återkoppling	Medel	Medel	Medel	Medel	Hög
Flexibilitet & Driftsäkerhet					
- Flexibilitet	Medel	Hög	Medel	Hög	Låg
- Driftsäkerhet	Hög	Medel	Medel	Medel	Hög

Metanproduktion

Metanproduktionen för alla system samt den relativa metanproduktionen gentemot nuvarande system presenteras i tabell 8. Som synes genererar system 2-5 alla 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 86- Resultat från känslighetsanalys över metanproduktion där samtliga system tillskrivits samma utsorteringsnivå och förluster vid transport.

	System 1	System 2	System 3	System 4	System 5 UASB-ST	System 5 - MBR
Metanproduktion (NL CH_4/pe*dygn)	17,2	21,3	27,2	26,6	34,0	34,0
- % mot system 1	-	124 %	158 %	155 %	197 %	197 %
Substrattillförsel till rötkammare						
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 har framkommit i studien att tillförseln av organiskt material till rötkamrarna inte i någon större utsträckning beror på insamlings- eller transportteknik utan främst på val av förbehandlingsteknik. I nuvarande behandling 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 i nuvarande system (47 %). Resultaten för detta scenario visas i tabell 87 och det framgår att skillnaden mot nuvarande system fortfarande är markanta. Vidare visas i tabell 87 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 effektivisering av förbehandling i avseende på avskiljning av organiskt material till rötkammare kan göras om intresse för ökad biogasproduktion finns.

Tabell 87 - Resultat över metanproduktion och avskiljning av organiskt material till rötkammare i scenario 1) samtliga system har samma utsorteringsgrad av matavfall. 2) Samtliga system har samma utsorteringsgrad av matavfall samt att 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 ($NLCH_4$/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 CH_4/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 förbättras kraftigt genom val av förbehandlingsteknik. Förbehandlingsteknikerna i många system är kraftigt beroende av insamlingstekniken varför dessas påverkan på potentialen för biogasproduktion inte skall bortses från.

Separat rötning av svartvatten och matavfall

Vid genomgång av substratinnehåll och processparametrar framkom att både matavfall och svartvatten, varav urin är den största delkällan. 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 rötkamrarna. Detta kan leda till att rötprocessen inhiberas till följd av att ammoniakkoncentrationen blir för hög. De beräknade halterna i denna studie ligger i vissa fall över rapporerade minimumnivåer för ammoniakinhibering vid antagande om en omvandlingsgrad av totalkväve till ammoniakkväve på 80 % vilket framkommer av tabell 88 nedan.

Tabell 88 – Koncentration totalkväve (Tot-N) som förs till rötkamrarna i respektive system samt koncentrationen ammoniakkväve om 80 % omvandling från totalkväve sker under rötprocessen. Samtliga koncentrationer återges med 2 värdesiffor.

	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
- Ammoniakkväve om 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 alarmerande 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 praktisk möjligt att röta svartvatten tillsammans med matavfall men särskild övervakning av kvävehalten i rötprocessen bör beaktas.

Angående rötning av substraten så antas i system 2-5 att rötning sker i separat rökammare, med fördel belägen på Öresundsverket. Volymen som behövs för en sådan rötkammare har beräknats i tabell 89 nedan 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. Dock är reaktorerna i samtliga system relativt små i jämförelse med den totala rötkammarvolymen på avloppsreningsverk i samma storleksordning som Öresundsverket (> 6 000m^3). I system 5 hålls reaktorvolymen nere trots de relativt utspädda strömmarna genom bruk av reaktorer som separerar slamuppehållstiden från den hydrauliska uppehållstiden. Även om rötkammaren skulle överdimensioneras med 15 %, vilket även det visas i tabell 89, så hamnar reaktorstorleken för samtliga system under, i vissa fall mycket under, 5 00 m^3 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 rötkammare vilket ökar ytbehovet.

Tabell 89 – Aktiva reaktorvolymer som behövs för separat rötning av svartvatten och matavfall i undersökta system samt volymer ifall 15 % överdimensionering antas. Volymer för membranreaktor (MBR) är beräknade för en HRT på 3,8 dygn vilket använts i 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

Återvinning av näringsämnen

Potentialen för återvinning av fosfor visas nedan i Tabell 90. Som synes ger sorterande system, till följd av ökad tillförsel av organiskt material till rötkammare, högre potentialer för återvinning av fosfor och kväve än för det nuvarande systemet.

Tabell 90 – Jämförelse över potentialen för återvinning av fosfor och kväve i de undersökta systemen.

Genererat Biogödsel	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 nuvarande system	-	*128 %*	*136 %*	*136 %*	*119 %*	*141 %*
Tot-N (kg/pe*år)	0,6	0,9	0,9	0,9	0,1	4,5
- Relativt nuvarande system	-	*145 %*	*157 %*	*152 %*	*15 %*	*756 %*

I beräkningarna för system 1 är det dock inte medräknat vad som sker med rejektströmmen från slamcentrifugeringen efter rötning. För Öresundsverket 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 fosforn 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. Alternativt kan det antas att rejektströmmen förses med struvitfällning som, i likhet med antaganden om struvitfällning i övriga system, tillvaratar 90 % av fosforn 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 nedan i tabell 91. Det framgår av tabellen att fosforåtervinningen i dessa fall inte ökar markant med separerande system.

Tabell 91 – Jämförelse på återvinning av fosfor och kväve då system 1 kompletterats med struvitfällning vilket ökar återvinningen av fosfor och kväve.

Genererat Biogödsel	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 nuvarande system	-	*107 %*	*113 %*	*112 %*	*98 %*	*116 %*
Tot-N (kg/pe*år)	0,7	0,9	0,9	0,9	0,1	4,5
- Relativt nuvarande system	-	*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. Den beräknade koncentrationen av metaller i rötresten för de undersökta systemen

har sammanställts i tabell 92 nedan tillsammans med rapporterade halter för nuvarande system och det framgår att båda rötrester 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 rötrester som gjorts, lägre än i nuvarande rötrester. Detta medför att rötrester från separerande system håller en högre kvalité och är mer attraktiva för återförsel till jordbruksmark. Metallhalterna i undersökta system presenteras i tabell 92 och kan i tabell 93 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 92 – Beräknade metallkoncentrationer i rötrest från system 2-5 angivet i mg / kg TS samt rapporterade metallkoncentrationer för år 2011 i rötrest från Filbornaanläggningen i samma enhet (NSR, 2011; NSVA, 2011). Vidare anges Cd/P-kvot för samtliga system i mg Cd/kg P. Samtliga data återges med 2 värdesiffor.

Ämne	System 1 Matavfall Filborna	System 1 Slam Öresunds verket	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 93 – 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.

Gränsvärde	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 94 nedan, finner man att metallkoncentrationen är ungefär lika hög mellan samtliga sorterande system (system 2-5) och att de alla är mycket lägre än för

nuvarande rötrester. Ingen större skillnad kan dock ses mellan de sorterande systemen i avseende på metallkocentration.

Tabell 94 – Beräknade metallkoncentrationer i rötrest från system 2-5 angivet i mg / kg P samt metallkoncentrationer i rötrest från Filbornaanläggningen och Öresundsverket i samma enhet. Samtliga resultat återges med max 2 värdesiffor.

Ämne	System 1 Matavfall Filborna	System 1 Slam Öresunds verket	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 90 ovan. Det är viktigt att förstå att för system där hela rötresten återvinns som biogödsel (system 1-4) så beror återvinningsgraden enbart på mängden organiskt material som förs till rötkammaren 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 utröna hur mycket näringsämnen i rötresten som kommer från svartvatten respektive matavfall. Detta har beräknats i tabell 95 nedan och kan även antas vara representativt för hur fördelningen i återvunna näringsämnen ser ut. Det framgår av tabell 95 att endast en mindre del av näringsämnena härstammar från matavfall. Detta beror delvis på att mängden matavfall som förs till rötkamrarna är lägre än den för svartvatten i samtliga system men främst på att koncentrationen av både fosfor och kväve är högre i svartvatten.

Tabell 95 – 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 behandlingsmöjligheter för att reducera läkemedelsrester och patogener finns är det viktigt att inte glömma att svartvatten är den största källan till dessa substrat av ett hushålls avfallsströmmar 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 separerande system. Dock ökar inte de senare återvinningen av fosfor nämnvärt. I de undersökta sorterande system ökar dock återvinningen av kväve proportionerligt mot mängden av organiskt material som förs till rötkammaren samt kan ökas kraftigt vid användning av omvänd osmos.

Miljöprofil H+

Samtliga systems bedömda bidrag till de utvalda delmålen från Miljöprofil H+ visas i tabell 85 ovan. Det bör här påminnas om att bedömningen i varje system har skett relativt de övriga för att undvika alltför liknande resultat och därmed accentuera skillnaderna mellan systemen. Det framkommer av tabell 85 att bidragen till att uppfylla delmålen ökar för varje system och att system 5 således bedöms ge det högsta bidraget till delmålen. Ökningen mellan systemen har flera orsaker men nämnvärt är att den ökade metanproduktionen i system 2-5 får stort genomslag då detta påverkar både målet om energineutralitet och det om 100 % förnybar energi. Vidare anses samtliga system utöver nuvarande ge högre bidrag till målet om hushållning med naturresurser samt resurssparande avfallsåtervinning. Vidare bedöms system 4 och 5 ge ett högre bidrag till målet om yteffektivt utnyttjande av mark än övriga

system och endast system 5 anses ge ett högre bidrag än övriga system till målet om inspiration genom synlig och påtaglig miljöprofil.

Kring bedömningarna ovan är flera saker nämnvärda. Först bör valet att ge relativa bedömningar kommenteras med att samtliga system bidrar till att uppfylla samma mål. De relativa bedömningarna var därför nödvändiga för att särskilja hur mycket systemen bidrar till målen snarare än att de faktiskt bidrar. Om önskan är att implementerat system skall bidra till Miljöprofil H+ är alltså samtliga undersökta system fullgoda.

Vidare bör det nämnas att bedömningar kring systemens bidrag till att uppfylla delmålen i Miljöprofil H+ inte är utförda enligt en standardiserad metod utan är gjorda baserade på tidigare, och inom ramen för denna studie, erhållen erfarenhet. De främsta motiveringarna bakom bedömningarna står dock i de sammanfattande tabellerna kring de utvalda delmålen som återfinns under varje systembeskrivning ovan i rapporten.

Sammanfattningsvis bidrar alltså samtliga undersökta system till att uppfylla de utvalda delmålen i Miljöprofil H+, dock är det skillnader i relativt bidrag då system 1 bedöms bidra minst till att uppfylla målen medan system 5 bedöms bidra allra mest.

Användarvänlighet

Inom studien beslöts att bedöma systemen utifrån användarvänlighet, attraktionsvärde samt återkoppling. Bedömningarna utfördes, i likhet med för Miljöprofil H+, subjektivt av författarna främst baserat på rapporterade undersökningar och erfarenheter men även till en mindre del på antaganden vilka återges under respektive systembeskrivning. Dock utfördes dessa bedömningar inte relativt övriga system utan varje system betygsattes endast för deras bedömda påverkan på användarvänlighet. Detta är en stor anledning till att systemen får mycket liknande bedömningar. Vidare är det enbart systemens insamlingssystem som bidrar till användarvänlighet, attraktionskraft respektive återkoppling vilket också likriktar bedömningen då systemens insamlingssystem i de flesta fall inte skiljer sig mycket ifrån varandra. De enda markanta skillnaderna är de mellan val av insamlingssystem för matavfall (påse eller köksavfallskvarn) eller valet av vakuumburen insamling mot vattenburen (system 5 mot övriga system). För Insamlingen av matavfall så bedömdes det i denna studie inte föreligga någon skillnad mellan insamling i påse respektive insamling med köksavfallskvarn. Detta då båda system har fördelar respektive nackdelar i avseende på användarvänlighet och attraktionskraft som bedömdes ta ut varandra. Vidare ansågs båda system i lika hög utsträckning genom sin utformning bidra till att återkoppla systemets syfte till användaren då de skiljer sig tydligt från övrig sophantering.

Vakuumsystemet är det insamlingssystemet för svartvatten som skiljer sig systemen emellan och det bedöms sänka attraktionsvärdet något på grund av buller men samtidigt vara det enda som ger en ökad återkoppling kring systemets syfte jämfört med övriga toalettsystem.

Det är möjligt att bedömda skillnader systemen emellan i användarvänlighet, attraktionsvärde och återkoppling också i viss mån kan anses vara relativa vilka system som i övrigt implementeras i samhället. Det vill säga, ett vakuumsystems bedömda ökade återkoppling ligger i skillnaden mot det konventionella vattenburna systemet. Det kan antas att användaren till viss del påminns om systemets syfte enbart för att det är annorlunda mot det hen i vanliga fall använder. Denna effekt skulle således förloras om systemet inte längre

upplevdes som annorlunda av användaren utan blev så osynligt som nuvarande VA-lösningar har rapporterats vara i andra studier nämnda i denna rapport. Dock kan man diskutera att köksavfallskvarnar inte skulle tappa återkopplingen till användaren då dessa system aktivt återkopplar till användaren genom att sortering av fel material leder till stopp eller att kvarnen går sönder.

Sammanfattningsvis får samtliga system liknande betyg i avseende på användarvänlighet, attraktionsvärde och återkoppling. Detta beror främst på att systemen inte bedöms relativt varandra men även på att systems olika insamlingsmetoder har fördelar och nackdelar som tar ut varandra och därmed ges samma bedömda resultat trots insamlingsmetodernas olika utformning.

Flexibilitet och driftsäkerhet

Parametrarna flexibilitet och driftssäkerhet har inte blivit kvantifierade eller bedömda likt övriga utvärderingsparametrar. Istället har det under varje system förts fram rapporterade svagheter och styrkor med systemets teknik samt först en mindre diskussion kring systemets flexibilitet gentemot övrig teknik. Detta bedömdes som ett lämpligare sätt att hantera dessa parametrar, särskilt då flera av teknikerna endast finns implementerade i fallstudieområden (låt vara med lång erfarenhet) varför rapporterade problem med dessa tekniker med stor sannolikhet inkluderar fel som hade arbetats bort om systemet implementerats i större skala. Detta då nya rutiner och ökad kunskap kommer att utarbetas hos teknisk personal och driftsövervakare i takt med implementeringen. Det kan även diskuteras om inte driftssäkerheten för samtliga undersökta system till syvende och sist beror på den kombination av kunskap och metodutvecklande för underhåll som måste utvecklas hos personalen som arbetar med systemet. Detta torde vara mest avgörande för att skapa en hög driftssäkerhet även om de för- och nackdelar som nämnts i bedömningarna ovan under varje system självklart är viktiga och är de som har diskuterats inom denna studie.

Flexibiliteten däremot kan anses vara mer avhängig de faktiska installationerna och är därmed en parameter som är lättare att bedöma. Det har i denna studie inkluderat stort fokus på hur möjligt det är att ändra transportmetod vilket diskuterats under respektive system ovan. Det som dock inte framkommer i diskussionen, och som kanske borde inkluderas i en flexibilitetsbedömning, är vilken kostnad en eventuell omkonstruktion skulle medföra. Resonemangen som framförs under systemen i denna studie kretsar mer kring vidden av fysiska ingrepp vilket med stor sannolikhet även reflekterar kostnaden för att ändra system men måste inte göra det.

Avslutningsvis bör de viktigaste diskussionspunkterna ur systembedömningarna nämnas. Främst att separata ledningar för svartvatten (SV-ledning) och för matavfall tillsammans med svartvatten (MASV-ledning) har visats kunna drabbas av stopp då flödesmängden eller självfallet varit lågt. Då detta kan anses vara representativt för H+ området bör extra vaksamhet i aktas vid planering av sådana ledningar. Det kan behöva inkluderas extra brunnar för spolning eller övervakning av ledningsnät. Dock förtjänar det att nämnas att få rapporter nämner stopp som ett problem varför denna risk inte skall överdrivas (Karlsson et al., 2008; Rydhagen, 2003; WRS 2001).

Vakuumsystem behöver också en extra kommentar då dessa system skiljer sig radikalt ifrån övrig insamling i rörledning. Inte så mycket på grund av transportmedium (0,5 bars

undertryck + spolvatten) utan snarare att diametern på rörledningar är betydligt mindre för övriga system. Detta kan både spara utrymme och underhållskostnader men bör även betraktas som problematiskt ur flexibilitetssynpunkt då extra utrymme behöver skapas om system skall bytas till vattenburna ledningar. Även dragning i mark ser radikalt annorlunda ut för vakuumledningar som, på grund av storlek och att de inte behöver självfall vid transport, kan ligga betydligt grundare än vattenburna ledningar varför planläggning av rördragning kan se betydligt annorlunda ut för vakuumburna system kontra vattenburna.

Kostnader & energiförbrukning

En kritisk aspekt kring separerade 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 undersökta 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 ske genom att bortledas 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 kvävereningsprocess i ett sådant system då ökad avskiljning sker i primärsedimentering (Siegrist et al., 2008).

Det finns även finns 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 i H+ området beroende på metodval och närhet till det centralt belagda Öresundsverket. Ingen komplett hanteringsanläggning behöver därmed konstrueras för ett separerande 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 Öresundsverket bedöms vara ett problem.

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 ouppvärmda, 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 koncensus i publicerad litteratur om system, liknande de i denna studie, skulle medföra en ökad kostnad mot dagens system eller ej. Vidare är de i denna studien undersökta systemen inte helt jämförbara med de system som undersökts i de refererade källorna. De främsta skillnaderna är att inget i denna studie undersökt system behöver en komplett separat behandlingsanläggning samt att transportsträckorna är korta vilket kan minska kostnaderna för underhåll av avloppsnät. Det är därför svårt att bedöma huruvida något av de undersökta systemen skulle bli dyrare än nuvarande system utifrån andra källor till ekonomiska beräkningar utan en separat utvärdering över de H+ specifika förutsättningarna (tillgång till lokalt beläget avloppsreningsverk samt korta transportsträckor till det senare) behöver göras för att utreda detta.

Systemdiskussioner

Systemdiskussion – system 1

System 1 är nuvarande system och är därmed mycket beprövat. Installationer, utrustning och kunskap finns redan implementerat vilket är systemets stora styrka. Dess svagheter ligger främst i kvaliten på biogödseln 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 vid både Filborna och Öresundsverket. Vidare överskrider driftskostnaderna 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 driftskostnaderna 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; Trölsch, 2012). För matavfall har Bernstad Saraiva Schott (2012) beräknat att kostnaderna för ett liknande system är högre än för system med köksavfallskvarnar främst på grund av soprum och transporter.

Svagheterna med system 1 kan dock minskas. Om separerat avloppssystem byggs ut i Helsingborg (arbete som långsamt men kontinuerligt sker) så separeras åtminstone dagvatten från biogödseln vilket kommer att minska metallinnehållet i detsamma, dock inte ned till de nivåer som för ett biogödsel från samröting 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 ändras utan att det medför kostsamma förändringar som kan vara fallet då matavfall transporterats i rörledningar.

Systemdiskussion – system 2

Sammantaget kräver system 2 relativt små förändringar mot nuvarande system i form av separata SV-ledningar. Dessa läggs med fördel bredvid det kombinerade avloppet och behöver inte, då flödesvolymerna blir relativt konstanta över året, vara särskilt stora i förhållande till det förra. 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 reningsverk varför den energikrävande luftningen i aktivslamsteget kan minskas. Till denna kostnad bör även värdet av återförda näringsämnen tillräknas vars värde 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.

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 biogödsel än dagen system 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. Vidare går en viss del av matavfallet förlorat med utgående vatten till kombinerat avlopp och får därmed hanteras vid avloppsreningsverk. Beräkningarna i denna studie visade att detta inte påverkar biogasproduktionen i större omfattning men en de näringsämnen som behandlas på detta viss kommer att hamna i en rötrest med högre metallkoncentration än för separerade 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 att behandlingsanläggningen inte behöver vara belägen på Öresundsverket dit matavfallet leds i de system som det samlas in i rörledningar.

Systemdiskussion – system 4

System 4 kräver, i likhet med system 3, förändringar mot nuvarande system både i avseende på matavfall och 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.

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 ur ett H+ perspektiv nämnas att ytanvändningen vid Öresundsverket 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 biogasproduktion 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 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. Kombinationen av UASB-ST reaktor med efterföljande struvitfällning bör 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.

Avslutande frågeställning kring systemdiskussioner

Sammanfattas resultaten och diskussionen ovan visar de att sorterande system jämfört med nuvarande system medför ökad biogasproduktion, renare biogödsel (men knappt ökad återförsel av fosfor) samt att användarvänligheten förblir densamma som för nuvarande system. Med byte av system kommer dock ny kunskap och driftsrutiner behöver arbetas in. Vidare kan nuvarande system kompletteras för att minska, men ej helt utjämna, skillnaderna mellan nuvarande system och separerande system.

En frågeställning infinner sig härmed vad som värderas i H+ arbetet. Biogasproduktionen kan ökas med 100 % vid val av separerande system, men utgör detta en substantiell del av delmålet om energineutralitet för Helsingborg 2035? Vidare bör det diskuteras i vilken form återvinning av näringsämnen är attraktivt. Biogödsel återför förutom kväve och fosfor även andra näringsämnen samt mullbildande ämnen till jorden men måste behandlas för patogener och eventuellt även läkemedelsrester och hormoner. Annan teknik utarbetas i dag för enbart återvinning av fosfor eller kväve ifrån exempelvis aska från slamförbränning vilket kan vara alternativ till återförsel av hela rötresten.

8. SLUTSATS OCH REKOMMENDATIONER

Slutsatser

- Biogasproduktionen från svartvatten och matavfall kan ökas med maximalt 100 % genom att införa separerande system, främst genom att förluster i förbehandlingen minskas.

- Separerande system ökar kvalitén på rötresten markant i avseende på metallinnehåll. Däremot finns ingen skillnad mellan de sorterande systemen.

- Skillnaderna i biogasproduktion och kvalitet på rötrest mot nuvarande system kan minskas, men ej helt utjämnas, om dagvatten avskiljs från avloppssystemet i Helsingborg eller om rejektet från nuvarande förbehandling av matavfall rötas.

- Undersökta system bidrar i stigande ordning till att uppfylla delmålen i Miljöprofil H+, där det bedöms att vakuumsystemet ges det högsta bidraget relativt de övriga systemen.

- Samtliga system får liknande betyg i avseende på bedömd användarvänlighet och attraktionsvärde. Endast vakuumsystemet anses öka återkopplingen då tekniken skiljer sig drastiskt från det brukaren är van vid, en skillnad som dock kan försvinna när systemet inte upplevs som annorlunda längre.

- Byte av tekniskt system kräver att nya rutiner utarbetas men driftsäkerheten bör inte bli lidande med sorterande system då detta görs. Flexibiliteten hos undersökta system bedöms vara lägst för vakuumtekniken då denna medför en liten rördiameter som gör omkonstruktion till vattenburet system komplicerat.

- Det finns studier som visar att sorterande system är lika, eller mindre, kostsamma än konventionell behandling men det finns även studier som visar att sorterande system ökar driftskostnaden. De system som undersöks i denna studie passar inte in helt i endera beskrivningen varför osäkerhet får anses råda i kostnadsfrågan.

- Angående fallstudieområden återfinns få implementerade system för separat anaerob behandling av svartvatten och matavfall i Europa. I de fall de återfinns är det övervägande med vakuumbaserade system.

Rekommendationer

- En kostnadsanalys över utvalda system gentemot nuvarande system bör göras för att inkludera den ekonomiska aspekten. Data samt referenser i denna studie bör underlätta ett sådant arbete. I en ekonomisk analys bör även värdet av miljömål i

Miljöprofil H+ nämnas samt hänsyn tas till eventuella framtida förändringar på behov av samt kvalitetskrav på återvinning av näringsämnena kväve och fosfor från rötrest.

- H+ arbetsgruppen bör kvantifiera värdet av att arbeta mot målen i Miljöprofil H+ då det i alternativa scenarion som undersökts i denna studie visats att nuvarande behandling kan kompletteras för att minska skillnaderna i metanproduktion samt kvalitet på rötrest mot separerande system. Dock kan ej skillnaderna helt utjämnas och därutöver kan det finnas politiska skäl att införa sorterande system beroende på hur viktig H+ områdets miljöprofil bedöms vara.

9. FALLSTUDIEOMRÅDEN

Inom projektet eftersöktes områden där anaerob behandling av matavfall och svartvatten var implementerade. Tanken var att 2-3 av dessa områden skulle utvärderas särskilt noga i avseende att inhämta driftserfarenheter och boendeaspekter för att underlätta utvärderingen av de i denna studie undersökta systemen. Eftersökningen av områden skedde inte som en konventionell litteraturstudie utan grundade sig enbart på publicerat material varefter mer uppdaterad information erhölls via mail- och telefonkorrespondens.

Eftersökningen skall heller inte ses som en komplett översikt av implementerade system för anaerob behandling matavfall och svartvatten då studien begränsades till att finna 2-3 representativa områden. Nedan i tabell 96 presenteras undersökta områden samt de områden som valdes ut för en noggrannare fallstudie. Sammanfattningsvis kan det sägas att få system för anaerob behandling av matavfall och svartvatten verkar finnas implementerade. I de fall system återfanns var de oftast mycket små. Den största delen av projekten är belägna i Tyskland eller Nederländerna.

Tabell 96 – Funna områden med anaerob behandling av matavfall och svartvatten av intresse. Fetmarkerade områden beskrivs noggrannare i denna studie.

Projekt	Plats	Projekttid	Kontakt
Jenfelder Au	*Hamburg (DE)*	*2013/2014 - framåt*	*Hamburg Wasser*
Lemmerweg Oost	***Sneek (NL)***	***2006 - framåt***	***DeSaH***
Noorderhoek Sneek	***Sneek (NL)***	***2010 - framåt***	***DeSaH***
Simfereopol	Sneek (NL)	?	DeSaH
Flintenbreite	Lübeck (DE)	1997 - framåt	Otterwasser GmbH
DEUS 21	***Knislingen (DE)***	***2004 - framåt***	***Fraunhofer Institut***
CSTS	Berlin (DE)	2003 - 2006	Berliner Wasserbetriebe
Arbeiten & Wohnen	Freiburg (DE)	1999 - framåt	Aturus
Östarkade	Frankfurt (DE)	2002 - framåt	KfW Bankengruppe

Området Jenfelder Au står med i tabellen trots att detta område inte är färdigkonstruerat. Detta då detta område kommer att bli det överlägset största implementeringen av anaerob behandling av matavfall och svartvatten jämfört med andra undersökta system när det står färdigt. Området kommer att bestå 630 hushåll fördelade på 35 ha och hysa 2000 pe samt inkludera lösningar för matavfall, dag-, BDT- och svartvatten. Svartvattnet kommer att samlas in med vakuumsystem och energin från biogasen användas för att värma biogasprocessen, hushåll samt för att driva bergvärmepumpar. Projektet drivs av Hamburg stad, Hamburg Wasser och lokala byggherrar (Augustin opubl.).

DEUS 21 (DE)

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 implementerades i nybyggda villor på området ”Am Römerwerg” i staden Knittlingen utanför Stüttgart (DEUS21, 2012). Projektet inkluderade 100 hushåll (ca 300 personer) och genomfördes av Fraunhofer Institut i Stüttgart, Institutet för Siedlungswasserwirtschaft (vattenkvalitet) i Aachen, nio industripartners samt motsvarigheten för kommunal styrelse (DEUS21, 2012).

Figur 16 - Foto över den lokala behandlingsanläggningen "Das Wasserhaus". Foto med tillstånd av Fraunhofer Institut, Stuttgart.

Hushållen består främst av enfamiljsbostäder men även ett fåtal flerfamiljshus (Hiessl, 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).

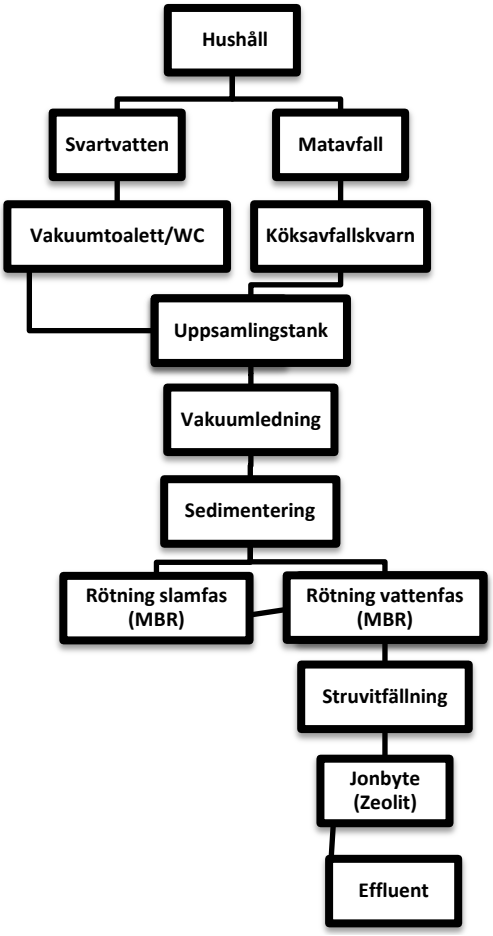
Systembeskrivning

DEUS21-projektet inkluderar systemlösningar för regnvatten, BDT-vatten, matavfall och svartvatten varav endast de senare behandlas i detalj här. 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 en på tomterna belägna uppsamlingstankar 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 processchema över avlopp som leds till behandlingsanläggningen och efterföljande behandling ses i figur 17. Ett foto av anläggningen kan även ses i figur 16 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-

2h uppehållstid (Mohr, 2012). Sedimenterat slam (ca 2 % av totala utflödet med ca 3 % TS-halt) pumpas vidare till en mesofil 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 ouppvärmd MBR med 12 – 24 h HRT (Mohr, 2012). Det uppskattas att ca 50 % av till behandlingsanläggningen inkommande VS rötas i respektive reaktor (Mohr, 2012). Biogas samlas in från båda membranbioreaktorerna samt ifrån utgående vattenfas från den ouppvärmda 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). Gasblandingen förs sedan till förbränning tillsammans med övrig biogas (Mohr, 2012).



Figur 17 - Processchema över insamling och behandling av utvalda strömmar i DEUS21.

På den utgående vattenfasen från den ouppvärmda 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).

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).

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 uppsamlingstankarna, 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 installerades 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).

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 intervjugruppens kommentarer inte är från en grupp av människor med starkt intresse i miljöfrågor eller i tekniken som sådan. Det framkom i undersökningen att användarnas acceptans av projektet och dess innovativa lösningar korresponderade mot den grad av information som samma användare upplevde sig ha mottagit i anslutning till köp av mark och konstruktion av husen (Tettenborn, 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 projekttiden 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 följd var mer nöjda med systemet (Tettenborn, 2012). Under projekttiden har det

också framkommit att kunskap kring systemet och dess funktion gradvis förloras 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).

Kostnad

Driftskostanden 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 vakuumsledningsnät 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 sklulle kunna betalas av utan att avgiften skulle bli högre än nuvarande VA-taxa (Hiessl, 2012).

Nuvarande status (augusti 2012)

I dagsläget är 80 % av de 100 tomterna är 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 arbeta 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 97 nedan.

Tabell 97. Sammanställning av fallstudieområdet.

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

Källor och relaterat material

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

Harald Hiessl, 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.

Sneek Lemmerweg & Sneek Noorderhoek (NL)

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). Områdena består av 32 flerfamiljshus (Lemmerweg) respektive 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 18 och 19.

Figur 198 – Bostäder i Sneek Noorderhoek

Figur 189 - Bostäder i Sneek Lemmerweg

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.

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 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.

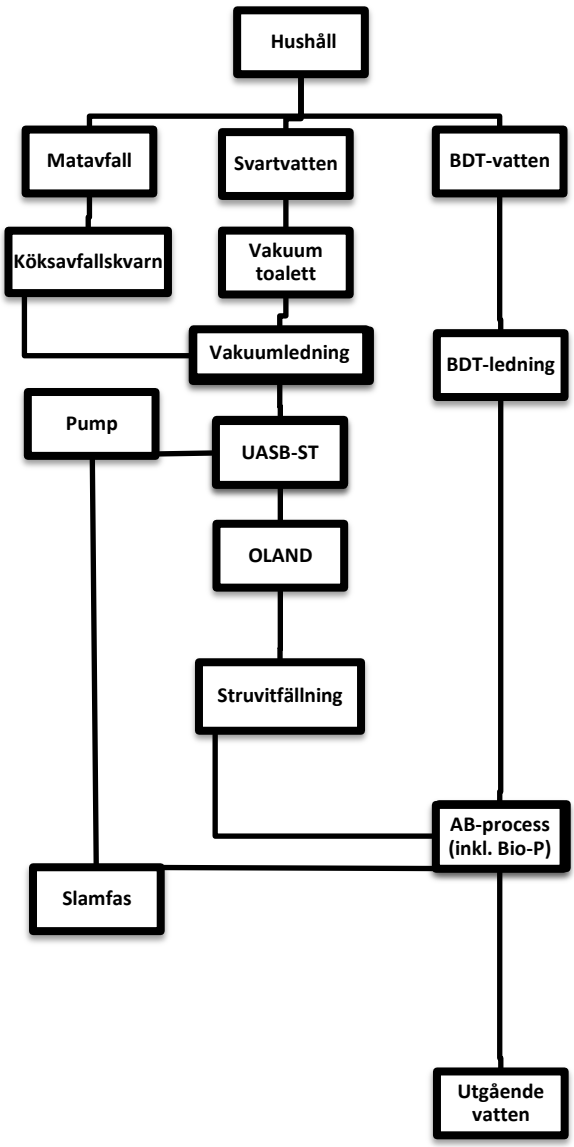
Utgående vatten från UASB-ST reaktorn förs till ett kvävereningssteg med OLAND-process (oxygen-limited autotrophic nitrification denitrification) i vilken ammoniak oxideras till kvävgas utan behov av extern kolkälla. Vattnet från UASB-ST är fortfarande varmt när det når OLAND-reaktorn och processen får 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 21.

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 tvågstegs 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 skiljer sig endast från det på Lemmerweg i ett fåtal avseenden. 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. Processchema över behandlingen i Noorderhoek visas i figur 20.



Figur 20 - Processchema över insamling och behandling av substrat i Sneek Noorderhoek.

Metanproduktion och näringsåtervinning

Den producerade biogasen renas från vätesulfid och bränns sedan för varmvattensproduktion (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). Det 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 vart 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).

Figur 21 - OLAND-reaktor i Sneek Noorderhoek.

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 underhållsarbete 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 med leder till ursköljning av biomassa (Meulman, 2012). Inga problem rörande rörledningar har rapporterats (Meulman, 2012).

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 spolar 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 tidsvisa felanvändningen av systemen.

Kostnad

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

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 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 syns i tabell 89 nedan.

Tabell 98. Sammanställning av fallstudieområdena.

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

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

10. 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 Sciences 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 matavfallskverner på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling.* Oslo, Norsk vannteknologisk senter A/S

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.

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.

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., Petterson, 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, Montral, Canada.*

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.

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.

Gille, J., Strömqvist, J., Foung, C., Kisch, P. & Thidell, Å. (2010). *Projekt H+, Miljöprofil H+.* Helsingborg: H+ kontoret.

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 DATUM. 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.

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

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 Sjöstadsverket, Stockholm.* Rapport 2008:08. Stockholm, Svenskt Vatten Utveckling.

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.

Johansson, C. & Svensson, S.E. (2012). *Halter av 60 spårelement i klosettvatten för fastställande av klosettvattenkvalitet – förstudie.* Rapport SVU 2012-05. Stockholm, Svenskt Vatten.

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.

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.

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.

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

Kärrman, E., Lundqvist, A. & Dammberg, 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, Ecoloop.

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.

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

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

RVF (Svenska Renhållningsverksföreningen). (2005). *Innsamling av bioavfall fra flerfamiliehus – løsninger og virkemidler for store fellesløsninger.* Rapport RVF Utveckling 2005:08. Malmö, Svenska Renhållningsverksföreningen.

Rydhagen, B. (2003). *Boendeaspekter 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.

Svenskt Gastekniskt center (SGC) Faktablad (2011). *Biogas – Faktablad om biogas.* Rapport. Malmö, Svenskt Gastekniskt Center.

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 Voorthuizena, E., Zwijnenburga, A., van der Meerb, 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, Hans Bertil. Urban Water, samtal 23 Juli 2012.

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 klosettvatten.* 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 echnology 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.