

Biologisk behandling av
matavfall med avfallskvarn
– En systemanalys

Mikael Asperö Lind



Examensarbete
Stockholm 2009



**KTH Industriell teknik
och management**

Mikael Asperö Lind

Biologisk behandling av matavfall med avfallskvarn

– En systemanalys

Handledare: Erik Kärrman, Urban Water CIT

Handledare och examinator: Björn Frostell, KTH



EXAMENSARBETE

STOCKHOLM 2009

UTFÖRT VID

INDUSTRIELL EKOLOGI

KUNGLIGA TEKNISKA HÖGSKOLAN

TRITA-IM 2009:21

ISSN 1402-7615

Industriell Ekologi,

Kungliga Tekniska Högskolan

www.ima.kth.se

Summary

The municipal sewage treatment plant Käppalaverket and municipally owned waste handling company SÖRAB, both located in the northern part of Stockholm Sweden, have together started the BOA project. BOA means “Biologisk behandling av Organiskt matavfall med hjälp av Avfallskvarnar” which is translated to biological treatment of organic food waste using food waste macerators. The initiative stems from one of Sweden’s national environmental goals: Saying that at least 35 percent of all the organic waste produced by households and companies shall be treated biologically by the year 2010 and that the nutrients from this waste should be used as fertilizer.

In the first phase of the project, seven different scenarios on how to transport the food waste from the households to the digestion chamber were described. To be able to evaluate these scenarios from a societal and sustainability perspective, seven criteria were chosen: technology, environment, work environment, economy, quality, law, and acceptance. The first part of the thesis consisted of formulating indicators from these criteria, through meetings and discussions with different working groups, all consisting of people in the waste and waste water field. After that, a review of available tools was done to find the ones that were best suited for each chosen indicator.

For the indicators that required calculations, Substance Flow Analysis, Life Cycle Analysis, Energy Analysis and Life Cycle Costing were chosen. After the tools had been used the results were given grades depending on how big impact they would have on society. For some of the indicators calculations were not possible and instead a qualitative grading system was used, in which the different working groups graded each scenario depending on the indicator and the grades were weighted and summed together.

Finally, a multi criteria analysis was made together with the project managers from Käppalaverket and SÖRAB, in which the different indicators were discussed and weighted depending on how important they were considered to be. The final result of the multi criteria analysis was that one scenario could be chosen as the most suited for transport of food waste, from the perspective of the chosen indicators and their given weight.

The scenario in which food waste is collected in bins and then transported by car to a central processing plant, and finally transported by car to Käppalaverkets digestion chambers, got the highest score in the multi criteria analysis and is therefore the best scenario from the perspective of the chosen indicators and given weight. But from the multi criteria analysis one could also see that none of the scenarios were given a particularly low score. This opens up for the possibility of combined scenarios where all the residents of the SÖRAB region are given the possibility to recycle their food waste with a bin collecting system, but were there is a will to use systems with a kitchen food waste disposer instead it can be accepted as long as they do not become too popular.

During the work of this thesis several questions have been raised that needs further investigation. One is what happens with the food waste when it is transported in the sewage system and another is how it will change during storage longer than four days. Also, the final results have shown that the impact on climate change from the scenarios could be significantly decreased if a leakage free methane production could be assured and the possibility to use renewable fuels for the collecting cars was investigated.

Sammanfattning

Det kommunalägda avloppsreningsverket Käppalaverket och det kommunalägda avfallsbolaget SÖRAB har tillsammans startat projektet BOA (Biologisk behandling av Organiskt matavfall med hjälp av Avfallskvarnar). Detta för att kunna nå ett av de nationella miljömålen: att 35 procent av allt organiskt avfall från hushåll och verksamheter ska behandlas biologiskt år 2010 och att näringen från detta avfall ska användas som växtnäring på odlingsmark.

I projektets första fas har ett antal tänkbara scenarier utarbetats som beskriver hur matavfallet ska transporteras från hushållen till Käppalaverkets rötkammare. För att kunna jämföra dessa scenarier ur ett samhälls och hållbarhetsperspektiv har sju kriterier valts; Teknik, Miljö, Arbetsmiljö, Ekonomi, Kvalitet, Juridik, och Acceptans. I examensarbetets första del har indikatorer, från kriterierna ovan, formulerats fram tillsammans med olika arbetsgrupper bestående av yrkesverksamma inom avfall och vatten och avlopp. En genomgång av tillgängliga systemanalysverktyg har utförts för att ta fram de som lämpliga för att kunna beräkna och uppskatta de valda indikatorerna.

För indikatorerna som krävt beräkningar har substansflödesanalys, livscykelanalys, energianalys och livscykelkostnad använts. Dessa indikatorer har sedan givits betyg utifrån hur stora påverkningar de innebär för samhället. För indikatorer som inte kunnat beräknas har kvalitativa betygsättningar från de inblandade arbetsgrupperna tagits fram och viktats ihop till ett gemensamt betyg.

Slutligen har en multikriterieanalys utförts tillsammans med de projektansvariga från Käppalaverket och SÖRAB, där de olika indikatorerna har diskuterats och givits olika vikt beroende på hur viktiga de har ansetts. Utifrån denna multikriterieanalys har ett scenario kunnat utses som det bäst lämpade för transport av matavfall, utifrån de valda, betygsatta och viktade indikatorerna.

Utifrån resultaten och multikriterieanalysen har det kunnat fastställas att scenariot med kärllinsamling av matavfall som transporteras med bil till en central förbehandlingsanläggning, för att sedan transporteras med bil till Käppalaverkets rötkammare, är det lämpligaste. Detta eftersom det kombinerar hög flexibilitet och ett relativt högt energinetto med relativt låga systemkostnader och kort genomförandetid. Dock visade det sig i resultaten och multikriterieanalysen att inget av de analyserade scenarierna kunde avfärdas som dåligt. Detta leder till slutsatsen att man bör erbjuda möjligheten till kärllinsamling för alla de boende i SÖRAB-regionen men också vara flexibel för lösningar med köksavfallskvarnar till avlopp och tank så länge dessa sker under kontrollerade former.

Under examensarbetets gång har det framkommit flera frågor som förtjänar vidare undersökningar. En sådan fråga är vad som händer med matavfallet vid transport i det kommunala avlopps nätet och en annan är hur matavfallets sammansättning ändras vid lagring längre än fyra dagar. Dessutom finns det möjligheter att minska scenariernas påverkan av växthuseffekten genom att försäkra en läckagefri fordonsgasproduktion, samt genom att undersöka möjligheterna att driva insamlingsfordonen med bränsle från förnybara energikällor.

Förord

Denna rapport är resultatet av ett examensarbete på 30 poäng inom mastersprogrammet Sustainable Technology vid institutionen Industriell Ekologi på Kungliga Tekniska Högskolan i Stockholm. Arbetet genomfördes hos CIT Urban Water AB i Stockholm under handledning av Erik Kärrman, Urban Water AB, och Björn Frostell, Kungliga Tekniska Högskolan.

Jag vill ge ett stort tack till min handledare Erik Kärrman, som med all sin kunskap och sitt stora nätverk av kontakter varit ovärderlig under arbetets gång, och till Björn Frostell för hjälp att se saker och ting i ett större perspektiv. Jag vill också tacka alla de andra på Urban Water AB, Ecoloop AB och Verna Ekologi AB som har gjort min tid på Mosebacke intressant och rolig. Sedan vill jag tacka alla de inblandade i projektet från Käppalaverket och SÖRAB, och från de olika kommunerna, som hjälpt till och gett värdefull respons under arbetets gång.

Slutligen vill jag tacka min familj och min flickvän för stöd och uppmuntran under det gångna halvåret, utan er hade jag kanske inte klarat hela vägen.

Innehållsförteckning

1. Inledning.....	1
1.1 Bakgrund	1
1.2 Käppalaförbundet	2
1.2.1 Käppalaverkets reningsprocess	2
1.3 SÖRAB.....	3
1.4 BOA-projektet	4
1.4.1 Etapp ett.....	4
1.4.2 Scenarier	4
1.5 Syfte och mål.....	7
1.5.1 Detaljerade mål i löpande tidsordning	7
1.6 Systemavgränsningar	7
2. Metodik	7
2.1 Funktionell enhet.....	7
2.2 Antaganden.....	8
2.2 Valda systemanalysverktyg.....	8
2.2.1 Multikriterieanalys	8
2.2.2 Livscykelanalys	8
2.2.3 Substansflödesanalys.....	9
2.2.4 Livscykelkostnadsanalys	9
2.2.5 Kvalitativ bedömning	9
2.2.6 Riskanalys	9
3. Valda indikatorer.....	10
3.1 Översikt	10
3.2 Teknik.....	10
3.2.1 Driftsäkerhet.....	10
3.2.2 Fordonsgasproduktion	11
3.2.3 Flexibilitet	11
3.2.4 Energinetto	11
3.3 Miljö.....	11
3.3.1 Övergödningsindex	11
3.3.2 Tungmetall till recipient	11
3.3.3 Utsläpp av växthusgaser.....	11
3.4 Arbetsmiljö.....	12
3.4.1 Arbetsmiljö.....	12
3.5 Ekonomi	12
3.5.1 Livscykelkostnad.....	12
3.6 Produktkvalitet	12
3.6.1 Möjlighet att kontrollera matavfallets kvalitet	12
3.6.2 Slamkvalitet.....	12
3.6.3 Fosfor till produktiv mark	12
3.7 Juridik.....	13
3.7.1 Tydlighet i ansvarsfördelningen.....	13
3.8 Acceptans	13
3.8.1 Brukaracceptans för systemet.....	13
3.8.2 Omgivningspåverkan	13
3.8.3 Genomförandetid.....	13

4. Resultat av systemanalys.....	13
4.1 Teknik.....	14
4.1.1 Driftsäkerhet.....	14
4.1.2 Fordonsgasproduktion.....	15
4.1.3 Energinetto.....	16
4.1.4 Flexibilitet.....	17
4.2 Miljö.....	18
4.2.1 Övergödningsindex.....	18
4.2.2 Tungmetall till recipient.....	19
4.2.3 Utsläpp av växthusgaser.....	20
4.3 Arbetsmiljö.....	21
4.3.1 Arbetsmiljö.....	21
4.4 Ekonomi.....	22
4.4.1 Livscykelkostnad.....	22
4.5 Kvalitet.....	23
4.5.1 Möjlighet att kontrollera matavfallets kvalitet.....	23
4.5.2 Slamkvalitet.....	24
4.5.3 Fosfor till produktiv mark.....	25
4.6 Juridik.....	26
4.6.3 Tydlighet i ansvarsfördelning.....	26
4.7 Acceptans.....	27
4.7.1 Brukaracceptans för systemet.....	27
4.7.2 Omgivningspåverkan.....	28
4.7.3 Genomförandetid.....	29
4.8 Multikriterieanalys.....	29
5. Slutsats och diskussion.....	32
5.1 Om scenarierna och resultatet.....	32
5.2 Fortsatta undersökningar.....	33
6. Referenser.....	35
Bilaga 1 – Beräkningar.....	38
1. Indata vid de olika scenarierna.....	38
2. Substansflödesanalys.....	39
2.1 Bräddning.....	39
2.2 Silning vid Käppalaverket.....	39
2.3 Metallrening i Käppalaverket.....	39
2.4 Fosforrening i Käppalaverket.....	39
2.5 Kväverening i Käppalaverket.....	40
2.6 Bortfall i förbehandlingsanläggning.....	40
2.7 Nedbrytning i avloppsledningar.....	40
2.8 Nedbrytning vid lagring.....	41
2.9 Fordonsgasproduktion.....	41
2.10 Övergödningsindex.....	42
2.11 Tungmetall till recipient.....	42
2.12 Fosfor till produktiv mark.....	43
2.13 Slamkvalitet.....	44
2.14 Utsläpp av växthusgaser.....	44
3. Livscykelanalys och Energianalys.....	44
3.1 Svensk elproduktionsmix.....	44
3.2 Avfallstransporter med bil.....	44
3.3 Slamtransporter med bil.....	48

3.4 Faktorer som använts för energi och koldioxidutsläppsberäkningar	49
3.5 Energi utvunnen ur fordonsgas	49
3.6 Utsläpp av växthusgaser	49
3.7 Energinetto	50
4. Livscykelkostnad.....	50
4.1 Elkostnader	50
4.2 Entreprenörskostnader.....	50
4.3 Övriga kostnader	51
4.4 Livscykelkostnader per ton TS och år.....	51
Bilaga 2 – Dataunderlag till beräkningar	52
B2.1 Innehåll i matavfall	52
B2.2 Övergödningsindex.....	52
B2.3 Tungmetallavskiljning i Käppala.....	52
B2.4 Marine Aquatic Ecotoxicity.....	53
B2.5 Human Toxicity Potential.....	53
B2.6 Global Warming Potential	53
B2.7 Svensk elproduktionsmix	53
B2.8 Utsläpp per producerad GJ i Sverige.....	54
B2.9 Tungmetallhalter i slam	54
Scenarier 1 och 2a	54
Scenario 3a	54
Scenarier 2b, 2c, 3b och 3c	55
Bilaga 3 – Dataunderlag till de kvalitativa indikatorerna	56
B3.1 Driftsäkerhet	56
Insamlingsgruppen	56
Transportgruppen	57
Behandlingsgruppen.....	58
B3.2 Flexibilitet.....	60
B3.3 Arbetsmiljö	60
Insamlingsgruppen	60
Transportgruppen	62
Behandlingsgruppen.....	62
B3.4 Möjlighet att kontrollera matavfallets kvalitet	63
B3.5 Tydlighet i ansvarsfördelningen	63
B3.6 Brukaracceptans för systemet.....	63
B3.7 Omgivningspåverkan.....	64
Insamlingsgruppen	64
Transportgruppen	64
Behandlingsgruppen.....	65
B3.8 Genomförandetid	65
Insamlingsgruppen	65
Transportgruppen	65
Behandlingsgruppen.....	65

1. Inledning

1.1 Bakgrund

I svenska regeringens proposition 2002/03:117 ”Ett samhälle med giftfria och resurssnåla kretslopp”, en proposition som gavs bifall till i betänkandet 2003/04: MJU4, föreslogs ett generellt förbud att deponera organiskt avfall som började gälla från den 1:a januari 2005. Även om dispenser mot detta generella förbud har funnits uppskattar naturvårdsverket (2009) att deponering av hushållsavfall har minskat med 40 % från 2004 till 2006 samtidigt som den biologiska behandlingen av hushållsavfallet har ökat med ungefär 9 % under samma tidsperiod (Dock ska det tilläggas att den totala hushållsavfallsmängden har ökat med 7 % under samma tidsperiod). Enligt branschorganisationen Avfall Sverige (2009) behandlas i dagsläget ungefär 10 % av hushållsavfallet biologiskt och ett uppsatt nationellt mål är att denna siffra ska ligga på 35 % runt 2010.

Sedan propositionen 2002 har miljömålsrådet preciserat målen ytterligare. I mars 2008 kom de ut med nya delmål där det bland annat stod att ”Minst 35 procent av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker tas omhand så att växtnäringen utnyttjas”. Denna precisering innebär att det framgår att det är växtnäringen i matavfallet som ska utnyttjas.

I Stockholm har representanter från VAS (regional avloppssamverkan) och STAR (Stockholmsregionens avfallsråd) satt samman en arbetsgrupp vid namn VAS-STAR för att hitta en gemensam riktning i frågor gällande biogas och avfallsbehandling. Denna grupp är positiv till att utnyttja befintliga rötkammarvolymerna för biologisk behandling och biogasproduktion. För att skapa ett fungerande system för separat insamling av matavfall och behandling på reningsverken har följande mål och kriterier satts upp av gruppen (Käppala/SÖRAB, 2008):

- Regionala och nationella miljömål ska uppfyllas
- En kostnadseffektiv hantering av organiskt avfall ska skapas
- Produktionen av biogas i regionen ska ökas
- Hållbar avsättning för bionäring ska finnas
- Transporter av organiskt avfall ska minimeras
- Befintliga investeringar ska utnyttjas maximalt

avskiljts i det biologiska steget fälls ut med hjälp av järnsulfat. Slutligen går vattnet genom ett sandfilter innan det släpps ut i recipienten Saltsjön på 45 meters djup.

Slammet som avskiljts går vidare till röt-kammaren där det organiska materialet bryts ned och stabiliseras av mikroorganismer i en varm och syrefri miljö. Biogasen som uppstår består till 70 procent av metan och används i skrivande stund (Käppalaverket, 2009) för att driva ångpannor kopplade till Lidingös fjärrvärmenät. Det stabiliserade slammet används som gödsel och jordförbättringsmedel på åkermark (Käppalaverket, 2009).

1.3 SÖRAB

SÖRAB står för Söderhalls Renhållningsverk AB och är ett kommunägt avfallsbolag som hanterar avfall från Danderyd, Järfälla, Lidingö, Sollentuna, Solna, Sundbyberg, Täby, Upplands Väsby och Vallentuna. SÖRAB sköter omhändertagandet av avfallet medan insamlingen ligger på kommunernas ansvarsområde. Enligt statistik (Käppala/SÖRAB, 2008) omhändertog SÖRAB 101 292 ton hushållsavfall år 2007 och plockanalyser har visat att nästan 40 procent bestod av matavfall. I dagsläget transporterar SÖRAB matavfall med bil, den så kallade Gröna Linjen. Detta matavfall kommer från restauranger och storkök och transporteras till en anläggning utanför Uppsala där det rötas. SÖRAB är också inblandad i matavfallstransporter för Sollentuna kommun, där avfallet komposteras i en anläggning i Huddinge, ägd av SRV Återvinning. Dessutom förekommer det en del hemkompostering i de SÖRAB-anslutna kommunerna. Allt som allt beräknar SÖRAB (Käppala/SÖRAB, 2008) att cirka fyra procent av matavfallet behandlas biologiskt i kommunerna de har avtal med. Se Figur 2 för en karta över SÖRAB-kommunerna.



Figur 2 - Karta över SÖRAB-kommunerna (Stockholms kommun är inte med i SÖRAB men visas som referenspunkt)

1.4 BOA-projektet

Käppalaförbundet startade i januari 2009 tillsammans med SÖRAB upp ett gemensamt projekt vid namn ”BOA” (Biologisk behandling av Organiskt matavfall med hjälp av Avfallskvarnar) (Käppala/SÖRAB, 2008). Syftet var att utreda möjligheterna att öka omhändertagandet av biologiskt matavfall för behandling i Käppalas anläggningar. I projektets första etapp tas ett underlag fram som ska användas i ett beslut för hur detta ökande omhändertagande ska ske. I underlaget utreds möjligheten att samröta avlopp och matavfall med hjälp av avfallskvarnar jämfört med separat rötning av nämnda fraktioner. Jämförelser görs med avseende på miljöaspekter, arbetsmiljöaspekter, ekonomi, kvalitet, juridik, ekonomi samt acceptans för systemet. En fördjupad studie kommer att göras i nästa etapp och hur denna kommer utformas beror på utfallet i etapp ett.

1.4.1 Etapp ett

Första etappen av BOA-projektet är indelat i fyra delprojekt som kommer att löpa parallellt:

- Insamling
- Transport
- Behandling
- Produkter

Till varje projekt är en arbetsgrupp utsedd som består av berörda aktörer från Käppalaförbundet, SÖRAB samt inblandade kommuner. Arbetsgruppernas ansvar är att värdera sitt projekt och dess scenarier (se nedan) utifrån frågeställningar kring teknik, miljö, arbetsmiljö, ekonomi, kvalitet, juridik och acceptans för systemet. Utöver de fyra ovan nämnda arbetsgrupperna finns det en styrgupp som koordinerar projektet samt en utvärderingsgrupp som gör en syntes av projektresultaten med hjälp av multikriterieanalys. Utöver Käppalaförbundet och SÖRAB ingår även företaget CIT Urban Water Management AB (Urban Water) i utvärderingsgruppen. Detta examensarbete fungerar som en länk mellan arbetsgrupperna och i utvärderingsgruppen. I en referensgrupp som kopplats till projektet ingår, förutom ovan nämnda deltagande företag och kommuner, expertis från Avfall Sverige och Svenskt Vatten.

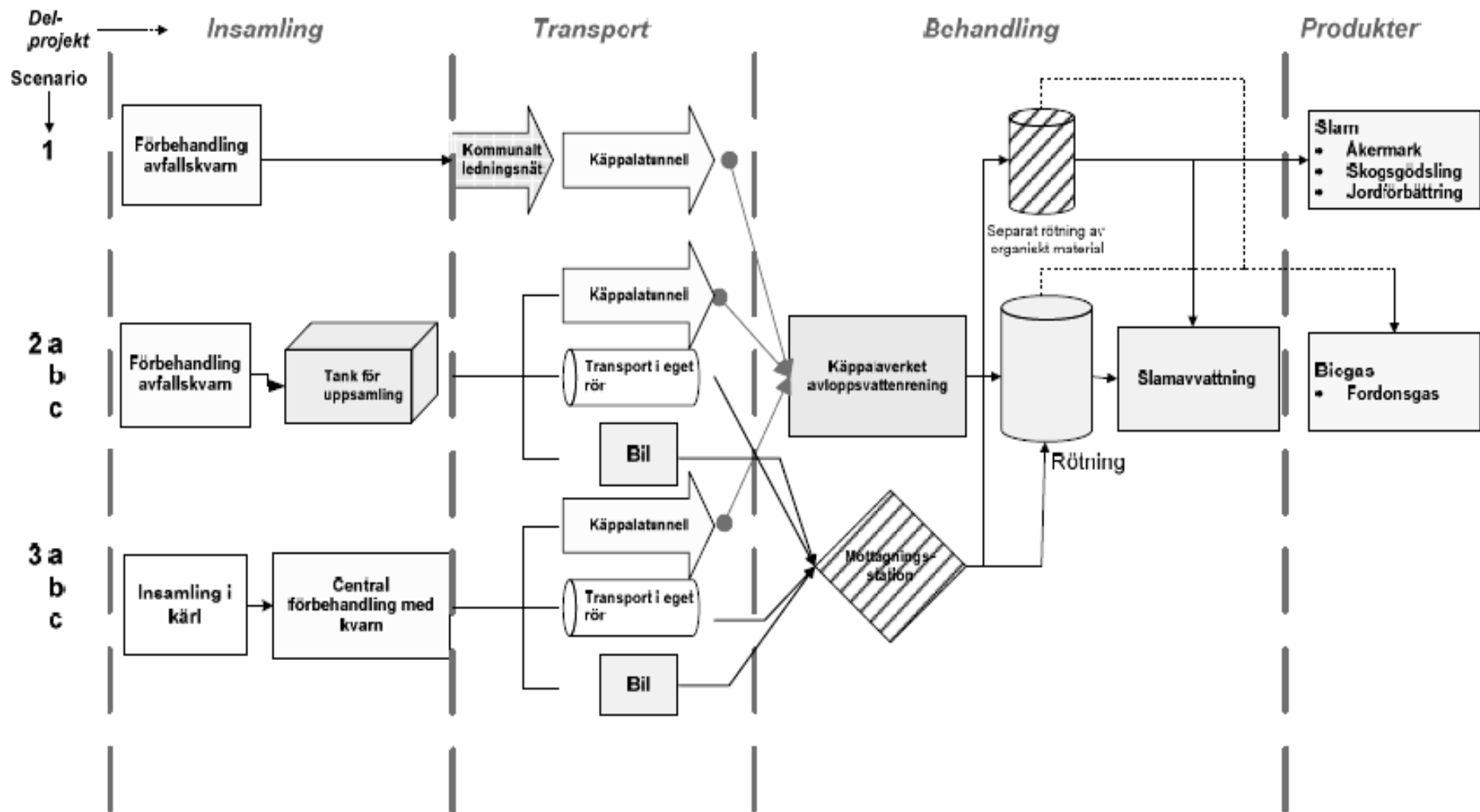
1.4.2 Scenarier

I respektive delprojekt ska ett antal olika scenarier för hur matavfallet ska transporteras till Käppala utvärderas (SÖRAB, 2008):

1. Matavfallet mals ned i en avfallskvarn som är installerad i hemmet, troligen under diskbänken. Denna är kopplad direkt till avloppsledningsnätet och matavfallet pumpas därför direkt till Käppala.
2. Matavfallet mals till en tank som är placerad i eller i anslutning till fastigheten.
 - a. Tanken töms via biltransport till en anslutningspunkt på käppalatunneln och matavfallet transporteras till Käppala tillsammans med avloppsvattnet.
 - b. Tanken töms via biltransport till en separat pipeline i tunneln som mynnar ut direkt i Käppalas rötkammare.
 - c. Tanken töms och avfallet transporteras med bil till Käppalas rötkammare.
3. Insamling av matavfall i kärl, antingen med papper eller också majsstärkelsepåsar. Avfallet mals sedan i en central kvarn.
 - a. Matavfallet töms från tanken och pumpas sedan till en anslutningspunkt i käppalatunneln och transporteras till Käppala tillsammans med avloppsvattnet.
 - b. Matavfallet töms från tanken och pumpas via en separat pipeline direkt till Käppalas rötkammare.

- c. Matavfallet töms från tanken och transporteras med bil till Käppalas rötchammare.

Översiktsbild av delprojekten och scenarierna visas i Figur 3.



Figur 3 - Översiktsbild av delprojekt och scenarier (Käppala/SÖRAB, 2008)

1.5 Syfte och mål

Syftet med detta examensarbete är att ta fram ett underlag som ska användas vid beslut om hur en fördjupad studie i etapp två skall genomföras och utformas. I detta underlag tas lämpliga indikatorer fram, systemanalysverktyg väljs och värdering av de olika scenarierna sker med hjälp av systemanalysverktygen. Examensarbetet har som ambition att besvara frågan ”Vilken transportmetod lämpar sig bäst för rötning av matavfall i ett storstadsscenario, om man tittar på miljöaspekter, arbetsmiljöaspekter, ekonomi, kvalitet, juridik, ekonomi samt acceptans för systemet?”.

1.5.1 Detaljerade mål i löpande tidsordning

- Ta fram lämpliga indikatorer tillsammans med arbetsgrupper.
- Val av lämpliga systemanalysverktyg.
- Framtagande av underlag med hjälp av valda systemanalysverktyg,
- Dokumentering av den slutliga multikriterieanalysen som görs tillsammans med utvärderingsgruppen med deltagare från SÖRAB, Käppala och Urban Water.

1.6 Systemavgränsningar

Systemet utgår från det matavfall som uppkommer i hushåll samt dess vidare öde genom avfalls- och avloppssystem till att biogas produceras och en rötrest genereras vars växtnäringssinnehåll återvinns, se Figur 3. För indikatorer som behandlar energianvändning och bränsleförbrukning används ett livscykelperspektiv vilket går utanför systemgränsen ovan, se 2.2.2 Livscykelanalys.

Systemet tar inte med den miljöpåverkan som sker vid odling, produktion och transport av mat. Miljöpåverkan för tillverkning av utrustning så som till exempel köksavfallskvarnar och förbehandlingsanläggning ingår inte heller, dock tas kostnader för inköp och drift av dessa med i de valda indikatorerna.

2. Metodik

Val av de lämpliga indikatorerna skedde genom diskussioner med de inblandade arbetsgrupperna samt vid tre referensgruppsmöten. Detta för att säkerställa att alla aspekter som kan påverka projektet kom med. Val av systemanalysverktyg gjordes genom en genomgång av de tillgängliga verktygen för att se vilka som passar bäst för de valda indikatorerna. Dessutom studerades rapporter som behandlar liknande fall för att se vilka verktyg och tillvägagångssätt som använts tidigare. Systemanalysverktygen används för värdering av de aktuella scenarierna.

2.1 Funktionell enhet

För att underlätta jämförelser mellan de indikatorer som avser substansflöden och energi används en gemensam funktionell enhet. Den valda funktionella enheten är per ton torrs substans som går in i systemet och alla beräkningsindikatorer redovisas med denna, förutom indikatorn slamkvalitet som har enheten kg Human Toxicity Potential (HTP) per ton fosfor. För de kvalitativa indikatorerna används en betygsskala mellan ett till fem där ett är mycket dåligt, tre är godkänt och fem är mycket bra.

2.2 Antaganden

Scenarierna utgår från fullt utbyggda system, det vill säga: i varje scenario är ett tekniskt system för hantering av matavfall utbyggt till samtliga brukare. Inga scenarier med en mix av olika tekniska system har analyserats.

Införandet av de tekniska systemen i scenarierna har bedömts översiktligt med indikatorn ”Genomförandetid”. Miljöpåverkan och andra konsekvenser som uppstår under införandet av systemen har inte analyserats.

2.2 Valda systemanalysverktyg

2.2.1 Multikriterieanalys

Multikriterieanalys är en metod för att jämföra och bedöma scenarier utifrån flera olika aspekter. Verktöget kan ses som ett hjälpmedel vid beslutsfattande vid projekt där många aktörer är inblandade och där alla dessa aktörer har rätt att bidra till och besluta om projektets utgång.

För att försäkra sig om att alla aspekter tas med i beslutsunderlaget tar aktörerna först fram ett antal indikatorer som kan användas för att mäta det som de anser vara viktigt för de olika aspekterna. Därefter tas underlag fram för att kunna mäta de valda indikatorerna, detta oftast med hjälp av andra systemanalysverktyg.

När underlag är klart ges resultaten betyg utifrån hur stor påverkan de har på samhället. I detta examensarbete har en skala mellan ett och fem valts och alla indikatorer får betyg på denna skala så de lätt kan jämföras med varandra. Därefter bestämmer aktörerna tillsammans hur viktiga de olika indikatorerna är i förhållande till varandra genom att vikta dem. När poängsättning och viktning slutligen är färdiga kan det scenariot som är bäst lämpat utifrån de valda aspekterna räknas fram med en medelvärdesberäkning.

Indikatorerna och underlaget som tas fram i detta examensarbete ligger till grund för den multikriterieanalys som görs av utvärderingsgruppen i BOA-projektet.

2.2.2 Livscykelanalys

Verktöget livscykelanalys följer en vald produkt eller tjänst under hela dess livscykel och samlar in kvantitativ information om vilken miljöpåverkan som sker på grund av den (Baumann et al 2004). En viktig tumregel här är att energi och massa inte kan förstöras. Detta verktyg är mycket kraftfullt men kan samtidigt också kräva mycket arbete att användas om produktens livscykel är komplex eller kanske till och med okänd. Därför är det viktigt att först fråga sig själv vilket fokus man ska lägga livscykelanalysen på och vilken miljöpåverkan man vill kvantifiera.

Livscykelanalys har valts för att beräkna de indikatorer som beskriver scenariernas energianvändning, både när det handlar om elproduktion och transport med dieselmotorer. Detta är för att dessa är starkt sammankopplade med utsläpp av växthusgaser och för att ett av huvudmålen med BOA-projektet handlar om att minska utsläppen av fossil koldioxid vid transporter.

2.2.3 Substansflödesanalys

Verktöget substansflödesanalys används för att spåra hur en massa eller substans tar sig igenom och ut ifrån ett definierat system (Van der Voet et al, 1995). Till skillnad från livscykelanalys ovan bestämmer man själv systemgränserna men även här gäller tumregeln att energi och massa inte kan förstöras och därför måste hamna någonstans, antingen i eller utanför systemet. Substansflödesanalyser är oftast mindre komplexa än livscykelanalyser och kräver därför mindre arbetstid.

Substansflödesanalys har valts för att beräkna de indikatorer som följer matavfallets väg igenom det bestämda systemet. Eftersom det är av intresse att se just detta systems påverkan på miljön väljs substansflödesanalys framför livscykelanalys. Detta betyder att den miljöpåverkan maten har innan den blir matavfall inte tas med i beräkningarna.

2.2.4 Livscykelkostnadsanalys

Livscykelkostnadsanalys används för att beräkna den totala kostnaden för en investering under dess beräknade livslängd. I denna kostnad ingår värdeminskning, driftkostnader och kalkylränta och det finns även utrymme för att variera driftskostnader om elpris och dylikt förväntas ändras (Durairaj et al, 2002). Livscykelkostnadsanalys valdes för att beräkna de ekonomiska indikatorerna och på så sätt få med den totala kostnaden för varje investering.

2.2.5 Kvalitativ bedömning

Då vissa indikatorer är mycket svåra att mäta med beräkningsverktyg används istället kvalitativ bedömning från de inblandade arbetsgrupperna. Arbetsgrupperna består av sakkunniga anställda inom de kommuner och kommunala företag som berörs av BOA-projektet.

Bedömningen görs på följande vis: Arbetsgruppen får tillsammans värdera en indikator för ett scenario på en skala mellan ett och fem, där ett är mycket dåligt och fem är mycket bra. Detta värde motiveras därefter med en text där arbetsgruppen förklarar hur det resonerat. Då vissa av indikatorerna berör flera arbetsgrupper beräknas ett medelvärde av poängsättningen. I vissa fall sker en viktning mellan arbetsgrupperna beroende på vilken betydelse den aktuella arbetsgruppens ansvarsområde har för den aktuella indikatorn.

2.2.6 Riskanalys

Denna metod används för att mäta indikatorer som kräver ett risktänkande. Grundunderlaget är dock kvalitativa bedömningar från berörda arbetsgrupper precis som ovan. För de berörda indikatorerna får arbetsgrupperna först lista upp de risker som kan förekomma och sedan bedöma varje risk utefter hur ofta det kan hända, hur stor chans det att det händer och vad konsekvensen blir. För det slutgiltiga riskvärdet summeras riskerna ihop och medelvärden tas:

$$Risk = \frac{Frekvens+Sannolikhet+Konsekvens}{3}$$

[Betyg mellan 1-5]

3. Valda indikatorer

3.1 Översikt

Under examensarbetets inledning diskuterades det tillsammans med de fyra arbetsgrupperna samt referensgruppen om vilka indikatorer som skulle användas för att kunna reflektera de sju kriterierna Teknik, Miljö, Arbetsmiljö, Ekonomi, Juridik, Kvalitet och Acceptans. De valda indikatorerna växte främst fram ur denna diskussion, dock så skedde det flera förändringar, tillägg och bortfall av indikatorerna långt senare under examensarbets gång. Se Tabell 1 för en översiktsbild över de indikatorer som slutligen behandlas i detta examensarbete.

Tabell 1 - Översiktsbild av valda indikatorer

Teknik	Miljö	Arbetsmiljö	Ekonomi	Kvalitet	Juridik	Acceptans
Driftsäkerhet	Övergödnings-index	Arbetsmiljö	Livscykel-kostnad	Möjlighet att kontrollera matavfallets kvalitet	Tydlighet i ansvars-fördelning	Brukaracceptans för systemet
Energinetto	Tungmetall till recipient			Slamkvalitet		Omgivnings-påverkan
Fordonsgas-produktion	Utsläpp av växthusgaser			Fosfor till produktiv mark		Genomförandetid
Flexibilitet						

3.2 Teknik

3.2.1 Driftsäkerhet

Detta är en kvalitativ riskindikator som visar på hur pass driftsäkra systemen i de olika scenarierna är. Arbetsgrupperna insamling, transport och behandling listade alla möjliga driftstoppsrisker som kan ske i deras olika delar och poängsatte sedan dessa utifrån kriterierna frekvens, sannolikhet och konsekvens. För varje scenario summerades sedan riskerna ihop till ett värde mellan ett till fem med ett viktat medelvärde:

$$Risk = \frac{Frekvens+Sannolikhet+Konsekvens}{3} \quad [\text{Betyg mellan 1-5}]$$

Sedan togs ett medelvärde av alla de risker arbetsgruppen betygsatt.

Eftersom flera arbetsgrupper bedömde denna indikator togs slutligen ett viktat medel från de olika gruppernas medelbetyg. Se Bilaga 3 - B3.3 Arbetsmiljö för de olika gruppernas betyg och viktning.

3.2.2 Fordonsgasproduktion

Denna indikator beräknas med substansflödesanalys och visar biogaspotentialen i den mängd organisk substans som teoretiskt når rötningsanläggningen, beräknad som enheten m³ per ton TS in. Beräkningarna beskrivs i Bilaga 1 - 2.9 Fordonsgasproduktion.

3.2.3 Flexibilitet

Detta är en kvalitativ indikator där arbetsgrupperna för insamling och transport har tagit ställning till i vilken grad respektive scenario är flexibelt för förändrade yttre omständigheter. Skalan går mellan ett och fem där ett är mycket dålig flexibilitet, tre är acceptabel flexibilitet och fem är mycket bra flexibilitet. Arbetsgruppernas betyg beskrivs närmare i Bilaga 3 - B3.2 Flexibilitet.

3.2.4 Energinetto

Denna indikator visar energinettet för varje scenario. Detta räknas ut med en energianalys för energianvändning och energiutvinning. Energinettet beräknas som energiutvinningen från fordonsgasen minus energianvändningen. Se Bilaga 1 - 3.7 Energinetto för en beskrivning av beräkningarna. Enheten är GJ per ton TS in.

3.3 Miljö

3.3.1 Övergödningsindex

Denna indikator är aggregerad av flera underindikatorer: Kväve till recipient, Fosfor till recipient och COD till recipient. Dessa räknas ut med en substansflödesanalys över hela systemet samt sammanräkning till en gemensam enhet; gram fosfat (PO₄³⁻) per ton TS in. Se Bilaga 1 - 2.10 Övergödningsindex för en beskrivning av beräkningarna.

Omräkningsfaktorerna anges i Bilaga 2 - B2.2 Övergödningsindex.

3.3.2 Tungmetall till recipient

Denna indikator är, som ovan, också aggregerad av flera underindikatorer och syftar till att beräkna den ekotoxiska effekten av de tungmetaller från matavfallet som hamnar i recipient på grund av bräddning och utgående vatten från Käppalaverket. Underindikatorerna räknas om till giftighetsmåttet Marine Aquatic Ecotoxicity-ekvivalenter (Baumann et al, 2004) enligt det som anges i Bilaga 2 - B2.4 Marine Aquatic Ecotoxicity, och summeras ihop.

Beräkningarna beskrivs i Bilaga 1 - 3.3.2 Tungmetall till recipient.

3.3.3 Utsläpp av växthusgaser

Denna indikator beräknas med livscykelanalys och med substansflödesanalys. I livscykelanalysen ingår förbränt fordonbränsle vid transporter av matavfall och slam, och utsläpp av koldioxid och koldioxidekvivalenter vid elanvändning, se B2.7 Svensk elproduktionsmix. I substansflödesanalysen ingår emissioner av metan från läckage vid rötning och uppgradering, se Bilaga 1 - 2.14 Utsläpp av växthusgaser. Enheten är kg koldioxidekvivalenter per ton TS in.

3.4 Arbetsmiljö

3.4.1 Arbetsmiljö

Denna indikator är utformad som en riskanalys där arbetsgrupperna listade och värderade de möjliga arbetsmiljöriskerna för varje scenario i deras delprojekt. Varje risk poängsattes med hänsyn till utsatthet, sannolikhet och konsekvens. Skalan går mellan ett och fem där ett är mycket dålig arbetsmiljö, tre är acceptabel arbetsmiljö och fem är mycket bra:

$$\text{Risk} = \frac{\text{Utsatthet} + \text{Sannolikhet} + \text{Konsekvens}}{3} \quad [\text{Betyg mellan 1-5}]$$

Sedan togs ett medelvärde av alla de risker arbetsgruppen betygsatt.

Eftersom flera arbetsgrupper bedömde denna indikator togs slutligen ett viktat medel från de olika gruppernas medelbetyg. Se Bilaga 3 - B3.3 Arbetsmiljö för de olika gruppernas betyg och viktning.

3.5 Ekonomi

3.5.1 Livscykelkostnad

Denna indikator visar den totala kostnaden för varje scenario per ton TS in. För investeringarna som krävs beräknades kapitalkostnaden med hjälp av annuitetsmetoden enligt Andersson (2001) där kalkylräntan valdes till 4 %. Till kapitalkostnaden summerades drift- och underhållskostnader. Se Bilaga 1 - 4. Livscykelkostnad för kostnadsberäkningarna beskrivna i detalj.

3.6 Produktkvalitet

3.6.1 Möjlighet att kontrollera matavfallets kvalitet

Detta är en kvalitativ indikator där insamlingsgruppen bedömde hur pass stora möjligheter det finns att kontrollera kvaliteten på det insamlade matavfallet i de olika scenarierna. Skalan går mellan ett och fem där ett är mycket dåliga möjligheter, tre är acceptabla möjligheter och fem är mycket bra möjligheter. Se Bilaga 3 - B3.4 Möjlighet att kontrollera matavfallets kvalitet för insamlingsgruppens betyg och motivering.

3.6.2 Slamkvalitet

Denna indikator beräknas med substansflödesanalys och har enheten kg Human Toxic Potential-ekvivalenter (HTP) per kilo fosfor i slammet. Mängden HTP baserades på mängden av tungmetallerna kvicksilver, kadmium, bly, koppar, nickel, zink och krom i slammet. Se Bilaga 1 - 2.13 Slamkvalitet för beskrivning av beräkningarna och Bilaga 2 - B2.5 Human Toxicity Potential för omräkningsfaktorerna för de olika metallerna.

Eftersom denna indikator inte har enheten per ton TS in används istället personekvivalenter anslutna till systemet. Beräkningen görs på 600 000 personekvivalenter per scenario, se Bilaga 2 - B2.1 Innehåll i matavfall för mängderna tungmetaller och fosfor per personekvivalent.

3.6.3 Fosfor till produktiv mark

Med hjälp av denna indikator kvantifieras mängden fosfor från matavfallet som hamnar i slamfasen i Käppalaverket. Denna indikator beräknas med substansflödesanalys och har

enheten kg fosfor per ton TS in. Se Bilaga 1 - 2.12 Fosfor till produktiv mark för beskrivning av beräkningarna.

3.7 Juridik

3.7.1 Tydlighet i ansvarsfördelningen

Detta är en kvalitativ indikator där insamlingsgruppen och transportgruppen bedömde om de tyckte ansvarsfördelningen var tydlig i de olika scenarierna. Skalan går mellan ett och fem där ett är mycket dålig tydlighet, tre är acceptabel och fem är mycket bra tydlighet. Av de två gruppernas betyg på scenarierna togs ett medelvärde för att få fram ett slutgiltigt betyg, se Bilaga 3 - B3.5 Tydlighet i ansvarsfördelningen för gruppernas betyg och motivering.

3.8 Acceptans

3.8.1 Brukaracceptans för systemet

Detta är en kvalitativ indikator där insamlingsgruppen bedömde hur pass hög acceptans de olika scenarierna kommer ha av de som ska bruka systemet. Denna indikator är aggregerad av flera olika aspekter som bekvämlighet, lukt och buller, upplevd miljöpåverkan och pedagogik. De olika aspekterna och deras betyg beskrivs ingående i Bilaga 3 - B3.6 Brukaracceptans för systemet.

3.8.2 Omgivningspåverkan

Detta är en kvalitativ indikator där insamlingsgruppen, transportgruppen och behandlingsgruppen bedömde hur stora negativa effekter de olika scenarierna kommer att ha på omgivningen. Betyget för de olika scenarierna är ett viktat medelvärde av vad de olika arbetsgrupperna satt, se Bilaga 3 - B3.7 Omgivningspåverkan för gruppernas betyg och viktning.

3.8.3 Genomförandetid

Denna indikator är kvalitativ och visar de olika gruppernas bedömningar hur snabbt varje scenario kan vara i drift. Viktigt att nämna är att det här syftas på fullbelagda system. Indikatorn har bedömts av insamlingsgruppen, transportgruppen och behandlingsgruppen, se Bilaga 3 - B3.8 Genomförandetid för gruppernas betyg och viktning.

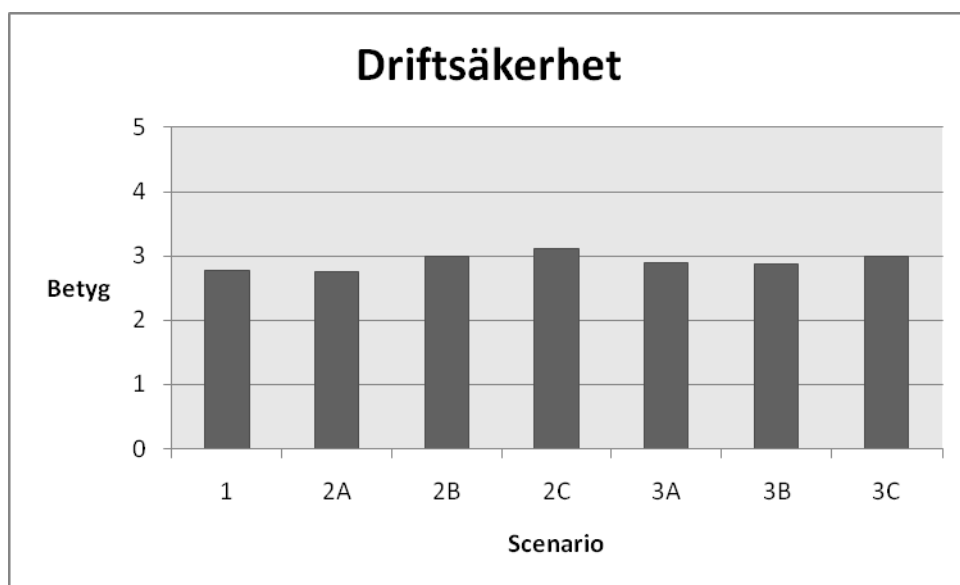
4. Resultat av systemanalys

Med resultaten redovisas också de betyg varje scenario getts till multikriterieanalysen och motivationen till detta betyg. Betyg ges till indikatorerna som tagits fram med beräkningar för att kunna jämföra dessa med de kvalitativa indikatorerna som redan har betyg. Betygen har satts på en skala mellan ett och fem där ett är mycket dåligt och mycket sämre i jämförelse med dagens nivåer, tre är acceptabelt eller i närheten av dagens nivåer, och fem är mycket bra och därmed mycket bättre än dagens nivåer. Dessa betyg har satts av utvärderingsgruppen efter förslag från Erik Kärrman och återfinns i sin fullhet i dokumentet "Underlag till multikriterie beslutsstöd i projektet BOA" (Kärrman och Asperö Lind, 2009). Betygen har rundats av till närmaste hel eller halvtal.

4.1 Teknik

4.1.1 Driftsäkerhet

Arbetsgrupperna insamling, transport och behandling har bedömt de olika riskerna som följer med de scenarierna. Riskerna för varje scenario har sedan aggregerats till ett värde på hur pass driftsäkert varje scenario är. I Figur 4 visas de aggregerade värdena för varje scenario. Skalan går från ett vilket är mycket dålig driftsäkerhet till fem som är mycket bra driftsäkerhet.



Figur 4 – Driftsäkerhet

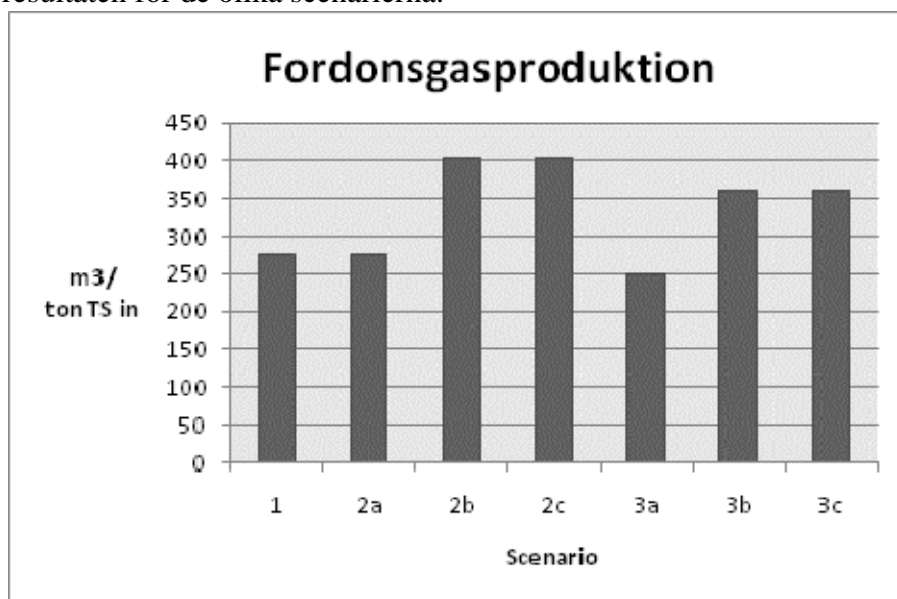
Tabell 2 - Driftsäkerhet: Betyg

	1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
1 = Mycket låg säkerhet 5 = Mycket hög säkerhet							
Gruppernas betyg summerat och avrundat	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0

Från Figur 4 kan det utläsas att de scenarier; 2c och 3c, där biltransport används hela vägen är de som de berörda grupperna anser är bäst ur driftsäkerhetssynpunkt. Värt att notera är dock att det inte skiljer sig speciellt mycket mellan de olika scenarierna då de alla anses vara relativt driftsäkra och vid avrundning till närmaste halv eller heltal försvinner skillnaderna helt. Se Tabell 2 för summerade betyg och Bilaga 3 - B3.1 Driftsäkerhet för gruppernas enskilda betyg och viktning.

4.1.2 Fordonsgasproduktion

Denna indikator är framtagen med en substansflödesanalys och visar på hur mycket fordonsgas varje scenario producerar per ton TS man stoppar in i det. I Figur 5 visas resultaten för de olika scenarierna.



Figur 5 – Fordonsgasproduktion

Som Figur 5 visar blir fordonsgasproduktionen högst i de scenarierna med minst läckor och bortfall under transporten. Fordonsgasproduktion blir lägst i de scenarier där matavfallet går igenom Käppalaverket, detta eftersom en relativt stor mängd av kolet från matavfallet i stället går åt i de biologiska processerna. Se Bilaga 1 - 2.9 Fordonsgasproduktion för en beskrivning av beräkningarna.

Betygsmotivering

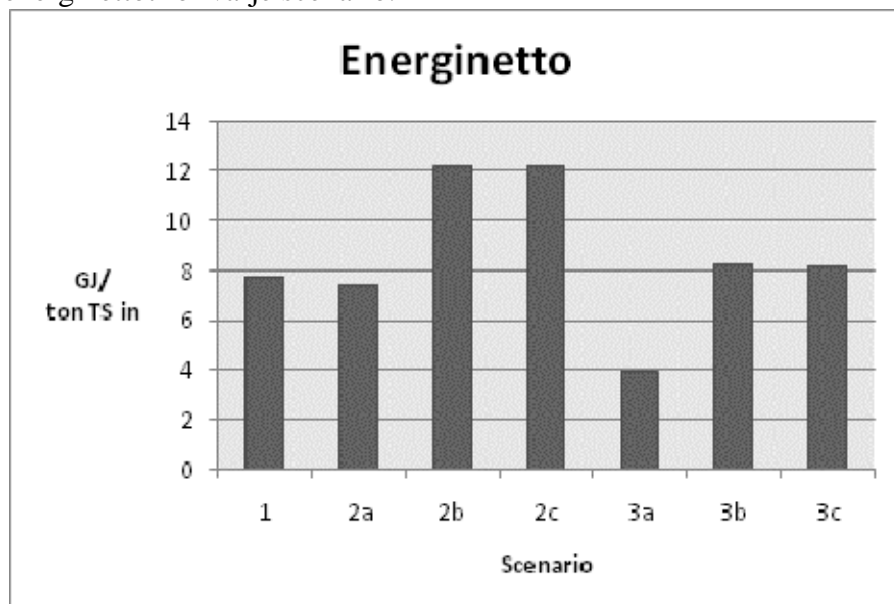
Här ger samtliga scenarier betydligt mer gasproduktion än vad som utvinns i dag vilket betyder att de alla också får höga betyg. Eftersom scenarierna 2b och 2c ger bäst produktion får de betyget fem medan de andra scenarierna får betyget 4, se Tabell 3 för resultat och betyg.

Tabell 3 - Fordonsgasproduktion: Resultat och Betyg

	1	2A	2B	2C	3A	3B	3C
M ³ /ton TS	276	276	403	403	249	362	362
Betyg	4,0	4,0	5,0	5,0	4,0	5,0	5,0

4.1.3 Energinetto

Denna indikator visar på hur mycket nettoenergi som utvinns i varje scenario per ton TS. Energin det kräver för att transportera och röta matavfallet samt energin som går åt för att få ut rötresten på åkermark subtraheras från energiinnehållet i fordonsgasen. I Figur 6 visas energinetto för varje scenario.



Figur 6 – Energinetto

De scenarier med högst energinetto, 2b och 2c, är de som kombinerar en hög fordonsgasproduktion med en relativt låg energianvändning. Scenarierna 3b och 3c har också en relativt hög fordonsgasproduktion som kan ses i Figur 5 men en mycket högre energianvändning, främst från insamlingen av matavfallet och den centrala förbehandlingen. I Bilaga 1 -3.7 Energinetto beskrivs beräkningarna.

Betygsmotivering

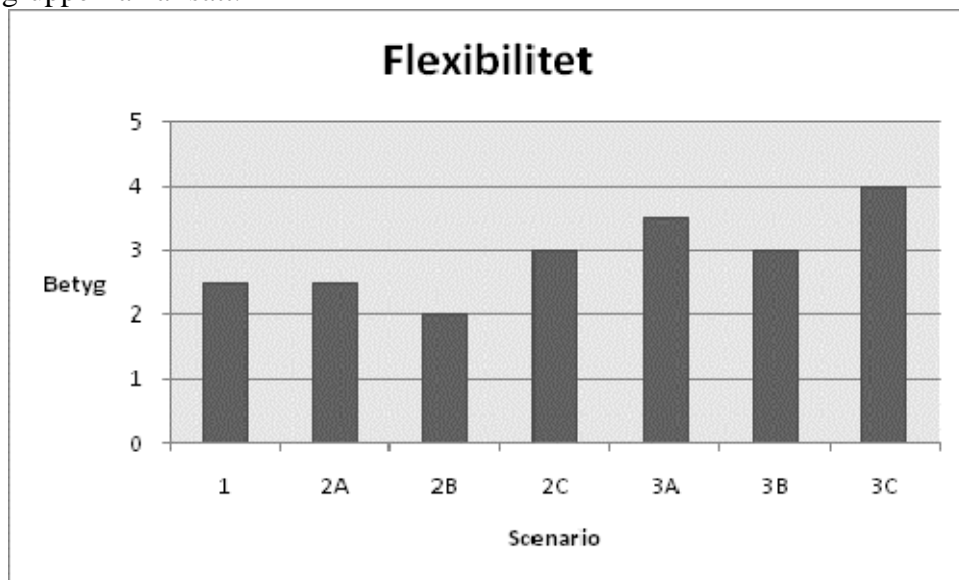
I samtliga scenarier är den utvunna energin från fordonsgasen större än energin som används för att driva scenariot. De scenarier som har högst energinetto, 2b och 2c, får betyget fem. Scenarierna 1, 2a, 3b och 3c får betyget fyra och scenariot 3a får betyget tre, se Tabell 4 för resultat och betyg.

Tabell 4 - Energinetto: Resultat och betyg

	1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
GJ/ton TS	8	~8	12	12	4	8	8
Betyg	4,0	4,0	5,0	5,0	3,0	4,0	4,0

4.1.4 Flexibilitet

Denna indikator visar på varje scenarios förmåga att snabbt kunna återhämta sig vid eventuella driftstörningar samt hur stora möjligheterna är att ta vara på matavfallet om driftstörning skulle ske. I Figur 7 redovisas den kvalitativa bedömningen de berörda grupperna har satt.



Figur 7 – Gruppernas bedömning av scenariernas flexibilitet

Som visas i Figur 7 är scenarierna med kärllinsamling och förbehandling de som anses vara mest flexibla, dessutom anses transporter som går med bil vara de som är mest flexibla för oväntade störningar och förutsättningsändringar. I Tabell 5 redovisas gruppernas summerade betyg. Se Bilaga 3 - B3.2 Flexibilitet för gruppernas betyg och motiveringar.

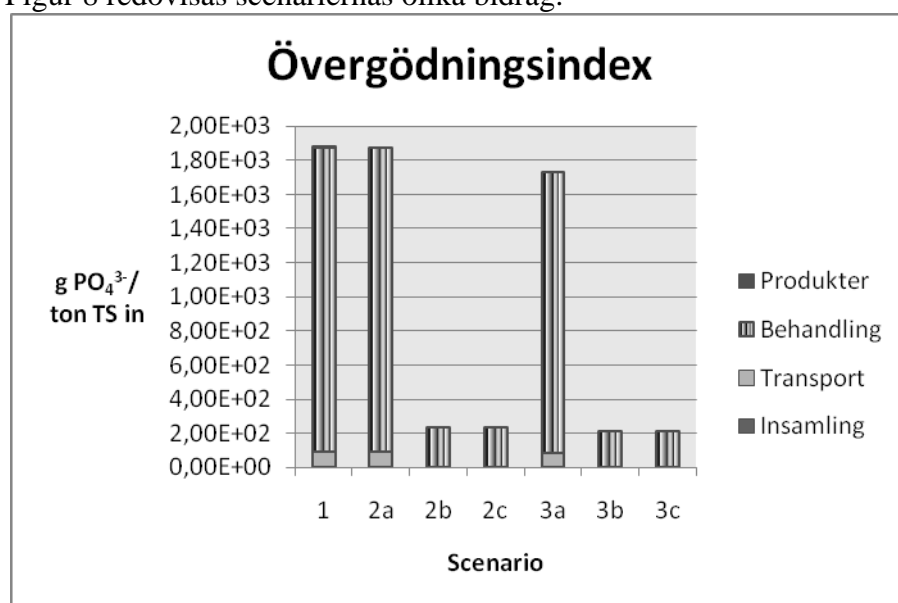
Tabell 5 - Flexibilitet: Betyg

1 = Låg flexibilitet 5 = Hög flexibilitet	1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
Gruppernas betyg summerat och avrundat	2,5	2,5	2,0	3,0	3,5	3,0	4,0

4.2 Miljö

4.2.1 Övergödningsindex

Denna indikator visar på hur mycket övergödande ämnen varje scenario bidrar med till vattenrecipient. Den har räknats fram med substansflödesanalys av matavfallet men en relativt liten mängd kommer även från produktion av elektriciteten som tagits fram med livscykelanalys. För att underlätta redovisningen har de olika övergödande ämnena räknats om till fosfatekvivalenter enligt omräkningsfaktorerna i Bilaga 2 - B2.2 Övergödningsindex. I Figur 8 redovisas scenariernas olika bidrag.



Figur 8 – Övergödningsindex

Som det går att utläsa i Figur 8 bidrar alla scenarierna till övergödningen i vis mån. Även de scenarier som inte går igenom Käppalaverket bidrar till en mindre mängd utsläpp då rejektvattnet från slamavvattningen efter rötning får rinna tillbaka till verkets biologiska processer. Se Bilaga 1 - 2.10 Övergödningsindex för beräkningarna.

Betygsmotivering

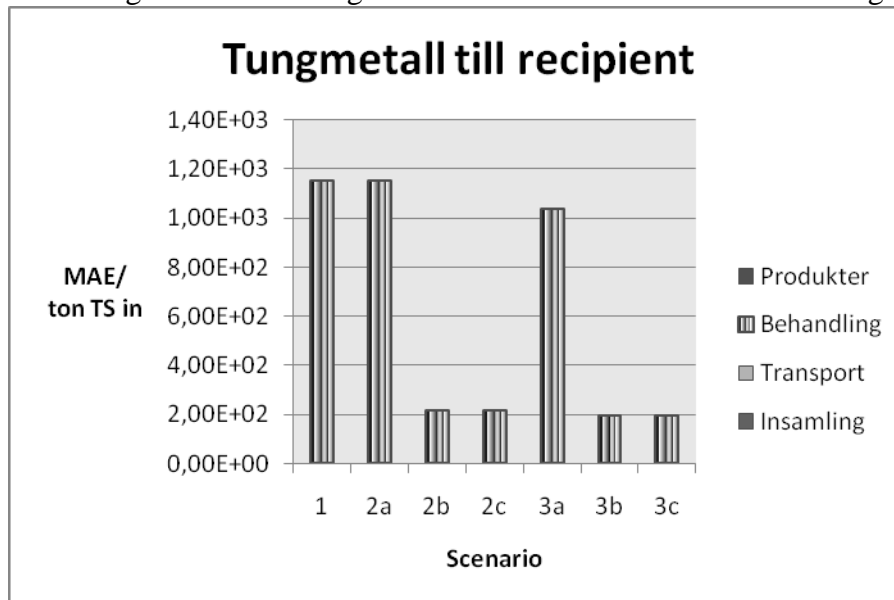
Eftersom miljömålsrådet har satt upp flera mål där utsläppen av vattenburen fosfor och kväve ska minska fram till 2010 (Kärrman och Asperö Lind, 2009) kan alla extra utsläpp av dessa ses som dåligt. Därför får scenarierna 1, 2a och 3a betyget ett. Scenarierna 2b, 2c, 3b och 3c har inte lika stora utsläpp, dock så innebär utsläppen en försämring från dagens situation så därför får de betyget 2. Se Tabell 6 för resultat och betyg.

Tabell 6 - Övergödningsindex: Resultat och betyg

	1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
g PO ₄ ³⁻ / ton TS	1 870	1 870	238	237	1 731	215	213
Betyg	1,0	1,0	2,0	2,0	1,0	2,0	2,0

4.2.2 Tungmetall till recipient

Denna indikator visar hur mycket tungmetaller till vattenrecipient ett ton TS i varje scenario genererar. Tungmetallerna som det räknats på är kadmium, krom, bly, koppar, kvicksilver, nickel och zink. För att underlätta redovisningen har dessa sju tungmetaller aggregerats ihop till giftighetsindexet Marine Aquatic Ecotoxicity (MAE), vilket visar på olika ämnens giftighet för marint liv. Se Bilaga 2- B2.4 Marine Aquatic Ecotoxicity för omräkningsfaktorerna. I Figur 9 redovisas de olika scenariernas tungmetallutsläpp.



Figur 9 - Tungmetall till recipient

Precis som med övergödningsindex är det främst scenarierna 1, 2a och 3a, där matavfallet kommer vägen genom Käppalaverket, som har de största utsläppen av tungmetaller. De andra scenarierna har fortfarande ett visst utsläpp då en del av tungmetallerna, precis som fosfor och kvävet, rinner tillbaka till Käppalaverkets rening genom rejektivattnet från slambehandlingen. Se Bilaga 1 - 2.11 Tungmetall till recipient för beräkningarna.

Betygsmotivering

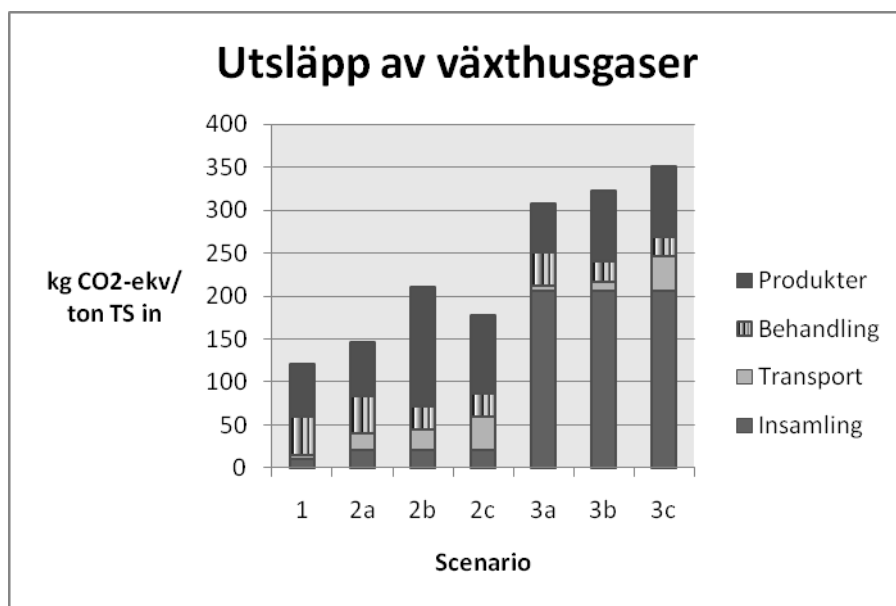
Denna indikator har betygsatts med samma motivering som övergödningsindex. Scenarierna 1, 2a och 3a får betyget ett och scenarierna 2b, 2c, 3b och 3c får betyget två. Se Tabell 7 för resultat och betyg.

Tabell 7 - Tungmetall till recipient: Resultat och betyg

	1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
kg MAE/ton TS in	1153	1 153	217	217	1 037	194	194
Betyg	1,0	1,0	2,0	2,0	1,0	2,0	2,0

4.2.3 Utsläpp av växthusgaser

Denna indikator redovisar hur mycket utsläpp växthusgaser varje scenario kommer ge upphov till. Här har livscykelanalys i första hand använts för att mäta utsläppen av fossil koldioxid från elproduktion samt förbränning av diesel vid fordonstransporter, se Bilaga 1 - 3.6 Utsläpp av växthusgaser. Dock tillkommer ett relativt stort påslag ifrån läckage av metan vid rötning och uppgradering av fordonsgasen; 1 % (RVF Utveckling, 2005), vilket har beräknats med substansflödesanalys, se Bilaga 1 - 2.14 Utsläpp av växthusgaser för beräkning samt Bilaga 2 - B2.6 Global Warming Potential omräkning till koldioxid-ekvivalenter. I Figur 10 visas scenariernas bidrag till den antropogena växthuseffekten.



Figur 10 - Utsläpp av växthusgaser

Ifrån Figur 10 kan man se att 3-scenarierna, med kärllinsamling och central förbehandling, har de största utsläppen av växthusgaser. Framst är detta ifrån biltransporterna vid kärllinsamlingen. I 2-scenarierna förekommer det också insamling med bil men stoppställena blir mycket färre då det räknats på uppsamlingstankar som klarar runt 200 personer. I Figur 10 går det även att se att metangasläckaget, redovisat under produkter, står för ett relativt stort bidrag, någonting som borde kunna åtgärdas tekniskt.

Betygsmotivering

Här har betygen satts utifrån de utsläpp som görs per capita i Sverige. Uträknat visar det sig då att dessa utsläpp, utslaget per person, står för en mycket liten del; 0,1-0,4 promille av koldioxidsutsläppen (Kärman och Asperö Lind, 2009). Detta kan ställas mot vinsterna som görs i form av sparad dieselförbrukning. Utifrån detta får scenarierna 1, 2a, 2b och 2c betyget fyra, medan scenarierna 3a, 3b och 3c får betyget tre. Se Tabell 8 för resultat och betyg.

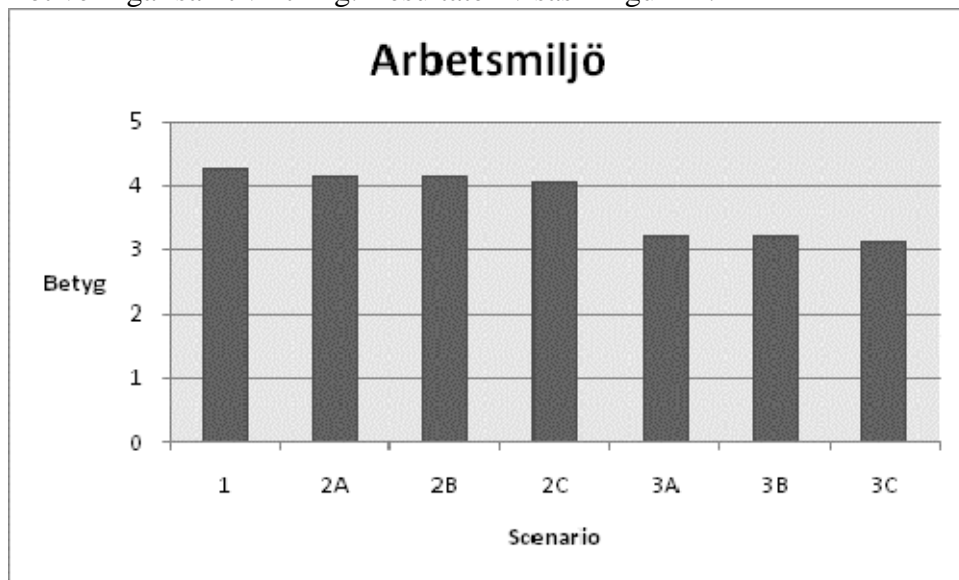
Tabell 8 - Utsläpp av växthusgaser: Resultat och betyg

	1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
kg CO ₂ -ekv/ ton TS	122	146	162	177	307	322	351
Betyg	4,0	4,0	4,0	4,0	3,0	3,0	3,0

4.3 Arbetsmiljö

4.3.1 Arbetsmiljö

Denna indikator är en summering av de olika arbetsmiljörisker, så som till exempel tunga lyft, olyckor, lukt och smitta, som arbetsgrupperna insamling, transport och behandling har listat upp och bedömt utifrån kriterierna frekvens, sannolikhet och konsekvens som beskrivits i 3.4.1 Arbetsmiljö ovan. I Bilaga 3 - B3.3 Arbetsmiljö återges gruppernas betyg och motiveringar samt viktning. Resultaten visas i Figur 11.



Figur 11 – Arbetsmiljö

Utifrån Figur 11 går det att utläsa att ju färre tillfällen som personal kan ha möjlig kontakt med matavfallet, desto högre arbetsmiljöbetyg får scenariot. 3-scenarierna ligger dessutom lite lägre på grund av att arbetsgrupperna uppfattar smitto- och luktrisken som större i dessa. Värt att notera dock är att alla scenariers bedömning ligger över betyget tre vilket ses som en bra arbetsmiljö. Se Tabell 9 för gruppernas summerade och avrundade betyg.

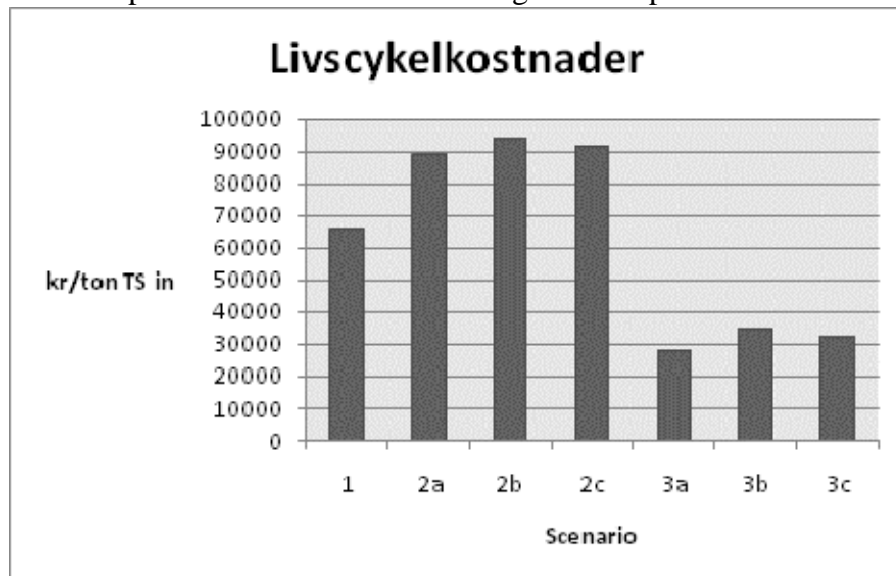
Tabell 9 - Arbetsmiljö: Betyg

	1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
1 = Låg säkerhet 5 = Hög säkerhet							
Gruppernas betyg summerat och avrundat	4,5	4,0	4,0	4,0	3,0	3,0	3,0

4.4 Ekonomi

4.4.1 Livscykelkostnad

Denna indikator visar livscykelkostnader för varje investering som behöver göras i varje scenario, drift och underhållskostnader för existerande investeringar samt andra kostnader som entreprenörskostnader för insamling till exempel. Kostnaderna redovisas i Figur 12.



Figur 12 - Livscykelkostnader

Här går det att se att även om investeringskostnaderna för förbehandlingsanläggning i 3-scenarierna och separat pipeline i scenarierna 2b och 3b är stora gör inte dessa så stora utslag eftersom de har lång ekonomisk livstid. Det som där emot gör stora utslag är köksavfallsquarnarna, både med och utan tank, inte bara för deras kortare ekonomiska livslängd utan också för att det krävs så pass många för att få ett system med full täckning av allt matavfall. Se Bilaga 1 - 4. Livscykelkostnad för de ekonomiska beräkningarna.

Betygsmotivering

Betyget för denna indikator har satts med utgångspunkt i vad dagens avfallstaxa ligger. De olika resultaten ovan utslaget per hushåll ger att scenarierna 3a, 3b och 3c skulle leda till ungefär samma avfallstaxa (Kärrman och Asperö Lind, 2009) som hushållen betalar idag och får därför betyget tre. De övriga scenarierna skulle leda till en mycket högre avfallstaxa och får därför betyget ett. Se Tabell 10 för resultat och betyg.

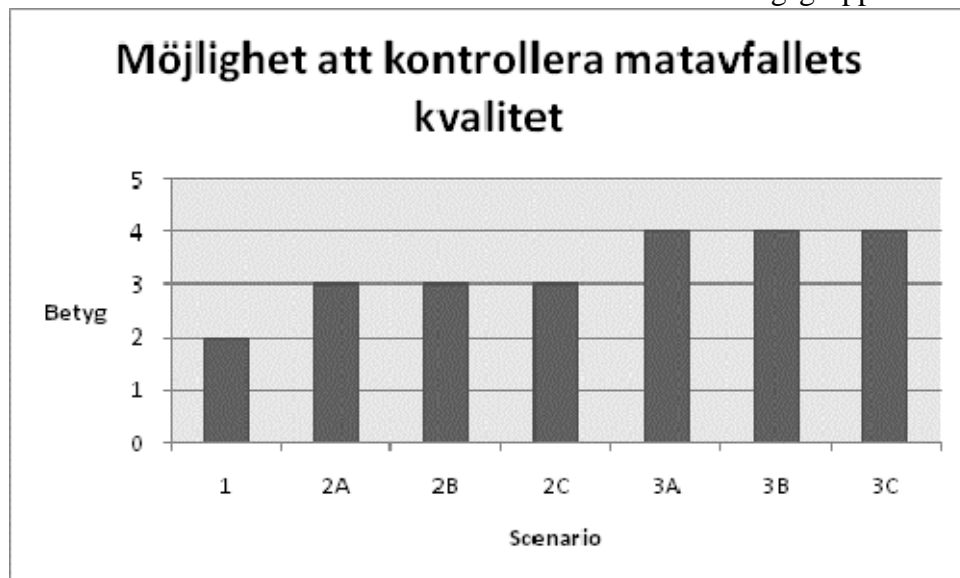
Tabell 10 - Livscykelkostnad: Resultat och betyg

	1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
kr/ton TS in	65 766	89 205	93 879	91 795	27 872	34 757	32 462
Betyg	1,0	1,0	1,0	1,0	3,0	3,0	3,0

4.5 Kvalitet

4.5.1 Möjlighet att kontrollera matavfallets kvalitet

Denna indikator visar hur stora möjligheter det finns i varje scenario att kontrollera matavfallets kvalitet. Den är kvalitativt bedömd av insamlingsgruppen och visas i Figur 13.



Figur 13 - Möjlighet att kontrollera matavfallets kvalitet

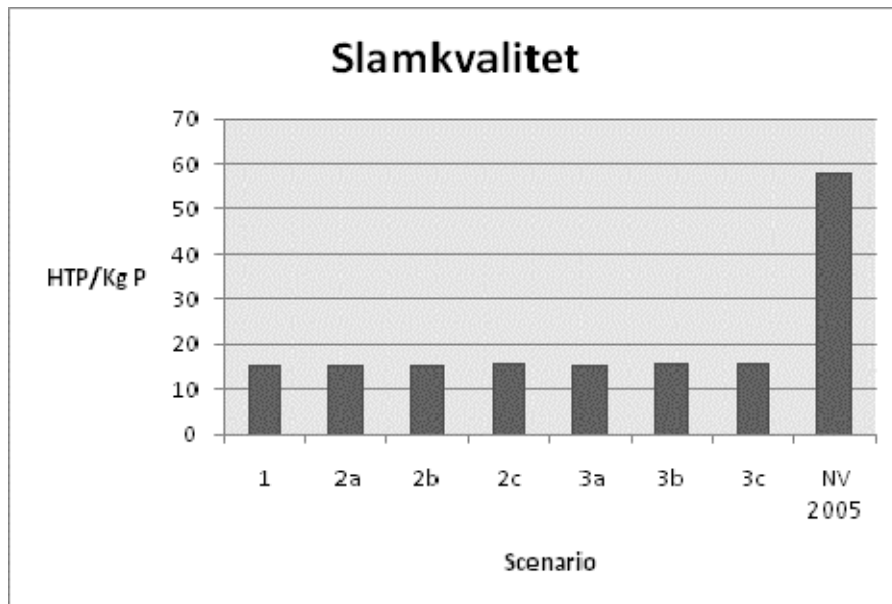
I scenario 1 går matavfallet direkt från köket till Käppalaverket och det finns därför dåliga möjligheter att kontrollera kvaliteten. I 2-scenarierna finns det möjlighet till kemisk analys av matavfallet när det hämtats upp med sugbil, dock går det inte att göra en visuell kontroll innan avfallet malts ned. I 3-scenarierna finns det möjlighet till både en visuell kontroll av matavfallet innan det malts och en kemisk analys efter. I Bilaga 3 - B3.4 Möjlighet att kontrollera matavfallets kvalitet återges gruppens motiveringar. Se Tabell 11 för betygen.

Tabell 11 - Möjlighet att kontrollera matavfallets kvalitet: Betyg

	1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
1 = Få möjligheter 5 = Stora möjligheter							
Gruppens betyg	2,0	3,0	3,0	3,0	4,0	4,0	4,0

4.5.2 Slamkvalitet

Denna indikator visar på hur pass mycket tungmetaller slammet kommer att innehålla i relation till mängden fosfor. Enheten är satt i Kg HTP per Kg fosfor, se Figur 14.



Figur 14 - Slamkvalitet

Som det går att utläsa i Figur 14 så skiljer sig giftigheten inte alls mellan scenarierna. Detta är för att matavfallet i sig själv inte innehåller speciellt mycket tungmetaller och eftersom matavfallet i alla scenarier samrötas med avloppsslammet som i sig står för det mesta av metallerna. I Figur 14 visas också gränsvärdet Naturvårdsverket satt upp 2005 (Kärrman et al, 2007) för hur mycket tungmetaller slam får innehålla för att få spridas på åkermark. I Bilaga 1 - 2.13 Slamkvalitet beskrivs substansflödesberäkningarna till denna indikator och i Bilaga 2 - B2.5 Human Toxicity Potential återges hur metallerna har räknats om till HTP.

Eftersom denna indikator skiljer sig från de andra då den inte räknas per ton TS in, har mängden matavfall istället fått beräknas på antal personekvivalenter som är anslutna. I för denna uträkning har 600 000 personekvivalenter antagits för varje system. Vid högre mängder anslutna kommer HTP-värdet sjunka troligtvis sjunka då en större mängd matavfall kommer blandas med avloppsslammet. Detta förutsätter dock att mängden avloppsslam inte ökar märkvärt.

Betygsmotivering

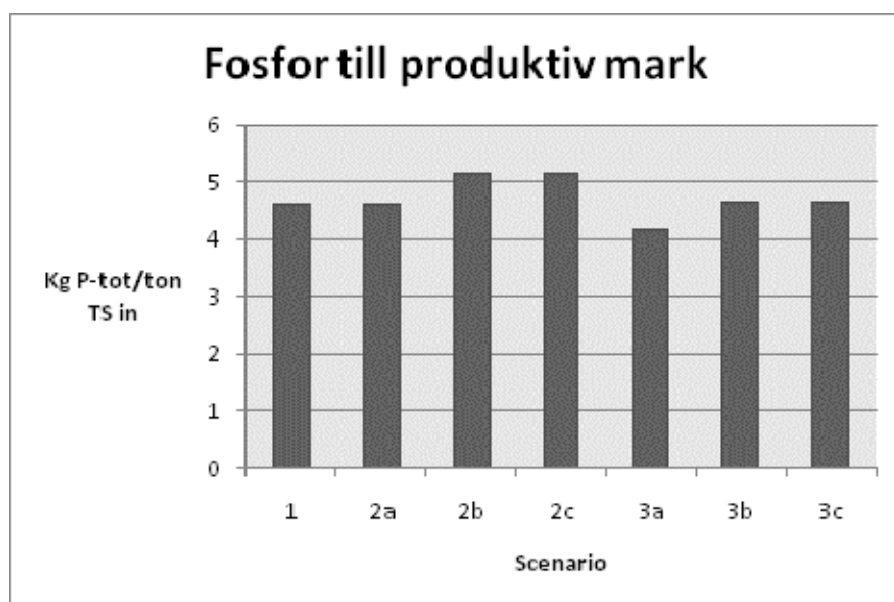
Eftersom alla scenarier har lika resultat, som ligger långt under Naturvårdsverkets gränsvärde, får de alla betyget fyra. Vid eventuell separat rötning av matavfallet skulle betyget kunna bli ännu högre, mer om det i avsnittet 5.2 Fortsatta undersökningar. Se Tabell 12 - Slamkvalitet: Resultat och betyg för resultat och betyg.

Tabell 12 - Slamkvalitet: Resultat och betyg

Scenario	HTP/kg P	Betyg
1	15	4,0
2a	15	4,0
2b	15	4,0
2c	15	4,0
3a	15	4,0
3b	15	4,0
3c	15	4,0
Naturvårdsverkets gränsvärden 2005	58	

4.5.3 Fosfor till produktiv mark

Denna indikator visar hur mycket fosfor från matavfallet som hamnar i slamfraktionen. Indikatorn tar inte hänsyn till hur mycket fosfor det blir per ton slam, någonting som kan skilja sig mycket mellan samrötning och separat rötning av matavfall med avloppsslam, se Figur 15.

**Figur 15 - Fosfor till produktiv mark**

I Figur 15 syns det att mängderna inte skiljer sig speciellt mycket mellan scenarierna, detta främst på grund av att Käppala har en väldigt bra avskiljning av fosfor från vatten till slam, runt 97 % (Käppalaverket, 2007). De bortfall som gör någon märkbar skillnad är alltså de som sker innan matavfallet nått Käppalaverket. I Bilaga 1 - 2.12 Fosfor till produktiv mark återges hur beräkningen har gjorts.

Betygsmotivering

Betygsättningen här utgår från att alla scenarier har god möjlighet att återvinna fosfor från matavfallet. Resultat och betyg visas i Tabell 13:

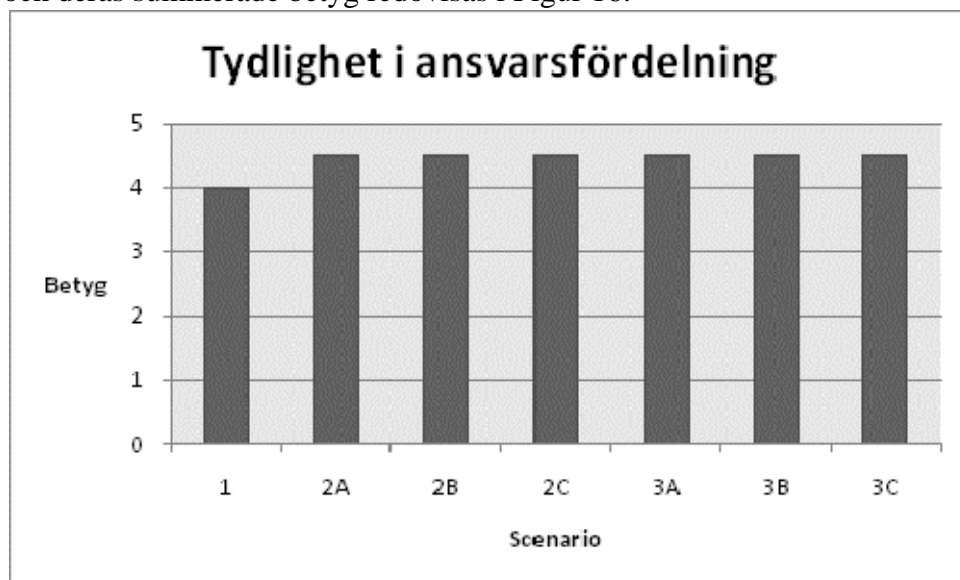
Tabell 13 - Fosfor till produktiv mark: Resultat och betyg

	1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
Kg P-tot/ ton TS in	4,64	4,64	5,16	5,16	4,17	4,64	4,64
Betyg	4,0	4,0	5,0	5,0	3,5	4,0	4,0

4.6 Juridik

4.6.3 Tydlighet i ansvarsfördelning

Denna indikator är för att mäta om grupperna finner några oklarheter i ansvarsfördelningen vid hanteringen av matavfallet. Grupperna insamling och transport har fått utvärdera denna och deras summerade betyg redovisas i Figur 16:



Figur 16 - Tydlighet i ansvarsfördelningen

Som går att avläsa i Figur 16 så upplever grupperna inga större oklarheter i ansvarsfördelningen. Scenario 1 får ett lite lägre betyg eftersom det upplevs osäkerhet runt vart ansvaret mellan fastighetsägare och VA går, se Bilaga 3 - B3.5 Tydlighet i ansvarsfördelningen för de enskilda gruppernas betyg och motiveringar samt Tabell 14 för de summerade av avrundade slutbetygen.

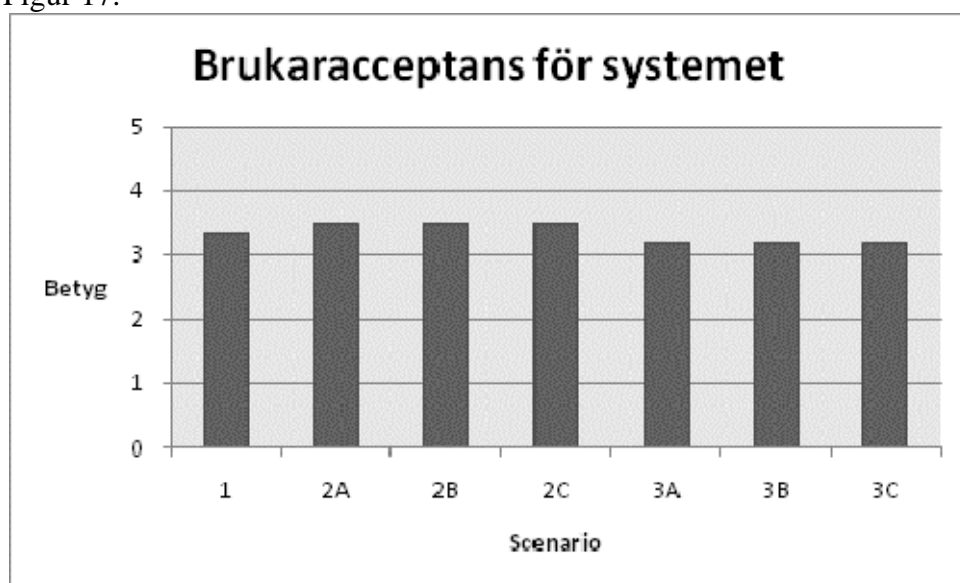
Tabell 14 - Tydlighet i ansvarsfördelning: Betyg

	1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
1 = Liten tydlighet 5 = Stor tydlighet							
Gruppernas betyg summerat och avrundat	4,0	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5

4.7 Acceptans

4.7.1 Brukaracceptans för systemet

Denna indikator försöker mäta alla aspekter brukarna av systemet kommer ha och hur de kommer att uppleva skillnaderna mellan scenarierna. Här har aspekter som till exempel lukt, upplevd miljönytta, pedagogik, avfallstaxa och bekvämlighet. Denna indikator har bedömts kvalitativt av insamlingsgruppen och transportgruppen, de summerade resultaten redovisas i Figur 17.



Figur 17 – Brukaracceptans för systemet

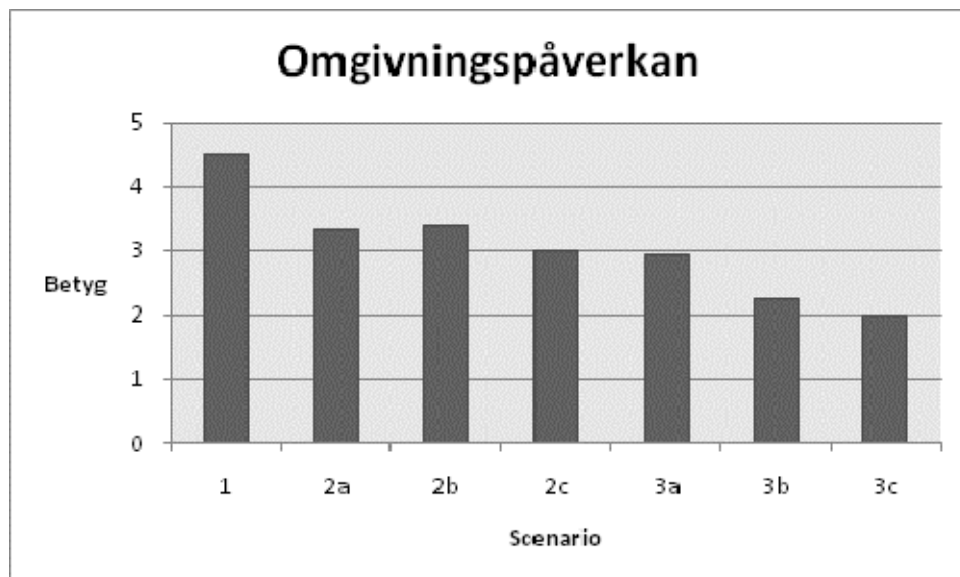
Som visas i Figur 17 skiljer sig den förväntade acceptansen mellan scenarierna inte speciellt mycket och alla ligger över betyget 3 vilket motsvarar bra acceptans. En något lägre acceptans förväntas för 3-scenarierna med kärllinsamling, främst för att lukt och hygien kan anses som något sämre vid dessa scenarier. De scenarier som rankas bäst är de med KAK till uppsamlingstank då den upplevda miljönyttan anses högre när brukarna kan se tankbilar komma och hämta matavfallet. Detta anses inte lika självklart i scenario 1 där matavfallet direkt spolat ut till avloppsnätet. Se Bilaga 3 - B3.6 Brukaracceptans för systemet för gruppernas enskilda betyg samt Tabell 15 för de summerade och avrundade slutbetygen.

Tabell 15 - Brukaracceptans för systemet: Betyg

	1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
1 = Dålig acceptans 5 = Bra acceptans							
Gruppernas betyg summerat och avrundat	3,5	3,5	3,5	3,5	3,0	3,0	3,0

4.7.2 Omgivningspåverkan

Denna indikator påminner mycket om Brukaracceptans för systemet ovan men inriktar sig mer på individer som inte nödvändigtvis är brukare av systemet men ändå påverkas av buller, lukt och dylikt som uppkommer på grund av det. De summerade betygen från insamlingsgruppen, transportgruppen och behandlingsgruppen visas i Figur 18.



Figur 18 - Omgivningspåverkan

Som grupperna har bedömt är det scenario 1 som har den bästa, alltså minst störande, omgivningspåverkan. Detta eftersom matavfallet går direkt i avloppsnätet till Käppalaverket och därför inte kan skapa några störningar. Det enda tillfället då scenario 1 har bedömts kunna påverka omgivningen negativt är vid slamlagringen vid Käppalaverket och detta i fall en hög anslutning nås. De andra scenarierna bedöms kunna ha en mer negativ omgivningspåverkan, främst eftersom de alla på något sätt innebär hämtning av matavfallet med transport. Scenariot 3c, med biltransporter hela vägen och förbehandlingsanläggning anses kunna ha störst negativ omgivningspåverkan, både på grund av lukt och av buller. Se Bilaga 3 – B3.7

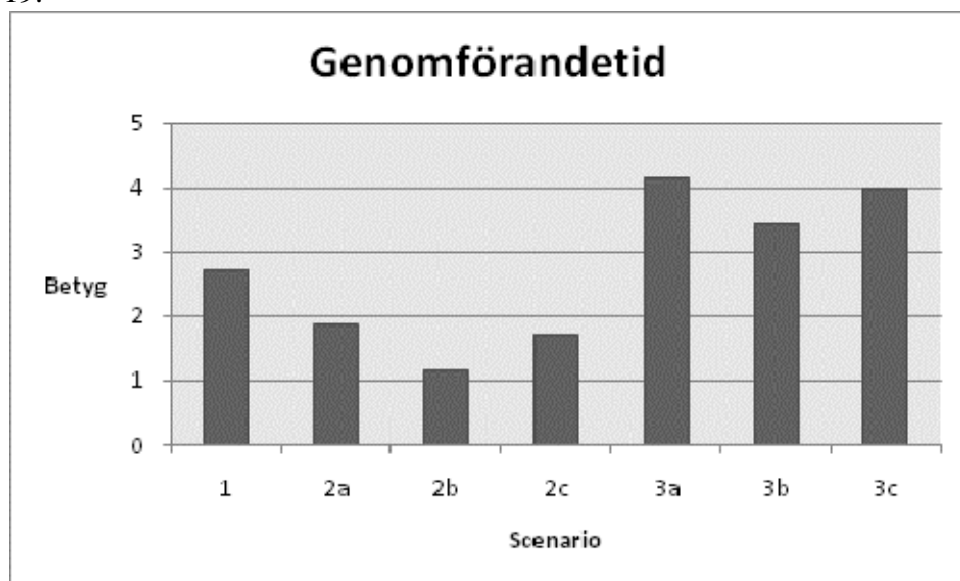
Omgivningspåverkan för gruppernas enskilda betyg och motiveringar, och Tabell 16 för de summerade och avrundade slutbetygen.

Tabell 16 - Omgivningspåverkan: Betyg

	1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
1 = Mycket hög omgivningspåverkan 5 = Mycket låg omgivningspåverkan							
Gruppernas betyg summerat och avrundat	4,5	3,5	3,5	3,0	3,0	2,5	2,0

4.7.3 Genomförandetid

En viktig aspekt av projektet är hur pass snabbt varje scenario kan komma i gång. Denna indikator visar en bedömd uppskattning på hur snabbt scenarierna kan genomföras. Se Figur 19.



Figur 19 - Genomförandetid

Som visas i Figur 19 bedöms scenarierna med förbehandlingsanläggning mer positivt här. Det är därför grupperna har satt sina betyg med utgångspunkten fullt utbyggda system, och bedömt att tiden att installera de köksavfallskvarnarna, och i 2-scenarierna även uppsamlingstankarna, som behövs mycket längre än att bygga en förbehandlingsanläggning och börja med kärllinsamling. Även värt att notera är de relativt låga värdena för 2b och 3b vilket beror på att ett helt nytt pipelinesystem skulle behöva byggas. Att 3a får högst värde kan motiveras med att den enda nybyggnationen skulle behövas göras är en förbehandlingsanläggning. Se Bilaga 3 - B3.8 Genomförandetid för gruppernas enskilda betyg och motiveringar, och Tabell 17 för de summerade och avrundade slutbetygen.

Tabell 17 - Genomförandetid: Betyg

	1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
1 = Mycket lång genomförandetid 2 = Mycket kort genomförandetid							
Gruppernas betyg summerat	3,0	2,0	1,0	2,0	4,0	3,5	4,0

4.8 Multikriterieanalys

Den 26 maj 2009 hölls ett möte med utvärderingsgruppen där multikriterieanalysen utfördes. Utvärderingsgruppen består av Torsten Palmgren och Merja Niemelä från Käppalaförbundet, Ingrid Olsson och Charlotta Skoglund från SÖRAB, Erik Kärman från Urban Water och jag själv: Mikael Asperö Lind, examensarbetare från Kungliga Tekniska Högskolan. Vid detta möte redovisades först alla framtagna indikatorer, och vissa fick korrigeras efter synpunkter. Dessutom bestämdes det att betygen varje indikator skulle avrundas till närmaste hel eller

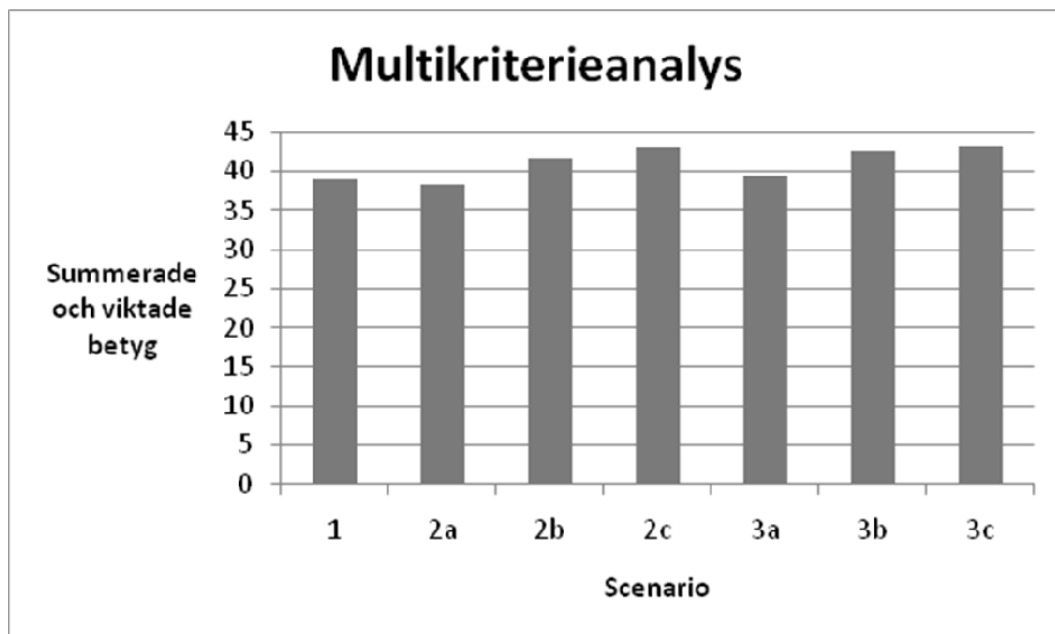
halvtal för att underlätta översikten. Därefter påbörjades diskussion om hur de olika indikatorerna skulle viktas. Utgångspunkten för viktningen var ett samhällsperspektiv.

Gruppen kom fram till att de flesta miljöindikatorerna skulle viktas högt då de alla är kopplade till olika miljömål satta på nationell nivå. Detta innebar att utsläpp av växthusgaser, övergödningsindex, fosfor till produktiv mark och slamkvalitet fick en viktning på 100 procent. Man ansåg också att energifrågorna stod högt på agendan så indikatorerna fordonsgasproduktion och energinetto fick även viktningen 100 procent. Även indikatorn genomförandetid fick denna viktning då den ansågs ha stor inverkan på miljön.

De indikatorer som fick viktningen 75 procent var livscykelkostnad, brukaracceptans för hela systemet, omgivningspåverkan samt tungmetaller till recipient. Livscykelkostnaden sågs som en viktig indikator, dock så ansågs det att den är underordnad miljömålen. Samma motivering gällde för de två indikatorerna som berör privatpersoner: Brukaracceptans för systemet samt Omgivningspåverkan. Dessa ansågs viktiga för hela systemets fortlevnad men samtidigt underordnade miljömålen. Även miljöindikatorn tungmetaller till recipient hamnade i samma grupp då det inte finns några uppsatta etappmål för minskning av tungmetallutsläpp.

Slutligen grupperades resten av indikatorerna in i en viktningssklass på 50 procent. Dessa bestod av flexibilitet, driftsäkerhet, arbetsmiljö, möjlighet att kontrollera matavfallets kvalitet samt tydlighet i ansvarsfördelningen. Dessa ansågs av gruppen ha underordnad viktighet i jämförelse med de högre viktade indikatorerna.

Efter viktningen var gjord kunde de viktade betygen för varje scenario tas fram, se Figur 20 för de summerade betygen och Tabell 18 för varje enskilt betyg.



Figur 20 - Multikriterieanalys: Summerade och viktade betyg

Tabell 18 - Summerade resultat av multikriterieanalysen

			1	2a	2b	2c	3a	3b	3c		1	2a	2b	2c	3a	3b	3c
Utsläpp av växthusgaser		100%	4,0	4,0	4,0	4,0	3,0	3,0	3,0		4	4	4	4	3	3	3
Energinetto		100%	4,0	4,0	5,0	5,0	3,0	4,0	4,0		4	4	5	5	3	4	4
Fordonsgasproduktion		100%	4,0	4,0	5,0	5,0	4,0	5,0	5,0		4	4	5	5	4	5	5
Fosfor till produktiv mark		100%	4,0	4,0	5,0	5,0	3,5	4,0	4,0		4	4	5	5	3,5	4	4
Slamkvalitet		100%	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0		4	4	4	4	4	4	4
Övergödningsindex		100%	1,0	1,0	2,0	2,0	1,0	2,0	2,0		1	1	2	2	1	2	2
Genomförandetid		100%	3,0	2,0	1,0	2,0	4,0	3,5	4,0		3	2	1	2	4	3,5	4
Livscykelkostnad		75%	1,0	1,0	1,0	1,0	3,0	3,0	3,0		0,75	0,75	0,75	0,75	2,25	2,25	2,25
Brukaracceptans för hela systemet		75%	3,5	3,5	3,5	3,5	3,0	3,0	3,0		2,625	2,625	2,625	2,625	2,25	2,25	2,25
Omgivningspåverkan		75%	4,5	3,5	3,5	3,0	3,0	2,5	2,0		3,375	2,625	2,625	2,25	2,25	1,875	1,5
Tungmetaller till recipient		75%	1,0	1,0	2,0	2,0	1,0	2,0	2,0		0,75	0,75	1,5	1,5	0,75	1,5	1,5
Flexibilitet		50%	2,5	2,5	2,0	3,0	3,5	3,0	4,0		1,25	1,25	1	1,5	1,75	1,5	2
Driftsäkerhet		50%	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0		1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Arbetsmiljö		50%	4,5	4,0	4,0	4,0	3,0	3,0	3,0		2,25	2	2	2	1,5	1,5	1,5
Möjlighet att kontrollera matavfalllets kvalitet		50%	1,0	3,0	3,0	3,0	5,0	5,0	5,0		0,5	1,5	1,5	1,5	2,5	2,5	2,5
Tydlighet i ansvarsfördelning		50%	4,0	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5		2	2,25	2,25	2,25	2,25	2,25	2,25
		Summering utan viktning								Summering med viktning							
			49,0	49,0	52,5	54,0	51,5	54,5	55,5		39,00	38,25	41,75	42,88	39,50	42,63	43,25

Som kan utläsas ur Tabell 18 är det scenario 3c följt av scenario 2c och sedan scenario 3b som har högst summerade och viktade poäng. Mellan dessa tre scenarier är det dock inte stora marginaler, ungefär en poängenhet. Det går också att utläsa att det inte skiljer sig speciellt mycket mellan scenariot med högst poäng och det med lägst, precis fem poängenheter. Detta kan man även jämföra med de summerade betygen innan viktning där skillnaden inte heller är stor; sex poängenheter.

5. Slutsats och diskussion

5.1 Om scenarierna och resultatet

Från resultaten av systemanalysen samt den efterföljande multikriterieanalysen med viktning visar det sig att scenario 3c; med kärllinsamling till förbehandling och sedan transport till röttkammare med bil, är det bäst lämpade med avseende på de valda indikatorerna. En viktig sak är dock att betygen i alla scenarierna ligger väldigt nära varandra vilket betyder att det egentligen inte finns något scenario i denna systemanalys som helt kan förkastas. Detta öppnar dock för en diskussion om system där scenarierna blandas, någonting som systemanalysen inte har behandlat men som är tillämpligt i verkligheten.

Scenario 1 med KAK direkt till avloppet ger visserligen lägre fordonsgasproduktion, ett högre utsläpp av tungmetaller och närsalter till recipient och saknar dessutom de kontrollmöjligheter som de andra scenarierna har. Men som ett kompletterande system med ett lägre antal hushåll anslutna blir effekten av ökade utsläpp marginell.

Scenarierna med KAK till tank har en mycket hög systemkostnad per ton TS in, men det hindrar inte att de också kan vara tänkbara som komplement till kärllinsamling. Scenarierna 2b och 2c ger dessutom de bästa energinettona, detta för att det sker lite förluster av matavfallet i transporten och för att de är relativt energisnåla jämfört med 3-scenarierna.

Investeringskostnaden för KAK till tank är det som måste ses som mest avskräckande i detta fall, fast sker det i samband med nybyggnation av ett bostadshus är det inte omöjligt att denna vägs upp av den höga bekvämligheten för brukaren och möjligheten att förhandla om avfallstaxan för till exempel en bostadsrättsförening. Detta dock med förbehållet att hög anslutningsgrad kan göra scenario 2a olämpligt ur Käppalaverkets synpunkt eftersom det kan leda till problem med att möta utsläppskraven från avloppsreningsverket.

Scenario 3a är det scenario som anses ge störst belastning på reningsverket, något som inte belyses i denna systemanalys men som har framkommit i behandlingsgruppens egen rapport (Norén och Palmgren, 2009). Dessutom kan det anses onödigt att bygga ett system där matavfallsströmmen först går separat från avloppsvattnet för att sedan blandas med sistnämnda. Detta om man vill ha kvar möjligheten till separat rötning vilket är någonting som kan bli aktuellt med frågor om tungmetaller och miljögifter till produktiv mark.

Scenario 3b med kärllinsamling till separat pipeline är ett scenario som får 3:e högsta betyg och det enda som egentligen talar mot det är genomförandetiden för att byggnationerna. Investeringskostnaden kan också ses som ett hinder men som man kan se i resultatet för livscykelkostnadsindikatorn ger inte denna ett så pass stort utslag på grund av den långa ekonomiska livslängden. Eftersom kostnadsunderlaget och genomförandetiden är baserad på en förstudie respektive en kvalitativ bedömning borde detta scenario därför inte helt skrivas av utan förtjänar en djupare utredning.

Scenario 3c är som redan nämnt det scenario med högst poäng men är också paradoxalt det scenario som leder till mest utsläpp av fossila växthusgaser. Detta eftersom produktion av fordonsgas vanligtvis motiveras med en minskning av dessa. Det man får tänka på här är att även om 3c leder till mest koldioxidutsläpp är det fortfarande mycket små sådana utslaget på de utsläppen som görs från Sveriges befolkning varje år. Dessutom finns det flera möjligheter att minska koldioxidutsläppen med vidare undersökningar. Annars får detta scenario sitt höga betyg bland annat på grund av en bra fordonsgasproduktion och därmed ett högt energinetto, låg genomförandetid och bra kontrollmöjligheter.

Den summerade slutsatsen blir att scenario 3c, eller möjligen scenario 3b, bör användas som ett bassystem så alla boende i SÖRAB-regionen får möjlighet att återvinna sitt matavfall och miljömålet; att 35 procent av det organiska hushållsavfallet ska behandlas biologiskt, kan uppnås. Scenarierna 1, 2b och 2c kan användas som kompletterande system där det finns vilja och möjlighet, med förbehåll att anslutningsgraden i scenario 1 aldrig blir så hög att det leder till problem för Käppalaverket.

5.2 Fortsatta undersökningar

Under examensarbetets gång har det uppkommit en del frågetecken som inte har kunnat besvaras och i stället har antaganden fått göras. Ett sådant frågetecken är vad som händer med matavfallet när det färdas i avloppssystemet, vilket inte bara är intressant ur fordonsgassynpunkt utan även för avloppsreningsverkens kväverening, om de som Käppalaverket använder sig av fördenitrifikation. Då multikriterieanalysen främst pekar mot scenarier där matavfallet inte transporteras denna väg kan nog detta vara lågt prioriterat för BOA-projektet, men frågan kommer säkert att kunna dyka upp igen om intresset för KAK i hushållen blir större än vad som förutsetts, och också i andra kommuners utredningar i hur de ska ställa sig i frågan om KAK ska tillåtas.

En relaterad fråga till detta är också hur matavfallets kemiska egenskaper förändras vid lagring. I 3-scenarierna med kärllinsamling kan det ta upp till två veckor innan matavfallet transporteras till förbehandlingsanläggningen och därför är frågan om det förloras fordonsgaspotential under denna tid relevant. Man kan förvänta sig förändringar i matavfallets sammansättning efter fyra dagars lagring enligt tester gjorda på Sveriges Lantbruksuniversitetet (Sundberg Cecilia, 2009-04-01). Smedlund Miljösystem i Göteborg, som tillverkar system för torrkonservering av matavfall, håller i skrivande stund på med en utredning i denna fråga. Möjligheten att kunna torrkonservera det malda matavfallet i scenarierna 2c och 3c bör också utredas eftersom det främst skulle kunna leda till minskade transporter, och kanske också förhindra förlust av fordonsgaspotential.

I 3-scenarierna står kärllinsamlingen med sopbil för den större delen av dessa scenariers växthusgasutsläpp. Även om dessa utsläpp är relativt små om man jämför med de totala utsläppen från varje privatperson i Sverige finns det här gott om utrymme för förbättring om man bytte ut dieseln, som dessa sopbilar idag körs med, mot bränslen från förnybara källor som till exempel fordonsgas eller elektricitet genererad från svensk elproduktionsmix. Denna lösning skulle även kunna ge minskningar av utsläppen i 2-scenarierna där en viss fordonstransport sker, dock skulle utslaget bli mycket mindre.

Också relaterat till utsläpp av växthusgaser är läckage av metan från biogasproduktionen och vid uppgraderingen till fordonsgas. I denna systemanalys har ett medelvärde på 1 procent metanläckage använts i enlighet med RVF (2005). En ordentlig undersökning och uppföljning

med åtgärder för att täta läckage vid Käppalaverkets fordonsgasproduktion skulle kunna minska detta utsläpp vilket inte bara leder till att minska klimatpåverkan utan även ger mer tillgänglig fordonsgas.

I denna systemanalys värderas slamkvaliteten helt beroende på tungmetallinnehållet. Det fanns i projektets början även en ambition att bedöma innehållet av organiska miljögifter i slammet men på grund av bristande information samt den mycket breda definitionen av begreppet ”organiska miljögifter” kunde detta inte genomföras. För att öka acceptansen för avloppsslam som gödsel hos jordbrukare och hos den allmänna opinionen bör en studie initieras där de mest förekommande organiska miljögifterna i slammet kvantifieras. Detta kan också leda till nya uppslag om matavfallet bör eller inte bör samrötas med avloppsslam.

6. Referenser

- Andersson, G., 2001. *Kalkyler som beslutsunderlag*. Studentlitteratur.
- Andersson K. & Castor M. 2005. *Behandling av svartvatten och matavfall med anaerob membranbioreaktor och omvänd osmos*. Avdelningen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, Lunds Tekniska Högskola.
- Avfall Sverige, 2009. *Biologisk Behandling* [Online]
Tillgänglig: http://www.avfallsverige.se/m4n?oid=854&_locale=1
[Besöksdatum 2009-01-12]
- Baky A., 2009 [Telefonsamtal]. JTI. (Personlig kommunikation 2009-03-03)
- Baumann H. & Tillman A-M. 2004. *The Hitch Hiker's guide to LCA*. Studentlitteratur
- Cedergren J. 2007. *Köksavfallskvarnars betydelse för reningsverk*. Kungliga Tekniska Högskolan R nr 12.
- Durairaj S. et al. 2002. Evaluation of Life Cycle Cost Analysis Methodologies. *Corporate Environmental Strategy* .Vol 9. No 1.
- Eniro, 2009. *Kartor* [Online]
Tillgänglig: <http://kartor.eniro.se>
[Besöksdatum 2009-05-06]
- International Energy Agency, 2006. *Electricity/Heat in Sweden in 2006* [Online]
Tillgänglig:
http://www.iea.org/Textbase/stats/electricitydata.asp?COUNTRY_CODE=SE
[Besöksdatum 2009-04-16]
- Jönsson H. et al. 2005. *Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model*. CIT Urban Water Management AB.
- Karlberg T. & Norin E. 1999. *Köksavfallskvarnar – effekter på avloppsreningsverk. En studie från Surahammar*. VA-Forsk.
- Käppalaverket, 2001. *Miljörapport 2001*, Stockholm: Käppalaförbundet.
- Käppalaverket, 2002. *Miljörapport 2002*, Stockholm: Käppalaförbundet.
- Käppalaverket, 2003. *Miljörapport 2003*, Stockholm: Käppalaförbundet..
- Käppalaverket, 2004. *Miljörapport 2004*, Stockholm: Käppalaförbundet.
- Käppalaverket, 2005. *Miljörapport 2005*, Stockholm: Käppalaförbundet.

- Käppalaverket, 2006. *Miljörapport 2006*, Stockholm: Käppalaförbundet.
- Käppalaverket, 2007. *Miljörapport 2007*, Stockholm: Käppalaförbundet..
- Käppala, 2009. *Om Käppala* [Online]
Tillgänglig: <http://www.kappala.se/default.asp?lid=1&ulid=20&show=1>
[Besöksdatum 2009-01-13]
- Käppala/SÖRAB, 2008. *Ansökan för bidragsgivning ur miljöanslaget "BOA – ett samverkansprojekt kring ökad biologisk behandling av matavfall i Stockholmsregionen*, Stockholm: Söderhalls Renhållningsverk AB (SÖRAB) och Käppalaförbundet.
- Kärrman E. & Asperö Lind M., 2009. *Underlag till multikriteria beslutsstöd i projektet BOA*. CIT Urban Water Management AB.
- Kärrman E. et al, 2001. *Köksavfallsvarnar - En teknik för uthållig resursanvändning. En förstudie i Göteborg*. VA-Forsk.
- Kärrman E. et al, 2005. *Systemstudie rörande insamling och behandling av lättnedbrytbart organiskt avfall i Malmö*. Ecoloop.
- Kärrman E. et al, 2007. *Utvärdering av ReVaq-projektet*. Svenskt Vatten Utveckling.
- Malmö Kommun, 2008. *Kretslopp på Bo01*. [pdf]. Malmö: Malmö Kommun.
Tillgänglig:
http://www.malmo.se/download/18.2c0511de10ef5277927800024/fb04_tema_kretslopp_final.pdf
[Besöksdatum 2009-04-08]
- Naturvårdsverket, 2009. *Hushållsavfall* [Online]
Tillgänglig: <http://www.miljomal.se/Systemsidor/Indikatorsida/?iid=40&pl=1>
[Besöksdatum 2009-01-24]
- Norén K. & Palmgren T., 2009. *BOA-projektet delrapport behandling*. Käppalaförbundet.
- Olofsson A. & Forsberg M., 2003. *Köksavfallsvarnar - Ett behandlingsalternativ för blött organiskt avfall?*. Luleås Tekniska Universitet.
- Persson P-O. et al, 2005. *Miljöskyddsteknik Del 2 – Strategier & Teknik för ett hållbart miljöskydd*. Kungliga Tekniska Högskolan, Industriell Ekologi.
- RVF, 2005. *Metoder att mäta och reducera emissioner från system med rötning och uppgradering av biogas*, RVF Utveckling.
- Sjöblom Kristina, 2009 [Telefonsamtal] Sollentuna Energi. (Personlig Kommunikation 2009-05-05)

- Skoglund C. et al, 2009. *BOA-projektet delrapport insamling*. SÖRAB.
- Sonesson U., 1998. *System Analysis of Waste Management – The ORWARE Model, Transport and Compost Sub-models*. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Stockholm Vatten, 2008. *KÖKSAVFALLSKVARNAR (KAK) I STOCKHOLM, Stockholm Vattens förstudie om förutsättningar, möjligheter och konsekvenser av införande av KAK i hushållen i Stockholm*, Stockholm: Stockholm Vatten.
- Sundberg Cecilia, 2009 [Telefonsamtal]. Sveriges Lantbruksuniversitet. (Personlig kommunikation 2009-04-01)
- Sundqvist J-O., 2008. *Utredning om konsekvenser av utökad matavfallsinsamling i Stockholm*. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Svenska Kommunförbundet, 2001. *Avskrivningstider*. [pdf] Stockholm: Svenska kommunförbundet.
Tillgänglig:
<http://www.skl.se/artikeldokument.asp?C=1324&A=2277&FileID=81156&NAME=AvskrivningstiderKommuner.pdf>
[Besöksdatum 2009-04-29]
- SWECO, 2009. *Förstudie avseende pumpning av matavfall*, Stockholm: Sweco AB.
- SÖRAB, 2008. *Avfallsplan, Bilaga 1, nulägesbeskrivning och prognos, 2008*, Stockholm: SÖRAB.
- Vattenfall, 2009. *Elavtal* [Online]
Tillgänglig:
http://www.vattenfall.se/www/vf_se/vf_se/500776priva/500806el/index.jsp
[Besöksdatum 2009-04-30]
- Van der Voet E. et al, 1995. *Substance Flows through the Economy and Environment. Centre of Environmental Science*. Leiden University.
- Velander M., 1994. *Hantering av köksavfall från storkök – Utvärdering av avfallskvarnar, östra sjukhuset*. Kjessler och Mannerstråle AB.
- Williams Paul T., 2005 *Waste treatment and disposal*. 2nd ed. John Wiley and Sons.
- Wang Q. et al, 2001. Suppression of growth of putrefactive and food poisoning bacteria by lactic acid fermentation of kitchen waste. *Process Biochemistry*, 37, s 351–357.

Bilaga 1 – Beräkningar

För att underlätta redovisningen av beräkningarna sorteras indikatorerna ihop under vilket verktyg som använts för att beräkna dem. Se Tabell 19 för en översikt av indikatorerna grupperade efter verktyg.

SFA	LCA	EA	LCC
Fordonsgasproduktion	Utsläpp av växthusgaser	Energinetto	Livscykelkostnad
Övergödningsindex	Energinetto		
Tungmetall till recipient			
Fosfor till produktiv mark			
Slamkvalitet			
Utsläpp av växthusgaser			

Tabell 19 - Indikatorer grupperade efter verktyg

Indikatorerna energinetto och utsläpp av växthusgaser förekommer flera gånger i Tabell 19 eftersom de beräknats med fler verktyg. Livscykelkostnaderna har också tagit delar från substansflödesanalys, livscykelanalys och energianalys, men detta redovisas inte i tabellen.

1. Indata vid de olika scenarierna

Indata till de olika scenarierna har tagits främst från examensarbetet ”Behandling av svartvatten och matavfall med anaerob membranbioreaktor och omvänd osmos” (Andersson och Castor, 2005), men också kompletterats av data från Urban Water-rapporten ”Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model” (Jönsson et al, 2005). Tabell med indata redovisas i Bilaga 2 - B2.1 Innehåll i matavfall.

2. Substansflödesanalys

I denna del redovisas först alla faktorer och bortfall som påverkar indikatorer uträknad med substansflödesanalys. Därefter redovisas indikatorerna nedbrutet per scenario.

2.1 Bräddning

Förutom det som passerar Käppalaverket kommer en liten mängd av föroreningarna och metallerna från matavfallet hamna i recipient på grund av de bräddningar som sker i Käppalatunneln. Från Käppalas miljörapporter utgivna mellan 2001 och 2007 (Käppalaverket, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006 och 2007) kan en kvot på hur mycket vatten som bräddas varje år räknas ut:

Förutom mängden som bräddas i Käppalatunneln finns det mindre bräddningspunkter i kommunernas lokala avlopp. Den sammanlagda bräddningsmängden från dessa punkter uppges dock vara mycket liten, under 10 000 kubikmeter per år (Palmgren Torsten, Personlig Kommunikation, 2009-02-05), vilket om man räknar på det har en försumbar påverkan på utsläppen från bräddningen. Därför tas denna mängd inte med i beräkningarna.

Denna kvot kommer i fortsättningen användas för de scenarier (1, 2a, 3a) där bräddning kan ske. Det kommer även antas att det bräddade vattnet innehåller samma halter fosfor, kväve, BOD, COD, tungmetaller och miljögifter som det behandlade.

2.2 Silning vid Käppalaverket

När avloppsvattnet kommer in till Käppalaverket kommer det först till den mekaniska rening där det silas för att få bort de största partiklarna. Detta ”silrens” transporteras sedan till förbränning, därför kan man konstatera att allt matavfall som fastnar i silarna kan räknas som bortfall ur systemet. Enligt en tidigare rapport (Olofsson et al, 2003) uppskattas det att ungefär tio procent av matavfallet kommer att fastna i silgallret.

2.3 Metallrening i Käppalaverket

För att räkna ut mängderna metaller som hamnar i slammet används värden från Käppalas miljörapport (Käppalaverket, 2007) för att räkna ut kvoter på hur pass effektiv reningen är.

Kvotuträkningen för metaller beräknas på följande sätt:

$$x_{\text{Metall}}^{\text{slam}} = \frac{\text{rapporterad mängd i slam}}{\text{rapporterad mängd i slam} + \text{rapporterad mängd i utgående vatten}}$$

Avskiljningsgraderna redovisas i Bilaga 2 - B2.3 Tungmetallavskiljning i Käppala.

2.4 Fosforrening i Käppalaverket

För att räkna ut mängderna fosfor som sedimenterar med slammet tas värden från Käppalas miljörapport (Käppalaverket, 2007) för att räkna ut kvoter på hur pass effektiv fosforreningen är.

$$x_{\text{Fosfor}_{\text{slam}}} = \frac{\text{rapporterad mängd fosfor till slam}}{\text{rapporterad mängd mottagen fosfor}}$$

2.5 Kväverening i Käppalaverket

För att räkna ut hur effektiv kvävereningen i Käppalaverket är tas även här värden från Käppalas miljörapport (Käppalaverket, 2007). Eftersom Käppala använder sig av nitrifikations och denitrifikationsprocesser i sin rening görs beräkningen på inkommande och utgående mängd totalkväve i stället för på hur mycket som hamnar i slammet.

$$x_{\text{Kväve}_{\text{rening}}} = \frac{\text{rapporterad mängd in} - \text{rapporterad mängd ut}}{\text{rapporterad mängd in}}$$

2.6 Bortfall i förbehandlingsanläggning

I scenarierna 3a, 3b och 3c mals matavfallet på en central förbehandlingsanläggning. Ett bortfall på runt 10 procent sker i anläggningens separationsenhet, där man blåser in luft i den våta avfallsströmmen för att separera bort lättplast och tyngre saker så som bestick och porslinsbitar. Det matavfall som faller bort i förbehandlingen kommer att gå till förbränning.

2.7 Nedbrytning i avloppsledningar

Vad som sker med det nermalda matavfallet i avloppsledningarna är osäkert. I tidigare systemanalyser (Olofsson et al, 2003 och Karlberg et al, 1999) har det antagits att det inte sker någon nedbrytning av TS-halten under transporten, vilket betyder att biogaspotentialen bevaras fram till reningsverket.

När uppföljningar har gjorts har dock resultaten varit olika: I VA-forskrappen ”Köksavfallskvagnar – effekter på avloppsreningsverk. En studie från Surahammar” (Karlberg et al, 1999) har man mätt på inkommande BOD₇-halt till reningsverket efter installation av köksavfallskvagnar och där inte märkt av den kalkylerade ökningen. Detta kan, enligt rapporten, bero på ett antal olika saker: Matavfallet kan innehålla mindre organisk substans än antaget, att avfallskvagnarna används mindre än antaget, att inläckage av till exempel dagvatten har spätt ut halten, eller att det förekommer en betydande denitrifikation eller annan nedbrytning i ledningsnätet. I rapporten anses det dock att en del av matavfallet kommer fram till avloppsreningsverket och man pekar på ökat gallerrens och ökad gasproduktion.

I examensarbetet ”Köksavfallskvagnars betydelse för reningsverk” (Cedergren, 2007) undersöks det om det malda matavfallet kan användas som kolkälla till avloppsreningsverkets denitrifikation. Här görs det en del laborationer för att se vad som händer med matavfallet i avloppsnätet, och man kommer till slutsatsen att det mesta partikulära materialet håller sig intakt under transporten. I två försök låter man matavfall malas, blandas med avloppsvatten och sedan recirkulera i en luftad slang under ett dygn. Direkt efter malning löste sig i genomsnitt 12,5 % av matavfallet i avloppsvattnet. Efter 24 timmar var i genomsnitt 10,5 % av COD kvar i vattenfasen, dock är det oklart om detta var från matavfallet eller från kol som fanns i avloppsvattnet innan. Under de 24 timmarna hade i genomsnitt 10,8 % av det totala COD-innehållet brutits ned.

Eftersom det inte har gjorts några fältförsök med matavfall i Käppalatumneln antas, med stöd från ovan nämnda siffror, en genomsnittlig nedbrytning på 10 % av matavfallet vid transport i avloppet, dock med reservation för hög osäkerhet.

2.8 Nedbrytning vid lagring

Vid scenarierna 3a, 3b och 3c, då matavfallet samlas in med kärl och malningen sker centralt, kan lagringstider av matavfallet förekomma. Eftersom matavfallet innehåller stora mängder lättnedbrytbara proteiner, kolhydrater och fett kan det vara möjligt att främst aeroba bakterier påbörjar nedbrytningen innan matavfallet hinner komma fram till rötningen. På Sveriges Lantbruksuniversitet har det vid försök visat sig att ingen märkbar förlust av TS och VS-halter kommer ske så länge som tid för lagring och transport inte överskrider fyra dagar (Sundberg, 2009). Den bakteriella aktivitet som kommer hinna påbörjas kan dock leda till höjda halter av mjölksyra och ättiksyra vilket kan ge ett sänkt pH på avfallsströmmen (Wang et al, 2001).

2.9 Fordonsgasproduktion

- För alla scenarier tas indata för matavfallets TS och VS-halt från Bilaga 2, tabell B2.1 Innehåll i matavfall. Dessa indata räknas upp till per ton TS och år.

Scenarier 1 och 2a:

- 10 % nedbrytning av TS/VS i avloppstransporten, se avsnittet 2.7 Nedbrytning i avloppsledningar.
- 1,67 % bortfall av hela matavfallsströmmen i bräddning, se avsnittet 2.1 Bräddning.
- 10 % bortfall av hela matavfallsströmmen i silgaller, se avsnittet 2.2 Silning vid Käppalaverket.
- 15 % nedbrytning av TS/VS i Käppalaverket i denitrifikationen (Olofsson och Forsberg, 2003), resten går till slammet.

Scenarier 2b och 2c:

- Inga förluster vid transport.

Scenario 3a:

- 10 % förlust av hela matavfallsströmmen vid förbehandling, se avsnittet 2.6 Bortfall i förbehandlingsanläggning.
- 10 % nedbrytning av TS/VS i avloppstransporten, se avsnittet 2.7 Nedbrytning i avloppsledningar.
- 1,67 % bortfall av hela matavfallsströmmen i bräddning, se avsnittet 2.1 Bräddning.
- 10 % bortfall av hela matavfallsströmmen i silgaller, se avsnittet 2.2 Silning vid Käppalaverket.
- 15 % nedbrytning av TS/VS i Käppalaverket i denitrifikationen (Olofsson och Forsberg, 2003), resten går till slammet.

Scenarier 3b och 3c:

- 10 % förlust av hela matavfallsströmmen vid förbehandling, se avsnittet 2.6 Bortfall i förbehandlingsanläggning.

Vid rötningen gäller följande för alla scenarier:

- 84,94 % av TS i matavfall består av VS och kan rötas till fordonsgas. Fullständig rötning antas.
- För varje kg rötbart slam (VS) produceras 0,7 m³ biogas med en metanhalt på 67 % (Olofsson och Forsberg, 2003). Vid uppgraderingen till fordonsgas ökar metangashalten till 98 %.
- 1 % förlust av den producerade fordonsgasen vid rötning och uppgradering. Se avsnittet 2.14 Utsläpp av växthusgaser.

2.10 Övergödningsindex

- För alla scenarier tas indata för matavfallets COD, fosfor och kvävehalt från Bilaga 2, tabell B2.1 Innehåll i matavfall. Dessa indata räknas upp till per ton TS och år.

En liten mängd COD hamnar i recipient vid energianvändningen från alla scenarier. Detta är kopplat till livscykelanalysberäkningarna men ger bidrag till denna indikator. Se Bilaga 2 -

B2.8 Utsläpp per producerad GJ i Sverige.

Scenarier 1 och 2a:

- Vid bräddning hamnar 1,67 ‰ av matavfallsströmmen i recipient.
- 10 % bortfall av hela matavfallsströmmen i silgaller, se avsnittet 2.2 Silning vid Käppalaverket.

Scenarier 2b och 2c:

- Inga förluster vid transport.
- 17 % av fosfor och 10 % av kvävet från matavfallet går med rejektvattnet in i Käppalaverket vid slamavvattning (Norén och Palmgren, 2009).

Scenario 3a:

- 10 % förlust av hela matavfallsströmmen vid förbehandling, se avsnittet 2.6 Bortfall i förbehandlingsanläggning.
- Vid bräddning hamnar 1,67 ‰ av matavfallsströmmen i recipient.
- 10 % bortfall av hela matavfallsströmmen i silgaller, se avsnittet 2.2 Silning vid Käppalaverket.

Scenarier 3b och 3c:

- 10 % förlust av hela matavfallsströmmen vid förbehandling, se avsnittet 2.6 Bortfall i förbehandlingsanläggning.
- 17 % av fosfor och 10 % av kvävet från matavfallet går med rejektvattnet in i Käppalaverket vid slamavvattning (Norén och Palmgren, 2009).

I Käppalaverkets vattenrening gäller följande för alla scenarier:

- Allt resterande COD från matavfallet antas antingen hamna i slamfasen eller förbrukas i fördenitrifikationen i Käppalaverket.
- 96,86 % av det resterande fosforinnehållet i matavfallet går till slamfasen i Käppalaverket, se avsnittet 2.4 Fosforrening i Käppalaverket.
- 85 % av det resterande kväveinnehållet i matavfallet går antingen till slamfasen eller ombildas till kvävgas i Käppalaverket, se avsnittet 2.5 Kväverening i Käppalaverket.
- Vid redovisning av övergödningsindex räknas COD, fosfor och kvävemängderna om till fosfatjoner. Se bilaga 2, B2.2 Övergödningsindex.

2.11 Tungmetall till recipient

- För alla scenarier tas indata för matavfallets tungmetallhalter från Bilaga 2, tabell B2.1 Innehåll i matavfall. Dessa indata räknas upp till per ton TS och år.

Scenarier 1 och 2a:

- Vid bräddning hamnar 1,67 ‰ av matavfallsströmmen i recipient.
- 10 % bortfall av hela matavfallsströmmen i silgaller, se avsnittet 2.2 Silning vid Käppalaverket.

Scenarier 2b och 2c:

- Inga förluster vid transport.
- 17 % av alla metaller antas gå med rejektvattnet in i Käppalaverket vid slamavvattning.

Scenario 3a:

- 10 % förlust av hela matavfallsströmmen vid förbehandling, se avsnittet 2.6 Bortfall i förbehandlingsanläggning.
- Vid bräddning hamnar 1,67 ‰ av matavfallsströmmen i recipient.
- 10 % bortfall av hela matavfallsströmmen i silgaller, se avsnittet 2.2 Silning vid Käppalaverket.

Scenarier 3b och 3c:

- 10 % förlust av hela matavfallsströmmen vid förbehandling, se avsnittet 2.6 Bortfall i förbehandlingsanläggning.
- 17 % av alla metaller antas gå med rejektivattnet in i Käppalaverket vid slamavvattning.

I Käppalaverkets vattenrening gäller följande för alla scenarier:

- Reningsgraden för de olika tungmetallerna varierar kraftigt beroende på vilken tungmetall man tittar på, se avsnittet 2.3 Metallrening i Käppalaverket.

För att underlätta redovisningen av tungmetallutsläppen räknas de om till en gemensam enhet; kilo Marine Aquatic Ecotoxicity per ton TS in. Se Bilaga 2, tabell

B2.4 Marine Aquatic Ecotoxicity.

2.12 Fosfor till produktiv mark

- För alla scenarier tas indata för matavfallets fosforhalt från Bilaga 2, tabell B2.1 Innehåll i matavfall. Detta indata räknas upp till per ton TS och år.

Scenarier 1 och 2a:

- Vid bräddning hamnar 1,67 ‰ av matavfallsströmmen i recipient.
- 10 % bortfall av hela matavfallsströmmen i silgaller, se avsnittet 2.2 Silning vid Käppalaverket.

Scenarier 2b och 2c:

- Inga förluster vid transport.
- 17 % av fosfor från matavfallet går med rejektivattnet in i Käppalaverket vid slamavvattning (Norén och Palmgren, 2009).

Scenario 3a:

- 10 % förlust av hela matavfallsströmmen vid förbehandling, se avsnittet 2.6 Bortfall i förbehandlingsanläggning.
- Vid bräddning hamnar 1,67 ‰ av matavfallsströmmen i recipient.
- 10 % bortfall av hela matavfallsströmmen i silgaller, se avsnittet 2.2 Silning vid Käppalaverket.

Scenarier 3b och 3c:

- 10 % förlust av hela matavfallsströmmen vid förbehandling, se avsnittet 2.6 Bortfall i förbehandlingsanläggning.
- 17 % av fosfor från matavfallet går med rejektivattnet in i Käppalaverket vid slamavvattning (Norén och Palmgren, 2009).

I Käppalaverkets vattenrening gäller följande för alla scenarier:

- 96,86 % av det resterande fosforinnehållet i matavfallet går till slamfasen i Käppalaverket, se avsnittet 2.4 Fosforrening i Käppalaverket.

2.13 Slamkvalitet

- För tungmetallerna används samma beräkning som i avsnittet 2.11 Tungmetall till recipient, men resultat blir istället de tungmetallerna som hamnar i slamfasen i Käppalaverket.
- För fosfor används samma beräkning som i avsnittet 2.12 Fosfor till produktiv mark.
- För att underlätta redovisningen av tungmetallerna räknas de om till en gemensam enhet: Human Toxicity Potential. Se Bilaga 2, tabell B2.5 Human Toxicity Potential.
- Enskilda metallhalter i slammet redovisas i Bilaga 2, tabell B2.9 Tungmetallhalter i slam.

2.14 Utsläpp av växthusgaser

För alla scenarier gäller följande:

- 1 % förlust av den producerade fordonsgasen vid rötning och uppgradering enligt RVF (2005), se avsnittet 2.9 Fordonsgasproduktion.

- För att underlätta redovisningen av växthusgasutsläppen räknas metanutsläppen om till koldioxidekvivalenter, se Bilaga 2, tabell B2.6 Global Warming Potential.

3. Livscykelanalys och Energianalys

I detta avsnitt redovisas först de olika faktorerna som påverkar livscykelberäkningarna. Eftersom dessa är starkt förknippade med energianalysen redovisas även de faktorer som har använts för att räkna ut energianvändningen. Därefter redovisas de olika indikatorerna som räknats ut med de båda verktygen.

3.1 Svensk elproduktionsmix

För att räkna ut utsläppen av fossilt koldioxid och koldioxidekvivalenter från elanvändningen används en procentsats som visar vilka andelar av varje energislag som varje producerad Gigajoule i Sverige kommer ifrån. Denna är tagen från International Energy Agencys hemsida (International Energy Agency, 2006) och redovisas i Bilaga2, tabell B2.7 Svensk elproduktionsmix. Utifrån denna kan därefter utsläppen beräknas med hjälp av livscykeldata från boken "The Hitch Hiker's guide to LCA" (Baumann och Tillman, 2004) som redovisas i Bilaga 2 -

B2.8 Utsläpp per producerad GJ i Sverige.

3.2 Avfallstransporter med bil

Köravstånden i denna del har delvis beräknats och delvis mätts upp med hjälp av kartfunktionen på Eniros hemsida (Eniro, 2009).

Modell för biltransporter

Eftersom det är svårt att ta fram de exakta transportavstånden bilarna måste köra för att samla in matavfallet görs istället en uppskattning av avståndet baserat på ett beräknat antal upphämtningsställen och medelavståndet mellan upphämtningsställena:

$$L_{insamling} = L_{framkörning} + L_{medel.hämtning} \times (N_{upphämt.ställen} - 1) + L_{tillbaka} \quad [\text{km}]$$

$L_{framkörning}$ är medelavståndet från garaget till första upphämtningsstället.

$L_{medel.hämtning}$ är medelavståndet mellan varje upphämtningsställe.

$N_{upphämt.ställen}$ är antalet upphämtningsställen.

$L_{tillbaka}$ är medelavståndet från sista upphämtningsstället till antingen förbehandling, avlämningspunkt eller mottagningsstation beroende på scenario, och medelavståndet tillbaka till garage.

Insamling

Antalet upphämtningsställen beror på scenario. I scenarierna med KAK till tank antas ett system som Malmös BO01-område där en tank motsvarar ett upphämtningsställe med 190 hushåll anslutna (Malmö Kommun, 2009). I scenarierna med kärllhämtning tas statistik från SÖRAB för att räkna fram antal upphämtningsställen. Se Tabell 20 för uträkning av antal upphämtningsställen.

ÅR	Totalt antal hushåll	Hushåll i en- och tvåbostadshus	Hushåll i flerbostadshus
2006	192136 ¹	64917 ¹	127219 ¹
		Antal hushåll i en- och tvåbostadshus	Antal hushåll per flerbostadshus
		1,5	15 ²
		Framräknat antal upphämtningsställen, kärllinsamling (3abc)	
		51760	
	Antal hushåll per tank		
	190 ³		
		Framräknat antal upphämtningsställen, tank (2abc)	
		1012	

Tabell 20 – Hushåll och beräknade upphämtningsställen i SÖRAB-regionen

1. SÖRAB, 2008
2. Sonesson, 1998
3. Malmö Kommun, 2009

Medelavståndet mellan upphämtningsställen varierar också mellan scenario. Här används den matematiska modellen IVL tagit fram i sin rapport ”Utredning om konsekvenser av utökad matavfallsinsamling i Stockholm” (Sundquist, 2008):

$$L_{\text{medel.hämtning}} = \sqrt{\frac{k \times A}{n_{\text{upphämt.ställen}}}} \quad [\text{km}]$$

A är arean för insamlingsområdet.

K är en konstant som används för att korrigera för icke raka vägar mellan upphämtningsställena, för vattentäcker och för andra naturområden där bilarna inte kan köra. Den är empiriskt framtagen till 2,28 i Stockholmsområdet enligt IVL-rapporten.

Vid varje stopp antas motorn gå på tomgång vilket ger ett påslag på 0,19 km, ett medelvärde taget från doktorsavhandlingen ”Systems Analysis of Waste Management – The ORAWARE Model, Transport and Compost Sub-models” (Sonesson, 1998).

I Tabell 21 redovisas medelavståndet mellan upphämtningsställena.

	Antal Upphämtningsställen	Area, SÖRAB-kommunerna [km ²]	L _{medel.hämtning} [km]
Tankscenarierna (2abc)	1012	688,13	1,40 + 0,19 ¹
Kärscenarierna (3abc)	51760	688,13	0,20 + 0,19 ¹

Tabell 21 - Medelavstånd mellan upphämtningsställen i Sörab-regionen

- 1) Sonesson, 1998

Utifrån antalet upphämtningsställen kan mängden matavfall som genereras räknas ut. Här antas det att hämtning kommer ske var fjortonde dag. Mängderna matavfall per person och dag tas från Bilaga 2, tabell B2.1 Innehåll i matavfall, och multipliceras med medelantalet personer per hushåll, 2,1 personer per hushåll, och antalet dagar, 14. För tankscenarierna antas en TS-halt på 8 % vilket betyder en viss utspädning och en större totalvikt. Mängden som räknats fram multipliceras därefter med antalet hushåll per upphämtningsställe, se Tabell 22.

	Mängd matavfall per person och dag, våtvikt [g]	Antal hushåll per upphämtningsställe	Mängd matavfall per upphämtningsställe och 14 dagar [kg]
Tankscenarierna (2abc) (TS 8%)	281,60	190	8 617,19
Kärscenarierna (3abc) (TS 20%)	112,64	3,71	13,18

Tabell 22- Uträknade mängder matavfall per upphämtningsställe

Slutligen beräknas antalet upphämtningsställen bilarna kan stanna vid innan de inte kan bära mer matavfall och måste köra till antingen avlämningspunkt eller förbehandlingsstation. Här

antas att sopbilar med en lastkapacitet på 8 ton används i kärlsenarierna och tankbilar med lastkapacitet på 11 ton i tankscenarierna, se Tabell 23.

	Mängd matavfall per upphämningsställe och 14 dagar [kg]	Lastkapacitet per bil [kg]	N _{upphämt.ställen} (Avrundat nedåt)
Tankscenarierna (2abc)	8 617,19	11 000	1
Kärlsenarierna (3abc)	13,18	8 000	606

Tabell 23 - Uträknade antal upphämningsställen per körning

Frankörning

För att underlätta uträkningen av framkörningen antas garage ligga i anslutning till SÖRABs återvinningsanläggning vid Hagby i Täby, adress Frestavägen 10. Ett medelköravstånd mellan denna adress och SÖRAB-kommunernas medelpunkter används som framkörningsavstånd och redovisas i Tabell 24.

Kommun	Köravstånd till Hagby återvinningsanläggning [km]
Järfälla	15,2
Lidingö	26,8
Sollentuna	8
Solna	20,2
Vallentuna	9,3
Upplands Väsby	8,8
Täby	5,7
Sundbyberg	21,6
Danderyd	8,6
Medel, L_{framkörning}	13,8

Tabell 24 – Framkörningsavstånd

Körning tillbaka

Köravståndet tillbaka varierar beroende på scenario. I varje scenario utom 2c och 3c förutsätts det att bilarna först kör tillbaka till återvinningscentralen i Hagby, Frestavägen 10. Därefter läggs en sträcka på 15,4 km på vilket är körsträckan mellan Hagby och de tänkta avlämningspunkterna, och tillbaka, se Tabell 25.

Anslutningspunkt	Köravstånd till Hagby återvinningsanläggning [km]
Karby, Täby	4,3
Galoppvägen, Upplands Väsby	8,1
Viby, Sollentuna	10,6
Medel	7,7

Tabell 25 - Köravstånd mellan Hagby ÅVC och anslutningspunkter

I scenarierna 2c och 3c körs istället matavfallet till mottagningsstationen vid Käppalaverket på Lidingö och sedan tillbaka vilket har en total körsträcka på 66,6 km. Se Tabell 26 för en summering av köravstånden.

Scenario	L _{framkörning} [km]	L _{medel.hämtning} [km]	N _{upphämt.ställen}	L _{tillbaka} [km]	Summerad sträcka [km]
2a	13,8	1,59	11	13,8 + 15,4	58,9
2b	13,8	1,59	11	13,8 + 15,4	58,9
2c	13,8	1,59	11	13,8 + 66,6	110,1
3a	13,8	0,39	298	13,8 + 15,4	158,83
3b	13,8	0,39	298	13,8 + 15,4	158,83
3c	13,8	0,39	298	13,8 + 66,6	210,03

Tabell 26 - Köravstånd summerade

För att få fram antalet körningar som krävs per år tas den mängden avfall som scenariot antagits generera och divideras med lastkapaciteten på biltypen som kommer att användas i aktuellt scenario. Det framräknade antalet körningar kan sedan multipliceras med den summerade sträckan för att få fram den totala körsträckan för hela året.

$$L_{\text{totalt}} = \frac{M_{\text{matavfall}}}{\text{Lastkapacitet}} \times \text{Summerad Sträcka} \quad [\text{km}/\text{år}]$$

Svagheter i modellen

Modellen tar inte hänsyn till nybyggnationer av både vägar och hus vilket skulle leda till förändrade insamlingssträckor. I stället varierar körsträckan, och miljöpåverkan den bidrar till, med hur många ton matavfall som samlas in och hur mycket matavfall som kan lastas på varje bil. Modellen tar inte heller hänsyn att det i 3-scenarierna kan ske byte av biltyp efter förbehandling vilket troligen skulle kunna leda till en viss minskning av transport till avlämningspunkt eller mottagningsstation.

3.3 Slamtransporter med bil

Efter rötning och slamavvattnings transporteras överskottsslammet från Käppala och används som antingen jordförbättring eller gödsel. Här används större lastbilar med släp och en lastkapacitet på 40 ton. Ett medelvärde räknas ut för transportavstånd mellan Käppala och två mottagare av slammet; Kalkbacken i Gnesta Kommun och Taxinge Näsby Gård i Nykvarn kommun, se Tabell 27.

Mottagare	Köravstånd från Käppala [km]
Kalkbacken, Gnesta Kommun	83,7
Taxinge, Nykvarn Kommun	71,8
Medelsträcka fram och tillbaka	155

Tabell 27 - Avstånd till slammottagare

Mängden slam som produceras från matavfallet räknas ut från det som blir kvar efter biogasproduktionen, se avsnittet 2.9 Fordonsgasproduktion. Därefter avvattnas slammet till en TS-halt på 21 % (Käppalaverket, 2007) och kan därefter transporteras till mottagarna. Totala transportavståndet räknas ut följande:

$$L_{\text{totalt,slam}} = \frac{M_{\text{ts,slam}} + 0,21}{\text{Lastkapacitet}} \times \text{medelsträcka} \quad [\text{km}]$$

3.4 Faktorer som använts för energi och koldioxidutsläppsberäkningar

Se Tabell 28.

Faktor	Energibehov [GJ]	CO ₂ -utsläpp [kg]	Scenarier
KAK ¹	0,31/ton TS, år	3.1 Svensk elproduktionsmix	1, 2a, 2b, 2c
Pumpning Käppalatumneln ²	2*10 ⁻⁵ /ton TS	3.1 Svensk elproduktionsmix	1, 3a
Biltransport, sugbilar ³	7,92*10 ⁻³ /km	0,57/km	2a, 2b, 2c
Sugning, sugbilar ⁴	5,67*10 ⁻⁷ /ton TS	4,10*10 ⁻⁴ /ton TS	2a, 2b, 2c
Biltransport, sopbilar ³	1,93*10 ⁻² /km	1,41/km	3a, 3b, 3c
Förbehandling ⁵	0,65/ton TS	3.1 Svensk elproduktionsmix	3a, 3b, 3c
Pumpning pipeline ⁶	2,30*10 ⁻³ /ton TS	3.1 Svensk elproduktionsmix	2b, 3b
Kväverening, Käppalaverket ⁷	1,60*10 ⁻² /Kg N till Käppala	3.1 Svensk elproduktionsmix	Alla
Fosforering, Käppalaverket ⁷	0,10/Kg P till Käppala	3.1 Svensk elproduktionsmix	Alla
Rötning och uppgradering till fordonsgas ⁴	0,21*10 ⁻² /m ³ producerad fordonsgas	3.1 Svensk elproduktionsmix	Alla
Slamtransport, lastbilar med släp ³	2,61*10 ⁻² /km	1,93/km	Alla

Tabell 28 - Faktorer som använts för energi och koldioxidutsläppsberäkningar

- 1) Baky, 2009
- 2) Kärrman et al, 2001
- 3) Omräknat från Baumann och Tillman, 2004 (Full last antas)
- 4) Kärrman et al, 2005
- 5) Omräknat från RVF Utveckling, 2005 (Energianvändning minus rötning)
- 6) SWECO, 2009
- 7) Norén och Palmgren, 2009

3.5 Energi utvunnen ur fordonsgas

Fordonsgasen innehåller 98 volymprocent metan, vilket har en densitet på 0,717 kg per kubikmeter (Persson et al, 2005). Värmevärdet (LHV) för metan är 0,05 GJ/kg (Persson et al, 2005). För att räkna ut energiinnehållet i den producerade fordonsgasen i alla scenarier används följande:

$$V_{\text{fordonsgas}} \times 0,717 \times 0,05 \times 0,98 = E_{\text{fordonsgas}} \quad [\text{GJ}]$$

3.6 Utsläpp av växthusgaser

Gäller för alla scenarier:

- Uträkningarna gjorda med faktorer från Tabell 28 och värden från substansflödesberäkningarna.
- Extra påslag från metangasläckage vid rötning och uppgradering, se avsnittet 2.14 Utsläpp av växthusgaser.

3.7 Energinetto

Gäller för alla scenarier:

- Uträkningarna gjorda med faktorer från Tabell 28 och värden från substansflödesberäkningarna.
- För varje kubikmeter fordonsgas går det att utvinna $3,51 \cdot 10^{-2}$ GJ energi, se avsnitt 3.5 Energi utvunnen ur fordonsgas
- För slutgiltiga energinettet tas den utvunna energin ur fordonsgasen minus den använda energin.

4. Livscykelkostnad

För alla scenarier sätts en kalkylränta på 4 procent. Den ekonomiska livslängden skiljer sig dock mellan de olika tekniska investeringarna som behöver göras. I Tabell 29 redovisas de ekonomiska livslängderna och kostnaderna för de olika investeringarna. Livslängderna är tagna från dokumentet "Avskrivningstider" utgivet av Svenska Kommunförbundet (Svenska Kommunförbundet, 2001), förutom den för köksavfallskvarn som är en uppgift från köksavfallskvarntillverkaren Disperator (Skoglund et al, 2009). Kostnaderna är tagna från insamlingsgruppens delrapport (Skoglund et al, 2009),

Investering	Ekonomisk livslängd [år]	Kostnad [kr]
Köksavfallskvarn (med installation och filmning av rör)	10	8500 per hushåll
Förbehandlingsanläggning	20	62 000000
Separat pipeline	50	100 000000
Slamsugarbil	10	
Tanksystem	10	11 000 per hushåll med KAK
Sopkärl (Slutna)	5	402

Tabell 29- Ekonomiska livslängder och kostnader per investering

4.1 Elkostnader

För att underlätta beräkning av driftskostnadsposten antas det att elpriset är oförändrat under de ekonomiska livslängderna för de olika investeringarna. I Tabell 30 redovisas elpriset som används.

	Pris (exkl. Moms) [kr]	Datum för prisuppgiften
Elektricitet ¹	271,11 per GJ	2009-04-30

Tabell 30 - Elkostnad

1) Omräknat från Vattenfall, 2009

Elkostnaderna räknas sedan ut med detta pris och med energianvändningsuppgifter framtagna från livscykelanalysen, se Tabell 28.

4.2 Entreprenörskostnader

Insamling

Eftersom SÖRAB idag inte kör några egna avfallstransporter utan istället lägger ut allt sådant arbete på entreprenad antas det att så även kommer bli fallet med BOA-projektet.

Kostnaderna för entreprenörstjänsterna tas från Sollentuna Kommuns avfallsstadga (Sjöblom Kristina, 2009): 11,06 kr per tömd tank eller tömt kärl och 151,77 kr per ton avfall som transporteras från Hagby omlastningsplats till behandling.

Slamtransport

Enligt uppgift från Torsten Palmgren (Personlig kommunikation, 2009-05-04) betalar Käppalaförbundet entreprenör 150 kr per ton slam som transporteras från Käppalaverket till jordbrukare.

4.3 Övriga kostnader

I 3-scenarierna tillkommer kostnader för papperspåsar och trådställ. Här antas det att det behövs ett pack papperspåsar (150 st) á 80kr och ett trådställ á 20kr (Skoglund et al, 2009) per hushåll och år. Uppräknat till per ton TS och år blir det 4705,88kr för påsarna och 1176,47kr för trådställena. Dessa kostnader läggs på 3-scenariernas årskostnad.

För scenarierna 1, 2a och 3a tillkommer en kostnad för järnsulfat på 450kr per ton inkommande fosfor till Käppalaverket (Norén Katarina, 2009-04-22). För Käppalaverket tillkommer även följande investeringar för varje scenario: Scenarierna 1, 2a och 3a: 2466,82kr per ton TS och år. Scenarierna 2b, 2c, 3b och 3c: 3975,98kr per ton TS och år (Norén och Palmgren, 2009).

4.4 Livscykelkostnader per ton TS och år

I Tabell 31 redovisas de olika kostnaderna för varje scenario per ton TS och år. Alla värden är i svenska kronor.

Scenario	Livscykelkostnad för investeringar	Pumpkostnader och Käppala	Biltransportkostnader	Slamtransportkostnader	Övriga kostnader
1	62 792,41	433,04		73,92	2 466,82
2a	86 176,89	481,02	6,42	73,92	2 466,82
2b	89 414,95	375,57 ¹	6,42	106,47	3 975,98
2c	86 717,13	230,00	765,62	106,47	3 975,98
3a	15 704,65	389,74	3 362,30	66,53	8 349,17
3b	21 111,31	328,66 ¹	3 362,30	96,793	9 858,33
3c	18 413,50	207,00	3 909,36	73,92	9 858,33

Tabell 31 - Summerade livscykelkostnader per scenario

1) Pumpkostnader för pipeline redovisas i Livscykelkostnad för investeringar

Bilaga 2 – Dataunderlag till beräkningar

B2.1 Innehåll i matavfall

Analyserat innehåll per personekvivalent och dag	
Typ	Vikt
H ₂ O ¹	90,11 g
TS ¹	22,53 g
VS ¹	17,17 g
COD-tot ²	30,72 g
P-tot ²	0,12 g
N-tot ²	0,52 g
Kadmium ²	0,18*10 ⁻² mg
Bly ²	0,15*10 ⁻² mg
Koppar ²	0,24 mg
Kvicksilver ¹	2,52*10 ⁻⁴ mg
Krom ²	0,04 mg
Nickel ²	0,07 mg
Zink ²	1,15 mg

1) Jönsson et al, 2005

2) Andersson och Castor, 2005

B2.2 Övergödningsindex

Eutrophication index		
P	3,06	g PO ₄ ³⁻ /g
N	0,42	g PO ₄ ³⁻ /g
COD	0,022	g PO ₄ ³⁻ /g

Alla värden tagna från Baumann och Tillman (2004).

B2.3 Tungmetallavskiljning i Käppala

Kvot metall till slam, Käppala		
Kadmium	0,525391552	Till slam/Inkommande
Krom	0,260479344	Till slam/Inkommande
Koppar	0,487710167	Till slam/Inkommande
Kvicksilver	0,520351486	Till slam/Inkommande
Nickel	0,023483866	Till slam/Inkommande
Bly	0,553539539	Till slam/Inkommande
Zink	0,389090666	Till slam/Inkommande

Alla värden uträknade från Käppala (2007).

B2.4 Marine Aquatic Ecotoxicity

Marine Aquatic Ecotoxicity		
Kadmium	2,20E+05	kg 1,4-DCB/kg
Krom	2,13E+03	kg 1,4-DCB/kg
Koppar	2,30E+05	kg 1,4-DCB/kg
Kvicksilver	2,10E+05	kg 1,4-DCB/kg
Nickel	2,20E+06	kg 1,4-DCB/kg
Bly	1,10E+03	kg 1,4-DCB/kg
Zink	1,40E+04	kg 1,4-DCB/kg

Alla värden tagna från Baumann och Tillman (2004).

B2.5 Human Toxicity Potential

Human Toxicity Potential		
Kadmium	200000	kg 1,4-DCB/kg
Krom ¹	6800	kg 1,4-DCB/kg
Koppar	94	kg 1,4-DCB/kg
Kvicksilver	5900	kg 1,4-DCB/kg
Nickel	2700	kg 1,4-DCB/kg
Bly	3300	kg 1,4-DCB/kg
Zink	64	kg 1,4-DCB/kg

1) Medelvärde av Cr(III) och Cr(IV)

Alla värden tagna från Baumann och Tillman (2004).

B2.6 Global Warming Potential

GWP 100 Years		
CO ₂	1	kg CO ₂ ekv/kg
CH ₄	21	kg CO ₂ ekv/kg
N ₂ O	310	kg CO ₂ ekv/kg

Alla värden tagna från Baumann och Tillman (2004).

B2.7 Svensk elproduktionsmix

Svensk elproduktionsmix år 2006	
Typ	Procent
Kol	1,39 %
Olja	1,16 %
Naturgas	0,41 %
Biomassa	5,44 %
Avfall	1,09 %
Kärnkraft	46,74 %
Vattenkraft	43,08 %
Vindkraft	0,69 %
Totalt	100 %

All data från International Energy Agency (2006)

B2.8 Utsläpp per producerad GJ i Sverige

Utsläpp per producerad GJ elektricitet i Sverige		
LUFT		
CH4	0,040805	kg/GJ
CO	41,3545	g/GJ
CO2	29,93672	kg/GJ
N2O	0,000731	kg/GJ
NH3	3,73E-01	g/GJ
NOx	5,36E+01	g/GJ
VATTEN		
COD	0,153988	g/GJ

Grunddata från Baumann och Tillman, 2004.

B2.9 Tungmetallhalter i slam

Scenarier 1 och 2a

Slamkvot mg tungmetall/Kg fosfor		
Kadmium	26,30250047	mg M/kg P
Krom	653,1989194	mg M/kg P
Koppar	11214,50951	mg M/kg P
Kvicksilver	18,23657077	mg M/kg P
Nickel	468,393416	mg M/kg P
Bly	624,044271	mg M/kg P
Zink	15741,91195	mg M/kg P

Scenario 3a

Slamkvot mg tungmetall/Kg fosfor		
Kadmium	26,3724425	mg M/kg P
Krom	655,368709	mg M/kg P
Koppar	11 253,81	mg M/kg P
Kvicksilver	18,3024411	mg M/kg P
Nickel	470,140028	mg M/kg P
Bly	626,419451	mg M/kg P
Zink	15787,6988	mg M/kg P

Scenarier 2b, 2c, 3b och 3c

Samrötning

Slamkvot mg tungmetall/Kg fosfor		
Kadmium	26,55060143	mg M/kg P
Krom	662,1144976	mg M/kg P
Koppar	11240,48114	mg M/kg P
Kvicksilver	18,25267252	mg M/kg P
Nickel	491,3131953	mg M/kg P
Bly	623,4489464	mg M/kg P
Zink	15953,46839	mg M/kg P

Separatrötat matavfall

Slamkvot mg tungmetall/Kg fosfor		
Kadmium	15	mg M/kg P
Krom	333,33333	mg M/kg P
Koppar	2000	mg M/kg P
Kvicksilver	2,1	mg M/kg P
Nickel	608,33333	mg M/kg P
Bly	12,5	mg M/kg P
Zink	9583,3333	mg M/kg P

Bilaga 3 – Dataunderlag till de kvalitativa indikatorerna

B3.1 Driftsäkerhet

För denna indikator har alla gruppers betyg samma vikt.

Insamlingsgruppen

Driftsäkerhet					
Scenario	Händelse	Frekvens	Sannolikhet	Konsekvens	Kommentar
1	Stopp i KAK	1	4	5	Varje gång du använder kvarnen kan det bli ett problem. (Kvarn går ca 5 h/år används 2-3 ggr/dag). Konsekvensen är inte så farlig för problemen är oftast inte så svåra att åtgärda och avfallet kan läggas i den brännbara fraktionen.
1	Stopp i fastighetsnät	1	4	3	Hur sannolikt det är beror på dimensionen och kvalitén på ledningarna i den enskilda fastigheten. Konsekvensen blir allvarlig då det även blir stopp för avlopp- och BDT-vattnet.
2	Stopp i KAK	1	4	4	Vanliga problem är stopp på grund av bestik eller överfyllnad, fiskskinn och andra problematiska matrester. Ofta är överfyllnad ett enklare problem att åtgärda. Det är även så att det man lär sig allt eftersom.

2	Stopp i tank	4	5	2	När matavfallet har det kommit till tanken. Exempel är full tank, kakkbildning, problem vid tömning. Christina har lite mer uppgifter också. För verksamheten kan det vara stora problem men påverkan på systemet är inte så stort.
2	Stopp i fastighetsnät	1	4	1	Se anm. scenario 1. Problem kan vara om man tillsätter för lite vatten.
3	Trasigt kärl	1	5	5	Liten konsekvens för systemet, stor konsekvens för brukaren.
3	Utebliven tömning	1	5	5	
3	Stopp i förbehandlingsanläggning	1	4	2	Stor konsekvens för systemet. Back upp mellanlagring alt. Förbränning (Balning?)

Transportgruppen

Indikatorer från Transportgruppen					
Driftsäkerhet				Risk	Kommentar
Scenario	Hur ofta?	Sannolikhet	Konsekvens		
Ledningsstopp					
1	1	4	2	2,33333333	Inga rapporterade problem i Surahammar
2a	1	4	2	2,33333333	
2b	1	4	4	3	Konsekvensen blir bräddning till Käppalatunneln
2c	x	x	x		
3a	1	4	2	2,33333333	
3b	1	4	4	3	
3c	x	x	x		
Bilproblem					
1	x	x	x		
2a	x	x	x		
2b	x	x	x		

2c	2	5	5	4	Bilproblem kan snabbt åtgärdas
3a	x	x	x		
3b	x	x	x		
3c	2	5	5	4	

Behandlingsgruppen

Driftsäkerhet					
Scenario	Händelse	Frekvens	Sannolikhet	Konsekvens	Kommentar
2bc	Stopp i mottagningsstationen	2	1	3	Måste finnas redundans i systemet och buffertvolym. Om det finns redundans minskas sannolikheten och konsekvensen
2bc	Tillfällig överbelastning rötkammare	2	1	3	Måste finnas redundans i systemet och buffertvolym. Om det finns redundans och buffertvolym minskas sannolikheten och konsekvensen
2bc	Stadigvarande överbelastning av rökamrarna	1	1	3	Då har vi räknat fel
2bc	Tillfällig överbelastning slamavvattning	1	2	3	Måste finnas redundans i systemet och buffertvolym. Om det finns redundans och buffertvolym minskas sannolikheten och konsekvensen

3a	Stopp i tunnelsystemet	1	1	5	Stor konsekvens, resulterar i bräddning
3a	Stopp i inloppsdel, grovreningen vid Käppalaverket	1	2	3	Om det beror på tillfällig överbelastning kan läget hanteras med extra personalinstans
3a	Överbelastning biosteget	2	1	3	Kan ge upphov till att vi bryter mot utsläppsvillkoren
3bc	Stopp i mottagningsstationen	2	2	4	Måste finnas redundans i systemet och buffertvolym. Om det finns redundans minskas sannolikheten och konsekvensen
3bc	Tillfällig överbelastning rötammare	2	2	4	Måste finnas redundans i systemet och buffertvolym. Om det finns redundans och buffertvolym minskas sannolikheten och konsekvensen
3bc	Stadigvarande överbelastning av rötammarna	1	1	4	Då har vi räknat fel
3bc	Tillfällig överbelastning slamavvattning	2	2	4	Måste finnas redundans i systemet och buffertvolym. Om det finns redundans och buffertvolym minskas sannolikheten och konsekvensen
3bc	Stadigvarande överbelastning av slamavvattningen	1	1	4	Då har vi räknat fel

B3.2 Flexibilitet

Denna indikator hade först betygsatts av insamlings och transportgruppen och hade då namnet ”Återhämtningsförmåga och flexibilitet”. Dock så ansågs det på multikriterieanalysmötet 2009-05-26 att arbetsgrupperna hade missförstått indikatorn och nya betyg sattes då: Scenarierna 1 och 2a fick 2,5, Scenario 2b fick 2 och 2c fick 3. Scenarierna 3a, 3b och fick 3c fick respektive betygen 3,5, 3 och 4.

B3.3 Arbetsmiljö

För denna indikator har alla insamlingsgruppens betyg vikten fyra, transportgruppen vikten två och behandlingsgruppen vikten ett.

Insamlingsgruppen

Arbetsmiljö					
Scenario	Händelse	Utsatthet	Sannolikhet	Konsekvens	Kommentar
1	Tunga lyft	5	5	5	Kvarnsystem ger en bättre arbetsmiljö än kärthantering för insamlingspersonalen.
1	Tungt lyft eller skjut och dragmotstånd för villor	5	5	5	Kvarnsystem ger en bättre arbetsmiljö än kärthantering för insamlingspersonalen.
1	Tungt lyft eller skjut och dragmotstånd för flerfamiljshus	5	5	5	Verksamheter tillåts inte att ansluta direkt till Varnätet, i de allra flesta kommuner.
1	Tungt lyft eller skjut och dragmotstånd för verksamheter	5	5	5	Gemensamt för hantering av matavfall i små och stora kvarnsystem är att risken för hygieniska problem till följd av mögel, lukt och kladd minskar jämfört med insamling i kärl.
1	Mikrobiell påverkan	5	5	5	
1	Hygien/luft	4	4	5	
2	Tungt skjut och dragmotstånd för villor	5	5	5	Förekommer ej i villor
2	Tungt skjut och dragmotstånd för flerfamiljshus	5	5	5	Förekommer sällan att flerbostadshus har denna lösning.
2	Tungt lyft och/eller skjut och dragmotstånd för verksamheter	4	4	5	Vid användning av kvarnsystem för matavfall underlättas arbetsmiljön betydligt för dem som hämtar matavfallet, men även för personalen i

					storkök.
2	Mikrobiell påverkan	5	5	5	De allmänna bakterieanalyser som genomfördes visade inte på någon tillväxt av mikroorganismer under lagringen och ingen generering av besvärande lukt kunde spåras till lagertanken.
2	Hygien/luft	4	4	5	
3	Tungt skjut och dragmotstånd för villor	4	5	3	Risken för olägenheter vid insamling från villahushåll med egna kärl är avsevärt mindre än vid in samling från verksamheter då kärnen i villahushåll sällan fylls.
3	Tungt skjut och dragmotstånd för flerfamiljshus	3	3	4	
3	Tungt skjut och dragmotstånd för verksamheter	2	2	4	Erfarenheter visar att kärl för matavfall från verksamheter riskerar att bli tunga och förvaring av matavfall i kärl kan också medföra arbetsmiljömässiga olägenheter i form av lukt och sporbildning. Den mikrobiologiska arbetsmiljön är ungefär densamma vid separat insamling av matavfall som vid insamling av en traditionell brännbar fraktion.
3	Mikrobiell påverkan	4	4	4	
3	Hygien/luft	2	2	4	Val av insatspåsar kan påverka hygien (majsstärkelse eller papper). Papperssäck i kärl för verksamheternas matavfall används idag för att minimera rengöring av

B3.4 Möjlighet att kontrollera matavfallets kvalitet

Här gav först insamlingsgruppen betyget ett till scenario 1, betyget tre till 2-scenarierna och betyget fem till 3-scenarierna. Detta blev vid multikriterieanalysmötet 2009-05-26 korrigerat till betyget två till scenario 1, betyget tre till 2-scenarierna och betyget fyra till 3-scenarierna.

B3.5 Tydlighet i ansvarsfördelningen

Här gav först insamlingsgruppen fem till alla scenarier eftersom de ansåg att det inte fanns några oklarheter i ansvarsfördelningen, medan transportgruppen gav tre till de scenarierna där matavfallet går i Käppalattunneln med motivering att det var osäkerhet om vem som hade ansvaret. Detta korrigerades vid multikriterieanalysmötet 2009-05-26 med motivering att grupperna vid tiden de satte betygen inte var helt insatta i hur de olika scenarierna var upplagda. Nya betyg sattes då och alla scenarier fick betyget 4,5 förutom scenario 1 som fick fyra med motiveringen att oklarheter skulle kunna uppstå då matavfallet går i det kommunala nätet.

B3.6 Brukaracceptans för systemet

Denna indikator betygsattes av insamlingsgruppen.

Aspekter	2	3	4	5	6	7
	Föreskrifter	Taxa	Infostrategi	Bekvämlighet	Pedagogik	Miljö
Scenario 1	3	5	3	4	1	4
Scenario 2	3	4	4	5	3	5
Scenario 3	3	5	2	2	5	3
Aspekter						
2. Föreskrifter: RO påverkar mest oss själva hur vi väljer att arbeta och tänka, brukaren påverkas mer indirekt.						
3. Miljö: Inomhusmiljö. Buller, lukt etc.						
3:1	Stockholm vatten tar ingen extra avgift för KAK, endast förbrukning av vatten. Inte mindre kostnader för insamling och transport, endast intäkter från biogas kan reducera kostnaderna.					
3:2	KAK med tank har billig hämtning enligt slamtaxa.					
3:3	Avgift kärl kan vi själva helt råda över, styra mot önskat beteende. Till skillnad för KAK.					
4:1	Vad behöver vi informera om? KAK innebär att fastighetsägaren och brukaren kan råda, inte kommunen.					
	FÅ och ev brukaren att investera och underhålla KAK attförsätt sortera ut matavfall och med rätt kvalitet.					
4:2	Infobehov inför nybyggnation, även vid befintliga fastigheter. Få står för investering och underhåll.					
4:3	Informera hela systemet, alla parter som är berörda, inte bara hushåll/verksamheter					
5:1	All sortering av matavfall innebär merarbete, KAK bevämt, speciellt när det fungerar. Den enskilde får ta all drift och underhåll.					
5:2	Bekvämt i köket _hushållet samt mindre ansvar vad gäller drift och underhåll.					
5:3	All utsortering av matavfall innebär extra arbete, kärl innebär dels sortering i köket samt att gå ut med påsen.					

6:1	Fimpar och cigarett aska, kan ses som ett svart hål=nytt sopnedkast, inget ansvar behövs, befäster gamla dåliga vanor.
6:2	Pedagosik effekt att matavfallet samlas upp i speciellt skäl. Lätt att man kan försvinna i mängden.
6:3	Att sortera i kärl innebär många metvetna handlingar, kärl och 2-facks bilen signalerar "sortera och håll isär".
7:1	Oro med tekniken att tappa saker iKAK, risk för skada, buller men kort tid, hygien i andra sopytrymmen
	blir bättre förutsatt att flertalet använder KAK.
7:2	Oro med tekniken, tappa saker i KAK, risk för att skada sig, , buller men under kort tid, hygien i andra sopytrymmen
	blir bättre förutsatt att flertalet använder KAK.
7:3	Kärl kan innebära lukt, tvätt av kärl, behov av innersäck av papper

B3.7 Omgivningspåverkan

Insamlingsgruppen

Scenario	Betyg	Kommentar
1	5	
2a	3,8	Omgivningspåverkan är lite högre pga transport med slambil
2b	3,5	Skillnaden mellan a, b och c beror av transporterna.
2c	3	
3a	1,8	Omgivningspåverkan från en förbehandlingsanläggning kan bli hög pga lukt.
3b	1,5	Skillnaden mellan a, b och c beror av transporterna.
3c	1	

Transportgruppen

1	5			Inga problem med ledningsnätet
2a	5			
2b	5			
2c	3			Möjliga störningar vid hämtning av avfall
3a	5			
3b	5			
3c	3			Möjliga störningar vid hämtning av avfall

Behandlingsgruppen

Behandlingsgruppen, avser alltså Käppalaverket inkl tunnelsystem	
Scenario	Omgivningspåverkan
1	(5) 4
2a	(5) 4
2bc	(5) 3
3a	4
3bc	3

Omgivningspåverkan, 5 låg påverkan, 1 hög påverkan
 Driftsäkerhet, 5 låg påverkan, 1 hög påverkan
 Arbetsmiljö, 5 låg påverkan, 1 hög påverkan
 Genomförandetid, 5 kort tid < 1 år, 1 lång tid > 5 år
 Förutsättning, mängder enligt insamlingsgruppen.
 Om 30 000 ton i alla scenarier blir 1 = 2a = 3a och 2bc = 3bc

B3.8 Genomförandetid

I denna indikator har insamlingsgruppens betyg vikten fyra, transportgruppens betyg vikt två och behandlingsgruppens betyg vikt ett.

Insamlingsgruppen

Scenario	Betyg
1	2
2a, 2b, 2c	1
3a, 3b, 3c	5

Transportgruppen

Scenario	Betyg
1	4
2a	3
2b	1
2c	3
3a	3
3b	1
3c	3

Behandlingsgruppen

Behandlingsgruppen, avser alltså Käppalaverket inkl tunnelsystem	
Scenario	Genomförandetid
1	(5) 3
2a	(5) 3
2bc	(4) 2
3a	3
3bc	2

Omgivningspåverkan, 5 låg påverkan, 1 hög påverkan
 Driftsäkerhet, 5 låg påverkan, 1 hög påverkan
 Arbetsmiljö, 5 låg påverkan, 1 hög påverkan
 Genomförandetid, 5 kort tid < 1 år, 1 lång tid > 5 år
 Förutsättning, mängder enligt insamlingsgruppen.
 Om 30 000 ton i alla scenarier blir 1 = 2a = 3a och 2bc = 3bc

TRITA-IM 2009:21

ISSN 1402-7615

Industriell Ekologi,

Kungliga Tekniska Högskolan

www.ima.kth.se