

Systemstudie **Avlopp**

En studie av framtida hållbara system för hantering av avlopp och bioavfall i Göteborgsregionen



Göteborgs
Stad



SYSTEMSTUDIE AVLOPP

Första upplaga, 200 ex. December 2007.

Exemplar av denna sammanfattning kan beställas hos:

Kretsloppskontoret

Göteborgs Stad

Karin Theorin Mägi 031-368 00 00

kretsloppskontoret@kretslopp.goteborg.se

www.goteborg.se

Utskrift av dokumentet från pdf-format rekommenderas i färg.

Systemstudie Avlopp

En studie av framtida hållbara system
för hantering av avlopp och bioavfall i Göteborgsregionen

Innehåll

Förord	4
Sammanfattning	6
Lista över Bilagor.....	39
Textdokument Microsoft Word (.doc).....	39
Filer i Microsoft Excel (.xls) format	39
1 Uppdraget	40
1.1 Bakgrund	40
1.2 Syfte.....	40
1.3 Projektmål	40
1.4 Förutsättningar.....	41
1.5 Organisation	41
2 Metod och förutsättningar.....	43
2.1 Projektets arbetsgång.....	43
2.2 Principer och systemgränser	44
2.3 Hållbarhetsaspekter	45
2.4 Analysmetoder	49
2.5 Multikriterieanalys	60
3 Dagens system för avlopp och bioavfall.....	66
3.1 Organisation	66
3.2 Nulägesbeskrivning av avloppssystemet.....	67
3.3 Ryaverket.....	76
3.4 Nulägesbeskrivning av hanteringen av bioavfall.....	82
4 Avlopps- och bioavfallssystemen och deras omvärld år 2050	87
4.1 Målbilden	87
4.2 Befolkning och bebyggelse	88
4.3 Energi	90
4.4 Transporter	94
4.5 Vattenförbrukning.....	95
4.6 Näringsämnen	97
4.7 Metaller	99
4.8 Organiska ämnen och läkemedelsrester	108
4.9 Klimatförändringars påverkan	110
4.10 Markanvändning och behov av näringsämnen i Västsverige	113

5	Systemalternativ år 2050: beskrivningar	114
5.1	Referensalternativet.....	116
5.2	Källkontroll Kompostering	124
5.3	Källkontroll Avfallskvarn	128
5.4	Källkontroll Rötning	132
5.5	Svartvatten.....	135
5.6	Utvinning av fosfor och delutvinning av kväve vid Ryaverket	141
5.7	Förbränning med spridning av askan	147
5.8	Deponering av aska.....	150
6	Analys och resultat.....	154
6.1	Hygien.....	154
6.2	Miljö / Emissioner.....	157
6.3	Miljö / Resurshushållning	170
6.4	Ekonomi.....	179
6.5	Sociokultur / Organisation.....	187
6.6	Sociokultur / Brukaraspekter.....	191
6.7	Sociokultur / Flexibilitet	192
6.8	Teknisk funktion	194
6.9	Sammanfattning av de viktigaste kvantifierade resultaten.....	198
6.10	Multikriterieanalys	200
6.11	Resultat ställda mot de nationella miljökvalitetsmålen mm.....	208
7	Osäkerheter, känslighetsanalyser och diskussion.....	210
7.1	Framtidsbeskrivningarna	210
7.2	Metoder, indata och beräkningar	211
7.3	Energisystemen och värdet av värme år 2050	212
7.4	Återföring av näringsämnen och mull	216
7.5	Diskuterande systemjämförelser	221
7.6	Känslighetsanalyser för betygssättning och viktning	225
7.7	Sammanfattning av känslighetsanalyserna	233
8	Slutsatser och specifika frågor	235
8.1	Slutsatser.....	235
8.2	Svar på de specifika frågorna	237
8.3	Behov av ytterligare utredningar.....	240
8.4	Behov av forskning	241
9	Referenser	242
10	Ordlista	248

Förord

Hur ska framtidens avloppssystem utformas, och vilka möjligheter finns att ta tillvara nyttigheter i avloppsvattnet samtidigt som våra vattendrag skyddas? Frågeställningarna är ständigt aktuella, men svaren varierar allteftersom samhällets förväntningar och krav förändras. Ser man historiskt på hur städernas infrastruktur har utformats utifrån respektive tids förutsättningar, så är dagens hantering av avlopp i Göteborgsområdet bra. Men förändringar blir nödvändiga bl. a. för att svara mot större befolkningsunderlag och förbättrade synergier med andra försörjningssektorer.

Avloppsledningsnäten är oerhört investeringstunga och långlivade infrastrukturer. En förändring av ledningssystemet för att öka hållbarheten tar många år att genomföra (30-100 år). För att kunna jämföra sådana lösningar med tekniska lösningar på avloppsreningsverk som kan ta 10-20 år att genomföra har jämförelsen gjorts på lång tid, 50 år.

Systemets uthållighet har värderats ur tre dimensioner – ekologisk, socialt och ekonomiskt.

Den ekologiska aspekten med framförallt resurshushållning av näringsämnen har varit det väsentligaste motivet för studien. I det avseendet bekräftar studien möjligheten av att avloppssystemen, ursprungligen utvecklade för hälso- och recipientskydd, i framtiden även får en viktig roll i resurshushållningen.

Den sociala acceptansen för vårt avloppssystem är väsentlig främst därför att kunskap och kännedom om systemfunktioner behövs. Brukarna påverkar systemets funktion – och systemutformningen kan underlätta eller komplicera befolkningens vardag på en mängd sätt. Studien har därför även omfattat dessa aspekter, med genomgående bra resultat. Hållbarhet i andra aspekter står uppenbart inte i motsättning till den sociala acceptansen.

Den ekonomiska aspekten är givetvis väsentlig för hur vi värderar olika utvecklingslinjer. Om det ekonomiska utrymmet skulle begränsa möjligheterna att åstadkomma hållbara avloppssystem, kan det leda till ytterligare ekonomiska påfrestningar. Omvänt kan man säga, att värderingen av framtida lösningar i stor utsträckning styr de politiska preferenserna för olika systemalternativ.

Kretsloppsnämnden i Göteborgs Stad var initiativtagare och kretsloppskontoret har varit drivande under projektets gång i kraft av uppdraget att ha ett sammanhållet ansvar för att driva avfalls och avloppshantering i Göteborgs Stad mot ett hållbart samhälle. Gryaab ansvarar för avloppsreningen åt Göteborg och sex andra kommuner i Göteborgsregionen samt större delen av det regionala nätet av avloppstunnlar. Gryaabs fokus är att driva avloppsreningen på ett hållbart sätt inklusive hanteringen av de näringsämnen som transporteras till reningsverket med spillvattnet. Göteborg Vatten, som liksom kretsloppskontoret är en del av Göteborgs Stad, driver och förvaltar den till investerat värde absolut största delen av VA-systemets infrastruktur, ledningsnätet. Stadskansliet i Göteborgs Stad har också följt arbetet

för att hålla sig informerad om konsekvenser för stadens ekonomi och måluppfyllelse.

Vår förhoppning är att studien under de närmaste åren kan användas som underlag för mer detaljerade åtgärdsplaner samt för beslut i de olika organisationerna på kommunal/regional nivå. Ett steg på vägen till en mer hållbar hantering av avloppsvatten och bioavfall i Göteborg och Göteborgsregionen!

Trevlig och intressant läsning till alla er som får rapporten i er hand!

Göteborg i september 2007

Kaj Andersson
Kretsloppskontoret

Birgitta Roos
Göteborg Vatten

Stig Hård
Gryaab

Sammanfattning

Bakgrund

Systemstudie Avlopp är ett samverkansprojekt mellan Göteborgs Stad (Kretsloppsnämnden och Göteborg Vatten) och Gryaab. Studien ingår som ett led i arbetet att skapa en långsiktigt hållbar hantering av avlopp och biologiskt avfall. Utgångspunkten är att dagens hantering av avlopp och bioavfall i Göteborgsområdet är bra utifrån dagens förhållanden men kan bli mer hållbar. Det som främst brister är att näringsämnen som bortförts från jordbruksmark och hamnar i avloppssystemet inte återförs. Ryaverket är byggt för att avskilja suspenderade ämnen, biologiskt nedbrytbara organiska ämnen, fosfor och kväve från utgående avloppsvatten. Andra grundämnen och kemiska föreningar avskiljs i den utsträckning de är bundna till suspenderade ämnen. Detta innebär att flertalet metaller avskiljs väl liksom många miljöfrämmande organiska ämnen. Vattenlösliga svårnedbrytbara organiska ämnen exempelvis många läkemedel och deras nedbrytningsprodukter, avskiljs endast i begränsad utsträckning. Rening av förorenat trafikdagvatten sker i begränsad omfattning och det mesta släpps ut orenat till lokala recipienter. Kriterier behövs för vad en långsiktigt hållbar avloppshantering innebär. En gemensam strategi för hur en långsiktigt hållbar avloppshantering bäst kan uppnås ska tas fram. Möjligheten att tillvarata synergier mellan hanteringen av avlopp och bioavfall bör undersökas. Eftersom ansvaret för avloppshanteringen i Gryaabs upptagningsområde är uppdelat behöver en utredning om en sådan strategi göras tillsammans av berörda organisationer. Infrastrukturen för att samla in och behandla avloppsvatten utgör en stor och långlivad investering varför beslut som påverkar denna bör vara mycket välgrundade. Därav detta projekt.

Syfte

Projektet syftar till att ta fram underlag för strategiska beslut för avlopps- och bioavfallssystemen, baserat på vilka framtida system som är mest långsiktigt hållbara, dvs. belastar miljön så lite som möjligt, leder till god näringsåterföring och är ekonomiskt och socialt acceptabla.

Metod och förutsättningar

Projektets genomförande

Systemstudie Avlopp har genomförts av en projektgrupp sammansatt av personer från de medverkande förvaltningarna Kretsloppskontoret och Göteborg Vatten samt från Urban Water¹. Externa experter har anlitats där sakkunskap saknats inom projektgruppen. Projektet har letts av projektledare från Urban Water samt haft en styrgrupp bestående av en person från vardera Kretsloppskontoret, Göteborg Vatten, Gryaab AB samt Stadskansliet.

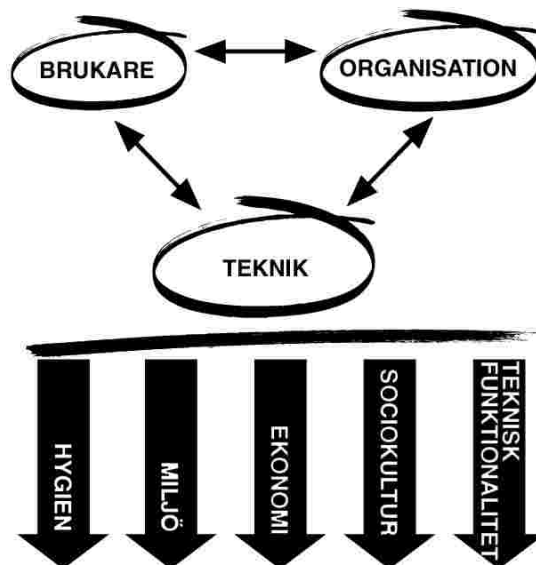
¹CIT Urban Water Management AB. Vidareutvecklar och tillämpar resultaten av forskningsprogrammet Urban Water.

Projektet har också haft en intressentgrupp som haft två möten under projektets gång. Till dessa möten har inbjudits representanter från andra förvaltningar i Göteborg, Gryaabes ägar-kommuner, Länsstyrelsen och andra. Projektet har presenterats för och diskuterats av de tre samverkande förvaltningarnas ledningsgrupper. Vid ett tillfälle har preliminära resultat presenterats för Kretsloppsnämnden, som också genomfört en sammanvägningsövning enligt den modell som används i projektet.

Projektet har genomförts av de medverkande dels som datainsamling och detaljanalyser enskilt eller i grupper, dels i form av ett stort antal möten där arbetsmetodikerna och resultaten diskuterats. Mycket tid har ägnats åt att skaffa och sammanställa data samt att förbättra och vidareutveckla de använda verktygen. Systemstudie Avlopp behandlar ett mycket komplext fält, med direkt användning av resultat från forskningen. Projektet är mångvetenskapligt till sin natur. Intuitiva resonemang och värderingar blandas med trendframskrivningar och fakta av olika slag. Projektets genomförande kan därför betraktas som en process där nytänkande, utveckling och lärande skett under projektiden, med en successiv inläring och ökad förståelse och mot slutet av projektet ökat förtroende för metodik och resultat. Hur de studerade systemalternativen kan genomföras praktiskt, med åtgärdsplanering etc. har inte ingått i projektet.

Metodik för analys

Analysen av de studerade systemalternativen har strukturerats med utgångspunkt från forskningsprogrammet Urban Waters konceptuella ramverk, se Figur 1. Ramverket definierar det system som studeras, bestående av de tre delsystemen Teknik, Organisation och Brukare. Fem kriterier definieras för att beskriva hållbarhet: Hygien, Miljö, Ekonomi, Sociokultur och Teknisk funktionalitet.



Figur 1. Urban Waters ramverk för strukturering av analyserna.

Analysmetoder

Hygien. För att beräkna risken för smittspridning har använts verktyget MRA - Mikrobiell riskanalys. Modellen bygger på att de punkter där människor exponeras för patogener från avloppsvattnet identifieras. Rotavirus har använts som indikatorpatogen för simuleringarna. Metoden överensstämmer i sina huvuddelar med den metodik som utvecklats av WHO.

Miljö. Miljöeffekter och resurshushållning för de studerade systemalternativen har simulerats med substansflödesmodellen URWARE (URban WATER REsearch model). URWARE kan simulera en stor mängd ämnen ”från vaggan till graven”. Som resultat fås bl.a. var olika ämnen hamnar – i vattenrecipienten, i marken eller i luften. Miljöeffekterna härav beräknas och anges som t.ex. försurning, övergödning eller växthuseffekt. URWARE anger också hur mycket energi som används.

URWARE räknar med systemgränser som sträcker sig långt utanför själva va-systemet (=bassystemet). Detta s.k. *utökade system* innehåller också de miljöeffekter som uppstår uppströms bassystemet (t.ex. genom att tillverka och transportera kemikalier som behövs för reningen) och nedströms bassystemet (t.ex. effekter av att använda slam som gödsel på åkrarna). Dessutom räknar URWARE på det s.k. *kompensatoriska systemet* för att möjliggöra en rättvis jämförelse mellan olika systemalternativ. Det innebär att om ett systemalternativ producerar mer nyttigheter (t.ex. energi eller fosfor) än andra systemalternativ, belastas de andra systemen med miljöeffekter från nyttigheter som måste produceras.

För att beräkna tillförseln av främst tungmetaller från dagvattensystemen har använts verktyget SEWSYS (SEWage SYStem). SEWSYS är en substansflödesmodell som kan analysera korta tidsförlopp och därför är bättre ägnad att studera dagvatten- och kombinerade avloppssystem än URWARE.

Ekonomi. Urban Waters kostnadskalkylverktyg har tillämpats i projektet och vissa delar av verktyget har vidareutvecklats. Verktyget är lämpligt att använda vid strategiska vägval rörande va-system i ett tidigt skede av beslutsprocessen. Verktyget innehåller erfarenhetsmässiga kostnadsdata avseende investering och drift för ett antal systemkomponenter från fastigheter till deponi och bygger på en nybyggnadskalkyl, alltså vad det skulle kosta att bygga upp systemen från början eller som en jämförelse på mycket lång sikt. Som jämförelse beräknades också kostnadsökningen där idag befintliga anläggningar inte behöver betalas. Med tanke på den långa tidshorizonten i projektet betygsattes systemalternativen efter nybyggnadskalkylen.

Organisation. De viktigaste egenskaperna är organisationens kapacitet att hantera olika typer av va-system med olika skalor och med andra aktörer inblandade, och dess anpassningsförmåga att ta sig an nya och andra former av va-system. De kriterier för organisatoriska aspekter som tagits fram inom Urban Water tillämpas i projektet.

Brukare. Kritiska faktorer för hur hushåll kan bidra till att göra avlopps- och bioavfallssystemen mer uthålliga har identifierats. Dessa är viktiga för att få en fungerande samverkan mellan hushållen, organisationen och de tekniska systemen. Hushållens förmåga att hantera olika system och att bidra till finansiering har undersökts schematiskt.

Metodik för bedömningar av systemalternativen

Resultaten från simuleringarna och andra kvalitativa eller kvantitativa analyser ligger till grund för en bedömning av systemalternativen. För att kunna jämföra systemalternativen har resultaten normaliserats genom att de omvandlas till betyg. Betygen sätts på en fem-gradig skala 0-4 där 4 är bäst. Betyg 2 innebär att systemalternativet klarar att nå de troliga framtida målen.

Betygsskalan för en värderingsaspekt är endast avsedd för jämförelser av systemalternativens prestationer avseende just denna värderingsaspekt. Det är svårt att göra absoluta jämförelser mellan betygsskalorna för olika värderingsaspekter. Jämförelser mellan värderingsaspekterna sker därför genom viktningen, se nedan. I de fall systemalternativens prestationer inte skiljer mycket har de åsatts samma betyg eftersom det finns icke obetydliga osäkerheter i den använda metodiken.

Alla de aspekter som behandlats i projektet ingår i en multikriterieanalys, dvs. de integreras i ett samlat omdöme om vilket systemalternativ som är att föredra framför de andra alternativen. Alla de studerade aspekterna är därvid inte lika viktiga. För att kunna göra en sammanfattande bedömning måste därför aspekterna vikts, dvs. åsättas numeriska vikter i relation till deras betydelse. Vid sättande av dessa vikter har hänsyn tagits till de nationella miljömålen och till kretsloppsmålen i Göteborg (enligt Kretsloppsplanen). Hänsyn har också tagits till hur stor andel av ett problem som va-sektorn har i relation till det samlade antropogena bidraget i Sverige (eller i Göteborg), och hur mycket va-sektorn kan bidra till problemets lösning. Kriterierna Miljö/emissioner, Miljö/resurshushållning och Sociokultur, som alla innehåller flera värderingsaspekter, har först vägts samman, varefter resultaten därifrån infogats i en sammanvägning för samtliga kriterier. Vikterna har satts så att summan av vikterna i varje jämförelsegrupp blir 100. Vikterna har satts av Projektgruppen som ett första inspel till kommande diskussioner och eventuellt beslutsfattande i staden.

Metoden för sammanvägning kan diskuteras och det finns alternativa metoder, varav flera testats inom Urban Water-forskningen. Den valda metoden har dock flera fördelar som att den är öppen och genomsynlig, tvingar fram eftertanke och motiveringar, samt ger var och en möjligheter att göra egna känslighetsanalyser.

Systemgränser

Geografisk avgränsning. Geografiskt avgränsas studien av Gryaabes sju ägarkommuner (Figur 2). Redan idag är en mycket stor andel av fastigheterna anslutna till det gemensamma reningsverket Ryaverket, med undantag för Lerum, som dock kommer att anslutas via en ny spillvattentunnel som för närvarande byggs och planeras vara i drift 2011. Det finns även några mindre reningsverk som drivs i kommunal regi, samt vissa fastigheter med enskilt avlopp. I denna studie görs många förenklingar. Exempelvis antas att samtliga fastigheter inom de sju kommunerna år 2050 är anslutna till Ryaverket. Det förutsätts också att Ryaverket finns kvar 2050. Detta vet vi självfallet lite om varför utgångspunkten snarare är att det finns ett eller ev. några stora centrala reningsverk i regionen.



Figur 2. Grynaabs ägarkommuner och upptagningsområde, år 2005. Lerum är ännu inte anslutet. De röda strecken markerar tunnlar och huvudledningar för avloppsvatten. De svarta sträcken markerar kommungränser. De gula strecken markerar större vägar.

Avgränsning i tid. Studien genomförs för år 2050. Tidpunkten har valts långt fram i tiden, så att även stora förändringar av systemen kan hinna genomföras. Beräkningarna av materialflöden, energiförbrukning osv. avser ett nedslag i framtiden år 2050.

Systemgränser för systemalternativen. Studien gäller all hantering av avlopp och bioavfall (från hushåll, restauranger, storkök, butiker och livsmedelsindustri) i de studerade kommunerna. Substansflödena följs hela vägen från uppkomst i t.ex. hushåll, fram till ”sänkorna”, t.ex. åkern eller recipienten. Studien omfattar alltså inte bara det vi vanligen menar med avlopps- och bioavfallssystemen utan även slambehandling, transporten fram till sänkorna, och i förekommande fall spridningsarbetet på produktiv mark. För att kunna analysera systemen med beräkningar görs många antaganden och förenklingar av hanteringen.

Hållbarhetsaspekter

För att bedöma hållbarheten för en anläggning eller ett system behöver man använda *hållbarhetskriterier*. I Urban Waters ramverk används fem kriterier. Hållbarhet innebär här

- att avlopps- och bioavfallssystemen inte förorsakar infektionssjukdomar (kriterium Hygien);

- att miljöeffekterna blir så små som möjligt, systemet är resurssnålt och i så stor utsträckning som möjligt återför nyttiga resurser (kriterium Miljö);
- att kostnaderna kan accepteras av de som ska betala (kriterium Ekonomi);
- att de organisatoriska förutsättningarna är de rätta och att systemets användare uppskattar systemen och kan hantera dem tekniskt (kriterium Sociokultur); samt
- att systemen har god teknisk funktion och är robusta mot förändringar i omvärlden och incidenter av olika slag (kriterium Teknisk funktion).

För varje kriterium används indikatorer, som är kvantitativa eller kvalitativa mått på hur väl kriteriet uppnås. I denna studie har begreppet *Aspekter* eller *Värderingsaspekter* använts som synonym för indikatorer. Kriteriet Miljö omfattar ett stort antal aspekter, uppdelade i de två grupperna *emissioner* och *resurshushållning*.

Ett stort antal aspekter har föreslagits i olika studier i Sverige och internationellt. Valet av aspekter är viktigt (påverkar resultatet av en studie) och måste anpassas till vad man önskar uppnå med studien. I Systemstudie Avlopp är målen givna av projektdirektivet, och valet av aspekter har anpassats till dem. Antalet aspekter har hållits nere för att ge en möjlighet till överblick. Aspekterna kan vara antingen kvantitativa eller kvalitativa.

Kriterium Hygien (kvantitativa aspekter)

Antalet människor som riskerar att infekteras på grund av avloppsvattenburna smittämnen

Kriterium Miljö (kvantitativa aspekter)

Emissioner:

- Övergödning av vattenrecipienterna
- Tillförsel av tungmetaller (kadmium och koppar) och organiska ämnen till vattenrecipienter
- Tillförsel av tungmetaller (kadmium och koppar) och organiska ämnen till markrecipienter
- Utsläpp av växthusgaser (växthuseffekt)
- Utsläpp av försurande ämnen (försurning)

Resurshushållning:

- Återföring av näringsämnen till produktiv mark, främst fosfor
- Energianvändning

Kriterium Ekonomi (kvantitativa aspekter)

- Årskostnader
- Årskostnadernas fördelning mellan olika betalningsgrupper

Kriterium Sociokultur (kvalitativa aspekter)

- Krav på organisation
- Krav på systemens brukare
- Flexibilitet i genomförandet

Kriterium Teknisk funktion (kvalitativa och kvantitativa aspekter)

Här bedöms systemens tekniska funktion och deras robusthet, sårbarhet och återhämtningsförmåga, dvs. systemens motstånd mot yttre störningar, förmåga att återgå till ursprunglig funktion samt reparerbarhet.

Dagens system för avlopp och bioavfall

Avloppssystemet i Göteborg

Ledningssystemet i Göteborg består till största delen av duplikata och separata system men det finns även en inte obetydlig del kombinerade system. Dessutom finns det områden med duplikatsystem som inte är verksamma, dvs. spillvattnet eller dagvattnet går via en kombinerad ledning på sin väg till Ryaverket. Avloppsvattnet från övriga delägarkommuner ansluter till tunnelsystemet på olika ställen.

I de kombinerade systemen förekommer det vid regn utsläpp, s.k. bräddning, av orenat avloppsvatten. De tre största bräddpunkterna på ledningsnätet bräddar till Göta älv och står tillsammans för nästan hälften av den totalt bräddade volymen. Den största bräddpunkten är Kodammarnas spillvattenpumpstation. 2005, som nederbördsmässigt var ett normalt år bräddade 1,2 miljoner m³ vid Kodammarna, dvs. ca 4 % av totala flödet som avleds via pumpstationen. Av den bräddade volymen var 140 000 m³ spillvatten, dvs. 11 %. Vid Kodammarna tillämpas idag kvalitetsstyrning, dvs. vid regn efter uppehållsväder avleds det mest förorenade dagvattnet (first flush) till Ryaverket.

Avloppssystemet använder energi främst i form av elektricitet för pumpning. Den samlade elanvändningen inklusive kranskommunerna och pumpning upp till Ryaverket är ca 16 GWh per år.

Huvudrecipienterna för Göteborgs avloppsvatten är kustvattnet och Göta älv.

Ryaverket

Ryaverket med tillhörande tunnelsystem ägs och drivs av Gryaab AB (tidigare Göteborgsregionens Ryaverksaktiebolag GRYAAB) och togs i bruk 1972. Antalet anslutna personer är 621 000 eller 771 000 personekvivalenter. Den totala tillrinningen till Ryaverket är i genomsnitt ca 120 miljoner m³ per år varav ungefär 50 miljoner m³ spillvatten.

Avloppsvattenbehandling

Ryaverkets reningsprocess består av en konventionell aktivslamanläggning med fördenitrifikation och fällning av fosfat med järnsalter. Nitrifikationen sker i en biobädd. Kapaciteten för Ryaverkets biologiska del är hydrauliskt begränsad till 10 m³/s. Den verkliga kapaciteten beror främst av det aktiva slammet sedimenteringsegenskaper och växlar mellan ca 6 och ca 10 m³/s. Ryaverket har nyligen kompletterats med en kemisk bräddvattenrening för att minska fosforutsläppen vid höga inkommande flöden. Medelvärden för utgående vatten till recipient visas i Tabell 1. För att klara kväve- och fosfor kraven avser Gryaab att bygga en efterdenitrifikationsanläggning och att mikrosila det utgående avloppsvattnet.

Tabell 1. Koncentrationer i utgående vatten och reningseffekter vid Ryaverket år 2005.

	Koncentration i utgående vatten, mg/l	Gränsvärde mg/l	Reningseffekt %
Organiskt material, BOD ₇	8,1	10	94
Totalfosfor	0,40	0,40 (0,3*)	91
Totalkväve	10,5	10	62

* Gränsvärdet för fosfor sänks 2008.

Slambehandling och slamkvalitet

Slammet förtjockas, rötas och avvattnas. Vid rötningen bryts hälften av det organiska materialet ned och omvandlas till biogas (ca 50 GWh/år). Det avvattnade rötade slammet har under senare år använts för tillverkning av matjordsersättning. Rötresten idag är av god kvalitet och uppfyller de haltvillkor som gäller för avsättning till jordbruksmark. Även de haltgränsvärden som angivits i förslaget till ny slamförordning uppfylls.

Bioavfallssystemet i Göteborg

I Göteborg finns ett antal system för hantering av bioavfall. Att källsortera bioavfall är frivilligt men kunderna uppmuntras till sortering genom anpassad taxa. Bioavfallet hämtas och komposteras centralt vid Marieholm; det kan också hemkomposteras. På Marieholm behandlades 10 000 ton bioavfall under 2005. Därav kom omkring 6700 ton från hushåll, restauranger, storkök och livsmedelshandel i Göteborgs kommun (Tabell 2).

Tabell 2. Flöden av bioavfall i Göteborgs kommun 2005.

	Uppkomst* (kg/p,år)	Beräknad totalt (ton)	Insamlat (ton)	Hemkomposterat (ton)
Hushåll	93,6	45 000	ca 5 000	3 000 - 4 000
Restauranger, storkök och livsmedelshandel	20	9 500	ca 1 700	-

*Uppkomsten enligt litteraturen

Ett problem vid källsortering av biologiskt avfall är felsorterat material. Några leveranser

kasseras därför och går till förbränning, men det rör sig inte om några betydande mängder.

Komposteringsprocessen bygger på strängkompostering med styrd luftning (inomhus). Två delar biologiskt avfall blandas med en del strukturmateriale, flis. Efter satsvis blandning förs materialet in i komposteringshallen. Komposteringen sker i strängar vilka läggs upp i hallen med hjälp av hjullastare. Materialet ventileras genom rör under strängarna. Temperatur och syrehalt mäts vilket styr luftningen. Frånluften leds via en skrubber till ett biofilter. Efter cirka fyra veckor i hallen transporteras materialet ut med hjullastare för efterkompostering. Komposten siktas och lagras utomhus och blandas sedan med sand, bark, torv och mineraljord till jordblandningar. Jordprodukterna säljs främst till fastighetsbolag som använder dem som matjordsersättning.

Framtidsbilder

För att kunna bedöma hur olika avlopps- och bioavfallssystem fungerar i en framtid måste denna framtid beskrivas. Projektgruppen har gjort ett försök att beskriva Göteborgsregionen år 2050, utgående från olika framtidsstudier och tendenser i dagens samhälle.

De viktigaste faktorerna för att kunna bedöma Göteborgsregions framtid (med betydelse för avlopps- och bioavfallssystemens utformning) har bedömts vara

- Energitillgång
- Klimatförändringar
- Kemikaliehanterings utveckling
- Ekonomisk konkurrenskraft
- Teknisk utveckling
- Befolkningsutveckling – urbana strukturer
- Livsmedelsproduktionens utveckling
- Fosfortillgång
- Råvattentillgång (har inte inkluderats i detta projekt)

Målbilden

En målbild har tagits fram som antar en positiv utveckling, bl.a. angående ekonomi och miljö. Alla förutsättningar och analyser har gjorts med antagandet att målbilden kommer att inträffa. Avvikelse från målbilden har bedömts översiktligt med hjälp av känslighetsanalyser.

Göteborgsregionens befolkningstillväxt antas till ca 50 % fram till 2050, vilket innebär en ökning till 1 036 000 invånare. Regionen kommer också att växa geografiskt genom att Varberg, Borås och ”Trestadsregionen” Trollhättan, Uddevalla och Vänersborg kommer att ingå i den lokala arbetsmarknaden med ca 1,6 miljoner invånare. Befintliga strukturer kom-

mer att användas i nyexploateringar, vilket talar för en förtätning och utvidgning av befintliga bebyggelsestråk.

Tabell 3. Målbilden år 2050 med avseende på befolkning, vattenförbrukning och energi.

Nyckeltal i målbilden	Idag	2050
Antal invånare i Gryaabkommunerna	720 000	1 036 000
Hushållens specifika vattenförbrukning (l/p,d)	175	110
Energianvändning (kWh/pe, år)	55 000	25 000

I målbilden antas att Göteborgsregionen är konkurrenskraftig, dvs. att invånarna har råd att betala för de tjänster som kan krävas för en god miljövård och kretslopp av näringsämnen. Det antas också att regionen har utvecklats i en mer hållbar riktning.

Slamkvalitet, utveckling och möjligheter

Naturvårdsverket uttalar i ”Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp” för metaller till produktiv mark att ”Långsiktigt bör halter av ej essentiella metaller i jordbruksmarken inte öka, utan balans mellan bort- och tillförsel ska råda”. Som första delmål bör halterna i åkermark inte fördubblas i högre takt än per 500 år senast år 2025. Tillförsel av slam från Ryaverket med nuvarande kvalitet ger fördubblingstakter enligt Tabell 4.

Tabell 4. Antal år för att fördubbla metallkoncentrationen i mark vid fosforgödsling varje år efter grödans behov med slam av Ryaverkets nuvarande kvalitet.

Guld	Silver	Koppar*	Kadmium	Kvicksilver	Antimon	Zink*
<39	160	190	2000	260	400	500

* Metall som är essentiell

Beräkningarna har inte tagit hänsyn till annan tillförsel än med slam. Bortförsel med gröda och perkolerande grundvatten ingår inte heller i beräkningarna.

De metaller som fokuseras i detta projekt är koppar och kadmium. Att koppar valts beror på att vid växtnäring återföring med slam så står slammet för den helt dominerande tillförseln och koppar kan i höga koncentrationer vara toxiskt för markmikroorganismer och för växter. Å andra sidan har en del marker kopparbrist. Den dominerande kopparkällan är korrosion av kopparrör. En övergång till användning av andra material har börjat vilken, om den fortsätter, i ett 50-års perspektiv kan ge väsentliga förbättringar. Det är tveksamt om man till 2050 kan nå halter som motsvarar en fördubblingstid på 500 år men med ytterligare 50 år eller med ett forcerat utbyte av kopparrör bör detta vara möjligt.

Att kadmium valts trots att fördubblingstiden för kadmium är 2000 år, beror på att denna toxiska metall lätt tas upp i gröda och en bedömning att befolkningens intag av kadmium med föda inte bör öka. Kadmiumhalten i slam är låg och visar en sjunkande tendens och med fortsatt arbete för att minska kadmiumtillförseln så bör det finnas möjlighet att nå de långtgående mål som Naturvårdsverket föreslagit i sin aktionsplan.

För organiska ämnen sägs i Aktionsplanen att ”I enlighet med innebörden i Giftfri miljö ska halterna av naturfrämmande ämnen i miljön vara nära noll inom en generation”. Om avloppsfraktionerna sägs ”Tillförsel av organiska föroreningar till åkermark via avloppsfraktioner bedöms inte på kortare sikt motivera krav i generella regler. I detta skede behövs mer underlag för att ta fram relevanta styrmedel riktade mot exempelvis produkter, handel och verksamheter anslutna till avloppsnätet samt användning av avloppsfraktioner på mark.”

Slammets förutsätts ha genomgått en tillfredställande hygienisering före användning.

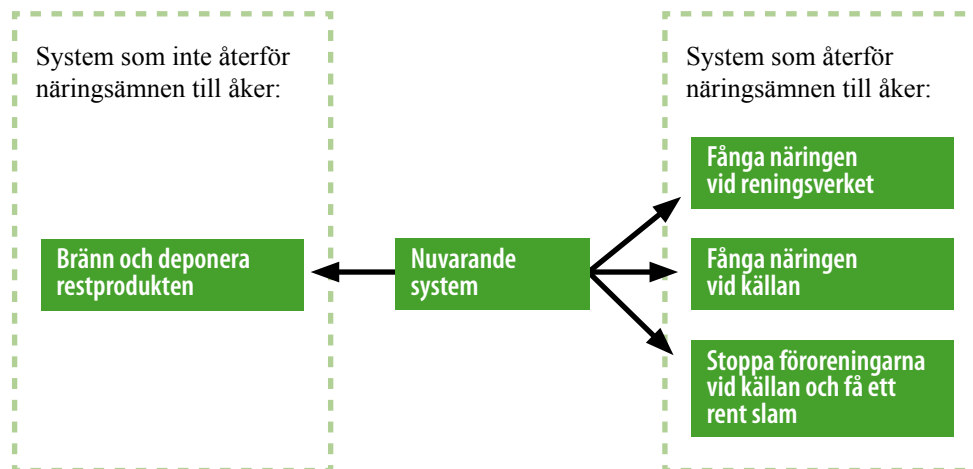
Markanvändning och behov av näringsämnen i Västsverige

Tillgängliga arealer för spridning slam eller andra avloppsprodukter i Göteborgsregionen har beräknats, liksom transportavstånden för olika mängder slam. Från dessa arealer har då dragits de arealer som behövs för spridning av gödsel från djurhållning inom lantbruket. Fosforbehovet för åkrarna har satts till 17 kg/år,ha och ammoniumkvävebehovet till 70 kg/år,ha. Det har antagits att det år 2050 finns ungefär lika stora åkerarealer som idag. I avlopps- och bioavfallssystemen kommer att finnas drygt 700 ton fosfor per år. Det systemalternativ som återför mest fosfor återför drygt 600 ton per år. Arealer för utnyttjande härrav finns inom en radie av sju mil. I beräkningarna ökades dock alla transportavstånden för näringsämnen med 50 % för att kompensera för mark där inget slam kommer att spridas.

Studerade systemalternativ år 2050

I systemstudien har åtta tänkbara framtida systemalternativ studerats. Valet av systemalternativ har gjorts utifrån tre principiella vägar att få näringsämnena till gödselprodukter med förhållandevis litet tungmetaller och oönskade organiska ämnen. En målsättning har varit att identifiera bästa tänkbara systemlösningar för var och en av dessa tre strategier.

Studerade strategier för utveckling av Göteborgs avloppssystem



Figur 3. Principiella sätt att hantera restprodukter från avlopp och bioavfall.

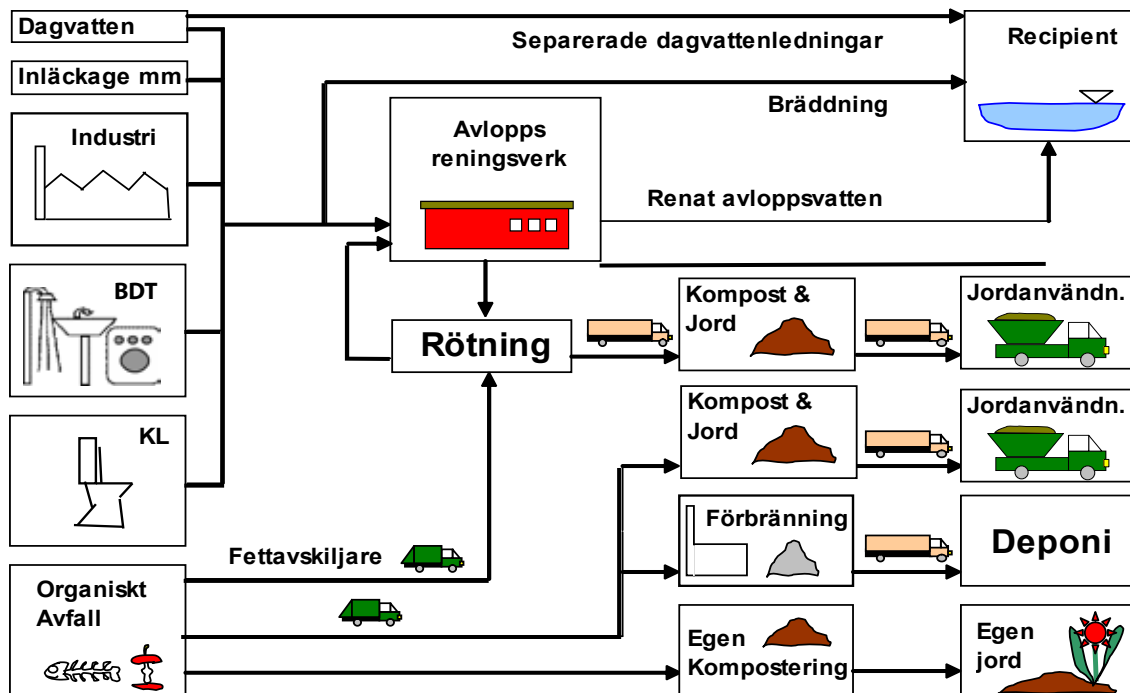
Referensalternativet motsvarar det nuvarande systemet, fast med förutsättningarna för år 2050. De följande sex systemalternativen följer någon av de tre strategierna för att få näringsämnen i kretslopp som nämns i figuren ovan. Slutligen studerades ett alternativ där slam och bioavfall bränns och askan deponeras; ett system som används i åtskilliga storstadsregioner i Europa. Här återförs ingen fosfor, men föroreningarna avlägsnas från kretsloppet.

Tabell 5. De åtta systemalternativ som analyserades.

System	Avlopp	Bioavfall
1. Referens	Slammet komposteras och anläggningsjord tillverkas.	Insamling och transport till central kompost vid Marieholm.
2. Källkontroll Kompostering	Generella och lokala åtgärder i samhället ger ett attraktivt slam som hygieniseras och återförs till åker.	Insamling och transport till central kompost vid Marieholm.
3. Källkontroll Avfallskvarn	Samma som källkontroll kompost.	Köksavfallskvarnar (KAK) införs i stor skala i hela Göteborg.
4. Källkontroll Rötning	Samma som Källkontroll Kompost.	Insamling och transport till en ny röttningsanläggning.
5. Svartvatten	Nya Göteborg: Svartvattensystem med KAK. Befintliga Göteborg: Slammet från Ryaverket hanteras som i referensalternativet.	Nya Göteborg: KAK. Befintliga Göteborg: Insamling och transport till en av röttningsanläggningarna.
6. Utvinning	60 % av fosfor och 20 % av kvävet utvinns i ren form vid reningsverket.	Insamling och transport till en ny röttningsanläggning.
7. Förbränning	Slammet förbränns i en egen panna vid Sävenäs. Askan används som gödsel på åker.	Insamling och transport till en ny röttningsanläggning.
8. Deponering	Slammet förbränns tillsammans med övrigt avfall vid Sävenäs. Askan deponeras.	Bioavfallet i hushållen slängs i vanlig soppåse som bränns vid Sävenäs.

Referensalternativet

Referensalternativet utgörs av det nuvarande systemet för omhändertagande av avlopp och avfall. Bioavfall från hushåll, restauranger, storkök, butiker och industri samlas in och komposteras separat från slammet. Av komposten tillverkas anläggningsjord. Avloppsslammet rötas för produktion av biogas, varefter rötresten komposteras och används till anläggningsjord.



Figur 4. Systemskiss för Referensalternativet.

Källkontroll Kompostering

Detta systemalternativ bygger på att en rad generella och lokala åtgärder vidtas. Generella åtgärder kan vara restriktioner eller förbud mot användning av vissa ämnen, lokala åtgärder kan vara målning av koppars och zinkytors, lakvattenrening, information mm. Härigenom förutsätts slammet få en sådan kvalitet att det blir en attraktiv gödselprodukt som kan spridas på produktiv mark.

Bioavfallet antas i detta systemalternativ gå till central kompost, på samma sätt som i Referensalternativet. I de två följande systemalternativen antas att samma åtgärder vid källan görs för avloppssystemet, medan bioavfallet hanteras på två olika sätt.

Källkontroll Avfallskvarn

Systemalternativet Källkontroll Avfallskvarn är identiskt med systemalternativet Källkontroll Kompost med skillnaden att det biologiska avfallet huvudsakligen sorteras ut genom köksavfallskvarnar och går till reningsverket för avskiljning och rötning istället för genom insamling med sopbil till central kompostering.

Källkontroll Rötning

Systemalternativet Källkontroll Rötning är identiskt med systemalternativet Källkontroll Kompost med skillnaden att det biologiska avfallet huvudsakligen behandlas i en separat

rötningsanläggning istället för en komposteringsanläggning. Rötresten används i jordbruket.

Svartvatten

I Svartvattenalternativet delas staden in i ”Nya” och ”Befintliga” Göteborg. ”Nya” Göteborg består av nybyggnationer samt befintliga flerbostadshus som stamrenoveras. ”Befintliga” Göteborg består av flerbostadshus som inte kommer att stamrenoveras samt befintliga villor.

”Nya” Göteborg: Svartvatten och bioavfall från köksavfallskvarnar avleds tillsammans i ett svartvattenledningsnät. Det antas att alla villor och flerbostadshus har avfallskvarnar installerade. Behandlingen av svartvattnet och bioavfallet från KAK sker i fyra lokala behandlingsanläggningar med membranprocesser.

”Befintliga” Göteborg: Avloppsvatten hanteras som i Referensalternativet. Bioavfall från hushåll, storkök och industri samlas in och transporteras till en rötningsanläggning.

Utvinning av fosfor och delutvinning av kväve vid Ryaverket

I Utvinningsalternativet kompletteras behandlingen på Ryaverket med processer för återvinning av rena kväve- och fosforprodukter. Fosfor utvinns med biologisk fosforavskiljning följt av en beprövad kristallisationsprocess, som ger en fosforprodukt i pelletsform. För kväve saknas det enkla metoder för utvinning direkt från avloppsvatten; därför används en teknologi där kvävet utvinns ur rejektvattnet från rötningen. Omkring 20 % av kväveinnehållet i avloppsvattnet kan återföras på detta sätt. Hanteringen av bioavfall är identisk med hanteringen i systemalternativet Källkontroll Rötning.

Förbränning och användning av askan

Detta alternativ bygger på att rötat avloppsslam förbränns och att askan sprids direkt i jordbruket. Organiskt avfall fraktas till en central rötningsanläggning. Målsättningen är att återföra en hög andel av fosfor i kretslopp utan att samtidigt få tillbaka oönskade organiska föreningar och samtidigt få en god energieffektivitet.

Deponering (Förbränning och deponering av askan)

Deponeringsalternativet bygger på att slam och bioavfall förbränns och deponeras. Ett motiv för detta alternativ kan vara att återföring av näringsämnen eller mull från avlopp och bioavfall i framtiden inte bedöms vara hållbar ur ett helhetsperspektiv.

Alternativ teknik och kvalitetsförbättrande åtgärder

I en första urvalsprocess i projektet togs många möjliga systemutformningar upp. Bland dem fanns tekniska alternativ som av olika anledningar inte ansågs vara tillräckligt anpassade till projektets mål, eller inte var tillräckligt utprovade, eller endast tangerade projektets systemgränser. Tekniska alternativ som inte ingår i systemstudiens beräkningar är:

- Urinsortering
- Alternativ processteknik
- Torra lösningar
- Ledningslösa system

Det finns stort antal idéer och koncept hur de befintliga avlopps- och bioavfallssystemen kan förbättras, framförallt med hänsyn till utsläpp till miljön, samt till slamkvaliteten. Dessa är t.ex.:

- Dagvattenseparering
- Mindre föroreningar i slammet från kombinerade system (t.ex. målning av taktor, separering och behandling av trafikdagvatten och bräddvattenrening vid Kodammarnas spillvattenpumpstation.)
- Kvalitetsstyrning av slam på Ryaverket

Resultat

I denna sammanfattning redovisas resultaten av de viktigaste och mest systemskiljande värderingsaspekterna. Dessa tjänar också som exempel på hur resultaten togs fram och utvärderades. Övriga värderingsaspekter nämns kortfattat.

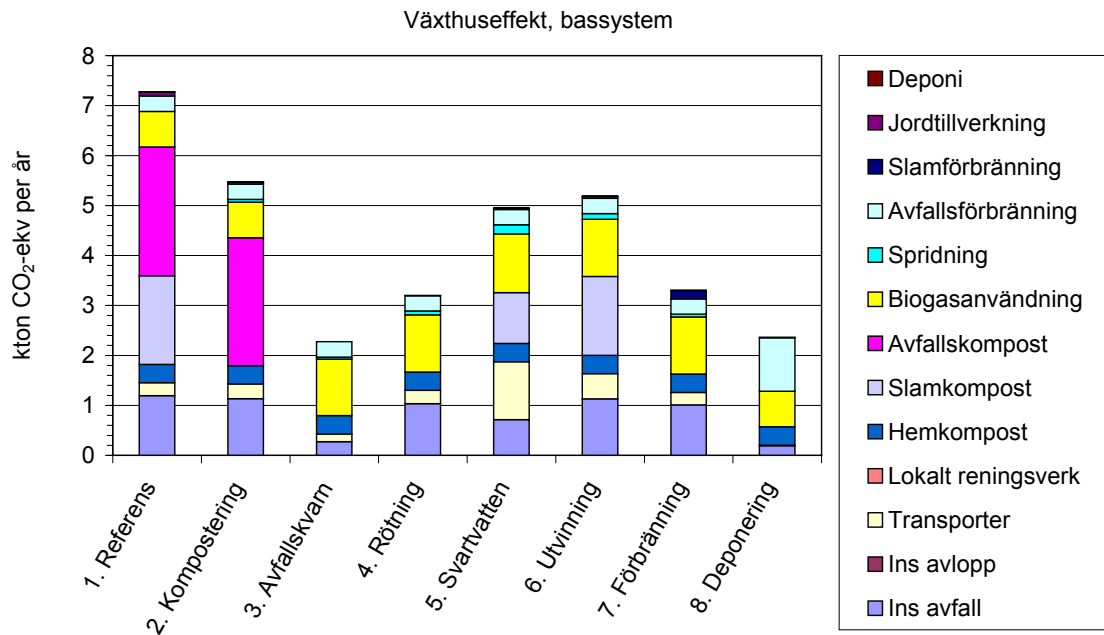
Hygien

Systemalternativen bedöms relativt likvärdiga.

Miljö / Emissioner

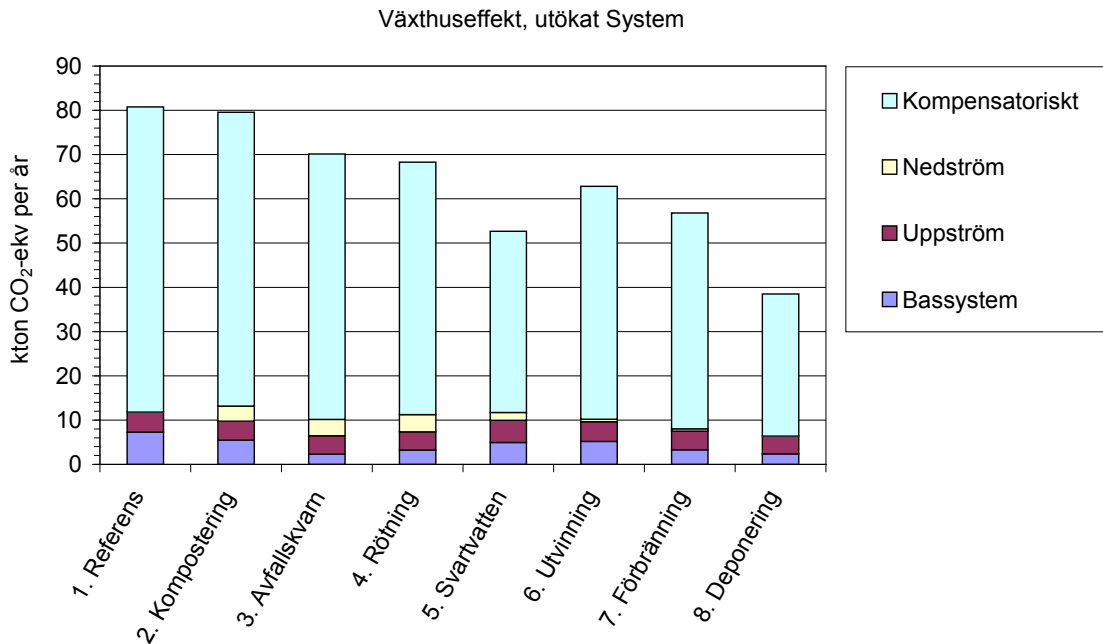
Växthuseffekten

Figur 6 visar emissionen av växthusgaser i bassystemet. Största källan är läckaget av metan vid biogasens rening och användning som fordonsgas, fastän det har antagits att bara 0,2 % av gasen läcker ut eller släpps ut oförbränd, vilket är bättre än dagens biogassystem. En annan viktig källa av växthusgaser är metan som bildas under kompostering. Det antogs att 50 % av på detta sätt bildat metan läcker ut, vilket också är optimistiskt med dagens teknik. I bassystemet är det alternativ med mycket kompostering som är sämst.



Figur 6. Växthuseffekt i bassystemet.

Figur 7 visar emissionen av växthusgaser i det utökade systemet. Den domineras av bidrag från det kompensatoriska systemet. Största bidraget är den kompensatoriska produktionen av fjärrvärme med naturgas, även om den bara ingår med 2/3 av den i bassystemet producerade värmen. Referens- och Kompostalternativen är sämst, övriga gynnas av en högre produktion av biogas. Deponeringsalternativet förorsakar de lägsta utsläppen av växthusgaser i det utökade systemet, främst pga. en hög el- och värmeproduktion. Observera att det kompensatoriska systemet räknades som fossil ”marginalproduktion”; vi antar alltså att producerad el, värme och fordonsgas ersätter fossil energi.



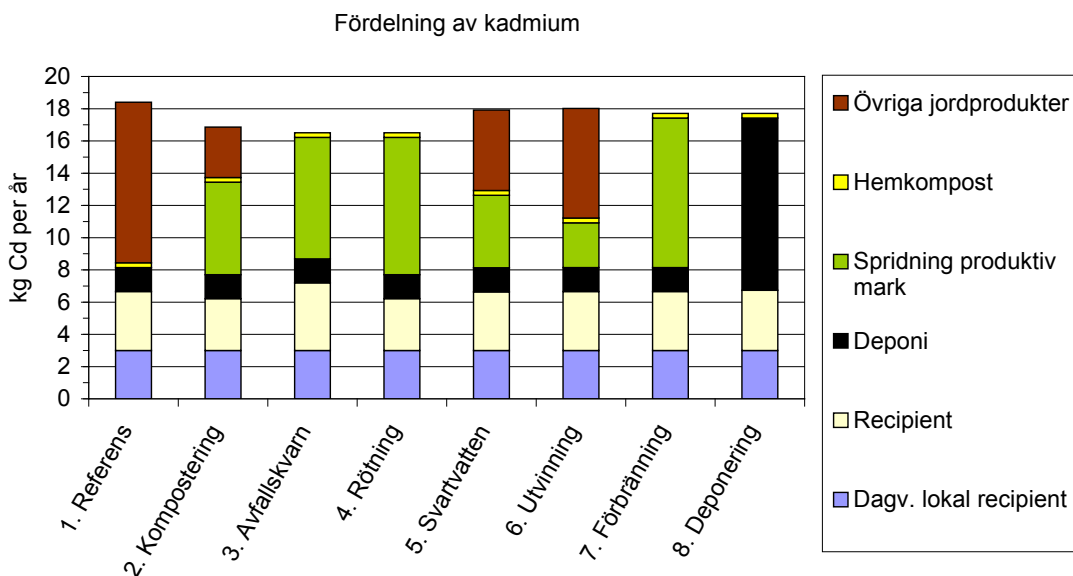
Figur 7. Växthuseffekt, det utökade systemet.

Övergödning: Systemalternativen är likvärdiga eftersom det förutsatts att alla systemen måste uppfylla förväntade framtida villkor för Ryaverket.

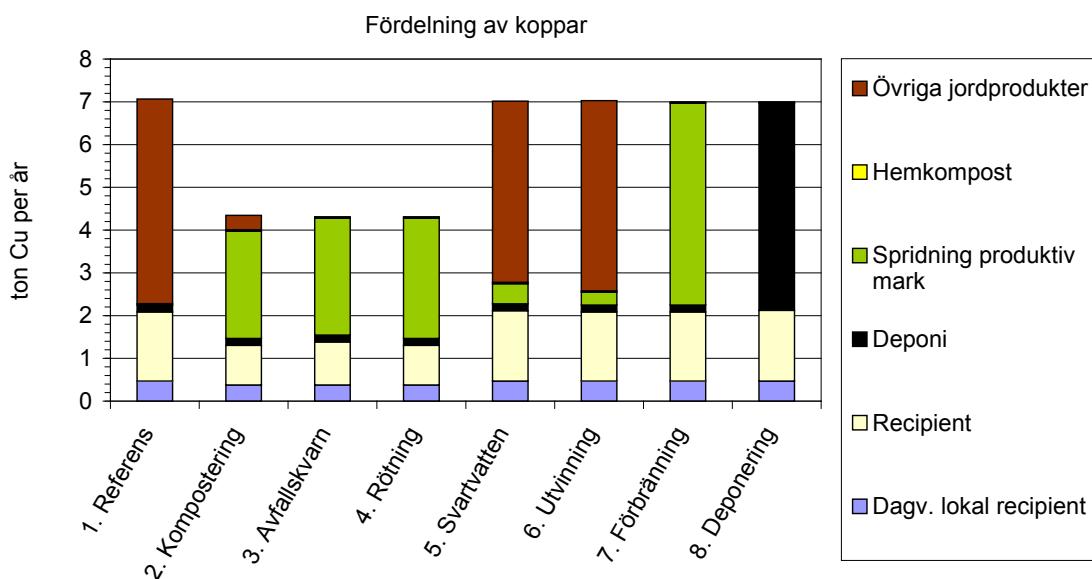
Försurning: Svartvatten- och Utvinningsalternativen orsakar betydligt större utsläpp av försurande ämnen än de övriga systemalternativen. Detta beror på att gödselproduktens konsistens vid spridning antas resultera i en hög ammoniumavgång till luften.

Tungmetaller och organiska ämnen till vatten: Systemalternativen är relativt likvärdiga.

Tungmetaller och organiska ämnen till mark: De systemalternativ som återför slam eller aska till produktiv mark för också ut betydligt mer tungmetaller och organiska ämnen till marken. Förbränningsalternativet för dock inte ut organiska ämnen då dessa destrueras vid förbränningen. Figur 8 och Figur 9 illustrerar fördelningen av kadmium respektive koppar bland "sänkorna". Kadmium till mark valdes som värderingsaspekt pga. toxiciteten för människor; koppar är däremot kritiskt för vattenmiljön.



Figur 8. Fördelning av kadmium i bassystemet.



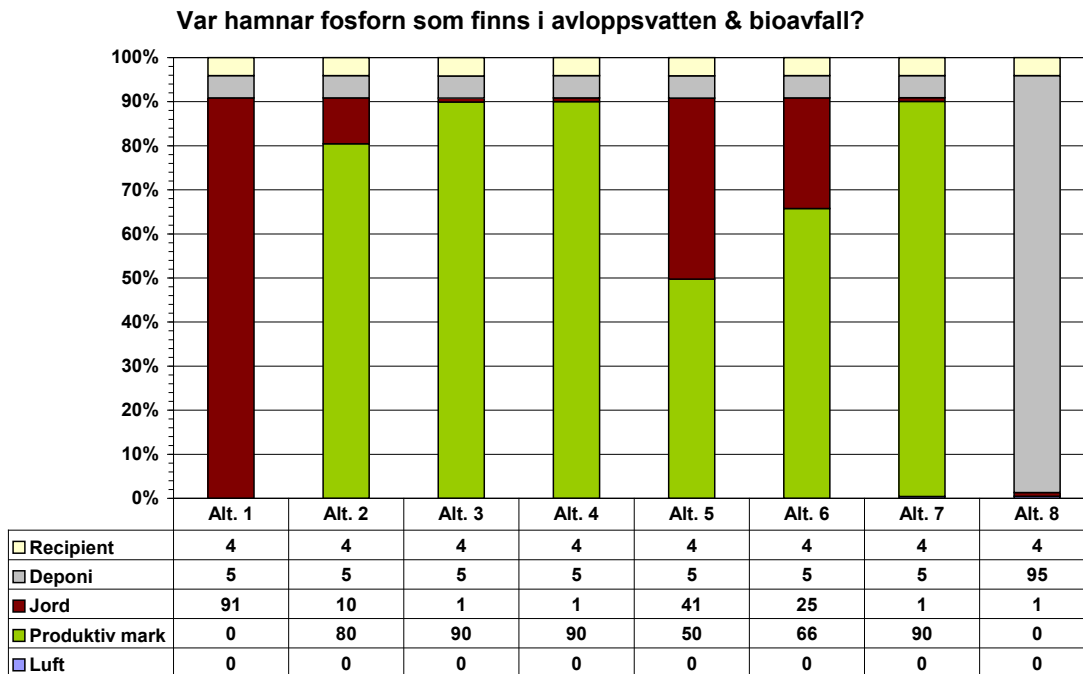
Figur 9. Fördelning av koppar i bassystemet.

Läkemedelsrester till vatten och produktiv mark. Nuvarande lagstiftning ifråga om avloppsvattenbehandling ställer inga krav på avskiljning eller reduktion av kemikalier vid vattenrening. Det har antagits att det i framtiden kommer att bli skärpta krav för läkemedelsrester. Vid betygssättningen har gjorts förenklade antaganden för att möjliggöra jämförelser. Det har då antagits att läkemedelsrester i huvudsak är vattenlösliga och alltså hamnar i vattenrecipienten med utgående avloppsvatten, eller på produktiv mark i de fall där klosettva- ten eller urin direkt används för gödsling.

Alla systemalternativen utom Svartvattensortering medför att läkemedelsrester förs ut till vattenrecipienten, vilket anses ej tillfredställande. I Svartvattenalternativet hamnar merparten av läkemedelsresterna på produktiv mark. I de två Förbränningsalternativen, i Utvinningsalternativet och i Referensalternativet förs inga läkemedelsrester till produktiv mark.

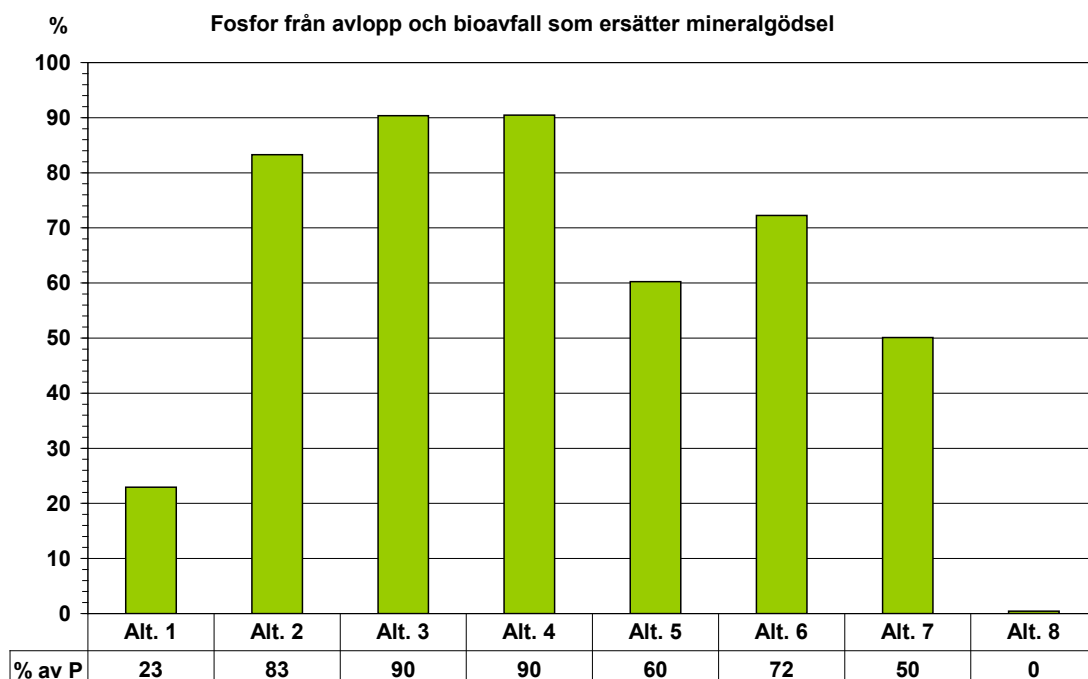
Miljö / Resurshushållning

Återföring av fosfor: De systemalternativ som återför slam eller aska återför 80-90 % av den fosfor som finns i systemet till produktiv mark. Utvinningsalternativet återför 2/3, och Svartvattenalternativet ca hälften vid den antagna införandegraden. Tar man emellertid hänsyn till att fosfor är dåligt växttillgänglig i askan så kommer högst hälften av fosfor i aska att kunna ersätta handelsgödsel. Frågetecken finns också för växttillgängligheten i slam.



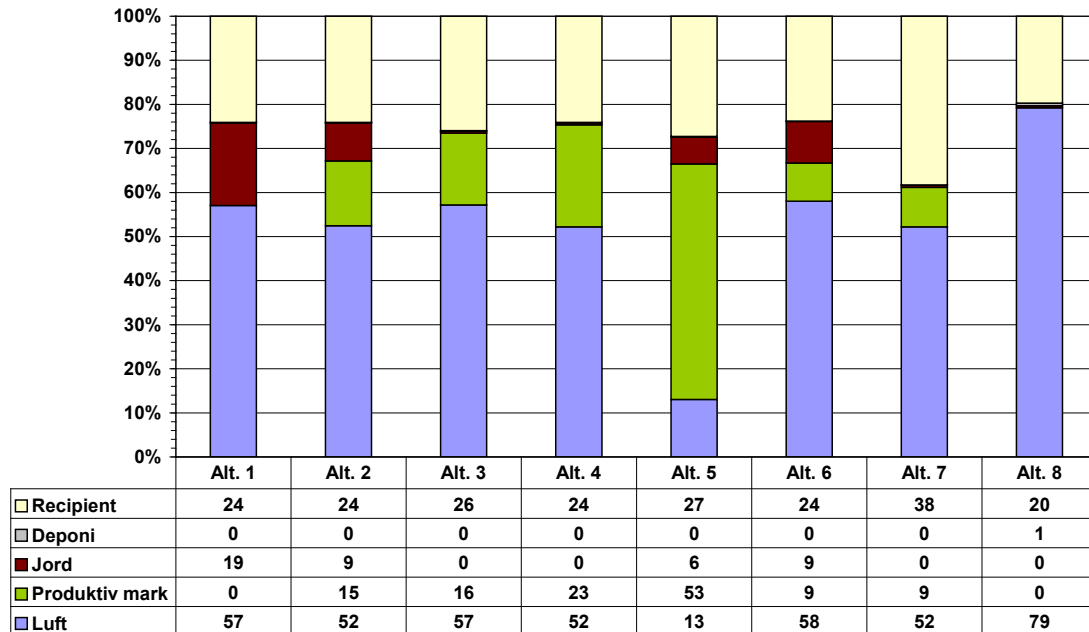
Figur 10. Var hamnar fosfor som finns i avloppsvatten och bioavfall?

Återföringen av fosfor har också betraktats som fosfor som ersätter handelsgödsel, där även 25 % av fosfor i jordprodukter och 50 % av fosfor i hemkompost ingår (Figur 11). Denna parameter användes för att betygsätta återföringen av fosfor.



Figur 11. Återförda andelen fosfor i avlopp och bioavfall som ersätter mineralgödsel. Värdet består av P återföring till produktiv mark (varav 100 % ersätter P i mineralgödsel), hemkompost (50 % ersätter P i mineralgödsel) och jordprodukter (25 % ersätter P i mineralgödsel). Näringsämnen som tillförs med tillsatsmaterial vid kompostering och jordtillverkning ingår inte i beräkningen. Bassystemet utan spridningsförluster och utan läckage från marken i URWAREs nedströmssystem. Fosfors växttillgänglighet =100 %, utom för askan i Systemalternativ Nr. 7, Förbränning, där den antas vara 50 % i askan.

Återföring av kväve: Det är bara Svartvattenalternativet som återför nämnvärda mängder kväve till produktiv mark.



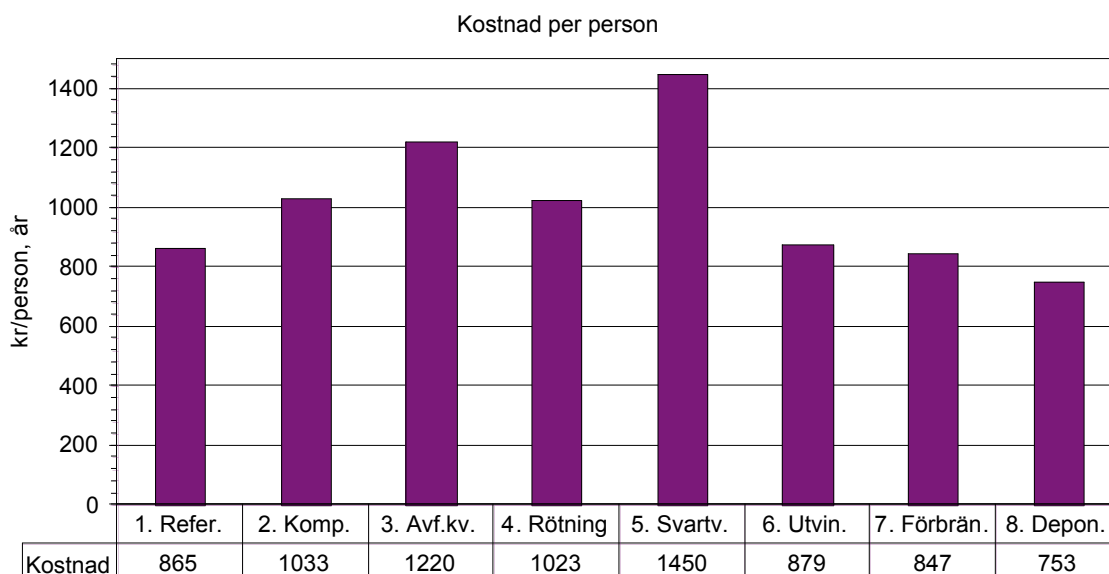
Figur 12. Var hamnar kvävet som finns i avloppsvatten och bioavfall? Stapeln produktiv mark visar kvävet som når bonden. Förluster vid spridning och läckage från marken är inte med i diagrammet, då dessa beror på många faktorer och har hög osäkerhet.

Användning av energi: Från bassystemen i alla systemalternativ återförs mer energi (mätt som summan av el, värme och biogas) till samhället än vad som används; det finns alltså ett överskott av energi. Referensalternativet återför minst och Deponeringsalternativet mest (varav dock en stor del är värme med lågt exergivärde). I den samlade bedömningen har tagits hänsyn även till de kompensatoriska energiaspekterna, dvs. hur mycket mer energi som behöver tillföras för att alla systemalternativen ska producera samma mängd nyttor (el, värme, fordonsbränsle och näringsämnen). Då inberäknas t.ex. den energi som åtgår för att producera kvävegödselmedel. Det bästa systemalternativet är även med detta betraktelsesätt Deponering och de två sämsta Referensalternativet och Källkontroll Kompostering.

Kostnader

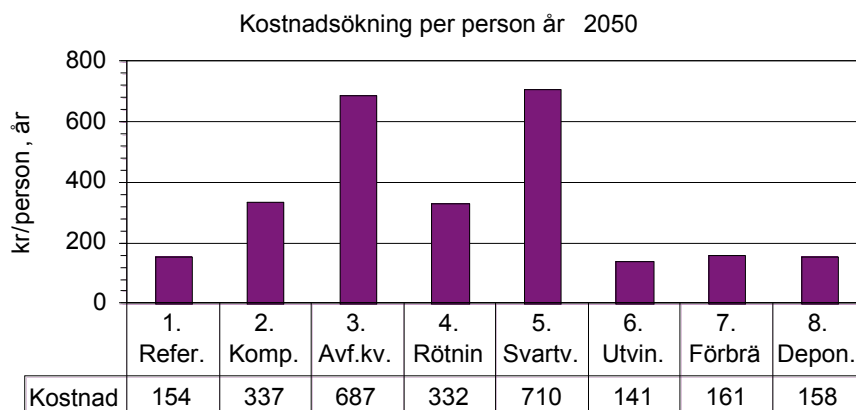
I nybyggnadskalkylen skiljer sig årskostnaden per person med en faktor 1,9 mellan det billigaste (Deponering) och det dyraste (Svartvatten) alternativet. Det är främst Svartvattenalternativet som skiljer ut sig från övriga alternativ. Årskostnaden för att ta hand om spillvattnet från hela Göteborg, dagvattnet från kombinerade områden samt bioavfallet varierar mellan 753 kr och 1450 kr per person och år.

Intäkterna från den biogas som produceras från slam och annat bioavfall har beräknats för de olika alternativen och varierar mellan ca 40 miljoner kr och ca 55 miljoner kr per år, vilket innebär mellan 40 och 55 kr per person och år.



Figur 13. Totala årskostnader per person för systemalternativen.

Det befintliga avloppssystemet med reningsanläggningar, pumpstationer etc. utgör ett värde i en övergång till ett nytt system som i huvudsak bygger på att det befintliga systemet utvidgas och kompletteras med nya funktioner. Ett förenklat sätt att värdera det befintliga systemet är att sätta kapitalkostnaden för systemdelar som redan existerar 2005 som noll. I Figur 14 visas kostnadsökningen för systemalternativen, vilken varierar mellan 141 kr/p,år för Utvinningsalternativet och 710 kr/p,år för Svartvattenalternativet. Med tanke på studiens långa tidshorisont betygsattes kostnaderna efter nybyggnadskalkylen.



Figur 14. Kostnad per person år 2050 när kapitalkostnaden för systemkomponenter som redan existerade 2005 satts till noll.

Sociokultur

Organisation: Svartvattenalternativet skiljer sig från de andra systemalternativen därigenom att det på ett direkt plan kommer att beröra många aktörer, t.ex. fastighetsägare. De systemalternativ som inbegriper källkontroll kommer också att beröra många aktörer, t.ex. fastighetsägare och hushåll. ”Bäst” från organisatorisk synpunkt är de systemalternativ där staden själv har möjlighet att genomföra de åtgärder som krävs, framförallt Utvinning, Förbränning och Deponering.

Systemets brukare: Det bedöms att systemalternativen är relativt likvärdiga i detta avseende. Undantag är alternativen Källkontroll Avfallskvarn och Svartvatten, där det bedöms att kvarnar tillför extra bekvämlighet i hushållsarbetet.

Flexibilitet i genomförandet: Systemalternativen Utvinning, Förbränning och Deponering innebär huvudsakligen förändringar i behandlingsprocesserna och kan genomföras i den takt som omvärldsförändringarna, politikerna och myndigheterna bestämmer och ekonomin tillåter. De källkontrollerande alternativen kräver alla omfattande åtgärder för att minska tillförseln av oönskade ämnen. Källkontroll Avfallskvarn innebär att köksavfallskvarnar införs. Detta måste ske med början inom en snar framtid för att tillräckligt många fastigheter ska hinna införa detta till år 2050. Systemalternativet Svartvatten innebär ny ledningsdragning i fastigheter och allmän mark, införande av köksavfallskvarnar samt byggande av fyra nya behandlingsanläggningar.

Teknisk funktion

Systemalternativen är relativt lika vad avser robusthet. Svartvattenalternativet får dock lägre betyg på grund av att det är mer komplext och innehåller fler pumpstationer.

Sammanfattning av kvantifierbara resultat

Tabell 6 sammanställer kvantifierbara resultat för ett antal kriterier, för att ge läsaren en enkel möjlighet att jämföra systemen.

Tabell 6. Sammanställning av kvantifierbara resultat för kriterierna.

Aspekt / Systemalternativ	1 Referens	2 Källkontroll Kompost	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Växthuseffekt, utökat system (kton CO ₂ ekvivalenter)	81	80	70	68	53	63	57	38
Övergödning, utökat system (kton O ₂ ekvivalenter)	33	40	45	41	40	34	34	33
Försurning, utökat system (milj. H ⁺ ekvivalenter)	7,4	6,3	6,4	8,8	17,3	19,5	6,4	5,5
Kadmium till vatten (kgCd/år)	6,6	6,2	7,2	6,2	6,6	6,6	6,6	6,6
Cd till produktiv mark (kg), bassystem + mineralgödsel #	3,7	6,1	7,5	8,5	6,2	3,8	11,1	3,7
Cd/P kvot (mg Cd/kg P) bassystem + mineralgödsel	5	8	10	11	8	5	15*	5
Cu till vatten (ton),	2,1	1,3	1,3	1,3	2,1	2,1	2,1	2,1
Cu till produktiv mark (ton), bassystem	0,0	2,4	2,6	2,7	0,5	0,3	4,7	0,0
Cu/P kvot till produktiv mark, bassystem (gCu/kgP)	-	3,6	3,5	3,6	1,1	0,6	6,4†	-
Återföring av fosfor till produktiv mark (%)	0	80	90	90	50	66	90	0
Återförd fosfor som ersätter mineralgödsel (%)	23	83	90	90	60	72	50*	0
Återföring av kväve till produktiv mark (%)	0	15	16	23	53	9	9	0
Återförd kväve som ersätter mineralgödsel (%)	5	17	17	24	55	11	9	0
Återförd K som ersätter mineralgödsel (%)	5	9	8	18	44	13	15	0
Energiöverskott, bassystem (GWh/år)	18	27	78	68	47	61	103	141
Exergiöverskott, bassystem (GWh/år)	3	11	63	59	45	49	72	61
Primärenergianvändning, utökat system (GWh/år)	363	346	266	275	275	281	245	235
Primärenergianvändning jmf referenssystem (GWh/år)	0	-17	-97	-88	-88	-82	-118	-128
Kostnader, nybyggnadskalkyl (kr/person,år)	865	1015	1201	1005	1450	879	847	753

* Bara 50 % av P i askan antogs vara växttillgängligt.

Genomsnitt över återförda avlopps- och avfallsprodukter vid tillförsel av samma mängd växttillgänglig P som systemalternativet som återför mest P (746 ton) till produktiv mark. Skillnader i återföring kompenseras med konstgödsel med 5 mg Cd/kg P. Växttillgänglighet = 100 %, förutom i aska (50 %).

† om 50 % av askans P antas vara växttillgänglig (Cu/P_{tillgänglig}) fördubblas tabellvärdet.

Sammanvägning

Viktning av värderingsaspekter

För att kunna göra en sammanvägning av hur hållbara systemalternativen är med hänsyn till de värderingsaspekter som har använts, måste dessa viktas, som beskrivits ovan. Att sätta vikterna är en i hög grad politisk uppgift. För att komma fram till indikativa resultat har projektgruppen antagit vikter för värderingsaspekterna.

Tabell 7. Tillämpade vikter för kriterierna.

Värderingsaspekt	Vikt
Hygien	15
Miljö/Emissioner	20
Miljö/ Resurshushållning	20
Kostnader	20
Sociokultur	15
Teknisk funktion	10
Summa vikter	100

Vikter har också satts inom de kriterier som innehåller fler än en värderingsaspekt. Kriteriet Miljö / emissioner bestod av elva värderingsaspekter enligt Tabell 8, där bidrag till växthus-effekten fick den högsta vikten.

Tabell 8. Viktning av värderingsaspekter för kriteriet Miljö / Emissioner.

Värderingsaspekt	Vikt
Växthuseffekt	20
Övergödning	15
Förurning	5
Kadmium till vatten	5
Kadmium till produktiv mark	15
Koppa till vatten	5
Koppar till produktiv mark	10
Läkemedelsrester till vatten	10
Läkemedelsrester till mark	5
Organiska ämnen till vatten	5
Organiska ämnen till mark	5
Summa vikter	100

Kriteriet Miljö / Resurshushållning bestod av fyra värderingsaspekter enligt Tabell 9, där återförd fosfor som ersätter mineralgödsel samt primärenergianvändningen bedömdes som viktigt.

Tabell 9. Viktning av värderingsaspekter för kriteriet Miljö / Resurshushållning.

Värderingsaspekt	Vikt
Återförd fosfor som ersätter mineralgödsel	47
Återförd kväve som ersätter mineralgödsel	0
Återförd kalium & svavel som ersätter mineralgödsel	5
Primärenergianvändning, utökat system	48

Kriteriet Sociokultur bestod av tre värderingsaspekter, där Flexibilitet i genomförandet fick en hög vikt.

Tabell 10. Viktning av värderingsaspekter för kriteriet Sociokultur.

Värderingsaspekt	Vikt
Organisation	25
Systemets brukare	25
Flexibilitet i genomförandet	50
Summa	100

Sammanvägt resultat

Det visar sig att det blir små skillnader mellan systemalternativen när alla aspekter beaktas. De viktade betygen blev följande (på en skala där 0 är underkänt, 2 är godkänt, 3 är bra och 4 är mycket bra).

Tabell 11. Sammanvägda resultat. I tabellen visas endast 2 värdesiffror.

Systemalternativ	Viktat betyg
6. Utvinning	2,4
3. Källkontroll Avfallskvarn	2,4
4. Källkontroll Rötning	2,4
8. Deponering efter förbränning	2,3
7. Förbränning med användning av askan	2,3
2. Källkontroll Kompostering	2,2
1. Referens	2,2
5. Svartvatten	1,8

I Tabell 12 visas med förenklade färgmarkeringar de uppnådda betygen för de åtta systemalternativen.

Tabell 12. Uppnådda sammanvägda betyg.

Värderingsaspekt /systemalternativ	Betyg							
	1 Referens	2 Källkontroll Kompost	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Hygien	●	●	●	●	●	●	●	●
Miljö / emissioner	●●	●	●	●	●	●●	●	●
Miljö / resurshushållning	●	●	●●	●●	●	●●	●	●
Kostnader	●	●	●	●	●	●	●	●
Sociokultur	●	●	●	●	●	●●	●●	●●
Teknisk funktion	●	●	●	●	●	●	●	●

Följande skala tillämpades:

Betyg	Färg	Betyder
0-1,9	●	Klarar troligen ej framtida mål
2,0-2,4	●	Klarar troligen framtida mål
2,5-2,9	●●	Klarar troligen framtida mål väl
3,0-4,0	●	Överträffar troligen framtida mål

Känslighetsanalyser

Eftersom det är möjligt att göra andra antaganden om framtiden och andra värderingar av hur viktiga olika aspekter kommer att vara år 2050, har det gjorts ett antal känslighetsanalyser. Dessa har valts beroende på hur stora osäkerheter det finns i en fråga, eller hur viktig frågan är. Det är möjligt att göra många fler, och annorlunda känslighetsanalyser. Detta är genom den öppna och genomsynliga metod som har använts möjligt att göra för var och en. Resultaten av känslighetsanalyserna kan sammanfattas enligt följande:

Miljöförbättringar i samhället till år 2050 sker inte i den omfattning som har antagits.

Detta leder troligen till att slam och aska inte accepteras för användning i jordbruket. Möjliga systemalternativ blir då Referens, Utvinning, Förbränning och Deponering.

Fossilfria bränslen används i Europa år 2050 i så stor utsträckning att den energi (värme, biogas och el) som återvinns från avlopps- och avfallssystemen i Göteborg inte innebär några stora ytterligare miljövinster.

Ändringen resulterar i betydligt lägre utsläpp av växthusgaser i det kompensatoriska systemet. Det kompensatoriska systemet domineras nu av kvävegödselproduktionen. Det gynnar Svartvattenalternativet. Systemalternativ med bara litet biogasproduktion (Referens, Källkontroll Kompost och Deponering) släpper då ut mest växthusgaser i det kompensatoriska systemet. Förändringen medförde inga stora förändringar i de sammanvägda betygen. Betygen för Förbränning och Deponering sänktes en tiondel. Ordningsföljden ändrades inte, samma tre systemen som i basvärderingen hamnar i topp.

Jordbruket i Västsverige kommer år 2050 att efterfråga organiskt material till åkarna.

Detta skulle gynna de alternativ som återför slam och missgynna Utvinningsalternativet och Förbränningsalternativet. Med den vikt som lagts på värdet av mull påverkas inte de slutsatser som dragits eller ordningsföljden mellan systemalternativen. Samma tre system som i basvärderingen hamnar i topp.

Växttillgängligheten för fosfor i slam är väsentligt lägre än 100 %.

Om växttillgängligheten för fosfor i slam sätts till 60 % och i aska till 30 % så sjunker de sammanvägda betygen för Källkontrollalternativen, som återför slam. Ordningsföljden ändras så att Källkontroll Avfallskvarn och Källkontroll Rötning nu kommer först på fjärde och femte plats.

De fyra nationella miljö kvalitetsmål som är mest relevanta för avlopps- och bioavfallssystemens miljöpåverkan anses vara lika viktiga.

Lika vikter för miljömålen ger inga eller endast små förändringar (högst en decimalenhet) i de sammanvägda viktade betygen. Ordningsföljden mellan alternativen förändras inte, men Utvinningsalternativet får en tiondels lägre sammanvägt betyg.

Övergödning är den viktigaste miljöpåverkan.

Höga vikter för övergödning ger endast små förändringar (högst en decimalenhet) i de sammanvägda viktade betygen. Ordningsföljden mellan alternativen ändras inte.

Utsläpp av växthusgaser är den viktigaste miljöpåverkan.

Höga vikter för utsläpp av växthusgaser ger endast små förändringar (högst en decimalenhet) i de sammanvägda viktade betygen.

Kostnaderna är mycket viktiga

Ju större vikt som ges till aspekten Kostnader, desto sämre ut kommer alternativet Svartvatten. En betydligt mer differentierad betygssättning än i basvärderingen och en mycket hög vikt (50 av 100) för kostnader medför att ordningsföljden bland de fyra bästa alternativen blir Deponering, Utvinning, Förbränning, Referens.

Slutsatser

Uthålligheten av system för hantering av avlopp och bioavfall i Göteborg (Göteborgsregionen) har studerats. I systemalternativen har ett antal tekniska lösningar och källkontrollåtgärder ”paketerats” till åtta systemalternativ.

För avlopp baserade sig sju av systemalternativen på att nuvarande avloppsledningssystem bibehålls med behandling av samlat avlopp (klosettwater samt bad-, disk- och tvättwater) i reningsverk. Ett system, Svartvattensystemet, baserade sig på att klosettwater plus nedmalt bioavfall från kök avleds i ett separat ledningssystem. Denna fraktion behandlas i ett antal lokala reningsverk, medan BDT-vattnet går till ett centralt reningsverk.

För näringsåterföring från avlopp har fyra möjligheter studerats: a) återföring med slam; b) återföring som rena produkter utvunna vid reningsverket; c) återföring med aska från separat förbränning av slam; och d) återföring i form av en koncentrerad klosettwaterfraktion.

För bioavfallet har fyra möjligheter studerats: a) insamling, kompostering och framställning av en jordprodukt, b) insamling; rötning och disponering av rötresten till produktiv mark; c) nedmalning med köksavfallskvarnar och behandling med annat avloppsvatten och disponering samman med slammet. Som ett ytterlighetsfall inkluderades d) ett system helt utan näringsåterföring där allt slam och bioavfall bränns och askan deponeras.

Systemalternativen har utvärderats med avseende på kriterierna hygien, miljöpåverkan, resurshushållning, ekonomi, sociokultur och teknisk funktion och åsatts betyg för varje kriterium. De flesta av kriterierna innehöll flera värderingsaspekter. Betygen har sammanvägts i en multikriterieanalys där värderingsaspekterna och kriterierna åsatts olika vikt. Studiens resultat bygger på målbilden, som ger *basvärderingen*. *Känslighetsanalyser* har genomförts för ett antal aspekter med stora osäkerheter och som förmodades ha stor inverkan på resultaten.

Om rangordningen av systemalternativen kan sägas:

- Svartvattensystemet kommer sist i basvärdering och anses inte uppfylla de troliga framtida kraven.
- Källkontroll Kompost kommer aldrig med bland de fyra bästa systemen.
- Referensalternativet kommer bara bland de bästa fyra alternativen om de i målbilden antagna förbättringarna i miljön inte inträffar, eller om vikten för kostnads-kriteriet sätts till minst 50 (av 100) för summan av alla värderingskriterier.
- Utvinningssystemet är alltid bland de bästa systemen.
- Källkontroll Avfallskvarn och Källkontroll Rötning är bland de bästa systemen under förutsättningen att de antagna miljöförbättringarna inträffar.
- Deponeringsalternativet innebär att fosfor inte återförs. Systemalternativet kom-

mer ändå bäst ut om vikten för fosforåterföring i multikriteriaanalysen sätts lägre än 30 (av 100) för resurskriteriet, motsvarande 6 (av 100) för summan av alla värderingskriterier.

På basis av resultaten drar projektgruppen följande slutsatser:

1. Skillnaderna mellan systemalternativen var stora när enskilda värderingsaspekter betraktades. När en sammanvägning av alla använda värderingsaspekter gjordes, blev skillnaderna mellan de bästa alternativen små.
2. Det finns inget som tyder på att det nuvarande systemet med avledning av samlat avloppsvatten för behandling i reningsverk ska överges.
3. Fosfor, där i ett sekelperspektiv brist bedöms kunna uppstå, kan återföras i hög grad i form av slam av god kvalitet *eller* som utvunnen ren fosforprodukt. Båda dessa strategier föll väl ut. Fosfor kan också återföras i form av en koncentrerad klosettwaterfraktion. Härvid återförs även andra näringsämnen som kväve, kalium och svavel. Svartvattensystemet bedöms dock mindre uthålligt i ett helhetsperspektiv.
4. Det är svårt att återföra kväve från samlat avlopp. Med slam kan 15-20 % återföras. Med utvinningsprocesser kan ytterligare drygt 15 % återföras. Det är tveksamt om en sådan utvinning av kväve från samlat avlopp är en uthållig lösning. Tekniskt är det möjligt att återföra mer kväve från samlat avlopp men energiåtgången är då så stor att lösningen uppenbart inte är uthållig. Vill man återföra en stor del av kvävet i avlopp är urinsortering troligen mest intressant. Någon samlad värdering av urinsortering har dock inte gjorts i projektet.
5. Det finns väsentligt mindre näringsämnen i bioavfall jämfört med avlopp; 85 ton fosfor mot 700 ton, 860 ton kväve mot 5400 ton. För hantering av bioavfall är processer där bioavfallet rötas eller förbränns klart mer gynnsamma från energisynpunkt än processer som bygger på kompostering. Rötningen kan genomföras i en särskild biogasanläggning för bioavfall, eller efter nedmalning i köksavfallskvarnar och avledning till Ryaverket för rötning med slammet. En ytterligare möjlighet, som inte utvärderats är att tillföra insamlat bioavfall till Ryaverkets röttningsanläggning

I projektdirektivet understryks betydelsen av näringsåterföring. De vägar för återföring av fosfor som bedömts mest hållbara är återföring i form av slam och i form av en utvunnen fosforprodukt. För att återföring med slam ska vara hållbar förutsätts att den observerade positiva utvecklingen med sjunkande metallhalter i slam fortsätter och att ett antal specifika åtgärder genomförs för att ytterligare förbättra kvaliteten. Om man på detta sätt kan uppnå näringsåterföring bedömer projektgruppen att denna väg är att föredra framför att nu satsa på utvinningsprocesser. Skulle man inte nå de nödvändiga kvalitetsförbättringarna så är det möjligt att senare införa en utvinning. Kunskapsläget om lämplig teknik för utvinning torde då också vara bättre eftersom mycket forskning pågår på detta område.

Svar på projektdirektivets frågor

I Projektdirektivet ställs ett antal konkreta och specifika frågor som besvaras nedan.

Vilka bedömningskriterier ska användas för att avgöra om avlopps- och bioavfallshanteringen är långsiktigt hållbar?

Uthållighet är ett komplext begrepp med många aspekter. Projektgruppen har valt ett angreppssätt baserat på resultat från forskningsprogrammet Urban Water där hygien, miljö, ekonomi, sociokultur och teknisk funktion beaktas. Vilken vikt som ska läggas vid de olika aspekterna är en politisk värdering.

Värderingsaspekterna har visat sig ha olika betydelse för bedömningen av systemalternativ. De aspekter som rör utsläpp till vatten av näringsämnen och metaller är t.ex. inte systemskiljande. Andra aspekter, som återföring av kalium, har fått en låg vikt. De enskilda värderingsaspekter som i denna studie har fått högsta vikt är kostnader (20 %), hygien (15 %), teknisk funktion (10 %), exergibalans (9,5 %) och återförd fosfor som ersätter mineralgödsel (9,5 %). Både exergibalansen och återföringen av fosfor är systemskiljande, och har en hög vikt i multikriterieanalysen. Energianvändningen har varit en svårbedömd och betydelsefull fråga med stora osäkerheter t.ex. om hur värme ska värderas i framtiden. Återföring av fosfor och fosfors växttillgänglighet är också en svårbedömd fråga och har i känslighetsanalyserna visats vara av stor betydelse.

Projektgruppens metod för att sammanväga aspekterna är transparent och ger den intresserade läsaren möjlighet att pröva effekten av andra värderingar.

Vilket system eller vilka kombinationer av system är mest uthålliga – kan något eller några förkastas helt?

En tydlig slutsats är att Svartvattenalternativet kommer sämst ut vid jämförelserna. I övrigt är det små skillnader mellan de studerade systemalternativen. Enligt basvärderingen och känslighetsanalyserna kan följande sägas om systemalternativen:

- Svartvattensystemet kommer sist i basvärdering och anses inte uppfylla de troliga framtida kraven.
- Källkontroll Kompost kommer aldrig med bland de fyra bästa systemen.
- Referensalternativet kommer bara bland de bästa fyra alternativen om de i målbilden antagna förbättringarna i miljön inte inträffar, eller om vikten för kostnadskriteriet sätts till minst 50 (av 100) för summan av alla värderingskriterier.
- Utvinningsystemet är alltid bland de bästa systemen.
- Källkontroll Avfallskvarn och Källkontroll Rötning är bland de bästa systemen under förutsättningen att de antagna miljöförbättringarna inträffar.
- Deponeringsalternativet innebär att fosfor inte återförs. Systemalternativet kom-

mer ändå bäst ut om vikten för fosforåterföring i multikriteriaanalysen sätts lägre än 30 (av 100) för resurskriteriet, motsvarande 6 (av 100) för summan av alla värderingskriterier.

Samtliga systemalternativ har potential för att ytterligare förbättras jämfört med de utformningar som har studerats.

Finns det åtgärder bland alternativen som är entydigt bra att vidta?

Åtgärder för att minska tillförseln av oönskade ämnen till avloppet är entydigt bra att genomföra (källkontroll). Sådana åtgärder minskar tillförseln av oönskade ämnen till recipienterna och, i de fall slam eller aska används på produktiv mark, även till marken. Kostnaderna för vissa av åtgärderna kan dock bli höga och tiden för genomförandet lång.

Detta innebär bland annat att åtgärder bör ske för att minska dagvattnets föroreningsinnehåll. Kommunikation med avlopps- och bioavfallssystemens brukare är viktig för att få till stånd en minskning av användningen av potentiellt miljöfarliga hushållskemikalier och läkemedel och allmänt ett ökat miljöansvar hos Göteborgsregionens medborgare.

Ska vi fortsätta att försöka att få slam till jordbruksmark eller kan näringsåterföringen bättre ske på annat sätt eller är den av mindre betydelse?

Näringsåterföring har tillagts stor vikt i detta projekt, på grund av att det finns ett nationellt miljömål för fosfor. Viktningen av fosforåterföringen är alltså till stor del politisk. Det är svårt att värdera betydelsen av fosforåterföringen på vetenskapligt sätt, dvs. på grund av tillgängliga resurser och jämfört med andra kriterier. Den intressanta parametern är fosfor som ersätter mineralgödsel, i högre grad än fosfor som återförs till produktiv mark.

Återföring av näringsämnen genom slam fordrar att ansträngningar görs för att minska tillförseln av oönskade ämnen till avloppssystemet, vilket till stor del kan antas ske genom en positiv samhällsutveckling. Därtill behövs specifika lokala källkontrollåtgärder.

Alternativa vägar för näringsåterföring är genom utvinning vid reningsverket och genom förbränning med användning av askan. Både slam användning med källkontroll och utvinning föll bra ut, under antagandet att fosfor i slam och i den utvunna fosforprodukten är växttillgänglig till 100 %. Växttillgängligheten i gödselprodukterna är en avgörande fråga för vilket system för näringsåterföring är bäst. På grund av osäkerheten kring växttillgängligheten går det inte att tydligt svara på frågan vilken väg till näringsåterföring är bäst. Dessutom har vägarna för näringsåterföring inte jämförts renodlade, men paketerade som systemalternativ.

Ska man intensifiera bortkoppling av ”giftkällor”, ska man fortsätta i samma takt som hittills eller ska man sluta med detta arbete eftersom man ändå inte ska recirkulera slammet?

Att intensifiera bortkopplingen av ”giftkällor” är entydigt bra från miljösynpunkt. De ”giftkällor” som lätt kan kopplas bort är dock i stort sett redan åtgärdade. Det som nu kan göras är lokala åtgärder som kräver större investeringar (t.ex. lakvattenrening), åtgärder som berör samhällssektorer utanför va-systemet och som därför inte är enkla att åtgärda, och åtgärder som kräver beslut av centrala nationella eller EU myndigheter. Det kommer därför att ta tid innan sådana åtgärder kan genomföras och ge förbättringar för miljön.

Ska separeringen av kombinerade system intensifieras?

En separering av hela det kombinerade systemet innebär mycket stora kostnader. Det innebär också nya utsläpp till lokala recipienter och kräver därför reningsåtgärder som ytterligare ökar kostnaderna. Samtidigt får man vinster i form av mindre föroreningar till Rya-verket och mindre frekventa källaröversvämningar. Bedömningar som gjordes i projektet är att det finns väsentligt mer kostnadseffektiva åtgärder som t.ex. bräddvattenrening vid Kodammarna, rening av dagvatten från kombinerat system och målning av takytor. Denna bedömning utesluter inte att det kan finnas delar av det kombinerade systemet där en separering kan vara lämplig.

Ska minskning av tillskottsvatten till spillvattenledningar intensifieras?

Åtgärder för att minska tillförseln av läck- och dränvatten till avloppssystemet med avsikt att få ett renare slam är inte kostnadseffektiva. Exempel på mer kostnadseffektiva åtgärder finns ovan.

Ska ledningsnätets grundprincip ändras? (ex. svartvattensystem, urinsortering, separat industrisystem etc.)

Det bedöms inte som fördelaktigt från hållbarhetssynpunkt att ändra avloppssystemets grundprincip, alltså avledning av blandat spillvatten till ett centralt reningsverk. Införandet av köksavfallskvarnar kan vara fördelaktigt när slammet återförs till produktiv mark.

Vid en översiktlig värdering av urinsortering studerades olika insamlingssystem för urin. Denna indikerade att urininsamling med ett ledningssystem inte var konkurrenskraftigt gentemot insamling med fordon antingen direkt vid egen fastighet eller efter koncentring lokalt för mindre områden. Dessutom bedömdes att urinsortering som enda åtgärd inte kan uppnå 60 %-målet för fosforåterföring som sätts i miljömålen. Urinsortering ingår därför inte i de undersökta systemalternativen.

Lista över Bilagor

Till denna rapport hör ett antal bilagor som är förtecknade nedan. Bilagorna har skrivits av olika författare under hela den ganska långa projektiden – några i början av projektet, andra i slutet. De flesta bilagorna är inte uppdaterade, och kan ha avsett något annorlunda scenarier och systemalternativ än de som behandlas i huvudrapporten. Avstämningar mellan bilagorna har inte gjorts genomgående. Bilagorna skall därför ses snarare som bredvidläsning än som faktaunderlag för analyserna.

Textdokument Microsoft Word (.doc)

1. Projektdirektiv.
2. Indata till Systemstudie Avlopp (för URWARE-beräkningarna).
3. Antaganden och bedömningar vid beräkning av resursförbrukning och gasproduktion.
4. Föroreningsbelastning från dagvatten inom duplikat ledningssystem i Göteborg.
5. Föroreningsbelastning från dagvatten i Göteborg (kombinerat system).
6. Organiska för(or)eningar i avloppsvatten.
7. Miljökonsekvenser i recipienter av olika alternativ med avseende på avloppsvattenbehandling.
8. Ekonomisk analys.
9. Användarnas perspektiv på systemalternativ och ökat ansvar.
10. Framtida mål – underlag för bedömningar.
11. Insamling av bioavfall.
12. Bedömd utveckling för metaller i avlopp och slam.
13. Bedömningar av sårbarhet .
14. Separat jämförelse av de fyra bioavfallssystemen.
15. Allokering av naturgas till el- och värmeproduktion i en kraftvärmeanläggning.
16. Alternativ teknik.
17. Kvalitetsförbättrande åtgärder.
18. Behandling av KL-vätska och matavfall.

Filer i Microsoft Excel (.xls) format

19. Nybyggnadskalkylen för kostnader (Gilbert Svensson).
20. Kostnadskalkylen med dagens system som utgångspunkt (Gilbert Svensson).
21. "Simres" excelfil som exporterades från URWARE av Andras Baky. Något bearbetat av Gerald Heinicke.
22. "Simres_känslighet energi" excelfil med i huvudsak fossilfria energimixar också för marginalförbrukning och kompensatoriska systemet (Gerald Heinicke & Andras Baky).
23. "Massflöden" excelfil som användes för att hantera substansflöden ur simres-filens LCI-flikar. (Gerald Heinicke).

1 Uppdraget

1.1 Bakgrund

Systemstudie Avlopp är ett samverkansprojekt mellan Göteborgs Stad (Kretsloppsnämnden och Göteborg Vatten) och Gryaab. Studien ingår som ett led i arbetet att skapa en långsiktigt hållbar hantering av avlopp och biologiskt avfall. Utgångspunkten är att dagens hantering av avlopp och bioavfall i Göteborgsområdet är bra utifrån dagens förhållanden men kan bli mer hållbar. Det som främst brister är att näringsämnen som bortförts från jordbruksmark och hamnar i avloppssystemet inte återförs. Ryaverket är byggt för att avskilja suspenderade ämnen, biologiskt nedbrytbara organiska ämnen, fosfor och kväve från utgående avloppsvatten. Andra grundämnen och kemiska föreningar avskiljs i den utsträckning de är bundna till suspenderade ämnen. Detta innebär att flertalet metaller avskiljs väl liksom många miljöfrämmande organiska ämnen. Vattenlösliga svårnedbrytbara organiska ämnen exempelvis många läkemedel och deras nedbrytningsprodukter¹, avskiljs endast i begränsad utsträckning. Rening av förorenat trafikdagvatten sker i begränsad omfattning och det mesta släpps ut orenat till lokala recipienter. Kriterier behövs för vad en långsiktigt hållbar avloppshantering innebär. En gemensam strategi för hur en långsiktigt hållbar avloppshantering bäst kan uppnås skall tas fram. Möjligheten att tillvarata synergier mellan hanteringen av avlopp och bioavfall bör undersökas. Eftersom ansvaret för avloppshanteringen i Gryaabs upptagningsområde är uppdelat behöver en utredning om en sådan strategi göras tillsammans av berörda organisationer. Infrastrukturen för att samla in och behandla avloppsvatten utgör en stor och långlivad investering varför beslut som påverkar denna bör vara mycket välgrundade. Därav detta projekt.

Projektet har styrts av ett projektdirektiv som finns i sin helhet i Bilaga 1.

1.2 Syfte

Projektet syftar till att ta fram underlag för strategiska beslut för avlopps- och bioavfallshantering, baserat på vilka framtida avlopps- och bioavfallssystem som är mest långsiktigt hållbara, dvs. belastar miljön så lite som möjligt, leder till god näringsåterföring och är ekonomiskt och socialt acceptabla.

1.3 Projekt mål

Följande frågor finns angivna i Projektdirektivet. Frågorna besvaras så långt det är möjligt i Kapitel 8.2.1:

- Vilka bedömningskriterier ska användas för att avgöra om avlopps- och bioavfallshanteringen är långsiktigt hållbar?

¹ framöver tillsammans betecknat som läkemedelsrester

- Vilket eller vilka kombinationer av system är mest uthålliga – kan något eller några förkastas helt?
- Finns det åtgärder bland alternativen som är entydigt bra att vidta?
- Skall vi fortsätta att försöka att få slam till jordbruksmark eller kan näringsåterföringen bättre ske på annat sätt eller är den av mindre betydelse.
- Skall man intensifiera bortkoppling av ”giftkällor”, skall man fortsätta i samma takt som hittills eller skall man sluta med detta arbete eftersom man ändå inte skall recirkulera slammet.
- Skall separeringen av kombinerade system intensifieras?
- Skall minskning av ovidkommande vatten intensifieras?
- Skall ledningsnätets grundprincip ändras? (ex. svartvattensystem, urinsortering, separat industrisystem etc.)

1.4 Förutsättningar

För avlopp anslutet till Gryaab betraktas hela upptagningsområdet. Dagvattnets bidrag i kombinerade system har inte medräknats för andra kommuner än Göteborg och Mölndal eftersom övriga anslutna kommuner ansetts bidra marginellt. Dagvatten direkt till recipient i duplikatsystem har endast beräknats för Göteborg.

Projektet omfattar även de frågor kring bioavfall som behöver besvaras för att avgöra om synergier mellan avlopp och bioavfall kan tas tillvara. Fokus är dock på avloppssystemet.

Tidsperspektivet för att uppnå långsiktigt hållbar avlopps- och bioavfallshantering är 2050.

I första hand utgår studien från idag använd teknik samt känd teknik med goda förutsättningar men som inte är fullt kommersialiserad. Med tidsperspektivet 2050 har också antagits att ytterligare teknik utvecklas.

1.5 Organisation

1.5.1 Beställare

Beställare är Kretsloppsnämnden, Nämnden för Göteborg Vatten och Gryaabs styrelse/arbetsutskott genom förvaltningschef Kretsloppskontoret, VD Gryaab och förvaltningschef Göteborg Vatten. (Projektdirektivet har dock bara skrivits på av förvaltningschefen för Kretsloppskontoret och VD för Gryaab). Beställarna beslutar om projektets genomförande och budget, samt tillsätter styrgrupp och projektledare.

1.5.2 Styrgrupp

Styrgruppsdeltagarna ansvarar för projektet gentemot beställarna. Förutom att följa och

styra projektet har styrgruppen och vid behov beställarna medverkat aktivt under några workshops och seminarier. Styrgruppen tillsätter projektgrupp. Styrgruppen avslutar och utvärderar projektet. I styrgruppen har deltagit:

Ann Mattsson, Gryaab
Annika Malm, Göteborg Vatten, under projektets inledning
Henrik Kant, Göteborg Vatten (under projektet huvudfas och avslutning)
Agneta Sander - Kretsloppskontoret (sammankallande)
Katrina Folland – Stadskansliet (adjungerad)

1.5.3 Referensgrupp

Någon egentlig Referensgrupp har inte funnits. I stället har en Intressentgrupp vid två tillfällen inbjudits att ta del av och kommentera projektet. I Intressentgruppen har deltagit representanter från andra kommuner i Göteborgsområdet, andra förvaltningar och kommunala bolag i Göteborg, Länsstyrelsen samt andra offentliga och privata aktörer med intresse i hur de framtida avlopps- och bioavfallssystemen utformas. Intresserade från Stockholm och Malmö har också deltagit.

I en ”Hållbarhetsarena Avlopp” har beställarna vid två tillfällen tagit del av och lämnat synpunkter på projektet.

1.5.4 Projektledare och Projektgrupp

Projektledare var under projektets inledning Pascal Karlsson, Kretsloppskontoret. Under projektets huvudfas och avslutning har Per-Arne Malmqvist, Urban Water AB, varit projektledare. I Projektgruppen har under projektets gång deltagit:

Peter Aarsrud, Kretsloppskontoret
Peter Balmér, VA-strategi (Gryaab AB:s konsult)
Fredrik Bergh, Göteborg Vatten
Jessica Granath, Kretsloppskontoret
Gerald Heinicke, Urban Water (DHI)
David Jacobsson, Kretsloppskontoret
Pascal Karlsson, Kretsloppskontoret
Per-Arne Malmqvist, Urban Water (sammankallande)
Sophia Nilsson, Göteborg Vatten
Gilbert Svensson, Urban Water (DHI)

1.5.5 Experter

Konsultexperter som genomfört delutredningar har bl.a. varit:

Birgitta Rydhagen, Blekinge Tekniska Högskola
Jacob Ottoson, Smittskyddsinstitutet
Nicklas Paxéus, Gryaab
Ingemar Abrahamsson, Medins Biologi AB
Jonas German, Urban Water
Pernilla Tidåker, SLU
Andras Baky, JTI

2 Metod och förutsättningar

2.1 Projektets arbetsgång

Projektet har i princip genomförts enligt följande:

1. Målsättning (ges av projektdirektivet, (se Bilaga 1)
2. Val av kriterier och indikatorer (se Kapitel 2.3)
3. Framtagning av framtidsbilder (se Kapitel 4)
4. Utveckling av möjliga systemalternativ (se Kapitel 5)
5. Screening av dessa, dvs. en kvalitativ bedömning av systemalternativens möjligheter att nå målen och ett urval av systemalternativ att arbeta vidare med. Några av de systemalternativ som diskuterats men inte medtagits i den fullständiga analysen finns kortfattat beskrivna i Bilaga 16
6. Insamling av fakta samt beskrivning av de utvalda systemalternativen jämte de nuvarande systemen
7. Preliminär analys av miljöaspekter, resurshushållning samt kostnader för ett urval systemalternativ
8. Val och utformning av åtta systemalternativ för en fullständig analys, grundat på resultaten från den preliminära analysen
9. Analys av de utvalda systemalternativen avseende samtliga tillämpade hållbarhetsaspekter. Resultaten återges i Kapitel 6.
10. Normalisering av resultaten genom betygssättning (se Kapitel 2.4 för metodbeskrivning och Kapitel 6 för resultat)
11. Värdering av de använda hållbarhetsaspekterna genom ett viktningsförfarande (se Kapitel 2.4 för metodbeskrivning och Kapitel 6 för resultat)
12. Sammanvägning av resultaten, känslighetsanalys och slutsatser (se Kapitlen 6-8)

Projektet har genomförts av de medverkande dels som datainsamling och detaljanalyser enskilt eller i grupper, dels i form av ett stort antal möten där arbetsmetodiken och resultaten diskuterats. Mycket tid har ägnats åt att skaffa och sammanställa data samt att förbättra och vidareutveckla de använda verktygen. Projekt Systemstudie Avlopp behandlar ett mycket komplext fält, med direkt användning av resultat från forskningen. Projektet är mångvetenskapligt till sin natur. Intuitiva resonemang och värderingar blandas med trendframskrivningar och fakta av olika slag. Projektets genomförande kan därför betraktas som en process där nytänkande, utveckling och lärande skett under projektiden, med en successiv inläring och ökad förståelse och mot slutet av projektet ökat förtroende för metodik och resultat. Hur de studerade systemalternativen kan genomföras praktiskt, med åtgärdsplanering etc. har inte ingått i projektet.

2.2 Principer och systemgränser

2.2.1 Geografisk avgränsning

Geografiskt avgränsas studien av Gryaabs sju ägarkommuner. Redan idag är mycket stor andel av bostadsbebyggelsen i ägarkommunerna anslutna till det gemensamma reningsverket Ryaverket, med undantag för Lerum, som beräknas bli anslutet 2011. Det finns även några andra mindre reningsverk som drivs i kommunal regi, samt vissa fastigheter med enskilt avlopp. I denna studie görs många förenklingar. Exempelvis antas att all bostadsbebyggelse i de sju kommunerna år 2050 är ansluten till Ryaverket.



Figur 2-1. Gryaabs ägarkommuner och upptagningsområde, år 2005. Lerum är ännu inte anslutet. De röda strecken markerar tunnlar och huvudledning för avloppsvatten. De svarta sträcken markerar kommungränser. De gula strecken markerar större vägar.

2.2.2 Avgränsning i tid

Studien genomförs för år 2050. Tidpunkten har valts långt fram i tiden, så att även stora förändringar av systemen skulle kunna hinna genomföras. Beräkningarna av materialflöden, energiförbrukning osv. avser situationen år 2050. Vissa frågeställningar, t.ex. studie av genomförande, gäller i stället tidsperioden från nu och fram till år 2050.

2.2.3 Systemgränser för systemalternativen

Studien gäller all hantering av avlopp och bioavfall i de studerade kommunerna. Substansflödena följs hela vägen från uppkomst i t.ex. hushåll, fram till ”sänkorna”, t.ex. åkern, recipienten eller deponin. Studien omfattar alltså inte bara det vi vanligen menar med avlopps- och bioavfallssystemet² utan även slambehandling, transporten fram till sänkorna, och i förekommande fall spridningsarbetet på produktiv mark. För att kunna analysera systemen med beräkningar görs antaganden och förenklingar av hanteringen. Systemgränserna för systemalternativen framgår av figurerna i Kapitel 5. För att bevara läsbarheten är dock vissa mindre viktiga flöden inte med i figurerna, t.ex. tillsatsmaterial som bark eller sand i komposterings- och jordtillverkningsprocessen. Näringsämnen i tillsatsmaterial finns inte med i massbalanserna, för att de inte är återförd från avfall eller avlopp. Metallerna i tillsatsmaterial ingår dock i betraktelsen.

För vissa frågeställningar behöver bilden vidgas, så att effekter som ligger utanför själva systemgränserna kommer med. Detta s.k. utökade systemet beskrivs i Kapitel 2.4.2 (URWARE).

2.2.4 Tekniska avgränsningar

De tekniska lösningar som antas i systemstudien år 2050 är till stor del baserade på den teknik som är kommersiellt tillgänglig idag. Dessutom har det förutsatts att teknik som idag inte är beprövad eller under utveckling är tillgänglig år 2050. Under en så pass lång tidsperiod är det möjligt att helt ny, oförutsedd teknik kommer att introduceras. Det kan man inte ta hänsyn till, men finns med i diskussionen kring flexibilitet (se bl.a. Kapitel 6.7 och Bilaga 16).

För tekniska lösningar som kräver större infrastrukturella förändringar delas bebyggelsestrukturen i två kategorier: ”Nya” och ”Befintliga” Göteborg. Med ”Nya” Göteborg avses nya bostäder som byggs till 2050, samt flerbostadshus som stamreoveras. Fram till 2050 beräknas 50 % av flerbostadshusen ha stamreoverats.

2.3 Hållbarhetsaspekter

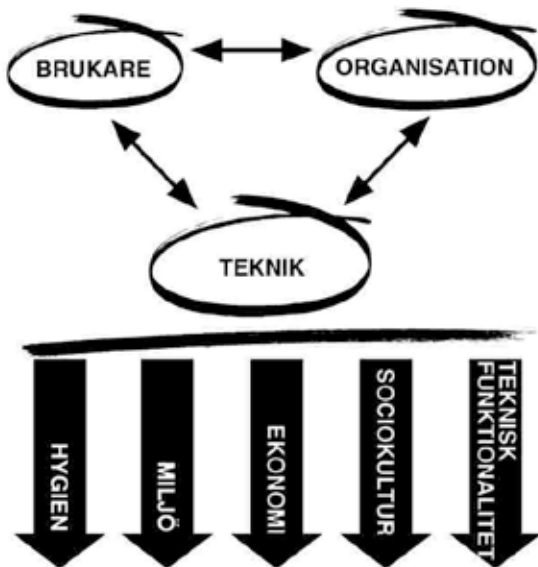
För att bedöma om en anläggning eller ett system är hållbar behöver man använda *hållbarhetskriterier*. Ett stort antal aspekter har förslagits i olika studier i Sverige och internationellt, en översikt finns i Lundin (2003). Valet av aspekter är viktigt; det påverkar resultatet av en studie och måste anpassas till studiens syfte. I Systemstudie Avlopp är målen givna av

² Biologiskt avfall benämns framöver som bioavfall

Projektdirektivet, och valet av aspekter har anpassats till dem. Antalet aspekter har hållits nere för att ge en möjlighet till överblick. Aspekterna har valts dels för att de är betydelsefulla för valet av avlopps- och bioavfallssystemen, dels för att de svarar mot viktiga mål i de nationella miljö kvalitetsmålen.

Den indelningsgrund som utvecklats och använts i Urban Water-programmet tillämpas i detta projekt, se Figur 2-2. Hållbarhet innebär här

- att avlopps- och bioavfallssystemen inte förorsakar infektionssjukdomar (kriterium Hygien);
- att utsläppen till den yttre miljön blir så små som möjligt, systemet är resurssnålt och i så stor utsträckning som möjligt återför nyttiga resurser (kriterium Miljö);
- att kostnaderna kan accepteras av dem som skall betala (kriterium Ekonomi);
- att de organisatoriska förutsättningarna är förhanden och att systemets användare uppskattar systemen och kan hantera dem (kriterium Sociokultur); samt
- att systemen är robusta mot förändringar i omvärlden och incidenter av olika slag (kriterium Teknisk funktion).



Figur 2-2. Urban Waters ramverk för strukturering av analyserna

FAKTA Urban Water

Urban Water har varit ett sexårigt forskningsprogram med huvudfinansiering av den strategiska forskningsstiftelsen MISTRA. Programmet har tagit fram metoder och verktyg för att planera och analysera framtida, uthålliga vatten- och avloppssystem. I forskningen har deltagit forskare från åtta svenska universitet och högskolor, jämte specialister från forskningsinstitut, konsultföretag, kommunala förvaltningar och utländska universitet. De viktigaste resultaten finns publicerade i boken "Strategic Planning of Sustainable Urban Water Management" (Malmqvist m.fl., 2006). Mer information finns att få på Urban Waters hemsida www.urbanwater.org och på www.chalmers.se/cit/urban-sv/. Urban Waters metodik och verktyg har i stor utsträckning använts i projektet Systemstudie Avlopp.

Inom varje kriterium används indikatorer, som är kvantitativa eller kvalitativa mått på hur väl kriteriet uppnås. I denna studie har begreppen aspekter eller värderingsaspekter använts som synonym för indikatorer. Följande aspekter tillämpades i studien:

Kriterium Hygien (kvantitativa aspekter)

- Antalet människor som bedöms kunna infekteras med avloppsvattenburna sjukdomsalstrande mikroorganismer
- Hälsoeffekter som uppkommer på grund av spridning av kemikalier mm. hänförs till kriteriet Miljö

Kriterium Miljö (kvantitativa aspekter)

a) Miljöaspekter

- Övergödning i form av tillförsel av näringsämnen till vattenrecipient
- Tillförsel av tungmetaller till vattenrecipienter (kadmium och koppar har valts)
- Tillförsel av tungmetaller till markrecipienter (kadmium och koppar)
- Tillförsel av organiska ämnen (inklusive läkemedelsrester) till vattenrecipienter
- Tillförsel av organiska ämnen (inklusive läkemedelsrester) till markrecipienter
- Växthuseffekt i form av tillförsel växthusgaser till atmosfären
- Försurning i form av tillförsel av försurande ämnen till atmosfären

Bland tungmetallerna har koppar och kadmium valts. Koppar representerar en metall som används i stora mängder i samhället. Den utgör ingen direkt fara till människors hälsa, men kan vara giftig för mikroorganismer i vatten och jord. Kadmium utgör ett hot mot människors hälsa och det humana intaget av kadmiumbör inte öka. Se också avsnittet om utvecklingen av tungmetallbelastningen, Kapitel 4.7, och Bilaga 12.

b) Resursaspekter

- Återföring av näringsämnen till produktiv mark, främst fosfor
- Energianvändning

Kriterium Ekonomi (kvantitativa aspekter)

- Årskostnader
- Årskostnadernas fördelning mellan olika betalningsgrupper

Kriterium Sociokultur

a) *Organisation (kvalitativa aspekter)* Urban Waters indikatorer för att bedöma organisatorisk kapacitet är:

- Drivande och ansvarstagande aktörer
- Värdegemenskap mellan nyckelaktörer: delad världsbild, mål, problemsyn
- Handlingsutrymme: lagstiftning och politiskt stöd
- Fördelning av ansvar och risk
- Resurstillgång: pengar och kunskap
- Kommunikation med tilltänkta användare
- Arena för deltagande och konflikthantering

b) *Systemens brukare (kvalitativa aspekter)*. Kriteriet brukaraspekter omfattar hur olika brukare, särskilt hushållen, kan acceptera och uppskatta olika systemlösningar. Kriterier för hushållens aspekter har hämtats från Urban Waters resultat. Kriterierna kan sammanfattas inom tre grupper:

- Praktisk teknik, dvs. tekniken måste fungera, inte orsaka besvär, inte lukta, inte läcka etc.
- Tilltro till systemets miljöfördelar. Om brukarna skall vilja ägna tid åt och betala för avlopps- och bioavfallssystemet måste de vara övertygade om att det finns miljövinster med detta.
- Tilltro till systemets aktörer, dvs. den kommunala organisationen, hyresvärden och grannarna.

c) *Flexibilitet i genomförandet (kvalitativa aspekter)*. Detta kriterium avser hur systemalternativen kan genomföras i tiden, när vissa beslut måste tas för att nå målen år 2050, och vilken flexibilitet som finns för att möta utmaningar som inte förutsetts i detta projekt.

Kriterium Teknisk funktion (kvalitativa aspekter)

Här bedöms systemens robusthet, sårbarhet och resiliens, dvs. systemens motstånd mot yttre störningar, förmåga att återgå till ursprunglig funktion samt reparerbarhet. Medtagna aspekter:

- motståndskraft
- återhämtningsförmåga
- beredskap
- klimatförändringar

Möjlig utvidgning med ytterligare aspekter

Det kan anföras att det finns ytterligare hållbarhetsaspekter som borde beaktas. Ett exempel kan vara återförslutning av mullbildande ämnen till produktiv mark (se Kapitel 7.4.2). På kort till medellång sikt bedöms inte denna aspekt vara lika betydelsefull som de valda aspekterna. Det finns möjlighet att i ett senare stadium lägga till denna och andra aspekter för att se hur de påverkar projektets slutsatser.

2.4 Analysmetoder

Så långt som möjligt användes kvantitativa metoder. För kvantifiering av aspekter som energianvändning och utsläpp av substanser som kan ge miljöeffekter används beräkningar av substansflöden, se Kapitel 2.4.2. För vissa aspekter är det svårt att få underlag för kvantitativa nyckeltal, som ”Organisation”, ”Flexibilitet i genomförandet” eller för ”Brukaraspekter”. För dessa användes kvalitativa expertbedömningar. Samma gäller för vissa i princip mätbara substansflöden (som läkemedelsrester), där det inte finns tillräckligt underlag.

2.4.1 Hygien: Mikrobiologisk riskanalys

Mikrobiologisk riskanalys är den vetenskapliga process som karakteriserar och skattar de potentiellt skadliga hälsoeffekter som uppstår då individer eller populationer utsätts för faror (material eller situationer, fysiska, kemiska eller mikrobiologiska agens). Det första steget i en mikrobiell riskvärdering är faroidentifiering som innebär en systematisk genomgång av de mikrobiella faror (patogener) och associerade hälsoeffekter som kan vara förknippade med en viss ”produkt” eller hanteringskedja. Därefter sker en skattning av exponeringen, dvs. hur individer eller populationer kommer i kontakt med patogenerna, i vilka doser de kan förekomma, hur ofta vi utsätts och på vilket sätt. Dos-respons värderingen bedömer förhållandet mellan dosen och förväntad hälsoeffekt, med andra ord hur stor sannolikheten är att en person utsatt för ett visst antal av en patogen blir infekterad eller uppvisar sjukdomssymptom. I det slutliga steget, riskkarakterisering, integreras tidigare steg för att beräkna infektionsrisken och göra en bedömning av vilken betydelse detta har i ett samhälle.

I en Urban Water rapport (Ashbolt m.fl., 2005) beskrivs hur riskvärdering kan användas som verktyg att bedöma smittrisker med olika vatten- och avloppssystem. I och med att förekomsten av viruspartiklar utgör den dominerande risken har, liksom i flertalet andra studier, rotavirus använts som indexorganism³. Ett medianflöde av viruspartiklar har simulerats genom de tekniska systemen från utsöndring till möjliga exponeringspunkter där sannolikheten för infektion beräknats baserat på dos-infektionsstudier ur litteraturen (Teunis m.fl., 1999). Halten rotavirus i avloppsfractionerna har antagits enligt litteraturdata⁴.

³ Beräkningarna avser alltså endast infektioner med detta virus. Inga andra sjukdomar har studerats. Rotavirus ger s.k. barndiarré och är mycket utbredd upp till 4-års ålder.

⁴ Halten beräknades enligt Ottoson (2005), Ashbolt m.fl. (2005) och Chauret m.fl. (1999). För ett vanligt svenskt avloppsvatten innebär det ett medianvärde på 130 000 viruspartiklar per liter. Det är en tiopotens lägre i utsöndringsdata än vad Höglund (2001) använde för sina bedömningar med riskerna med återanvändning av humanurin, men mer än en tiopotens högre än WHO:s ”Guidelines for reuse of wastewater, excreta and greywater”, där halten rotavirus i avloppsvatten uppskattas till 5 000 per liter (WHO, 2006). Detta ger läsaren en uppfattning om variationen i tillgängliga data.

I denna studie undersöktes fyra exponeringspunkter: Bad i recipienten, användning av gödselprodukter, arbete på reningsverk eller med ledningsnätet samt en uppskattning av exponeringen vid incidenter (t.ex. ledningsbrott). Bara den mikrobiologiska föroreningen i avloppsvatten och klosettvaatten inkluderades.

Recipienten förorenas också av dagvatten som kan innebära en risk då det innehåller patogener från fåglar och däggdjur som kan infektera människa (s.k. zoonoser). Dagvattenflödet har dock ignorerats då halterna är insignifikanta jämfört med halterna i avloppsvatten samt att risken för infektion är större via direktkontakt med fekalier från dessa djur än via dagvattenexponering och utsläpp till recipient; jämför diskussion i Hellström (2005).

Bioavfall från hushåll innehåller patogener från t.ex. kontaminerade livsmedel. Halten är i dock låg och andra smittvägar såsom hantering av livsmedlet i sig och kontaminering av ytor i hemmet förefaller som betydligt viktigare. Sannolikheten för infektion från exponering för bioavfallet har liksom för dagvattnet antagits vara utan betydelse, och har inte inkluderats i studien.

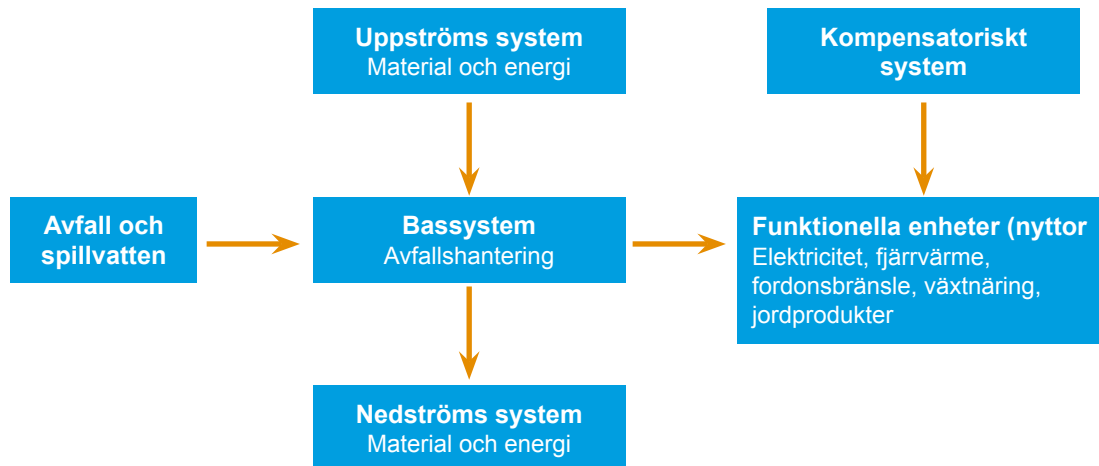
Beräkningarna har utförts av Jakob Ottoson på Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA) med en modell i Excel.

2.4.2 Miljö & resurshushållning: analys med URWARE

Till grund för kvantifieringar av miljöpåverkande utsläpp och energianvändning används simuleringar gjorda med substansflödesmodellen URWARE, som är ett bibliotek av sammankopplade delmodeller. Nedan beskrivs de viktigaste aspekterna och delmodellerna kortfattat. URWARE och de använda indata finns beskrivna i större detalj i Bilaga 2. Antaganden kring indata som grundar sig på systemstudiens framtidsbild beskrivs dessutom i Kapitel 4.

Principen med URWARE

Ett vanligt sätt att utföra systemanalyser är att konstruera en datormodell som hjälper att hantera stora mängder information. En sådan modell är URWARE (URban Water REsearch model). URWARE är en materialflödesmodell konstruerad i beräkningsplattformen Matlab/Simulink. Modellen används för att med hjälp av metodik från livscykelanalys (LCA) beräkna miljöpåverkande tillförsel till miljön från främst avloppssystem. Det är möjligt att beräkna emissioner till luft, vatten samt tillförsel av ämnen till jord. Miljöpåverkan indelas i kategorier enligt en internationell standard (ISO 14042), t.ex. övergödning och klimatpåverkan. URWARE är uppbyggd som ett ”bibliotek” av matematiska modeller för processer som dricksvattenanvändning, transporter, rening av avloppsvatten, slambehandling, förbränning, deponering mm. Indata för simuleringarna innehåller bl.a. organiskt material, näringsämnen och tungmetaller. Det är möjligt att använda platsspecifika indata eller startvärden som redan finns inlagda i modellen. Det senare är värden för genomsnittliga svenska förhållanden.



Figur 2-3. Schematisk beskrivning av det utökade avlopps- och bioavfallssystemet som beräknas i URWARE. Pilarna utgör flöden av material och energi.

Modellen består av tre delar; bassystem, upp- och nedströms system och det kompensatoriska systemet. Bassystemet och upp- och nedströms system är specifika för de enskilda alternativen. Det kompensatoriska systemet är gemensamt för samtliga alternativ.

Bassystemet beskriver det faktiska flödet från det att avfall och spillvatten kommer in i alternativet tills det når sin slutliga destination. Flödet följs från källa till sänka. Avfall och spillvatten strömmar genom systemet via delprocesser till sin slutliga användning som nya produkter eller energi eller fastläggning i deponi. Resultatet från aktiviteter inom bassystemet ger upphov till emissioner, utsläpp till luft och vatten, energi som genereras eller används i processer och nya produkter som blir följden av hanteringen. Det är möjligt att som utdata från URWARE få utsläppsvärden för en stor mängd ämnen. De simuleringsresultat som använts i projektet redovisas i Kapitel 6. I bassystemet återfinns behandlingsanläggningar som reningsverk, deponi, förbränning, kompost mm. Bassystemet beskriver förutom behandlingsprocesser även system för insamling och transport.

Upströmssystemet beräknar energianvändning och emissioner från tillverkning och distribution av de insatsmaterial och den energi som bassystemet använder till processer. Processerna kräver el, värme, bränsle till fordon, kemikalier mm. för att fungera. Dataunderlaget är baserat på diverse LCA-studier. De viktigaste uppströmsparametrarna i denna studie var:

- Elproduktion
- Dricksvattenproduktion (el, kemikalier)
- Produktion av kemikalier för avloppsrening
- Transporter av processkemikalier och drivmedel

Nedströmssystemet beskriver de processer som inte ingår i bassystemet men ändå påverkas av vad som sker där. I denna studie är det bara förluster av kväve i jordbruksmark som modelleras i nedströmssystemet. Denna avgång av kväve är en följd av spridning av restprodukter på jordbruksmark.

Det kompensatoriska systemets syfte är att likställa samtliga alternativ vad avser levererad nytta. Bassystemet ger inte enbart upphov till utsläpp och användning av energi, utan processerna levererar produkter och energi, funktionella enheter eller nyttor. Slam, rötrest och kväve och fosforprodukter från bassystemet utgör växtnäring som kan ersätta handelsgödsel. Förbränning genererar el och fjärrvärme, rötning ger biogas till drivmedel till fordon. Det kompensatoriska systemet består av den antagna, utanför bassystemets systemgränser försiggående produktion av nyttor som säkerställer att samtliga alternativ genererar samma mängd nytta som det bästa av de jämförda systemen. Den kompensatoriska produktionen av nyttorna sker med definierad teknik och genererar utsläpp av växthusgaser, övergödande och försurande ämnen som uppstår utöver bassystemets utsläpp. En studie av bara bassystemet skulle missa dessa utsläpp. Storleken av det kompensatoriska systemet är inte absolut; det beror på vilka skillnader i producerade nyttor som finns mellan systemalternativen som ingår i studien.

Nyttor som i systemstudien har ingått i URWAREs kompensatoriska system är: Elektricitet, Fjärrvärme, Fordonsbränsle samt Näring i form av mineralgödsel. Dessa har använts i beräkningarna av miljöpåverkan och resurshantering. Det har antagits att fjärrvärme kan avsättas under 8 av årets 12 månader. Normalt ingår också jordprodukter i URWAREs kompensatoriska system. Projektgruppen kom dock fram till att kompostering och tillverkningen av jord från avloppsslam är energikrävande och kostsamt. Det skulle kännas missvisande om system som inte producerar jord skulle belastas med resursförbrukning och utsläpp från en process motsvarande jordproduktionen i Referensalternativet. Om anläggningsjord behövs, så finns det effektivare sätt att införskaffa den. Anläggningsjord har därför exkluderats från kompensatoriska systemet.

Ledningsnätet i URWARE

Ledningsnätet i URWARE begränsar sig till spillvattensystemet, inkl. det kombinerade systemet som transporterar spillvatten, dagvatten, och annat tillskottsvatten (dränvatten, inläckage till ledningar, vattenverksslam) till reningsverket. För bräddningen från det kombinerade avloppsledningsnätet antogs Göteborg Vattens statistik för åren 2003-2005 (se Kapitel 3.2.2). Separerat dagvatten ingår bara för redovisningen av utsläpp till recipient, och beräknades med SEWSYS, se Kapitel 2.4.3 samt Bilagorna 4 och 5.

Reningsverket i URWARE

Reningsverksmodellen som användes är inte URWAREs avancerade aktiv-slammodell, utan en förenklad "black-box" modell. Den har bara två flöden, inkommande och utgående. Föroreningar i mekaniskt-kemiskt renat bräddvatten vid Ryaverket redovisas inte separat men ingår i det totala utgående flödet. Modellen kalibrerades så att utgående flöden stämmer överens med handräknade Göteborgsdata för 2050 (Tabell 2-1). Utsläppen av näringsämnen 2050 anpassades t.ex. till Ryaverkets förväntade prestanda efter pågående respektive planerade uppgradering, som beskrivs i Tabell 3-4. Alternativet med högsta flödet (Källkontroll Avfallskvarn) antogs släppa ut t.ex. 30 ton fosfor/år till recipienten. Övriga alternativ antogs släppa ut samma halter, alltså obetydligt lägre mängder. Ytterligare tekniska detaljer kring reningsverket listas i Bilaga 2, Bilaga 3 och Tabell 5-5.

Tabell 2-1. Parameter som reningsverksmodellen anpassades till. Utsläpp med renat vatten samt orenat och delvis renat bräddvatten på Ryaverket.

Parameter	Värde	Motivering
P ut från Ryaverket	0,25 mg/l = 30 ton P/år	uppskattad prestanda enligt Tabell 3-4
N utgående från Rya	8 mg/l = 960 ton P/år	uppskattad prestanda enligt Tabell 3-4
BOD ut från Rya	9 mg/l = 1080 ton/år	Värdet 9 mg/l representerar förväntade konc. "<10 mg/l", räknat som 10 mg/l - 10%

Avskiljningsgrader för tungmetaller är baserade på inkommande mängder och mängder i slam i perioden 1999-2005 (Tabell 2-2). För nickel har till inkommande mängder lagts nickel i järnsulfat. (År 1999 har uteslutits pga. av starkt avvikande avskiljningsgrad). Avskiljda tungmetaller hamnar i slammet.

Tabell 2-2. Avskiljningsgrader för tungmetaller på Ryaverket, indata till URWARE.

Element	Cd	Hg	Cu	Pb	Cr	Ni	Zn
Avskiljning %	65	78	74	89	46	27	83

Rötningsanläggningen för slam i URWARE

Rötningsanläggningen för slam ligger i den förenklade reningsverksmodellen. Parametrar som gasproduktion, värmebehov mm. kalibrerades efter handräknade indata för Ryaverket (Bilaga 2).

Rötningsanläggningen för bioavfall i URWARE

Rötningsanläggningen för bioavfall som ingår i några av systemalternativen finns beskrivit i Kapitel 5.4, se Figur 5-6. I URWARE beskrivs rötningsanläggningen med en förenklad modell (Bilaga 2). Modellens resursförbrukning och gasproduktion kalibrerades efter projektgruppens indata. Flödena mellan de antagna enhetsprocesserna handräknades (Tabell 5-14).

Lokala reningsverk i URWARE

Processen för behandling av svartvatten i de lokala reningsverken beskrivs i Kapitel 5.5.1, se Figur 5-9. I URWARE används samma förenklade modell som för rötningsanläggningen för bioavfall (Bilaga 2). Modellens resursförbrukning och gasproduktion kalibrerades efter projektgruppens indata (Bilaga 18). Flödena mellan de antagna enhetsprocesserna handräknades (Tabell 5-16).

Biogasanvändning i URWARE

Biogasen som genereras genom rötning av avloppsvatten och bioavfall används uteslutande som drivmedel till fordon. Det antas att hälften av gasen ersätter drift av tunga fordon och hälften används till personbilar. Vid rening och komprimering antas en förlust av biogas på 0,2 %, vilket är 10-20 % av vad systemen idag släpper ut. Energiförbehovet för rening och komprimering av gasen utgörs av elektricitet och uppskattas till 3 % av energiinnehållet för

rening plus 3 % av energiinnehållet för komprimering.

Emissioner från ofullständig förbränning av biogas i fordon grundar sig på 20 % av nuvarande förluster för biogasdrivna fordon. Metan är en betydande växthusgas; därför antogs att teknikutveckling kommer att forceras.

Kompostering och jordtillverkning i URWARE

Anläggningarna till kompostering av avloppsslam och bioavfall beräknades ha samma prestanda och resursförbrukning som nuvarande anläggning vid Marieholm.

I beräkningarna antas att 25 % av fosfor i jordprodukterna från central kompostering samt 50 % av fosfor i jordprodukten från hemkompostering ersätter fosfor i mineralgödsel.

Spridning av gödselprodukter i URWARE

Vid spridning av flytande avloppsprodukter kan en stor andel av kvävet avgå som ammoniak, vilket förorsakar försurning. Det använda underlaget för emissioner vid spridning gäller för spridning av stallgödsel. Dessa visar på stora variationer som beror av jordmån, tidpunkt på året, gröda och val av teknik för spridning. Avgången av ammoniak kan variera mellan 10-70 % av materialets innehåll av ammoniumkväve (Karlsson och Rodhe, 2002, Dalemo m.fl., 1998). I URWARE skiljs på avgången av ammoniak vid spridning av organiska restprodukter mellan fasta och flytande produkter. Fasta produkter (TS större än 10 %) förlorar 15 % av ammoniumkvävet som ammoniak. Flytande produkter (TS upp till 10 %) finns på ytan under kortare tid och förlorar 5 %. Ammoniumsulfat i Utvinningsalternativet är en fast produkt med 30 % TS och antogs uppföra sig på samma sätt som svartvattenkoncentrat, alltså med en förlust på 15 %. Övriga emissioner av lustgas, nitrat, ammonium och kvävgas beräknas vid kvävet omsättning i marken och finns beskrivna av Dalemo m.fl. (1998).

Förbränningsanläggningen i URWARE

Delmodellen för avfallsförbränning beräknar flöden av slagg och aska, emissioner till luft och vatten samt tillförd och uttagen energi som elektricitet och värme. Modellen är grundat på Sävenäs avfallsförbränningsanläggning i Göteborg.

Deponin i URWARE

Deponeringsmodellen beskriver inre processer som nedbrytning av organiskt material inom överskådlig tid (ca 100 år). Lakvatten antas renas biologiskt och med kemisk fällning och släpps sedan till vattenrecipient. Den andra delen (oändlig tid) sträcker sig fram tills det att deponin helt sprids i omgivningen och redovisas inte i denna studie.

Insamling och transporter i URWARE

I URWAREs inmatningsformulär kan användaren ange egenskaper på fordon och transportavstånden för ett flertal olika förflyttningar av material (Bilaga 2).

Vid hämtning av avfall skiljer URWARE mellan insamling och transporter. Insamling sker

vid hushåll eller verksamheter, med en kort körsträcka mellan hämtställena, medan körsträckan till och från insamlingsområdet räknas som transport.

Transporter av aska och slagg sker från förbränning till deponi, transporter av rejektivatten från kompostering och rötning av bioavfall, transporter av tillverkad jord till användning och transport av rötrest, slam etc. till spridning på produktiv mark. Samtliga transporter antas ske med lastbil och släp.

Antaganden av energiförbrukningen grundades på URWARE defaultvärden, som anpassades efter oljekommissionens uppgifter att tunga fordon med korta körsträckor i framtiden kommer att vara utrustade med hybridteknik.

2.4.3 Miljö & resurshushållning: Dagvatten och föroreningar med SEWSYS

För att beräkna tillförseln av främst tungmetaller från det kombinerade systemet och dagvattensystemet har verktyget SEWSYS (SEWage SYStem) använts. SEWSYS är en substansflödesmodell som kan analysera korta tidsförlopp och därför är bättre ägnad att studera dagvatten- och kombinerade avloppssystem än URWARE. Dessa delutredningar redovisas i Bilagorna 4 och 5.

2.4.4 Miljö och resurshushållning: övriga analyser och bedömningar

Läkemedelsrester och övriga organiska föroreningar

Förekomsten av organiska föroreningar inklusive vissa läkemedelsrester sammanställdes i ett separat projekt av Nichlas Paxéus vid Gryaab. Fullständig text finns i Bilaga 6. Sammanställningen bygger på en litteraturstudie och mätningar av ett stort antal av organiska ämnen i inkommande respektive renat avloppsvattnet på Ryaverket. Rapporten hänvisar också till ett pågående projekt hos Stockholm Vatten.

Analysen omfattade bl.a. mono- och polycykliska aromatiska kolväten, ftalater, fosfater, lösningsmedel, luktämnen, fenoler, antioxidanter, antimikrobiella medel, tensider och läkemedelsrester.

Ytvattenekologiska konsekvenser i recipienterna

På uppdrag av kretsloppskontoret bedömde Medins Biologi AB de ytvattenekologiska konsekvenserna av de åtta systemalternativen. Undersökningen avser effekten av utsläpp av näringsämnen, tungmetaller och organiska föroreningar.

Bedömningarna är baserade på beräknade utsläppsdata från URWARE samt diverse befintliga data om tillståndet i vattendragen inom Göteborgs kommun. Rapporten behandlar även en bedömning av konsekvenserna av två tekniska lösningar på en framtida bräddvattenrening vid Kodammarnas pumpstation. Hela rapporten finns som Bilaga 7.

2.4.5 Ekonomi: Beräkning av kostnader

Den ekonomiska bedömningen begränsades till företagsekonomiska kostnader över anlägg-

ningarnas livstid. Intäkter, t.ex. från försäljningen av restprodukter eller energi ingår i totalkostnaderna.

Kostnader för förbättringar som ingår i den allmänna samhällsutvecklingen (Kapitel 4) antas inte belasta avlopps- och bioavfallssektorn. Kostnader för specifika åtgärder i systemalternativ med källkontroll (Kapitel 5.2.1) är så långt som det är möjligt inkluderade i kostnadsberäkningen.

För kostnadsberäkningarna användes Urban Waters kostnadsmodell som är upprättad i Excel (Olin m.fl., 2005). Detta kostnadskalkylverktyg är avsett för strategiska vägval rörande va-system i ett tidigt skede av beslutsprocessen, och ger kostnader avsedda för jämförelser mellan systemalternativ snarare än kostnader som kan användas för investeringsanalys m.m. Som exempel på sådana beslutssituationer kan nämnas va-överväganden i översiktsplaneringen, strategiska miljökonsekvens-beskrivningar, planering av nya bostads- och industriområde och önskvärd renovering av gamla avlopps- och bioavfallssystem. Verktuget utgörs av en s.k. parametrisk kostnadsmodell, där beräkningen av kostnaden styrs av erfarenhetsmässiga kostnadsdata (parametrar) avseende investering och drift för ett stort antal systemkomponenter. Kostnaderna beräknas sedan med det aktuella systemalternativets befolkningsdata, areal, flöden mm. Kostnaderna för de flesta anläggningstyperna styrs av massflödena genom systemet. Användaren kan lägga till komponenter som inte finns med i modellen och definiera kostnadsparametrar för dessa. Det är enkelt att göra känslighetsanalyser eftersom man lätt kan ändra på parametrarna och grundläggande förutsättningar och göra om beräkningarna.

Modellen innehåller flera inmatningsformulär, t.ex. för vägtransporter, ledningsnät, rötning, återvinning mm. För varje systemanalys anger modellens användare hur stor andel av de anslutna personerna är kopplade till en viss teknisk lösning.

Modellen är i grunden uppbyggd som en nybyggnadskalkyl. Föreslagna avskrivningstider finns fördefinierade för varje systemkomponent. Avskrivningstiden varierar mellan 15 år för fordon och 50 år för ledningar. I undersökningar med långt tidsperspektiv spelar restvärdena av befintliga systemkomponenter mindre roll; komponenterna kommer att förnyas under den betraktade tidsperioden. Den här genomförda kostnadsberäkningen är en nybyggnadskalkyl, men bortser från kostnader för systemkomponenter med mycket lång livstid (berg-tunnlarna).

Det befintliga avloppssystemet med reningsanläggningar, pumpstationer etc. utgör naturligtvis ett värde i en övergång till ett nytt system som i huvudsak bygger på att det befintliga systemet utvidgas och kompletteras med nya funktioner. För att grovt uppskatta denna effekt utfördes en alternativ beräkning där kapitalkostnader för befintliga systemkomponenter sattes till noll. I verkligheten är den befintliga infrastrukturen mycket varierande i ålder och i resterande värde. Betygsättningen utfördes enligt resultaten från nybyggnadskalkylen.

I en framtida undersökning av få optimerade systemalternativ och varianter därav bör en kostnadsanalys genomföras som i detalj tar hänsyn till restvärden av befintliga anläggningar

och till timingen i genomförandet av ombyggnationer och åtgärder.

Indata till kostnadsberäkningarna för systemalternativen har hämtats från systembeskrivningarna med tillhörande massflöden. Massflödena kommer från URWARE-simuleringarna för systemalternativen. Kostnadsmodellen har kalibrerats för det befintliga systemet med avseende på systemkomponenter som redan används i Göteborg. Där specifika Göteborgs-data inte fanns tillgängliga används modellens fördefinierade kostnadsparametrar. Helt nya systemkomponenter har kostnadsberäknats utifrån litteraturdata och projektgruppens samlade kunskap.

Kalkylerade kostnader summeras till följande huvudgrupper:

- Fastigheter
- Distribution
- Anläggningar
- Transporter

Också kostnader för specifika åtgärder i källkontrollalternativen har inkluderats i kalkylen. En närmare beskrivning av kostnadsberäkningarna finns i Bilaga 8.

2.4.6 Sociokulturella aspekter

Kriteriet sociokultur omfattar i denna studie tre underkriterier:

- Organisation
- Brukaraspekter
- Flexibilitet i genomförandet

Organisation

De viktigaste egenskaperna är organisationens kapacitet att hantera olika typer av avlopps- och bioavfallssystem med olika skalor och med andra aktörer inblandade, och dess anpassningsförmåga att ta sig an nya och andra former av avlopps- och bioavfallssystem. Indikatorer för organisatorisk kapacitet som tagits fram inom Urban Water och som tillämpas i projektet är (Storbjörk och Söderberg, 2003, Söderberg, 2003):

Organisatorisk kapacitet:

- Drivande och ansvarstagande aktörer
- Resurstillgång – pengar och kunskap
- Kommunikation med tilltänkta användare

Institutionell kapacitet:

- Värdegemenskap mellan nyckelaktörer – delad världsbild, mål, problemsyn
- Handlingsutrymme – lagstiftning och politiskt stöd

- Fördelning av ansvar och risk
- Arena för deltagande och konflikthantering

”Organisatorisk kapacitet relaterar till de huvudansvariga organisationernas förmåga att genomföra och driva ett alternativ. Institutionell kapacitet avser sammanhanget som organisationerna verkar inom och som kännetecknas av formella lagar, regler och procedurer som bestämmer vad som är möjligt och inte att göra. Men som också kännetecknas av de informella företeelser som växer fram över tid – rutiner, praxis, normer, värdegemenskap.” (Storbjörk och Söderberg 2003)

Aspekten Genomförbarhet omfattar bl.a. hur respektive systemalternativ kan genomföras i praktiken. Vid bedömningarna har Projektgruppen försökt besvara några centrala frågor:

- Vilka bär ansvaret för genomförandet – planering, byggande och den efterföljande driftfasen?
- Är det många aktörer eller bara de kommunala organisationerna?
- Berörs fastighetsägare, boende, stadsdelsnämnder, stadsplanerarna, Göteborgsregionen?
- I vilken utsträckning berörs andra kommunala eller statliga myndigheter som Miljöförvaltningen, Länsstyrelsen, Vägverket, och andra?

Brukaraspekter

Begreppet Brukaraspekter omfattar hur olika brukare, särskilt hushållen, kan acceptera och uppskatta olika systemlösningar.

Att jämföra olika tekniska lösningar ur ett hushållsperspektiv går inte att göra på samma sätt som exempelvis installationskostnader eller återförd mängd näringsämnen. Det är ytterst få hushåll som haft möjlighet att pröva fler än ett system, åtminstone för avloppet, och som kan jämföra dem. Utvärderingar av vart och ett av systemen fokuserar naturligt på de specifika aspekter som gäller just den tekniken, och därför är utvärderingar inte jämförbara. Här görs ändå ett försök att sammanfatta de olika systemens för- och nackdelar ur hushållsperspektiv. Aspekter som har vägts in är bl.a.:

- Teknikens funktion, inkl. luktproblem
- Kostnader
- Tillgång till information om teknikens funktion, syfte, avsättning och uppföljning av de boendes måluppfyllelse
- Konsekvenser av felaktig användning (tekniska problem, miljöeffekter)
- Tydlig pedagogik
- Bekvämlighet
- Upplevelse av miljönytta

En undersökning med stöd från undersökningar i andra tätorter (litteraturdata) utfördes för

projektets räkning av Birgitta Rydhagen, Blekinge Tekniska Högskola (Bilaga 9). Tekniker som kan påverka brukarna jämfördes parvis, och bedömdes kvalitativt.

Köksavfallskvarnar har jämförts med sortering och insamling av bioavfall i separat påse; sedan jämfördes dessa alternativ med systemet där bioavfall slängs med det blandade hushållsavfallet och sedan förbränns.

Svartvattensortering har jämförts med urinsortering; sedan jämfördes dessa alternativa system med konventionell hantering av toalettvattnet.

Flexibilitet i genomförandet

Denna aspekt avser hur systemalternativen kan genomföras i tiden, när vissa beslut måste tas för att nå målen år 2050 och vilken flexibilitet som finns för att möta utmaningar som inte förutsetts i detta projekt. Exempel på sådana kan vara långt gående effekter av klimatförändring, ändrade möjligheter för staden att fatta beslut och styra, samt utvecklingen av ny teknik.

Analysen har handlat om vilka beslut som måste tas och när de måste tas. Med en osäker framtid är det en fördel om man slipper fatta beslut som senare kan visa sig vara fel, när förutsättningarna och omvärlden kanske ändras i en riktning som man inte kan förutsäga idag. Några kriterier för denna värderingsaspekt har inte tagits fram, utan bedömningen av systemalternativen har skett genom diskussion i Projektgruppen.

2.4.7 Teknisk funktion: Robusthet

Kriteriet ”teknisk funktion” likställs i projektet med ”robusthet”. Robusthet är ett systems förmåga att motstå yttre störningar. För det fysiska avloppssystemet beskrivs den med hjälp av tre faktorer:

- Motståndskraft
- Återhämtningsförmåga
- Reparerbarhet (beredskap)

Med motståndskraft menas hur länge systemet står emot en händelse (Hur lång tid tar det innan det blir ett brott på ledningen?). Med återhämtningsförmåga menas hur benägen systemet är av sig själv att återgå till vanlig funktion. Reparerbarhet eller beredskap är den tid det tar innan systemet eller någon utanför systemet kan åtgärda en specifik störning. Robusthet mot en händelse definieras således som:

$$\text{Robusthet} = \text{Motståndskraft} \times \text{Återhämtningsförmåga} \times \text{Beredskap}$$

Var och en av dessa parametrar skattades på en skala 1 till 5 (Tabell 2-3) för ett antal händelser som typiskt identifieras i faroidentifieringssteget av en riskanalys. I systemstudien användes händelser som identifierades och riskbedömdes i en tidigare systemanalys för Vasastaden i Göteborg (Ahlman m.fl., 2004), utökad med klimateffekter (Tabell 2-4). Bedömningarna är uppskattningar baserade på projektgruppens samlade kompetens och på systemanalysen för Vasastaden.

Tabell 2-3. Bedömningsskalan för händelser i robusthetsanalysen.

Motståndskraft	Återhämtningsförmåga	Reparerbarhet
1. På 50 år	1. Omedelbar	1. Hög förmåga (<3h)
2. På ett år	2. På en vecka	2. Inom 1 dygn
3. På en månad	3. På en månad	3. Inom 1 månad
4. På en vecka	4. På ett år	4. Inom 1 år
5. Ingen	5. På 50 år	5. Inom 5 år

Ju lägre värde för produkten av dessa tre parametrar, ju större robusthet. Ett systems robusthet definieras av summan av robusthet för respektive händelse.

Tabell 2-4. Störningar mot vilka robustheten undersöktes.

Händelse	Robusthet mot
Stopp	Källaröversvämning Bräddning/nödavledning Dämning över gatunivå
Felkoppling	Utsläpp av orenat spillvatten
Strömavbrott	Bräddning/nödavledning Källaröversvämning Dämning upp över gatunivå
Täta system	Svavelvätebildning
Haveri	Bräddning/nödavledning Utsläpp på gata
Otäta ledningar	Bräddning/nödavledning
Nederbörd	Inläckage av grundvatten Bräddning/nödavledning Dämning över gatunivå
Felanvändning av systemet	Giftiga ämnen till grundvatten Giftiga ämnen in i systemet
Klimat effekter	Källaröversvämning Bräddning/nödavledning Dämning över gatunivå

2.5 Multikriterieanalys

2.5.1 Metodval

Analyserna som gjorts med Urban Waters verktyg eller tagits fram på annat sätt, bildar underlag för beslut om det framtida avlopps- och bioavfallssystemet. Emellertid är resultaten och slutsatserna från analyserna svåra att jämföra. Vi har kvantitativa och kvalitativa resultat. Metoder har därför utvecklats och testats för att underlätta för beslutsfattarna att på ett systematiskt sätt göra sammanvägningar och komma fram till ett beslut. Ett antal dator-

stödda metoder har i Forskningsprogrammet Urban Water testats och använts. De bygger alla på olika former av normalisering och viktning, oftast i grafisk form. De lämpar sig väl som beslutsstöd vid diskussioner i beslutande församlingar. En del modeller syftar snarare till att uppnå enighet eller kompromisser, dvs. de strävar inte efter att finna en bästa lösning utan efter en lösning som kan accepteras av beslutsfattarna. (Söderberg m.fl., 2002; Söderberg och Kärrman, 2003, Kain m.fl., 2005)

Den metod som valts för Systemstudie Avlopp är en metod med normalisering genom betygssättning och viktning av de studerade hållbarhetskriterierna med numeriska vikter.

Den valda metoden har flera fördelar som att den är öppen och genomsynlig, tvingar fram eftertanke och motiveringar, samt ger var och en möjligheter att göra egna känslighetsanalyser.

2.5.2 Betygsättning

Resultaten från simuleringarna och övriga utredningarna ligger till grund för en bedömning av systemalternativen. För att kunna använda resultaten och på ett rättvist sätt jämföra systemalternativen har resultaten normaliserats genom att de omvandlas till betyg. Betygen sätts på en fem-gradig skala 0 - 4. Storleken av betygsstegen kan variera mellan kriterierna, men generellt gäller följande betygskrav:

Betyg 0: otillfredsställande resultat

Betyg 1: resultatet är väsentligt sämre än vad som troligen kommer att krävas i framtiden

Betyg 2: resultatet motsvarar de troliga framtida kraven

Betyg 3: resultatet är väsentligt bättre än vad som troligen kommer att krävas i framtiden

Betyg 4: resultat är nära så bra som möjligt

Det är inte möjligt att skapa en enhetlig betygssättning för de studerade aspekterna. Betygsättningen görs av projektgruppen i en diskussion om vad som är rimligt. Det är heller inte möjligt att jämföra betygen för två olika aspekter.

Begreppet krav som används skall tolkas som en målsättning eller önskad nivå snarare än som myndighetskrav eller liknande. Att ett visst krav inte uppfylls för ett systemalternativ innebär då inte att alternativet kan förkastas. Det kan ha goda egenskaper avseende andra aspekter. Det är helheten som bedöms i en hållbarhetsanalys.

Där resultaten ligger nära varandra eller när osäkerheterna i indata eller beräkningar är stora har det eftersträvat att inte skilja systemalternativen åt i betygssättningen.

2.5.3 Framtida mål avseende miljö och resurshushållning

Vid den nödvändiga normaliseringen av analysresultaten (betygsättningen) måste det finnas ett underlag för hur betygen skall sättas. För miljöaspekterna (inklusive resurshushållning) används en skala som grundar sig på de troliga framtida mål som kommer att finnas

år 2050 (se nedan). Som underlag för de föreslagna troliga målen har i första hand använts lagtexter och rapporter som a) de nationella miljömålen; b) lokala miljömål, där sådana finns; c) vattendirektivet och d) lagen om vattentjänster. Relevanta utdrag från dessa lagtexter och rapporter finns i Bilaga 10.

För övriga aspekter är det svårt att ställa upp troliga framtida mål. I stället görs jämförelser med Referensalternativet. Bedömningar görs om alternativen presterar bättre eller sämre än Referensalternativet.

Övergödning

De krav som nu fastställts för Ryaverket innebär att utsläppen av fosfor och kväve inte får överstiga ca 30 ton respektive ca 1000 ton/år. Det antas att utsläppta mängder inte får vara större år 2050.

Motivering: Kravet innebär en avsevärd skärpning eftersom anslutningen till Ryaverket väntas öka med 66 % fram till år 2050. Övergödning är fortfarande ett stort problem för hav och sjöar, men även om avlopps- och bioavfallssektorns bidrag till problemet är litet relativt andra källor kan knappast ökade utsläpp förväntas bli accepterade.

Kadmium och koppar till vatten

Troliga mål år 2050: minskade utsläpp med dagvatten, särskilt trafikdagvatten och bräddvatten. Troligen inga specifika mål att minska utsläppen från avloppsreningsverken.

Motivering: Dagvatten, särskilt trafikdagvatten utgör en betydande källa från avlopps- och bioavfallssektorn. Dagvattnet från duplikata system släpps till recipienter känsliga för metallpåverkan och det är troligt att Vattendirektivet kommer att medföra krav på minskade utsläpp till denna typ av recipienter.

Kadmium och koppar till mark

Troligt mål år 2050: att minska tillförseln till mark.

Motivering: Enligt Naturvårdsverkets Aktionsplan (2002a) föreslås eller diskuteras ökade krav bl.a. för Cd, Cu, Pb, Ag och Sn. När näring i avlopp återförs till produktiv mark med slam svarar detta på de berörda arealerna för en stor del av metalltillförseln. Detta gäller speciellt för silver, koppar och kvicksilver. Kadmium har redan nedbringats till låga nivåer men eftersom kadmium kan vara ett hälsoproblem är det önskvärt med ytterligare minskad tillförsel

Läkemedelsrester till vatten

Troligt mål år 2050: minskad tillförsel.

Motivering: Läkemedel och deras nedbrytningsprodukter är huvudsakligen vattenlösliga och avskiljningen i konventionella reningsverk är för många substanser låg. De passerar till stor del Ryaverket till recipienten. Läkemedelsrester har funnits i detekterbara koncentrationer i flera recipienter. Hittills är det endast östrogena ämnen som påvisats ge dokumenterade

effekter. Huruvida detta kommer att leda till krav på nedbrytbara läkemedel eller till krav på avskiljning vid reningsverken är oklart. Klart är dock att en minskad tillförsel till vattenrecipienterna är önskvärd.

Oönskade organiska ämnen till vatten

Troligt mål år 2050: minskad tillförsel med dagvatten.

Motivering: De flesta organiska ämnen är bundna till partiklar och avskiljs effektivt i reningsverken och hamnar i slammet. Dagvattenutsläppen bidrar med vissa ämnen och eftersom detta idag vatten leds orenat till recipient kan krav på rening förväntas för starkt förorenat dagvatten.

Läkemedelsrester till mark

Troligt mål år 2050: minskad tillförsel.

Motivering: Det finns ett starkt tryck från marknaden (bönder – livsmedelsindustri – konsumenter) mot tillförsel av alla ”icke-naturliga” ämnen. Hittills har inga effekter påvisats. Jord är ett effektivt nedbrytningsmedium.

Oönskade organiska ämnen till mark

Troligt mål år 2050: minskad tillförsel.

Motivering: Det finns ett starkt tryck från marknaden (bönder – livsmedelsindustri – konsumenter) mot tillförsel av alla ”icke-naturliga” ämnen. Hittills har inga effekter påvisats. Jord är ett effektivt nedbrytningsmedium. Oönskade organiska ämnen i avloppsvattnet koncentreras i slammet. Huruvida detta kommer att leda till att oönskade ämnen byts ut mot mer miljövänliga eller om det kommer att medföra krav på åtgärder vid reningsverken är oklart.

Växthuseffekt

Troligt mål år 2050: Minskade utsläpp av växthusgaser.

Motivering: Ökade krav för hela samhället och därmed på avlopps- och bioavfallssektorn. Internationella överenskommelser (Kyoto-protokollet) kommer troligen att följas av fler före år 2050. Avlopps- och bioavfallssektorns bidrag är mycket litet, men troligen kommer alla samhällssektorer att få ökade krav.

Försurning

Troligtvis inga specifika mål år 2050.

Motivering: Avlopps- och bioavfallssektorns bidrag är litet till försurningen. Inga ökade krav förväntas.

Resurshushållning – fosfor

Troligt mål år 2050: ökad återföring till produktiv mark.

Motivering: Fosfor är en knapp resurs. Enligt ett av miljömålen under ”god bebyggd miljö” skall 60 % av fosfor i avlopp återföras till produktiv mark redan år 2015. Det är därför rimligt att förvänta att en än större andel kan förväntas bli krävd återförd år 2050. Avlopps- och bioavfallssektorn kan återföra en inte obetydlig andel av den fosfor som används i samhället. Troligen kommer framtida krav för avlopps- och bioavfallssektorn att formuleras med förbehåll att återvinningen skall vara rimligt kostnads- och resurseffektiv.

Resurshushållning – kväve, kalium och svavel

Troligt mål år 2050: ökad återföring till produktiv mark.

Motivering: I Naturvårdsverkets Aktionsplan finns också diskuterat andra näringsämnen än P, dock utan förslag till direkta krav. Formuleringar i rapporten ger anledning att tro att sådana krav kan komma i en framtid. Det finns dock obegränsat med kväve och knapphet på kalium och svavel ligger långt fram i tiden. En återföring av kväve, kalium och svavel från avlopp bör därför ske om detta kan ske på sådant sätt att uthålligheten ökar. Troligen kommer därför framtida mål för avlopps- och bioavfallssektorn att formuleras med förbehåll att återvinningen skall vara rimligt kostnads- och resurseffektiv.

Resurshushållning – energi

Troligt mål år 2050: minskad energianvändning.

Motivering: Målen för minskad energianvändning och energieffektivisering kommer att öka för hela samhället. Den totala energianvändningen vid avledning och rening av avloppsvatten är liten (ca 0,2 %), men troligt är att målen kommer att beröra alla samhällssektorer. Målen kommer troligen att uttryckas antingen som lokalt satta krav och mål, eller som krav från marknaden (i form av höga energipriser). Å andra sidan kommer nyttan (för hygien och miljö) i förhållande till energianvändningen att vara stor för avlopps- och bioavfallssektorn.

2.5.4 Viktning

Alla de aspekter som behandlats i projektet och som redovisats ovan ingår i en multikriterieanalys, dvs. de integreras i ett samlat omdöme om vilket systemalternativ som är att föredra framför de andra alternativen. Alla de studerade aspekterna är därvid inte lika viktiga. För att kunna göra en sammanfattande bedömning måste därför aspekterna viktas, dvs. åsättas numeriska vikter i relation till deras betydelse. Viktningen av de studerade hållbarhetsaspekterna är en i hög grad politisk uppgift. Betygen och vikterna som framförs i denna rapport är resultat av diskussioner i projektgruppen och, och av kommunikationen med styrgruppen.

Vid sättande av dessa vikter har hänsyn tagits till de nationella miljömålen och till kretsloppsmålen i Göteborg (enligt Kretsloppsplanen). Vidare har hänsyn tagits till hur stor andel av ett problem som avlopps- och bioavfallssektorn utgör i relation till det samlade antropogena bidraget i Sverige (eller i Göteborg om det finns sådana uppgifter), och hur mycket avlopps- och bioavfallssektorn kan bidra till problemets lösning. Projektet har kommit till stånd för att förbättra ett väl fungerande avlopps- och bioavfallssystem och samtidigt finna

ut vilka möjligheter det finns att få en större del av näringsämnen i kretslopp. Det har vid viktningen inte tagits större hänsyn till kretsloppsaspekter än till andra aspekter. Motiveringar till gjorda val återfinns i Kapitel 6.10.

För kriterier med flera aspekter har vikterna först satts inom kriteriet (berör kriterierna miljö/emissioner, miljö/resurshushållning och sociokultur). Sedan har ett samlat betyg beräknats för dessa kriterier. Slutligen har kriterierna vägts mot varandra. Vikterna har satts så att summan av vikter i varje jämförelse blir 100.

3 Dagens system för avlopp och bioavfall

I detta kapitel beskrivs utgångsläget för avloppsnätet, avloppsreningen samt hanteringen av bioavfallet inom Göteborg och övriga Gryaab-kommunerna.

3.1 Organisation

Det centrala avloppsreningsverket, Ryaverket, med tillhörande tunnelsystem ägs och drivs av Göteborgsregionens Ryaverksaktiebolag som ägs av Ale, Göteborg, Härryda, Kungälv, Lerum, Mölndal och Partille kommuner. Göteborg är dominerande med 71 % av aktieinnehavet. Förhållandet mellan ägarna regleras av ett aktieägaravtal.

På avfallssidan är Renova ett kommunalägt regionalt bolag. Ägarkommunerna är Gryaab-kommunerna samt Kungsbacka, Tjörn, Stenungsund och Öckerö.

Inom de 11 kommuner som ovan nämnts är organisationen för avlopps- och avfallshanteringen olika. Nedan beskrivs organisationen i Göteborgs stad.

I Göteborgs stad är avlopps- och avfallshanteringen organiserad enligt principen utförare och beställare. Kretsloppsnämnden fungerar som beställare av både avlopps- och avfallshanteringen. I detta uppdrag ingår:

- långsiktig planering av avfalls-, vatten- och avloppsfrågor.
- att upphandla och följa upp avfallshanteringen i Göteborg.
- att beställa och följa upp vatten- och avloppstjänster från nämnden för Göteborg Vatten, och Gryaab.
- att ge förslag till avfalls- och va-taxorna - vad göteborgaren ska betala för dessa tjänster. Taxeförslagen bygger på underlag från kretsloppskontoret och beslutas i kommunfullmäktige.
- att ge samhällsinformation om avfall, vatten och avlopp.

Utförare för avloppshanteringen är nämnden för Göteborg Vatten, och Gryaab. Nämnden för Göteborg Vatten förvaltar kommunens allmänna va-ledningar och ansvarar för att producera och distribuera dricksvatten samt avleda avloppsvatten. Dessutom skall man medverka till att utveckla nya produktions- och distributionsmetoder för vattenförsörjning och avloppshantering. Gryaab skall medverka i en långsiktigt hållbar samhällsutveckling genom att införa och driva system som kostnadseffektivt samlar in och behandlar avloppsvatten inom ägarkommunerna. Bolaget skall begränsa förorening till recipient från tillfört avloppsvatten samt i möjligaste mån även tillvarata avloppsvattnets innehåll av näringsämnen och energi.

Beställare av avlopp och avfallshantering i Göteborgs stad: Kretsloppsnämnden	
Utförare av avlopp och avfallshantering i Göteborgs stad:	
Avloppshantering:	Avfallshantering:
Nämnden för Göteborg Vatten	Renova (behandling)
Gryaab	Olika entreprenörer (insamling)

För avfallshanteringen är utförardelen uppdelad i behandling av avfall och insamling av avfall, Behandlingsanläggningarna, dvs. Sävenäs förbränningsanläggning och Marieholms komposteringsanläggning, sköts av Renova och insamlingen handlas upp av Kretsloppsnämnden på den öppna marknaden.

3.2 Nulägesbeskrivning av avloppssystemet

3.2.1 Historik

I början av 1800-talet saknade Göteborg ett ordnat avloppssystem. Toalettbesöken sköttes på innegårdarnas utedass, vilket ledde till stank och förorenat grundvatten i staden. Latrinsgroparna tömdes emellanåt i öppna vagnar och kördes till jordbruk i närheten. Spillvatten från köken tömdes på innegårdar eller på gatan. Alla föroreningar hamnade på marken och infiltrerade till grundvattnet eller blev så småningom avsköljda till närmaste vattendrag. Konsekvensen av att tillföra avloppsvatten till stadens kanaler samtidigt som dess vatten användes som dricksvatten ledde till många epidemier. Regnvatten ansamlades i pölar på marken och husgrunderna var inte dränerade. Situationen var ohållbar och stadens styrande beslöt att utföra ett ”fullständigt aflednings- eller så kallat cloaksystem för staden”. I åtgärdsplanen från 1866 skulle spillvattnet avledas direkt till Göta älv och på så sätt till stor del avlasta innerstadens kanaler. Det kan vara värt att notera att denna utbyggnad inte gjordes för att ansluta WC. Det var spillvatten från köken, dag- och dränvatten som skulle avledas. För att förbättra hanteringen av latrinen ordnades ett tunnsystem och staden inrättade 1885 ett renhållningsverk för att sköta tömning av dessa. Det var först vid sekelskiftet som installation av WC började tillåtas, och då bara till ledningar som mynnade i Göta älv.

Göteborgs avloppsnät byggdes ut som ett kombinerat system fram till slutet av 50-talet. Främsta orsakerna till att ett kombinerat system valdes var att det var billigare att lägga en ledning istället för två (duplikat system) som var alternativet, det fanns risk för förväxlingar vid inkoppling om det fanns flera ledningar att välja på samt att helhetslösningen blev bättre om man beaktade de befintliga anläggningarna.

Från slutet av 1950-talet har huvudsakligen duplikatsystem vid om- och nybyggnad tillämpats. Anledningarna till detta var framförallt att minska flödesvariationerna till avloppsreningsverken i samband med nederbörd samt att minska bräddningen till lokala vattendrag.

Att avleda avloppsvatten från innerstaden direkt till älven löste inte alla problem. Fortfarande belastades lokala vattendrag med direktutsläpp av spillvatten samtidigt som älven och Göteborgs kustvatten hade påverkats påtagligt av den stora tillförseln av orenat spillvatten.

Vid exploatering av de västra stadsdelarna byggdes Nässets avloppsreningsverk som var i drift 1953 till 1974 då det togs ur drift och spillvattnet avleddes till Ryaverket istället

Ryaverkets tillkomst 1972 med tillhörande tunnelsystem innebar en markant förbättring för miljön totalt sett. Belastningen på lokala recipienter minskade samtidigt som flora och fauna i Göta älv och de nära kustvattnen återhämtade sig.

Dagens avloppssystem i Göteborg är ett resultat av mer än 100 års erfarenhet och kunskapsuppbyggnad i avloppshantering. Från att i första hand ha utformats för att tillgodose grundläggande sanitära och hygieniska krav för invånarna har målet vidgats till att omfatta även ekologiska krav.

Informationen ovan är hämtad från boken *Vattenbyggnadskonst i Göteborg under 200 år* (Bjur, 1988) samt *Smutsguld & dödligt hot, renhållning & återvinning i Göteborg 1864-1930* (Wetterberg & Axelsson, 1995).

3.2.2 Avloppssystemet (dec 2005)

Nedan beskrivs först i detalj avloppssystemet inom Göteborgs kommun. Till avloppsreningsverket, Ryaverket, är även Göteborgs kranskommuner Ale, Härryda, Mölndal, Kungälv och Partille helt eller delvis anslutna. Därför redovisas även en översiktlig beskrivning av kranskommunernas till Ryaverket anslutna avloppssystem nedan.

Göteborgs avloppssystem

Till Göteborgs kommuns avloppssystem är drygt 480 000 personer eller 643 000 personekvivalenter anslutna. Spillvatten från dessa ansluter till ledningsnätet i drygt 44 000 anslutningar varav drygt 1 300 är tryckavloppsanslutningar.

Göteborg Vattens totala kostnad var 2005 1165 kr/brukare. Avloppsavledning och avloppsrening kostade 624 kr/brukare varav avledningen kostade 315 kr/brukare.

Ledningssystemet består till största delen av duplikat och separat system men det finns även en inte obetydande del kombinerat system. Dessutom finns det områden med duplikat system som inte är verksamma, dvs. spillvattnet eller dagvattnet går via en kombinerad ledning på sin väg till Ryaverket, samt trycksatta s.k. LTA-områden (lätta tryckavloppssystem). I Tabell 3-1 visas systemfunktionernas ytstorlek.

Avloppsledningsnätet ansluter till ett tunnelnät i drygt 100 anslutningspunkter. Tunnelnätet som används för transport av avloppsvatten har en total längd på 118 km. Av dessa är 12 km endast dagvattentunnlar och 95 km endast spillvattentunnlar. Övriga 11 km är gemensamhetstunnlar. Tunnelnätet mynnar i en inkommande tunnel till Ryaverket.

Tabell 3-1 Systemfunktionernas ytstorlek i Göteborgs kommun, utan Donsö.

	Total area (ha)	Hårdgjord yta till Ryaverket (ha)	Andel hårdgjord yta av total area (%)
Duplikat system	8 111	0	0
Separat system	2 282	0	0
Kombinerat system	3 368	1 288	62
Overksam duplikat system	338	145	57
Spillvattenverksam duplikat system1	248	131	47
Dagvattenverksam duplikat system2	1 783	0	0
Lätta tryckavloppssystem (LTA)	136	0	0
Totalt	16 266	1 564	10

Som en systemfunktion i det kombinerade nätet finns bräddavlopp. Dessa är till för att vid höga flöden kunna avlasta ledningsnätet genom att leda ut en del av vattnet till närmsta recipient eller dagvattenledning för att minska risken för källaröversvämningar. Eftersom dagvatten och spillvatten leds i samma ledning i ett kombinerat system avleds vid bräddning även en viss del spillvatten till recipienten. Till bräddningen kommer en mindre volym som släpps ut vid s.k. nödavledning som sker från spillvattenpumpstationer vid driftstörningar.

Bräddning från det kombinerade systemet uppgick i genomsnitt åren 2003-2005 till 4,6 miljoner m³ varav 0,3 miljoner m³ (6,4 %) var spillvatten. De tre största bräddpunkterna är Kodammarnas spillvatten-pumpstation, Herkulesgatans spillvatten-pumpstation och Krokängsparkens bräddavlopp. Dessa står tillsammans för nästan hälften av den totalt bräddade volymen. Den största bräddpunkten är Kodammarnas spillvatten-pumpstation. 2005, som nederbördsmissigt var ett normalt år bräddade 1,2 miljoner m³ vid Kodammarna, dvs. ca 4 % av totala flödet som avleds via pumpstationen. Av den bräddade volymen var 140 000 m³ spillvatten, dvs. 11 %. Vid Kodammarna tillämpas idag kvalitetsstyrning, dvs. vid regn efter uppehållsväder avleds det mest förorenade dagvattnet (first flush) till Ryaverket.

Utöver bräddning på ledningsnätet bräddas enbart mekaniskt behandlat vatten vid mycket höga flöden vid Ryaverket (se Kapitel 3.3). Bräddvatten släpps ut till 20 vattendrag i 60 st. utsläppspunkter. Göta älv nedströms råvattenintaget vid Lärjeholm är den klart dominerande recipienten för bräddat avloppsvatten, men bräddning sker även till Säveån, Södra kustvattnet och Mölndalsån.

Nödavledning som sker från spillvattenpumpstationer uppgick 2005 till 11 000 m³. Målet är att inte nödavleda mer än 10 000 m³ per år och under 2001-2005 har nödavledningen legat strax över eller under målet samtliga år.

Avloppsledningsnätets totala längd (exkl. tunnlar) är 2 436 km fördelat på 972 km spillvattenledningar, 401 km kombinerade ledningar och 868 km dagvattenledningar. Därtill kommer 165 km tryckavloppsledning och 28 km ledning i lokala tryckavloppssystem.

Det finns 211 spillvattenpumpstationer i Göteborg inom avloppssystemet som är anslutet till Ryaverket. Dessutom finns fyra för enbart dagvatten som Göteborg Vatten hanterar.

Vägverket och Trafikkontoret har flera dagvattenpumpstationer. Av de 211 spillvattenpumpstationerna ligger 5 i områden med kombinerat ledningssystem, tre av dessa fungerar även som bräddavlopp försedda med pumpar.

Det finns 145 st. bräddavlopp i kombinerat system som avleder bräddvatten i 60 utloppspunkter.

Det finns 61 st. nödutlopp i duplikat system för att vid extremt höga flöden inte riskera källaröversvämningar. Utöver dessa finns nödutlopp i anslutning till i stort sett alla pumpstationerna och har som funktion att avleda avloppsvatten till recipient vid driftstörningar i pumpstationen så som strömavbrott eller pumphaveri.

Kranskommunerna Ale, Härryda, Kungälv, Mölndal och Partille är helt eller delvis anslutna till Ryaverket. I Tabell 3-2 anges antalet anslutna från de olika kommunerna.

Tabell 3-2. Anslutningar till Ryaverket (Gryaab, 2006).

Kommun	Anslutna personer	% av invånarantalet
Göteborg	480 000	99
Ale	14 500	55
Härryda	20 458	65
Kungälv	20 560	54
Mölndal	51 400	89
Partille	33 300	99

Kranskommunernas spillvattenledningslängd och totala yta som är anslutet till Ryaverket visas i Tabell 3-3. I kranskommunerna finns kombinerat ledningssystem enbart i en mindre del av Mölndal.

Tabell 3-3. Anslutna ytor och det till Ryaverket anslutna spillvattenledningsnätets längd för respektive kranskommun 2005.

Kommun	Total yta (ha)	Spillvattenledningslängd (km)
Göteborg	16 266	972
Ale	740,3	88
Härryda	1160	134
Kungälv	1437	151
Mölndal	2714	277
Partille	1440	155

Energi

Avloppssystemet förbrukar främst energi i form av elektricitet, drivmedel och värme.

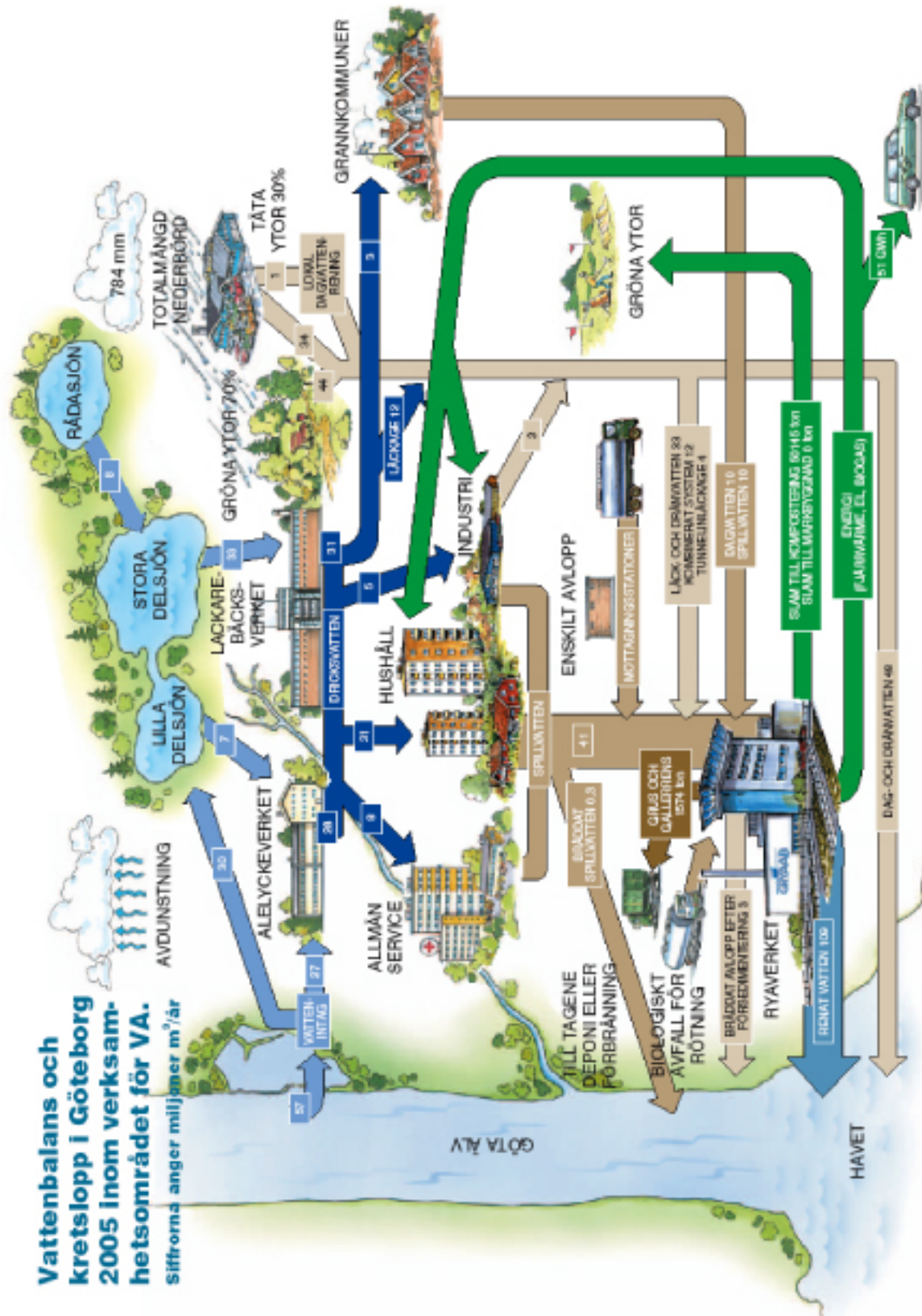
Elektricitet går främst åt till att pumpa avloppsvatten, för detta förbrukades 2005 inom Gö-

teborg 6,99 GWh/år. Av drivmedel, främst diesel, omräknat till energi förbrukas 842 MWh/år. Energiförbrukning i form av värme, för uppvärmning av lokaler är 794 MWh/år. Denna mängd energi förbrukades för att få 104 milj. m³ avloppsvatten transporterat till Ryaverket. Vid Ryaverket lyfts vattnet med hjälp av pumpar från tunneln upp till verket. Energin som går åt till detta är ca 9 GWh/år.

För att få en uppfattning om hur mycket energi som förbrukats för att få allt avloppsvatten till Ryaverket, alltså även avloppsvatten från kranskommunerna har förbrukningen antagits vara linjärt proportionell mot volymen avloppsvatten. Förbrukningen av energi i form av elektricitet blir då 7,92 GWh/år (0,066 kWh/m³).

Tillrinning, volymflöden, hydraulisk belastning

Vattenbalans för 2005 inom Göteborg Vattens verksamhetsområde presenteras i Figur 3-1. Vattenbalansen ger en översiktlig bild av hur dagens avloppssystem i Göteborg fungerar.



Figur 3-1. Vattenbalans 2005. (Kretsloppsnämnden, 2006).

3.2.3 Avloppsvattnets ursprung och kvalitet

Spillvatten

Spillvatten består av förorenat vatten från hushåll, industrier, serviceanläggningar och dylikt. Spillvattnets sammansättning är väl känd efter mångårig provtagning på inkommande vatten till Ryaverket.

I dagens avloppssystem görs ingen uppdelning mellan BDT-vatten och klosett-vatten. Redan i fastighetens avloppsstammar blandas de två fraktionerna. Det är dessa två fraktioner som tillsammans kallas hushållsspillvatten.

Industriavloppsvatten får inte negativt påverka ledningar, avloppsreningsverk och slamkvalitet. För att uppnå detta har vissa industrier egen reningsanläggning. En del industrier och verksamheter har särskilda kontrollprogram när verksamhetens omfattning eller karaktär motiverar detta, vilket ger Gryaab översikt över vad som kommer in till verket från dessa industrier och verksamheter.

Dränvatten

Dränvatten är grundvatten som avleds via dräneringsledningar till dagvattenledningar eller spillvattenförande ledningar, beroende på ledningssystemets utformning, funktion och höjdförhållanden på källare och ledningar.

Vid analyser av dränvatten från olika områdestyper i Göteborg visar resultaten genomgående på låga metallkoncentrationer dock är volymen dränvatten in till Ryaverket varje år betydligt större än volymen dagvatten vilket gör att mängden metaller från dränvatten inte är försumbara (Mattsson, 1999).

Dagvatten

Mätningar som gjorts visar mycket stora variationer i föroreningsgrad, främst beroende på hur lång torrperiod som föregått regnet, intensiteten på regnet och från vilken typ av ytor som avrinningen härstammar. Under ett avrinningstillfälle varierar föroreningsgraden avsevärt. Ofta är det ett tydligt högre föroreningsinnehåll i början av regntillfället med successivt avtagande halter ju längre regnet fortskrider.

Bräddvatten

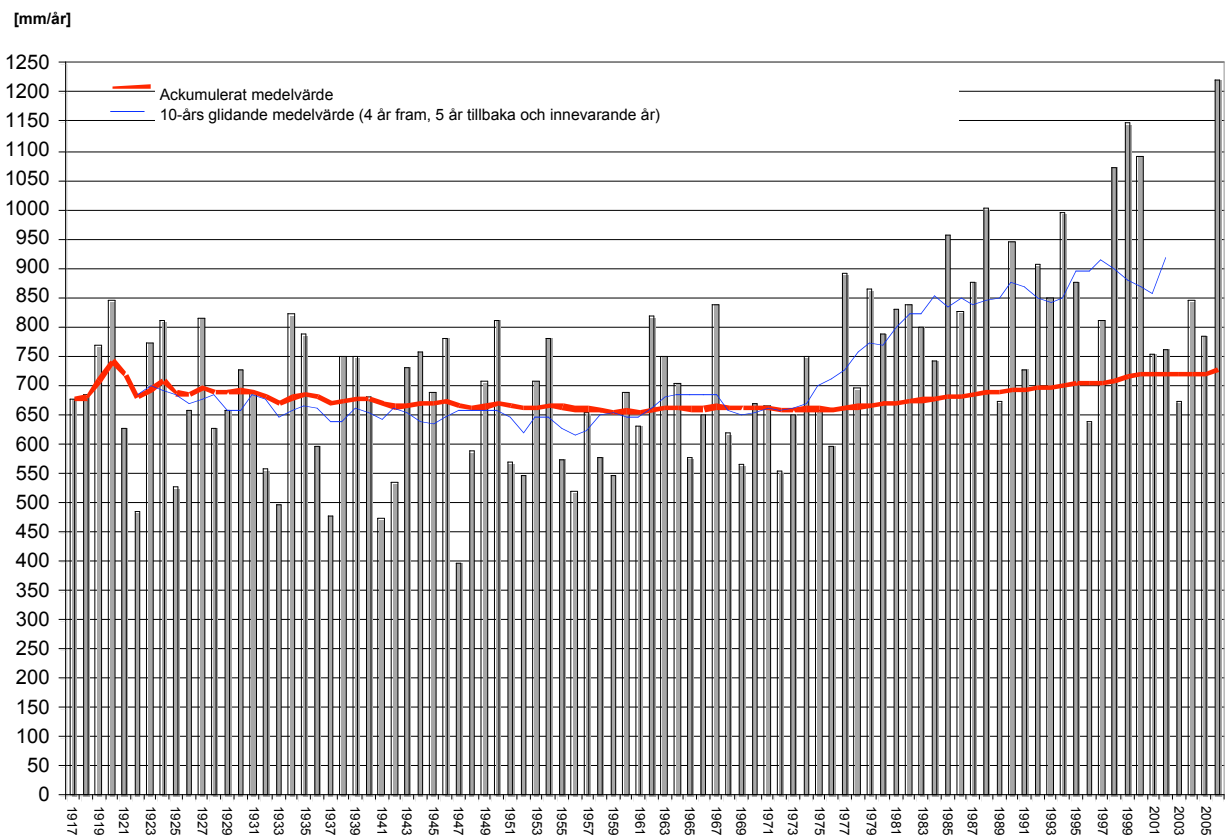
Bräddvatten är det vatten som avleds till recipient, direkt eller via dagvattenledning, från bräddavlopp i kombinerat system. Det innehåller alltså både spillvatten och dagvatten. Kvaliteten hos spillvatten varierar lite jämfört med hur kvaliteten på dagvatten varierar. Eftersom spillvattnet vid bräddningstillfällen är kraftigt utspädd med dagvatten blir bräddvattnets kvalitet till stor del beroende av dagvattnets kvalitet.

Kortvarig påverkan vid ett enstaka bräddtillfälle kan vara kritiskt för recipienter med liten vattenföring. Bräddningen kan också ge en markant påverkan på recipientens hygieniska status. Långsiktig påverkan på recipienterna är främst beroende av totalt utsläppta föroreningsmängder, mätt över en längre tidsperiod.

3.2.4 Nederbörd

Nederbörden påverkar i stor utsträckning avloppsledningssystemets funktion. Främst genom att nederbörden avleds från hårdgjorda ytor via kombinerade ledningar till Ryaverket men även genom att dräneringsvatten och inläckage ökar vid nederbörd. Göteborgs Vatten förfogar över åtta stationära nederbördsmätare. Den äldsta registrerande mätaren är mätaren vid Barlastplatsen som varit i drift i olika skepnader sedan 1917. Fem av mätarna registrerar nederbörden digitalt uppringt till Göteborg Vattens driftdatorsystem.

I Göteborg används 1926 års regnserie som normalår, total nederbörds volym var detta år 685 mm. De senaste åren har årsvolymen varit större än så. Figur 3-2 visar nederbörden i Göteborg sedan 1917.



Figur 3-2. Nederbörden i Göteborg 1917-2006.

3.2.5 Recipienter

Oavsett typ av avloppsvatten, spill-, dag- eller dränvatten, når vattnet så småningom ett vattendrag. Avloppssystemet måste utformas så att belastningen på varje enskild recipient inte överstiger vad som kan anses som acceptabelt utgående från recipientens tålighet, ekologiska system och önskvärd användning.

Göteborgs kommun avvattnas till vattendrag som i varierande utsträckning tillförs dag- och

dränvatten och i vissa fall, även av bräddvatten från kombinerat system och renat spillvatten. Nedan följer en presentation av de största och mest betydelsefulla recipienterna.

Göta älv

Göta älv är den dominerande recipienten för avloppssystemet i Göteborg. Göta älv är Sveriges största vattendrag med ett medelflöde på ca 550 m³/s. Medelflödet i den gren som passerar centrala Göteborg är ca 150 m³/s. Älvens Göteborgsgren utnyttjas som råvattentäkt för Göteborg med intag vid Lärjeholm (Göteborgs va-verk, 1993).

Älven och områdena längs älvstränderna nyttjas intensivt. Det finns inom Göteborg bl.a. industri- och hamnområden, bostadsområden, jordbruk, trafikleder mm. Älven utnyttjas för båttrafik, som recipient för dag- och bräddvatten samt nedströms Älvsborgsbron som recipient för renat avloppsvatten från Ryaverket. Också uppströms Göteborg påverkas älvvattnets kvalitet av bräddat och renat avloppsvatten. Under 2005 bräddade 3,2 miljoner m³ avloppsvatten varav 0,24 miljoner m³ spillvatten till Göta älv. Ca. 900 m³ spillvatten nödavlledes. (Göteborgs va-verk, 2006)

Kustvattnet

Kustvattnet sträcker sig inom Göteborg från Nordre älvs fjord i norr till Kullavik i söder. Bebyggelsen närmast havet består framförallt av blandad permanent- och fritidsbebyggelse. Direkt avledning via avloppssystemet till kustvattnet består av dagvatten och renat spillvatten från avloppsreningsverket på Donsö samt Kullavik i Kungsbacka kommun. Nödavledningen från Göteborgs avloppsledningsnät till kustvattnet var under 2005 8200 m³ spillvatten.

Säveån

Säveån genom Göteborg har ett årsmedelflöde på 18 m³/s och sträcker sig från Partillegränsen i östra Göteborg och mynnar i Göta älv vid Marieholm. Inom Göteborg utnyttjas marken på ömse sidor närmast ån för huvudsakligen industriändamål. Ett omfattande sportfiske förekommer i Säveån. Säveån utnyttjas som recipient både för dag- och bräddvatten. Uppströms Göteborg tillförs bl.a. dag- och bräddvatten från Partille samt dagvatten och renat spillvatten från bl.a. Lerum. Bräddning till Säveån från Göteborgs avloppsledningsnät uppgick 2005 till 870 000 m³ avloppsvatten varav 25 000 m³ spillvatten. Nödavledningen uppgick till 240 m³ spillvatten.

Mölnalsån-Gullbergsån

Mölnalsån-Gullbergsån har ett årsmedelflöde på 4 m³/s och sträcker sig inom Göteborg från Mölnalsgränsen i sydöstra Göteborg norrut till utlopp via Gullbergsån i Säveån och Göta älv. En mindre del av Mölnalsåns flöde passerar via Fattighusån genom stadens kanaler. Delsjöbäcken ansluter till Mölnalsån vid Liseberg. I området längs ån finns huvudsakligen industri- och kontorsfastigheter samt trafikleder. I Mölnalsån och Gullbergsån förekommer ett omfattande sportfiske. Mölnalsån-Gullbergsån är recipient för dag- och bräddvatten. Bräddning till Mölnalsån-Gullbergsån från Göteborgs avloppsledningsnät uppgick 2005 till 325 000 m³ avloppsvatten varav 12 000 m³ spillvatten.

Lärjeån

Lärjeån har ett årsmedelflöde på 1,5 m³/s och sträcker sig genom kommunens nord-västra del från gränsen mot Lerums kommun till utloppet i Göta älv, nedströms råvattenintaget vid Lärjeholm. Lärjeån är reservråvattentäkt för Göteborg, med intag vid Lärjedammen. Lärjeåns dalgång är trots sitt läge nära storstaden relativt opåverkad av stadsbebyggelsen. Områdena kring ån är populära strövområden. Ån har ett art- och individrikt djurliv. I västra delarna av avrinningsområdet avleds dagvatten till ån. Nödavledning till Lärjeån från Göteborgs avloppsledningsnät uppgick 2005 till 3800 m³ spillvatten.

Vallgraven och Hamnkanalen

Vallgraven och Hamnkanalen ansluter direkt till Göta älv, vars nivå genom tidvattenvariationer påverkar vattenomsättningen i kanalerna. Vidare sker avledning av ett delflöde från Mölndalsån till kanalerna via Fattighusån. Omgivningen utefter kanalerna utgörs av affärs- och kontorsfastigheter samt grönområde. Till kanalerna avleds dag- och bräddvatten med hög utspädningsgrad från delar av den omgivande ytan. Bräddning till Vallgraven och Hamnkanalen från Göteborgs avloppsledningsnät uppgick 2005 till 94 000 m³ avloppsvatten varav 3000 m³ spillvatten. Vattnet i Vallgraven och Hamnkanalen har tidigare varit av dålig kvalitet men i takt med minskade avloppspåverkan har nu kvaliteten förbättrats och är nu av god kvalitet (Mathiasson m.fl., 2004).

Kvillebäcken

Kvillebäcken har ett årsmedelflöde på 0,1 m³/s och avrinner från centrala delarna av Hisingen till Göta älv vars nivåvariationer påverkar vattenomsättningen. Närmast utloppet i Göta älv utgörs omgivningen av industrier, i övrigt huvudsakligen av jordbruksmark. Till Kvillebäcken avleds dagvatten samt bräddvatten med hög utspädningsgrad. Bräddning till Kvillebäcken från Göteborgs avloppsledningsnät uppgick 2005 till 106 000 m³ avloppsvatten varav 3000 m³ spillvatten. Nödav- ledningen var 135 m³ spillvatten.

Stora ån

Stora ån har ett årsmedelflöde på 0,2 m³/s och sträcker sig från Mölndalsgränsen i sydost till kustvattnet via havsviken Välen. Ån passerar förbi både industriområden och hårt trafikerade trafikleder. Dagvattentillförseln från hårdgjorda ytor är betydande jämfört med basflödet i vattendraget. Bräddning till Storaån från Göteborgs avloppsledningsnät uppgick 2005 till 1200 m³ avloppsvatten varav 2 m³ spillvatten.

3.3 Ryaverket

Ryaverket togs i drift 1972. Reningen var då måttlig ur dagens perspektiv. Verket byggdes för att minska utsläppet av suspenderat material och syreförbrukande ämnen. Verket har sedan byggts ut i flera etapper och är i dag en modern reningsanläggning som avskiljer organiskt material, fosfor och kväve.

Ryaverket är beläget på Hisingen, omedelbart väster om Älvsborgsbron. Ryaverkets tomt-

rätt är på knappt 8 ha. I norr begränsas den av vägar och järnväg och i väster och sydväst av Rya skog. En del av skogen utgör ett naturreservat. I övriga riktningar finns olika verksamheter varför Gryaab har varit tvingat att finna extremt arealsnåla lösningar för reningsprocesser. Detta har medfört lösningar som krävt extra pumpning och därmed något högre energiförbrukning. För framtiden har viss areal sydost om verket förvärvat.

3.3.1 Anslutning

I Göteborg, Mölndal och Partille är praktiskt taget all befolkning i tätorterna anslutna och i Ale, Härryda och Kungälv är de centrala delarna anslutna medan det i kommunernas mer avlägsna delar finns tätortsbebyggelse med avlopp som renas lokalt. Lerums kommun är inte ansluten men en anslutning är påbörjad som kan realiseras tidigast 2009.

Antalet anslutna personer är 622 000. Om vattenförbrukningen i industrier och verksamheter räknas om till personekvivalenter baserat på hushållens specifika vattenförbrukning (175 l/p,d) så blir detta 154 000 personekvivalenter. Den totala anslutningen blir då 776 000 personekvivalenter. Om belastningen på Ryaverket med organisk substans läggs till grund blir anslutningen väsentligt mindre 548 000 personekvivalenter. Detta är beräknat med den vanligen använda specifika bidraget på 70 g BOD/pe,d.

Den totala årstillrinningen till Ryaverket är i genomsnitt ca 120 milj. m³. Tillrinningen har under det senaste decenniet varierat mellan 100 milj. m³/år och 135 milj. m³/år. Variationerna är direkt kopplade till årsnederbörden. Tillskottsvattnet utgörs till en knapp femtedel av dagvatten från områden med kombinerade system. Övrigt tillskottsvatten utgörs av dräneringsvatten och inläckande vatten samt egenförbrukning vid drift och underhåll av vattenverk och ledningsnät.

Den spillvattenmängd som årligen avleds till Ryaverket har varit i det närmaste konstant under det senaste decenniet, runt 50 miljoner m³. Av detta kommer 40 milj. m³ från hushåll och ca 10 milj. m³ från verksamheter och industri. De verksamheter som bidrar mest är Volvo Personvagnar, Sahlgrenska sjukhuset, Östra sjukhuset och Renova.

3.3.2 Avloppsvattenbehandling

Ryaverkets reningsprocess består av en aktivslamanläggning med fördenitrifikation och fällning av fosfat med järnsalter. Kvävereningen sker genom att en delström av biologiskt renat vatten pumpas till en nitrifierande biobädd och sedan i retur till aktivslamanläggningen. Kapaciteten för Ryaverkets biologiska del är hydrauliskt begränsad till 10 m³/s. Den verkliga kapaciteten beror främst av det aktiva slammet sedimenteringsegenskaper och växlar mellan ca 6 och 10 m³/s. Ryaverket har nyligen kompletterats med en kemisk bräddvattenrening för att minska fosforutsläppen vid höga inkommande flöden.

Inkommande avloppstunnel till Ryaverket ligger 19 m under marknivå. Avloppsvattnet passerar först ett grovgaller, pumpas sedan upp till markytan där det silas genom fingaller och passerar ett sandfång innan det når det första egentliga reningssteget. Nedanstående processbeskrivning ansluter till Figur 3-3.

Det första reningssteget utgörs av försedimenteringsbassänger där nästan allt avsättbart material avskiljs och därmed samtidigt en betydande del av det organiska materialet. Normalt tillsätts järnsulfat före försedimenteringen. Järnsulfaten faller ut fosfaterna i avloppsvattnet. Det är dock enbart en mindre del av fosfor som avskiljs i försedimenteringen.

Det försedimenterade avloppsvattnet går sedan vidare till den biologiska behandlingen. Bassängerna för biologisk behandling är högre belägna varför avloppsvattnet efter försedimenteringen måste pumpas. Den biologiska processen innebär avskiljning av organisk substans, oxidation av kväve till nitrat-kväve och reduktion av nitratkvävet till kvävgas. Avloppsvattnet behandlas först i aktivtslambassängerna. (Aktivt slam är en suspenderad bakteriekultur som växer i former av flockar.) Aktivtslambassängens första del är inte luftad. Där oxideras organisk substans i avloppsvattnet med nitrat från nitrifikationssteget. Aktivtslambassängernas senare del är luftad och här fortsätter oxidationen av det nedbrytbara organiska materialet men nu med syre som oxidationsmedel. Efter aktivtslambassängerna går avloppsvattnet till sedimenteringsbassänger där aktivtslamflockarna avskiljs och pumpas i retur till aktivtslambassängens inloppsdel. Vattnet från sedimenteringsbassängerna delas i två flöden; det ena går till recipienten Göta älv, den andra till en biobädd för nitrifikation.

Biobädden är en betongkonstruktion som är fylld med plastmaterial över vilket avloppsvattnet strilas. På plastmaterialets yta växer bakterier. Bakterierna i biobädden omvandlar kvävet i avloppsvattnet till nitrat-kväve. Utloppsvattnet från biobädden leds tillbaka till aktivtslambassängen inloppsdel där sedan nitraterna reduceras till kvävgas (denitrifikation). Hur stor del av avloppsvattnet som pumpas till biobädden beror av tillrinningen och andra driftsförhållanden. Andelen växlar mellan 0 och 200 % av inkommande flöde; ju större recirkulation desto bättre kväveavskiljning.

Förutom järnsulfat för att fälla ut fosfor tillsätts etanol. Etanolen tillsätts till aktivtslambassängernas icke luftade del för att påskynda omvandlingen av nitrat till kvävgas.

Tillrinningen till Ryaverket är tidvis större än kapaciteten på den biologiska behandlingen. Därför har tidigare tillrinning utöver den biologiska delens kapacitet fått bräddas efter försedimenteringen. Ryaverket har nyligen kompletterats med en bräddvatten-reningsanläggning. Genom att förändra inloppet till försedimenterings-bassängerna och förbättra deras utformning kan man nu vid högflödessituationer genom extra kemikalietillsättning nå låga fosforhalter i allt vatten som avleds från Ryaverket.

3.3.3 Reningskrav, reningsresultat och pågående uppgradering

Utsläppta mängder från Ryaverket år 2005 var 909 ton organiskt material som BOD7, 45 ton fosfor och 1179 ton kväve.

Miljööverdomstolen har fastställt reningskrav för Ryaverket. För organiskt material som BOD7 gäller högst 10 mg/l som årsmedelvärde och gränsvärde. Till och med 2009 gäller för totalfosfor 0,4 mg/l per år som gränsvärde och som riktvärde 0,4 mg/l P per tremånadersperiod mars-maj och juli-augusti. För totalkväve gäller högst 10 mg/l som årsmedelvärde (=gränsvärde) och som riktvärde för kvartalsmedelvärden. Halter och procentuella renings-

grader framgår av Tabell 3-4. Villkoret för kväve överskrids marginellt.

Från och med 2008 gäller 0,4 mg P/l och från år 2010 som ett riktvärde på 0,3 mg P/l som årsmedelvärde samt tremånadersperioderna mars-maj och juni-augusti. Nuvarande anläggning bedöms inte kunna ge nödvändig säkerhetsmarginal för att uppfylla villkoren för kväve. Villkoren för fosfor bedöms ej heller kunna uppfyllas efter år 2007 utan komplettering av nuvarande anläggning. För att förbättra avskiljningen av fosfor kommer man att mikrosila det biologiskt renade vattnet. För att förbättra avskiljningen av kväve ska en delström av vattnet från biobädden renas ytterligare i en ny efterdenitrifikationsenhet. Med dessa åtgärder kan man sänka genomsnittlig fosforkoncentration i utgående vatten till ca 0,25 mg /l P och kvävekoncentrationen till ca 8 mg/l N.

Tabell 3-4. Koncentrationer i utgående vatten och reningseffekter vid Ryaverket år 2005, framtida krav från 2010, och förväntade koncentrationer efter verkets uppgradering.

	Konc. i utgående vatten, mg/l	Reningseffekt, %	Framtida krav som årsmedel, mg/l	Förväntad framtida koncentration, mg/l
Organiskt material, BOD ₇	8,1	94	10G	<10
Totalfosfor	0,40	91	0,4G (0,3*)	0,25
Totalkväve	10,5	62	10R	8

G = gränsvärde; R = riktvärde; * Från år 2010 gäller dessutom detta riktvärde för medelvärdet på årsbasis samt för tremånadersmedelvärden mars-maj och juni-augusti.

3.3.4 Slambehandling och disponering av restprodukter

Vid grov- och fingaller avskiljs trasor och annat skräp. Fingallret har en spaltvidd på två millimeter. Skräpet tvättas och pressas och transporteras sedan till Renovas förbränningsanläggning i Sävenäs. Avskiljd sand tvättas och avvattnas varefter den används som fyllnadsmaterial.

I försedimenteringsbassängerna avskiljs slampartiklar från avloppsvattnet. Vid den biologiska behandlingen avskiljs de slampartiklar i avloppsvattnet som passerat försedimenteringen liksom de utfällda fosforpartiklarna och löst organiskt material. Bakterierna i systemet tillväxer också. Nettotillväxten av slam i det biologiska steget tas ut som s.k. överskottsslam. Det slam som tas ut från vattenbehandlingen har en torrsubstanshalt (TS) på 1 - 2 %.

Slammen från de olika processtegen förtjockas så att TS ökar till ca 5 %, varefter slammet rötas. Vid rötningen bryts hälften av det organiska materialet ned och omvandlas till biogas. Biogasen har ett energiinnehåll på knappt 50 GWh. Gasen omhändertas av Göteborg Energi som har möjlighet att utnyttja den för el- och värmeproduktion med gasmotorer eller att rena den till fordonsgas.

Det rötade slammet, 14-15 000 ton torrsubstans per år, avvattnas med centrifuger och transporteras därefter bort av entreprenör för användning eller förädling. Efter avvattning är slammängden drygt 50 000 ton/år. Under senare år har huvuddelen av slammet använts för tillverkning av matjordsersättning.

Det finns också möjlighet att pumpa det rötade slammet till Syrhåla. Vid Syrhåla finns möjlighet att avvattna slammet och sedan transportera bort det för användning eller att deponera det i bergrum. Gryaab har tillstånd till utfyllnad av ett bergrum på 600 000 m³ varav ca 75 000 m³ hittills tagits i anspråk. Gryaab disponerar ytterligare ett bergrum på 800 000 m³ vid Syrhåla som, efter det att tillstånd inhämtats, kan utfyllas.

3.3.5 Slamkvalitet

Sedan Ryaverkets tillkomst har avloppsvattnets innehåll av oönskade ämnen minskat betydligt. Gryaab har bedrivit ett systematiskt arbete för att minska tillförseln av oönskade ämnen från anslutna verksamheter och aktivt informationsarbete riktat till brukarna av avloppssystemet. Av stor betydelse för utvecklingen har även varit central förbud och begränsningar mot användning av ämnen som kvicksilver, bly och kadmium. Detta har gjort att slamkvaliteten idag är av god kvalitet och uppfyller de haltvillkor som gäller för avsättning till jordbruksmark (Tabell 3-5). Även de haltgränsvärden som angivits i förslaget till ny slamförordning uppfylls. Metallhalterna som ligger närmast gränsvärdet är koppar (69 % av gränsvärdet) och zink (81 %). Tungmetaller diskuteras mer i Kapitel 4.7 och i detalj i Bilaga 12.

Tabell 3-5. Kvalitet på slam från Ryaverket år 2005

	Årsmedelvärde 2005 mg/kg torrsbstans	Haltgränsvärde* mg/kg torrsbstans
Bly	33	100
Kadmium	1,0	2 (1,7*)
Koppar	413	600
Krom	29	100
Kvicksilver	0,9	2,5 (1,8*)
Nickel	23	50
Silver	3,8	- (15*)
Tenn	18	- (35*)
Zink	644	800

*Värden inom parentes anger haltgränsvärden i Naturvårdsverkets förslag till ny förordning (Naturvårdsverket, 2002a).

3.3.6 Taxa

De avgifter de anslutna kommunerna betalar för Gryaab's tjänster uppgick 2005 till 185 Mkr vilket motsvarar 3,6 kr per m³ försålt dricksvatten som antas vara lika med mängden avlett spillvatten. För ett hushåll med en vattenförbrukning på 150 m³ innebär detta en årlig kostnad på 545 kr. I resultaträkningen svarar driftkostnaderna för 70 % av kostnaderna. Efter som Gryaab måste göra investeringar för ytterligare rening inom de närmaste åren kan man förvänta att kommunernas avgifter till Gryaab kommer att öka. Avgifterna till Gryaab utgör ca 30 % av Göteborgs va-taxa och är en ökande andel på grund av planerade investeringar.

3.4 Nulägesbeskrivning av hanteringen av bioavfall

I Göteborgs kommun finns sedan 1997 möjlighet för hushållen och verksamheter såsom restauranger, storkök och butiker att lämna biologiskt avfall, nedan kallat bioavfall, till central kompostering. Villahushåll och flerbostadshus kan också välja att kompostera lokalt. Det material som samlas in behandlas på Renovas komposteringsanläggning i Marieholm som producerar ett tiotal olika jordprodukter som används till bl.a. gräsmattor och planteringar av olika slag. Kommunen ansvarar för det avfall som uppstår från hushåll, restauranger, storkök och butiker. Nulägesbeskrivningen är främst inriktad på hanteringen av det bioavfall som kommunen ansvarar för inom Göteborgs kommun. Under rubriken 3.4.7 finns en översiktlig beskrivning av i vilken omfattning insamling av källsorterat bioavfall förekommer inom övriga kommuner inom Gryaabbs upptagningsområde och även av insamlingen av bioavfall från livsmedelsindustrin.

3.4.1 Avfallsabonnemang och insamling

I Göteborg finns ett antal system för insamling av biologiskt avfall, i huvudsak säckar och kärl, men även sopsug och molok (djupbehållarsystem) förekommer. Hushåll samt verksamheter med relativt torrt avfall lägger avfallet i sjuliters papperspåsar medan verksamheter med blötare avfall använder påsar och säckar av nedbrytbar plast. Detaljer beskrivs i Bilaga 11.

Att sortera ut biologiskt avfall är frivilligt men kunderna uppmuntras till sortering genom att taxan är lägst för hemkompostering och lämna restavfall, näst lägst för att lämna biologiskt avfall och restavfall och dyrast för att lämna blandat avfall. Biologiskt avfall hämtas en gång per vecka oavsett insamlingssystem. I Tabell 3-6 anges antalet hämtställen som har insamling av bioavfall och hemkompostering. Med hämtställe menas exempelvis en villa eller ett soprum. Som drivmedel för insamlingen användes 2005 diesel och biogas.

Tabell 3-6. Antal hämtställen med insamling av bioavfall och hemkompostering 2005

	Totalt antal hämtställen	Antal hämtställen med bioavfallsinsamling		Antal hämtställen med hemkompostering	
			% av totalt		% av totalt
Villa	42 616	7 324	17	15 322	36
Fritidsbostad	1 745	73	4	706	40
Flerbostadshus	10 126	3 829	38	enstaka	enstaka
Rest./stork./butik	4 197	1 075	26	-	-
Summa	58 684	12 301	21	-	-

Kommentar: Antalet hämtställen för villor stämmer inte överens med antalet villahushåll som finns i kommunens statistik. En förklaring kan vara att en del villor är tvåfamiljshus.

3.4.2 Mängder biologiskt avfall

Den mängd biologiskt avfall från Göteborgs kommun som vägdes in på Renovas komposteringsanläggning i Marieholm under 2005 var 6700 ton. Det finns ingen särredovisning på insamlade mängder från hushåll respektive restaurang, storkök och livsmedelshandel, men uppskattningsvis kommer ca 5000 ton från hushållen. I Tabell 3-7 visas även beräknade totala mängder som har gjorts med hjälp av uppgifter om invånarantal från SCB och följande nyckeltal:

- Bioavfall från hushåll: 93,6 kg biologiskt hushållsavfall genereras per person och år (Vikicevic m.fl., 2001).
- Avfall från restauranger och storkök + livsmedelshandel: 20 kg biologiskt avfall genereras per person och år (Naturvårdsverket, 2002b). Eftersom Göteborg har ett pendlingsöverskott är denna siffra troligen i underkant.

Mängden hemkomposterat material från villorna bygger på en uppskattning baserat på antalet kunder med egen kompost.

Tabell 3-7. Beräknade och insamlade mängder bioavfall i Göteborgs kommun.

	Total beräknad mängd (ton)	Insamlad mängd 2005 (ton)	Hemkomposterad mängd 2004 (ton)
Hushåll	45 000	6 700	3 000 - 4 000
Rest. + storkök + livsmedelshandel	9 500		-

Ett problem vid källsortering av biologiskt avfall är att för mycket felsorterat material kan ställa till problem i komposteringsprocessen. Innan bioavfallet hämtas utför entreprenören en okulär besiktning. Om avfallet inte godkänns lämnas en kvalitetsanmärkning och avfallet körs istället till förbränning. Det finns inga beräkningar på vilka mängder bioavfall som på detta sätt går till förbränning, men det rör sig inte om några betydande mängder.

3.4.3 Central kompostering

Renovas komposteringsanläggning i Marieholm tar emot biologiskt avfall från Göteborgs kommun, ett antal kringliggande kommuner samt från livsmedelsindustrier. Totalt behandlades ca 10 000 ton bioavfall under 2005.

Komposteringsprocessen bygger på strängkompostering med styrd luftning (inomhus) med efterföljande efterkompostering s.k. Ag-Bags (60 meter långa plastfodral) med styrd luftning (RVF, 2005).

Lättnedbrytbart biologiskt avfall tippas ned i en mottagningsbunker. En PC-styrd traverskran med skopa hämtar automatiskt bioavfall och strukturmateriale och förflyttar det till en mixer. Blandningsförhållandena är ca två delar biologiskt avfall och en del flis. Efter fem minuter satsvis blandning förs materialet via bandtransportör in i komposteringshallen. Komposteringen sker därefter i 2-3 meter höga strängar vilka läggs upp i hallen med hjälp av hjullastare. Materialet ventileras av ventilationsrör som läggs upp under strängarna.

Temperatur och syrehalt mäts i materialets porvolym och används för att styra luftningsintensiteten. Frånluften leds via en s.k. skrubber och vidare till ett biofilter. Efter cirka fyra veckor i hallen beräknas materialet ha uppnått tillräcklig nedbrytning och transporteras då ut med hjälp av hjullastare för efterkompostering i Ag-Bags i ca 90 dagar. När efterkomposteringen avslutats, siktas komposten för att få bort strukturmaterial och föroreningar som mestadels består av plast. Materialet lagras sedan utomhus under ytterligare en tid tills komposteringsprocessen är helt klar. Den färdiga komposten blandas sedan med ca 60 % sand, bark, torv och mineraljord till olika jordblandningar. Jordprodukterna säljs främst till stora fastighetsbolag som använder produkterna till jordförbättring och som matjordsersättning.

Genom att all luft till processen tas in via mottagningen skapas ett kraftigt undertryck i mottagningshallen. Även processhallen har undertryck för att förhindra luktproblem i omgivningen. Vatten som uppkommer från komposterings- och arbetsytor samlas i första hand upp i ett utjämningsmagasin och återförs till komposteringsprocessen. Förorenat vatten från anläggningen avleds till spillvattennätet. I Tabell 3-8 visas ungefärliga in- och utgående mängder vid Marieholm 2005 (Skruf, personlig kommunikation).

Tabell 3-8. Ungefärliga mängder in- och utgående material, komposteringsanläggning i Marieholm 2005.

Ingående material	Mängd, ton
Hushålls- och hushållsliknande biologiskt avfall Göteborgs kommun	6 700
Hushålls- och hushållsliknande biologiskt avfall andra kommuner + verksamhetsavfall	3 300
Strukturmaterial	5 400
Sand, bark, torv, jord	18 900
Utgående material	
Jordprodukter	23 100
Siktrest	3 700

Kvalitet kompost

Den rena komposten och de jordprodukter som tillverkas på Marieholm är idag inte certifierade och därför finns inga krav på analyser. En rad analyser av de olika produkterna görs emellertid om än inte med samma frekvens som för avloppsslam. I Tabell 3-9 redovisas medelvärdet av tre metallanalyser på ren kompost (innan inblandning av sand, bark, jord och mineraljord) gjorda under 2006 ställt mot riktvärdena för metaller i kompost som anges i Certifieringsregler för kompost, SPCR 152 (Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut, 2006). Analyserna visar att komposten klarar riktvärdena.

Tabell 3-9. Kvalitet på kompost från Marieholm år 2006

	Årsmedelvärde 2006 mg/kg TS	Riktvärde maximal halt, mg/kg Ts ¹⁾
Bly	42	100
Kadmium	0,5	1
Koppar	97	600 2)
Krom	25	100
Kvicksilver	0,08	1
Nickel	9	50
Zink	227	800 2)

¹⁾ Alla värden utom koppar och zink följer riktvärdena för jordförbättringsmedel enligt EU-blomman

²⁾ För koppar och zink tillämpas samma värden som för avloppsslam som får spridas på åkermark

3.4.4 Hemkompostering

I de villahushåll och flerbostadshus som komposterar sitt bioavfall själva används vanligtvis varmkomposter. Matavfall blandas med strömaterial i form av t.ex. träflis. Blandningsförhållandena bör vara två delar biologiskt avfall och en del flis, men detta varierar. Den färdiga komposten används som jordförbättring inom den egna fastigheten.

3.4.5 Rötning av fettavskiljarlam

Kommunen ansvarar även för insamling och behandling av slam från fettavskiljare vid storkök och restauranger. Detta slam hämtas med slamsugningsbil och körs till Gryaabes röttningsanläggning där det rötas tillsammans med avloppsslam. Under 2005 togs 3 800 ton fettavskiljarlam om hand från Göteborgs kommun.

3.4.6 Förbränning

Det bioavfall som inte sorteras ut går till Renovas förbränningsanläggning i Sävenäs tillsammans med annat brännbart avfall. Anläggningen har tre ugnar där energin i avfallet omvandlas till ånga i ångpannor. I två ångturbiner produceras elektricitet och genom mottryck i en mottryckskondensator tillvaratas värmeenergi som levereras till fjärrvärmenätet. Med hjälp av absorptionsvärmepumpar återvinns också värmen från rökgaserna och tillförs fjärrvärmenätet.

Rökgaserna efter förbränningen renas i tre steg. Först skiljs stoftbundna partiklar bort i ett elektrofilter. Därefter tvättas och kondenseras de sura gaserna i det våta reningssteget från ytterligare stoftpartiklar och sura gaser. Det tredje steget är ett textilt spärrfilter som tar bort i stort sett all dioxin och dessutom ser det till att halterna av svavel går ner från 200 mg/m³ till mindre än 50 mg/m³.

99 % av flygaskan från rökgaserna avskiljs och blandas med recirkulat från spärrfiltret och slam från vattenreningen till en stabil restprodukt. Flygaska och slaggrus transporteras med lastbil med släp till deponi. Renat processvatten från förbränningen leds till recipienten Sävån.

3.4.7 Hantering av bioavfall i övriga kommuner samt livsmedelsindustrier

I de kommuner utöver Göteborg som är anslutna till Ryaverket varierar systemen för insamling av biologiskt avfall idag. I Tabell 3-10 visas om insamling av biologiskt avfall förekommer. Där insamling förekommer körs avfallet till kompostering på Renovas anläggning i Marieholm.

Tabell 3-10. Insamling av biologiskt avfall i övriga kommuner 2006.

Kommun	Insamling av biologiskt avfall från hushåll	Insamling av biologiskt avfall från restauranger, storkök och butiker
Ale	Flerbostadshus (i begränsad omfattning)	Ja
Härryda	I begränsad omfattning	Ja
Kungälv	Planeras	Ja
Lerum	Nej	Ja
Mölnadal	Planeras	Ja
Partille	Flerbostadshus	Ja

Separat insamling av biologiskt avfall från livsmedelsindustri och livsmedelsberedning till kompostering eller rötning förekommer i varierande utsträckning. Dessa avfallsfraktioner faller inte under kommunernas monopol, utan tas om hand på en konkurren utsatt marknad. Även slam från fettavskiljare vid livsmedelsindustrier tas om hand på en konkurren utsatt marknad och körs vanligtvis till Gryaabs rötnin

4 Avlopps- och bioavfallssystemen och deras omvärld år 2050

Utformningen av hållbara va-system påverkas av omvärldsfaktorerna som kommer att ändras till 2050 och som i stort sett är okända idag. De diskussioner som förts i projektgruppen har lett fram till ett antal faktorer som ansetts vara viktiga för utvecklingen av krav på och möjligheter för utvecklingen av avlopps- och bioavfallssystemen. Faktorerna diskuteras vidare i de avsnitt som anges för respektive faktor nedan.

Ekonomi och konkurrenskraft (4.1)

Befolkningsutveckling och urbana strukturer (4.2)

Energitillgång och användning (4.3)

Transporter (4.4)

Vattenförbrukning (4.5)

Fosfortillgång (4.6 och 4.10)

Kemikaliehantering inkl. val av byggmaterial (4.7 och 4.8)

Klimatförändringar (4.9)

Livsmedelsproduktionens utveckling (4.10)

Underlagsmaterial från andra studier om framtida utvecklingen användes för faktorer där det fanns tillgängligt.

4.1 Målbilden

Faktorerna med den största påverkan på Avlopps- och bioavfallssystemens framtida möjligheter ansågs vara ekonomin, dvs. i vilken grad regionen är välmående i sig själv och även i förhållande till omvärlden, samt hur långt utvecklingen mot en hållbar resurshantering (inklusive energi) har kommit.

En tidig målsättning med systemstudien har varit att arbeta med flera framtidsscenarioer och deras inverkan på hållbara va-system. Studiens fokus är dock så bred att det har varit omöjligt att göra fördjupade analyser för varierande förutsättningar. Framtida utvecklingen har därför sammanfattats i en Målbild där sannolika tillståndet för ett flertal påverkande faktorer ur framtidsstudier antas följa en positiv utveckling. Samhället utvecklas hållbart, miljöproblemen är i stort sett lösta, energiomsättningen har minskats kraftigt och det används till stor del förnybara energibärare Tabell 4-1. I avsnitten nedan diskuteras den antagna utvecklingen av dessa faktorer.

Tabell 4-1. Målbilden för 2050 med avseende på befolkning, energi och närsalter. Värdena i tabellen motiveras eller refereras till i de följande avsnitten.

Parameter	Idag	2050
Befolkning i Gryaab-kommunerna	720 000	1 036 000
Energianvändning (kWh/p, år)	55 000	25 000
Andel förnybar energi i avlopps- och bioavfallssektorn	-	75 %
Kostnad för energi (normerat)	1	2
Gödselmedel med N, P och K (normerat pris)	1	1,5
Hushållens specifika vattenförbrukning (l/p,d)	175	110

Utöver denna positiva utveckling betraktas en framtida situation där några av de svårast nåbara målen inte har uppnåtts till 2050. Detta innebär huvudsakligen att alla försök att minska metallbelastningen i avloppsvattnet har misslyckats och att halterna av vissa metaller kommer att vara 2 till 5 gånger så höga jämfört med målbilden.

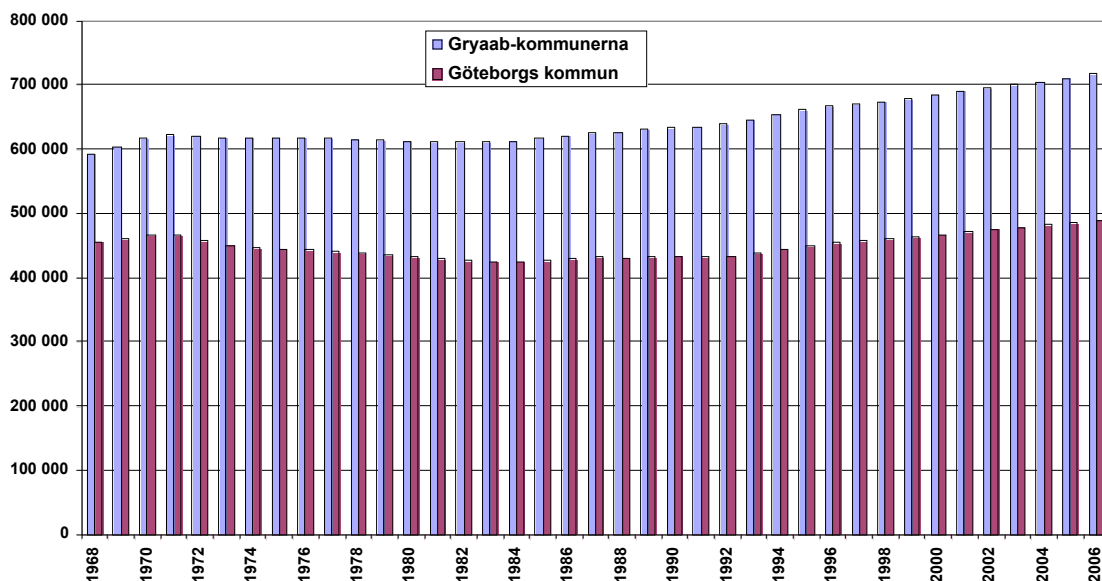
Bedömning: Eftersom Göteborg förutsätts fortsatt ha hög konkurrenskraft, men då kostnaderna för energi och transporter ökar avsevärt, kommer staden att förtätas så att transportbehovet minskar. Avvikelser från målbilden utvärderas inte med substansflödesanalys, men bedöms översiktligt som en känslighetsanalys.

4.2 Befolkning och bebyggelse

Gryaab-kommunernas befolkningstillväxt antas till ca 50 % fram till 2050, vilket innebär en ökning till 1,036 miljoner invånare. Regionen kommer också att växa geografiskt genom att Varberg, Borås och ”Trestadsregionen” Trollhättan, Uddevalla och Vänersborg kommer att ingå i den lokala arbetsmarknaden med ca 1,6 miljoner invånare. Befintliga strukturer kommer att användas i nyexploateringar, vilket talar för en förtätning och utvidgning av befintliga bebyggelsestråk. Göteborg attraherar befolkningen i tätorter på större avstånd från Göteborg än idag. Genom bättre kollektivtrafik kommer inte detta att innebära ökad energianvändning (Göteborg 2050, 2006; HUR 2050, 2006).

4.2.1 Befolkningen i Gryaab-kommunerna

Göteborgs Stad har ökat med drygt 50 000 invånare sedan mitten av åttiotalet och Gryaab-kommunerna med totalt 100 000 innevånare under samma tidsperiod (Figur 4-1). 2006 hade Göteborgs stad 490 000 innevånare och alla Gryaab-kommunerna 720 000 innevånare.



Figur 4-1. Befolkningsutvecklingen för Göteborg och ägarkommunerna till Gryaab (Ale, Göteborg, Härryda, Kungälv, Lerum, Mölndal och Partille). (HUR 2050, 2007)

Enligt statistiska centralbyråns demografiska rapport 2003:4 (SCB, 2003) antas att befolkning i Sverige mellan åren 2003-2050 kommer öka från 8,9 miljoner till 10,7 miljoner, dvs. med 20 %. Det kommer att finnas ett fortsatt tryck på att flytta till Göteborg och övriga Gryaab-kommuner. Befolkningen 2004 för Göteborgs Lokala ArbetsmarknadsRegion (LAR) var 850 000. Göteborgs LAR förväntas få en befolkning på 970 000 till år 2020 och 1 200 000 år 2050 (HUR 2050, 2006). I Göteborgs LAR ingår förutom Gryaab-kommuner också Kungsbacka, Öckerö, Stenungsund, Tjörn, Orust, Vårgårda, Bollebygd och Alingsås. År 2006 var Gryaab-kommunernas befolkningsandel av Göteborgs LAR 83 % och förväntas att öka till 86 % år 2050.

I Gryaab-kommunerna förväntas att anslutningsgraden till reningsverk år 2050 ökat från dagens 88 % till 96 % (Tabell 4-2). När också Lerum är ansluten till Ryaverket antas det inklusive befolkningsökningen i Lerum öka antalet anslutna personer med 40 000. Förutom Lerum beräknas enskilda fastigheter som inte är anslutna i nuläget att anslutas till Ryaverket samt att nya fastigheter byggs. För 2050 beräknas att anslutningsgraden uppgår till 96 %.

Tabell 4-2. Befolkningen inom Gryaab-kommunerna 2005-2050

	Befolkning	Anslutna till reningsverk	Anslutningsgrad
2006	717 495*	628 373**	88
2050	1 036 000	994 000	96

* Källa: SCB (2003) **Gryaab (2006)

Effekten av enskilda avlopp inom Gryaab-kommunerna försummas i denna studie, dels för att andelen kommer att minska till 2050, dels för att slammet från de enskilda avloppen hanteras tillsammans med övriga avloppsslammet. I beräkningarna antas därför att alla invånare är anslutna till reningsverken.

4.2.2 Fastigheter i Gryaab-kommunerna

Antalet fastigheter i Befintliga och Nya Göteborg är ett viktigt underlag för analyserna. Kända ingångsdata är antalet villor och flerbostadshus 2005. Alla flerbostadshus antas vara kopplade till ett avloppsreningsverk 2005. Det har antagits att 2,8 personer bor i en villa samt att 1,75 personer bor i varje lägenhet i flerbostadshusen. Detsamma för 2050. Under 45 år förväntas 50 % av flerbostadshusen ha stamreoverats. Dessa övergår då till flerbostadsbebyggelse i ”Nya” områdena. Fördelningen mellan flerbostadshus och villor var 2005 1:2. Samma andel antas gälla för bostadstillväxten. Befolkning som ej är anslutna till Ryaverket antas bo i villor i befintligt bestånd.

Tabell 4-3. Bostäder inom Gryaab-kommunerna som är kopplade till Ryaverket eller lokal anläggning 2005-2050.

	Nya Göteborg			Befintliga Göteborg	
	Ny bebyggelse		Stamreoveringar		
	Villa	Flerbostadshus		Villa	Flerbostadshus
2005	-	-	-	79 436*	231 380**
2050	94 262	109 714	114 952	63 837	114 952

* Bostadsbeståndsdata från SCB minus 30 073 villor som ej är kopplade till Ryaverket.

** Bostadsbeståndsdata från SCB

Tabell 4-4. Befolkning inom Gryaab-kommunerna som är kopplade till Ryaverket eller lokal anläggning 2005-2050. Omräknad av Tabell 4-3 med faktorn 1,75 för boende i lägenhet och 2,8 personer i villor.

	Nya Göteborg			Befintliga Göteborg		Summa
	Ny bebyggelse		Stamreoveringar			
	Villa	Flerbostadshus		Villa	Flerbostadshus	
2005	-	-	-	222 421	404 915	627 336
2050	263 933	191 812	200 969	178 744	200 969	1 036 427

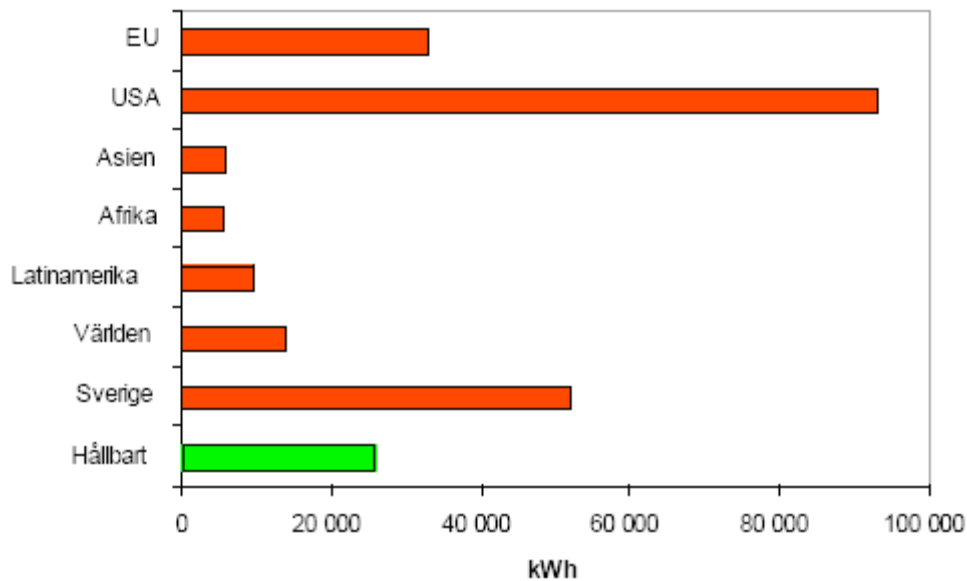
Bedömning: Befolkningsökningen i Gryaab-kommunerna kommer till mycket stor del att anslutas till det befintliga avloppssystemet med måttliga utvidgningar. Staden kommer att förtätas, det vill säga fler människor kommer att dela på kostnaderna för befintligt avloppssystem. Det befintliga Göteborg kommer att minska med en tredjedel främst genom stamreoveringar i flerbostadshus fram till år 2050, vilket innebär att nya tekniska lösningar inom fastigheterna för att hantera avloppsvattnet kan komma även äldre fastigheter till del.

4.3 Energi

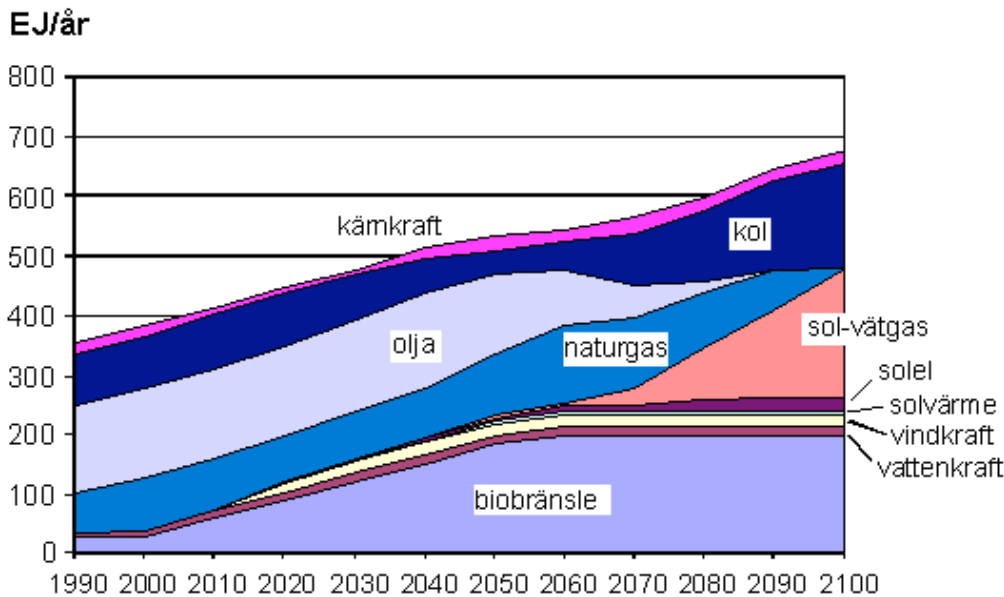
4.3.1 Utveckling av energisektorn

Idag använder svenska samhället 55 000 kWh/p, år vilket är mer än de 33 000 kWh/p år som utgör medelanvändningen inom EU, se figur nedan. Energiförsörjningen till Göteborg fördelar sig på fossila bränslen, 53 %, kärnkraft, 18 %, biomassa, 11 % samt vattenkraft, 18 %.

En hållbar energianvändning ligger omkring 25 000 kWh/p,år (HUR 2050, 2007). Andra forskare har t.ex. föreslagit ett kontinuerligt förbruk på 2000 W ("2000W-samhället") per person som hållbart, motsvarande 17 500 kWh/p,år (Imboden, 2000). I Göteborg innebär det att vi således måste mer än halvera vår per capita energianvändning under de närmaste 50 åren. Experter anser idag att jordens fossila energireserver i form av naturgas och olja börjar ta slut under senare halvan av 2000-talet (Figur 4-3). Det kan dock noteras att man i detta scenario i ett globalt perspektiv fortfarande har ca 50 % fossila bränslen år 2050, och att andelen kol därefter antas öka igen.



Figur 4-2. Nuvarande energianvändning jämfört med hållbar energianvändning (HUR 2050, 2007)



Med hjälp av globala energi-ekonomi-modeller har forskare vid avdelningen för fysisk resurst teori visat att det är tekniskt och ekonomiskt möjligt att genomföra kraftiga begränsningar av koldioxidutsläppen. Diagrammet visar ett exempel på hur det globala energisystemet skulle kunna utvecklas under nästa århundrade, under antagande att koldioxidutsläppen ska begränsas till en tredjedel av idag, samtidigt som världens BNP växer med en faktor 10 och därmed möjliggör en kraftig ekonomisk utveckling i u-länderna.
Bild: Christian Azar

Figur 4-3. Global energianvändning fördelat på energislag 1990-2100 (Azar, 2006)

Enligt oljekommissionen måste den fossila andelen minska avsevärt redan till 2020 för att begränsa växthuseffekten. Oljekommissionen var tillsatt av regeringen och bestod av experter inom politik, vetenskap och näringsliv. Kommissionen anger i sin rapport följande mål avseende energianvändningen i Sverige (Oljekommissionen, 2006).

”Det svenska samhället bör som helhet till 2020 kunna effektivisera sin energianvändning med ca 20 %...”

”Uppvärmning av bostäder och lokaler bör 2020 ske i princip helt utan olja.”

”Vägtransport, inkl. transporter inom sektorerna jord skog fiske och byggande, bör till 2020 minska sin användning av bensin och diesel med 40-50 %.”

”Industrin bör till 2020 minska sin oljeanvändning med 25-40 %.”

4.3.2 Val av energimixar i URWARE

I systemstudiens beräkningar har oljekommissionens rekommendationer används som riktlinje för energimixarna, dvs. användningen av energibärare för olika ändamål. De nyanseras dock för energianvändningen som är systemskiljande.

Antagandet av nära 100 % förnybara energibärare skulle ge en skev bild av verkligheten och

undervärdera energiförbrukningen, även om Sverige skulle vara helt fri från fossila bränslen 2050. Andra länder har sämre förutsättningar för att täcka sitt energibehov med biobränslen. Förnybara energibärare som inte används i Sverige kan exporteras och ersätta fossil energi utomlands. I modellen räknas därför med de antagna energimixarna för el, värme och fordonsbränsle för den andel av energiförbrukningen som är samma i alla systemalternativs bassystem. Skillnader mellan systemen i bassystemet samt det kompensatoriska systemet beräknas som huvudsakligen fossil energi. De antagna energimixarna för el, värme, och fordonsbränsle listas i Tabell 4-5.

Antaganden kring produktionen av el och värme för skillnader i bassystemet och för det kompensatoriska systemet har stor betydelse för utsläppen av växthusgaser (se diskussion och känslighetsanalys i Kapitel 7.3). Beräkningen utfördes med följande antaganden:

- Värme och el för skillnader mellan systemalternativ i bassystemet och för det kompensatoriska produceras med en modern naturgasdriven kraftvärme-anläggning, som nya Rya kraftvärmeverk.
- Värmen kan avsättas under 8 månader av året.

I en kraftvärmeanläggning produceras både el och värme; elen är den betydligt värdefullare produkten. För att få fram rättvisande verkningsgrader för el- och värmeproduktion i UR-WARE allokerades andelar av den insatta naturgasen till el- respektive värmeproduktion. 40 % av naturgasen allokeras i beräkningen för att producera värme, vilket ledde till en värmeverkningsgrad på 1,25. Den höga verkningsgraden för värmeproduktion ger ett relativt lågt värde av värmen i den kompensatoriska beräkningen. Elverkningsgrad sattes till 0,58, motsvarande ett modernt elkraftverk. Förklaringen finns i Bilaga 15.

Tabell 4-5. Antagna användningen av energibärare i systemstudien för el, värme, fordonsbränsle och tillverkning av kvävegödsel.

Energimix för beräkningen	Beskrivning
Elmix, bassystem (upp till nivån i sparsammaste systemalternativet).	Svensk medelelmix 2005*
Elmix, skillnader mellan systemen i bassystem.	Fossil energi "på marginalen". 58 % verkningsgrad.
Elmix, kompensatoriska systemet	Fossil energi "på marginalen", 58 % verkningsgrad.
Värmemix, bassystem (upp till nivån i sparsammaste systemalternativet).	Uppskattat värmemix för Göteborg, 60 % biomassa, 40 % avfallsförbränning (bara bioavfall-andelen tas hänsyn till).
Värmemix, skillnader mellan systemen i bassystem.	Rent fossilt, naturgas i effektiva kraft-värmeverk. Antagen verkningsgrad 1,25 då bara 40 % av den insatta gasen allokerades till värmeproduktion.
Värmemix, kompensatoriskt	Rent fossilt, naturgas, verkningsgrad 1,25.
Fordon, bassystem	25 % fossilt i form av naturgas, resten är biogas. Antagandet är i linje med oljekommissionens mål att sänka de antropogena växthusgasemissionerna med 60-80 till 2050.
Fordon, skillnader mellan systemen i bassystem.	Rent fossilt, naturgas
Fordon, kompensatoriskt	Rent fossilt, naturgas

* Svensk medelelmix 2050 definieras inte, men antas vara som 2005, alltså till största del icke-fossil.

Bedömning: Energiförsörjningen för Sverige kommer under den studerade perioden 2005-2050 att undergå stora förändringar. Avloppssystemens energibehov är inte någon stor del av Sveriges energibehov, men genom att Sveriges energibehov kommer att behöva minska med kanske upp till 50 % så kommer även avloppsvattensystemen att behöva bli så energieffektiva som möjligt. Ny teknik som kräver mycket energi kommer troligen inte att kunna accepteras.

4.4 Transporter

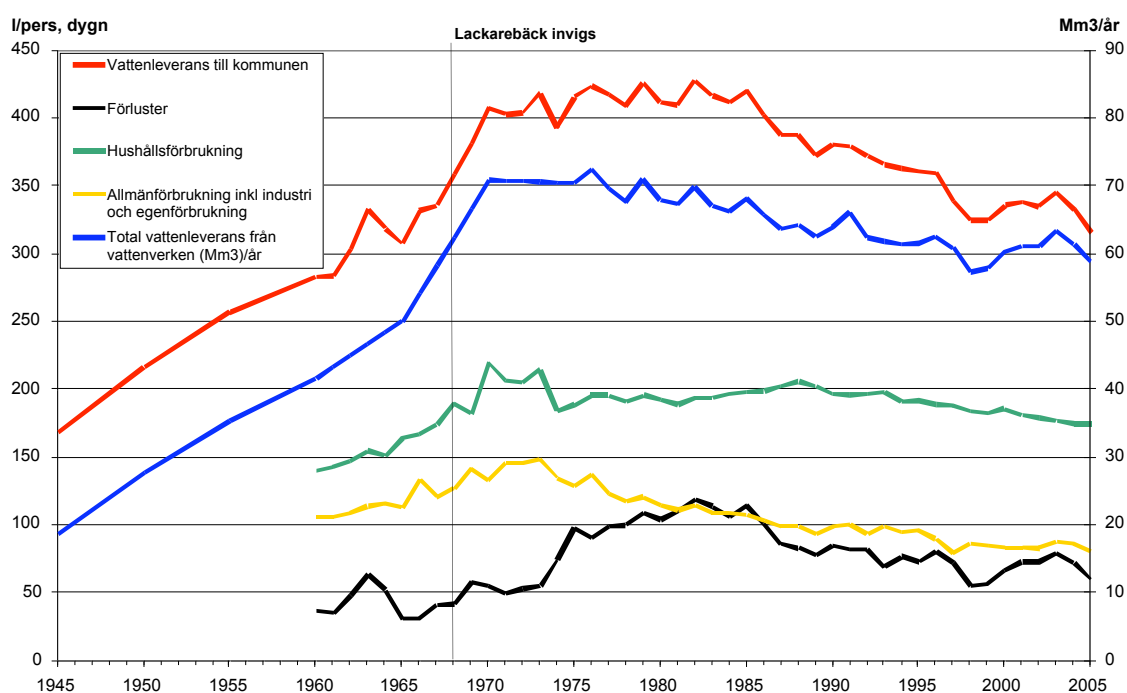
Göteborg kommer att förtätas, mer kollektivtrafik i de centrala delarna samt högre utnyttjande av befintliga kommunikationsstråk. De lokala persontransporterna måste minska sin energianvändning från dagens 7100 kWh/p år till 560 kWh/p år för att bli hållbara. Transportlängderna minskar men inte i samma utsträckning, från dagens 9300 personkilometer (pkm) till 5700 pkm. Tar vi med de långväga persontransporterna så ökar den totala transportlängden något jämfört med idag. Idag används totalt 10 300 kWh/p år för transporter, vilket måste minska till 3000 kWh/p år (Göteborg 2050, 2006).

I systemstudiens beräkningar ingår endast transporter med lastfordon. Det antas att dessa fordon 2050 är utrustade med hybridteknik. Hybridtekniken uppskattas ger en energibesparing på 20-25 % jämfört med dagens förbrukning (Oljekommissionen, 2006). I beräkningarna antogs en minskning av energiförbrukningen för sop- och lastbilar med 25 % samt för hjullastare och liknande fordon med 10 % jämförd URWAREs defaultvärden. Se också Kapitel 4.3 och Bilaga 2.

Bedömning: Persontransporterna måste ske med lägre energianvändning än idag för att klara energimålen, vilket också bör kunna bli möjligt genom förtätningen av bebyggelsen.

4.5 Vattenförbrukning

Mellan 1970 till mitten av 1980-talet var den totala vattenleveransen per person i Göteborg ungefär 420 l/person och dygn (Figur 4-4). I detta ingår förutom vatten till hushållen även vatten till allmänna anläggningar, industri och läckage. Genom minskat läckage och minskad förbrukning i industrin har vattenleveranserna nu sjunkit till drygt 300 l/person, dygn. De senaste 10 åren har även hushållen minskat förbrukningen och denna ligger nu på 175 l/person, dygn.



Figur 4-4. Vattenförbrukning i Göteborg 1945-2005 (Göteborg Vattens årsrapporter)

Den tillgängliga informationen om användning av vatten i Gryaab-kommunerna är begränsad till den försålda mängden vatten är till industrier och verksamheter samt till hushåll (Tabell 4-6).

Tabell 4-6. Såld vattenmängd till hushåll, industrier och verksamheter 2005.

Såld vattenmängd till:	l/p,d	Milj. m ³
Hushåll	175	40
Industrier och Verksamheter (inkl. WC och BDT)	45	10
Totalt	220	50

Det finns ingen information om hur vattenvolym till industrier och verksamheter används. Bedömningen är att 30 % av försåld vattenvolym till industrier och verksamheter är indu-

strispillvatten eller processvatten och resterande 70 % är BDT- och klosettwater. Hushållens vattenförbrukningen kan variera kraftigt mellan bostadsområden pga. deras karaktär, t.ex. villa jämfört med flerbostadshus eller flerbostadshusens ålder (Herrmann och Larsson, 1999). I systemstudien baseras därför uppskattningen av vattenanvändningen i hushållen på Göteborg Vattens förbrukningssiffra, uppdelat efter ändamål enligt kvalificerade gissningar och uppgifter från litteraturen.

För beräkningen av volymen klosettwater har det antagits 8,5 urinspolningar per person och dygn och 4 fekaliespolningar per person och dygn. Spolfrekvenserna bygger på en undersökning för Urware Input Vector (Jönsson m.fl., 2005). Dagens spolvolym antogs vara 4 liter för en urinspolning och 6 liter för en fekaliespolning. Men dagens spolvolym ger det 58 l/p,d. I äldre undersökningar anges värden för vatten till matlagning, 10 l/p,d (VAV, 1975) samt övrig vattenförbrukning till 20 l/p,d (Hult, 1998). Dessa antogs även för nuläget. BDT-vattnet har antagits vara resten för att komma upp i den försålda vattenvolymen (Tabell 4-6). Med dessa värden fås hushållens BDT-vattenavledning 2005 till 92 l/p,d. Det är i samma storleksordning som informationen från Halmstad-studien, där förbrukningen för personlig hygien, textiltvätt och disk beräknades vara i genomsnitt 75 l/p,d för villor och 100 l/p,d för flerbostadshus (Herrmann och Larsson, 1999).

Tabell 4-7. Antagen fördelning av försåld vattenmängd 2005 respektive 2050.

	2005: 622 000 p.		2050: 1036 000 p.	
	l/p,d	Milj m ³	l/p,d	Milj m ³
Klosettwater, hemma och verksamheter	58	13,2	33	12,5
Vatten till konsumtion & matlagning i hushållen*	10	2,3	7	2,6
Övrig förbrukning i hushållen: bevattning, biltvätt osv.**	20	4,5	14	5,3
Restpost: BDT-vatten, hemma och verksamheter***	119	27,0	83	31,5
Industrispillwater (exkl. klosett- och BDT-vatten)	13	3,0	8	3,0
Totalt	220	50	145	55

Understruken: kända siffror; normal formatering = antagen; kursivt; faller ut av antaganden.

* (VAV, 1975); ** (Hult, 1998); *** antagen att 77 % av BDT-vatten kommer från hushållen, och 23 % från verksamheter, enligt Jönsson m.fl. (2005).

Industrispillvattnet antas vara oförändrat trots att antalet industrier och verksamheter kommer att öka. Klosettwatervolymen minskar genom mer snålspolande toaletter, 2 l vid urinspolning och 4 l vid fekaliespolning. BDT-vattnet, vatten till matlagning och övrig vattenförbrukning antas minska med 30 % jämfört med 2005 genom att användningen blir mer effektiv.

Vattenförbrukningen i hushållen minskar med ovannämnda antaganden från nuvarande nivå på 175 l/p,d till omkring 110 l/p,d; detta kan synas optimistiskt eftersom den tidigare tendensen till minskad vattenförbrukning nu har planat ut. Å andra sidan har man en vattenkonsumtion i denna storleksordning i Tyskland och i Nederländerna, regionalt även under 100 l/p,d. Vattenförbrukningen i industrier och verksamheter (exkl. toalettspolvatten och BDT-vatten) antas oförändrad 2050 jämfört med 2005, även vid den förväntade befolkningsökningen. Egenförbrukningen antas proportionell mot vattenförbrukningen.

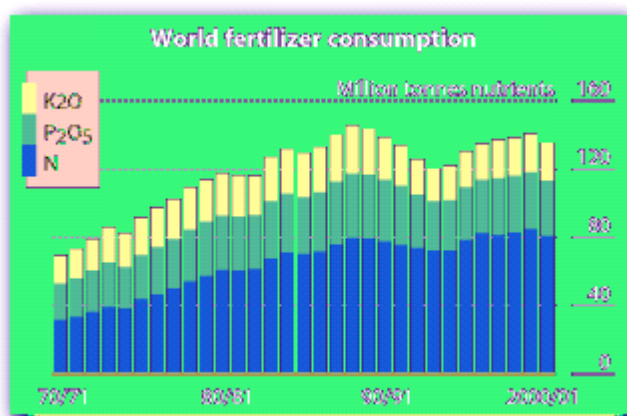
4.6 Näringsämnen

4.6.1 Näringsämnen globalt

Det bedöms att ingen allvarlig brist på de begränsade resurserna fosfor, kalium och svavel kommer att uppstå fram till år 2050. Priset på mineralgödsel förväntas dock att öka. Detta beror dels på att energikostnaden förväntas öka samt att råvaror blir dyrare. Mineralgödselindustrin förbrukar idag 2 % av energiförbrukningen globalt och av detta går största delen åt vid produktion av mineralgödsel i form av kväve. Efterfrågan på mineralgödsel har ökat globalt de senaste åren (Figur 4-5). Den största ökningen har skedd i Sydamerika och Asien. Med minskade resurser och ökad efterfrågan förväntas detta leda till högre priser på råvarorna som ingår i konstgödsel. Kostnaderna för NPK gödsel antas öka med 50 % till år 2050.

Det näringsämne för vilket reell brist först kan väntas uppstå är fosfor. Enligt U.S. Geological Survey (2006) är de globala reserverna av fosfor mineral ca 18 000 miljoner ton och reservbasen som inkluderar kända men idag inte brytvärda tillgångar, är uppskattad till ca 50 000 miljoner ton. Brytningen år 2006 var 145 000 ton. Med denna brytningstakt räcker reserverna ca 120 år. Med tanke på att jordens befolkning beräknas växa från 6,1 miljarder till ca 8,9 miljarder år 2050 med åtföljande behov av ökad jordbruksproduktion, så borde reservernas livslängd bli kortare och det är inte otroligt att de allt mindre lätt tillgängliga fosfortillgångarna kommer att avspeglas i högre priser.

En annan aspekt på brytningen av fosfor mineral är att de stora fosfor reserverna på jorden innehåller kadmium. Det genomsnittliga kadmiuminnehållet i sedimentära fosfor mineral är över 20 ppm vilket motsvarar 130 mg Cd/kg P (Heffer m.fl., 2006). Sverige importerar idag mineralgödsel fosfor; det finns dock mycket stora reserver i malmfälten. Anrikningssanden från LKAB:s gruva i Kiruna innehåller 50 000 ton P/år vilket är ca 3 ggr. den nuvarande årliga fosforgödslingen. Fosfor i anrikningssanden har därtill den fördelen att kadmiuminnehållet är mycket lågt (Naturvårdsverket, 2002a).



Figur 4-5. Konsumtionen av mineralgödsel mellan 1970 och 2000 (IFA, 2006).

Svavelreserverna i världen är mycket stora. I olja gas och sulfidmalmer finns ca 5 000 miljoner ton och i kol och tjärsand mm. 600 000 miljoner ton vilket kan ställas i relation till den årliga förbrukningen på 66 miljoner ton.

De globala kaliumreserverna är enligt U.S. Geological Survey (2006) 8 300 miljoner ton. De årliga konsumtionen är ca 30 miljoner ton. Utöver de lätt tillgängliga reserverna finns stora mängder i djupare lager i jordskorpan.

Kväve finns i obegränsade mängder i atmosfären. Att binda luftkväve till ammoniak i industriella processer kräver energi, drygt 10 kWh per kg N. Med ökande energipriser blir mineralgödselkväve dyrare och intresset för återföring från avloppsfraktioner borde öka.

Avloppsslammet från konventionella reningsverk innehåller mycket kol och är därför en bra källa för humus- eller mullbildning. I ”Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp” (Naturvårdsverket, 2002a) nämns att det är långsiktigt viktigt att återföra humusämnen, dock definieras inga nivåer eller krav. I denna studie har återföringen av mullbildande ämnen inte ingått i värderingen.

4.6.2 Näringsämnen i URWARE beräkningarna

Halten av näringsämnen i avloppsfraktioner och bioavfall år 2005 uppskattades med URWAREs defaultvärden (Jönsson m.fl., 2005). För år 2050 indexerades vissa halter i BDT- och dagvatten, där halterna antas minska. Minskningen sker i två steg, antingen 50 % eller 80 %, vilket innebär att en liten minskning inte syns och att en minskning omkring 50 % sätts till 50 %. Kväve- och fosforhalter i bad- disk och tvättvatten antas minska med 50 %. Också halterna av N, P och S i dag- och tillskottsvatten antas minska.

Tabell 4-8. Målbildens förändringar i mängden näringsämnen och organiskt kol i avloppsvatten och bioavfall från idag till 2050.

Substans	2005	2050				
	Index 100	Spillvattenfraktioner			Dag- och tillskottsvatten	Bioavfall
		BDT*	Urin	Fekalier		
N	100	50	100	100	50	100
Spillvatten: Ingen förändring av matvanor mm som påverkar N-belastningen. BDT-vatten bidrar med ca 10 % av N och här förväntas en minskning. Dagvatten: Lokal trafikbelastning minskar, bättre fordon, andra fordonsbränslen. Bioavfall: Ingen förändring av matvanor mm.						
P	100	50	100	100	20	100
Spillvatten: Ingen förändring av matvanor mm som påverkar P-belastningen. BDT-vatten bidrar med ca 30 % av P och här förväntas en minskning av P t.ex. genom P-fria tvättmedel. Dagvatten: Andra bränslen och minskad tillsats till fordonsbränsle. Bioavfall: Ingen förändring av matvanor mm.						
K	100	100	100	100	100	100
Spillvatten: Ingen förändring av matvanor mm som påverkar K-belastningen. BDT-vatten bidrar med ca 20 % av K, vilket innebär att ev. förändringar i BDT inte påverkar totalen i nämnvärd grad. Dagvatten: Inga förändringar som påverkar K i dagvatten förväntas. Bioavfall: Ingen förändring av matvanor mm.						
S	100	100	100	100	20	100
Spillvatten: Ingår i vår ämnesomsättning. Det finns inget som pekar på en stor förändring. Dagvatten: Renare luft på grund av minskad användning av fossila bränslen ger stor reduktion av S i regn och stoffnedfall. Bioavfall: Det finns inget som pekar på en stor förändring.						
COD	100	100	100	100	100	100
Spillvatten: Sammansättningen av födan är oförändrad, vilket innebär att kolinnehållet är detsamma som idag. Dagvatten: Med mindre andel bilburen persontransport bör COD i dagvatten minska något, dock inte med hälften. Bioavfall: Det finns inget som pekar på en stor förändring						

* bad, disk och tvättvatten.

Bedömning: Fram till 2050 förväntas P och N minska i BDT-vatten med 50 % och vi får också lägre halter i dag- och tillskottsvatten för P och N. I övrigt sker inga större förändringar, vilket innebär att urin, fekalier och bioavfall förväntas innehålla samma mängder av näringsämnena N, P, K och S som idag.

4.7 Metaller

Metaller i slam har diskuterats under lång tid. Orsaken härtill är att om mer metall tillförs jorden än vad som bortförs så kan det ske en ackumulering. Ofta används i dessa sammanhang beteckningen ”tungmetaller” vilket strikt är felaktigt eftersom en tungmetall är en metall med densitet över 4500 kg/m³. I begreppet tungmetaller ligger ofta underförstått att det gäller potentiellt toxiska metaller. Formellt är t.ex. järn en tungmetall. Element är en mer adekvat benämning eftersom t.ex. bor, arsenik och selen inte är metaller.

I detta avsnitt diskuteras kortfattat tillförsel, källor och utvecklingstendenser för de metaller som främst bedöms vara av intresse i samband med återföring av näringsämnen med slam. En utförligare redogörelse finns i Bilaga 12.

4.7.1 Nationella mål

För metalltillförsel uttalar Naturvårdsverket i aktionsplanen återföring av fosfor ur avlopp att ”Långsiktigt bör halter av ej essentiella metaller i jordbruksmarken inte öka, utan balans mellan bort- och tillförsel skall råda. Som första delmål bör halterna i åkermark inte fördubblas i högre takt än per 500 år senast år 2025.” Beträffande kadmium sägs särskilt ”Balans för kadmium på åkermark bör krävas generellt senast år 2025 utifrån regionalt eller lokalt underlag. Avloppsfraktioners bidrag till kadmiumintaget är dock mycket begränsat. Eftersom det finns andra avsevärt mer betydande åtgärdsalternativ för att minska befolkningens kadmiumintag än att ytterligare begränsa tillförseln till åkermark via avloppsfraktioner anser Naturvårdsverket att det behövs en samlad strategi för att begränsa befolkningens kadmiumintag.” (Naturvårdsverket, 2002a). Befolkningens intag av kadmium sker huvudsakligen via spannmålsprodukter. Kadmiumhalterna i spannmål varierar avsevärt och skall intaget av kadmium minskas är troligen den bästa strategin att systematiskt selektera de bästa spannmålskvaliteterna för humankonsumtion.

4.7.2 Vilka metaller bör uppmärksammas?

Många metaller har en biologisk funktion och är således essentiella för alla eller för en del organismer. Essentiella metaller kan i höga koncentrationer vara toxiska. Det finns också metaller som inte har någon känd biologisk funktion som bly, kadmium och kvicksilver. När slam tillförs mark kan metallerna ge effekter på markmikroorganismer, betande djur kan få i sig metallerna eftersom jord följer med det gräs som betas, metallerna kan ge toxiska effekter på växter, metallerna kan tas upp av växter och föras vidare till människor och djur.

Med de koncentrationer av metaller som finns i slam kan akuta effekter uteslutas. Vad som inte kan uteslutas vid upprepad, långvarig slam användning är att metallerna ackumuleras i mark och till slut når skadliga nivåer. För att ackumulation skall ske måste tillförseln med luftnedfall, slam, stallgödsel och andra gödningsmedel vara större än bortförslens med gröda och med perkolerande nederbörd. De metaller som enligt förordning (Naturvårdsverket, 1994) skall övervakas är Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb och Zn. I Bilaga 12 redovisas sammanställningar där halterna av olika metaller i Ryaverkets slam (Tabell 3-5) jämförs med halterna i mark. I bilagan redovisas också den tid det skulle ta innan koncentrationen i mark fördubblades under antagande av gödsling med slam efter grödans fosforbehov varje år och under antagande att ingen metall bortförs med gröda eller perkolerande nederbörd. Resultaten från dessa beräkningar visar att de metaller där fördubblingstiderna är 500 år eller kortare är guld, silver, koppar, kvicksilver antimon och zink. Närmast efter följer tenn och vismut med fördubblingstider på 550 respektive 760 år. Kadmium förekommer nu i så pass låga koncentrationer i Ryaverkets slam att fördubblingstiden är 2000 år. Det bör också noteras att man troligen sällan kommer att gödsla samma mark varje år varför de angivna tiderna i realiteten kommer att bli väsentligt längre. Man konstaterar att för Cr, Ni och Pb är koncentrationerna i slam så låga att ackumulation blir ytterst långsam och kanske ingen alls om hänsyn också tas till borttransport med gröda och perkolerande grundvatten. Anledningen till att dessa metaller skall övervakas torde vara att de har en bred användning i teknosfären och att de tidigare förekommit i höga koncentrationer.

Resonemanget ovan är starkt förenklat eftersom det är totalhalter av metaller som diskuteras. Det är inte totalhalten som främst är intressant utan den del som är biotillgänglig. Metaller är olika starkt bundna till markmaterialet. Hur metallerna är bundna är komplext och beror av markens geologi, pH, mullhalt med flera faktorer. Det är inte heller självklart att tillförsel av metaller alltid är negativt. Det finns jordar med kopparbrist och vid spannmålsodling där enbart mineralgödsel används kan det bli en negativ balans avseende en del essentiella metaller.

Utgångspunkten är att ackumulation av metaller i mark inte är önskvärd och nedan diskuteras slamkvalitet och möjligheter till kvalitetsförbättringar för de metaller där risken för ackumulation är störst. Därtill diskuteras kadmium och bly då dessa metaller tillsammans med kvicksilver sedan länge varit på ”svarta listan”.

Substansflödesanalysen i URWARE kan beräkna flöden av Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb och Zn. I bedömningen av systemalternativen ingick Cd och Cu som representerar tungmetaller med olika användningsområden, koncentrationer och toxicitet (se 2.3).

Kadmium

Tillförseln av kadmium till Ryaverket har fortlöpande minskat sedan verket togs i drift. Det allmänna kadmiumförbudet och strikt övervakning av industrier är en huvudorsak härtill. Minskning fortsätter fastän alla punktkällor av väsentlig betydelse är eliminerade. Det beror troligen på mindre luftnedfall och en successiv eliminering av den kadmium som är inbyggd i samhällskroppen. Tillförseln till Ryaverket ligger nu under 20 kg/år, varav drygt hälften bedöms komma från hushåll och annat sanitärt avloppsvatten och ca en fjärdedel från dagvatten och annat tillskottsvatten. Bidragen från punktkällor ligger på mellan 5-10 %. Halten i slam ligger på 0,9 mg/kg TS att jämföra med ett föreslaget haltgränsvärde på 1,7 mg/kg TS.

De senaste åren har minskningstakten i tillförsel varit 14 % per år. I vilken takt minskningen kommer att ske framöver är omöjligt att prediktera. I Bilaga 12 redovisas ett antal antaganden som gjorts. Baserat på dessa antaganden har det beräknats att det bör vara möjligt att uppnå de mycket stränga krav för tillförsel till åkermark som Naturvårdsverket föreslagit.

Silver

Silver har uppmärksammats först på senare år och därför ingår ej silver i det fastställda kontrollprogrammet för Ryaverket. Silver i slam har däremot ingått i Ryaverkets interna kontrollprogram sedan 1995. Tillförseln har under denna tid minskat med till en fjärdedel. Minskningen synes fortsätta. Källorna till silver är till stor del foto- och grafisk verksamhet. Det är med stor sannolikhet övergången till digital teknik som medfört de stora minskningarna. Halten i slam ligger nu under 4 mg/kg TS. Naturvårdsverkets förslag till haltgränsvärde är 15 mg/kg TS. Förslaget till haltgränsvärde för tillförsel till åkermark klaras redan i dag med god marginal.

Koppar

Tillförseln av koppar till Ryaverket har varit stort sett konstant 8-10 ton/år sedan verket togs i drift. De senaste åren har tillförseln legat på drygt 8 ton/år. Huvudkällan till koppar är korrosion av kopparinstallationer för renvatten som bedöms svara för mer än hälften av tillförseln. Koppar från industrier är försumbart. Tillskottet från dagvatten och annat tillskottsvatten är svårt att uppskatta, det bedöms uppgå till mellan 10 och 20 %. En förutsättning för en väsentlig minskning av koppartillförseln är att kopparrör inte används i ny bebyggelse och vid stamreoveringar i befintlig bebyggelse. Olika åtgärder för att minska dagvattenrelaterad koppartillförsel behövs även, se Bilaga 17.

Kopparkoncentrationen i slam från Ryaverket ligger redan i dag under det haltgränsvärde som är angivet i Naturvårdsverkets förordningsförslag.

Kvicksilver

Kvicksilvertillförseln till Ryaverket har minskat kraftigt och är nu nere i ca 15 kg/år. Tendensen är fortsatt minskande. Huvudkällan till kvicksilver bedöms vara utsläpp från tandläkarmottagningar och läckage från befolkningens tandamalgam. Tandamalgam är under avveckling och inom en generation borde dessa källor vara borta. En industri (Eka Chemicals) bidrar med ca 1 kg/år. Kvicksilveranvändningen vid Eka är under avveckling. Det finns indikationer på att det kan finnas kvicksilver i ledningssediment.

Kvicksilverhalten i Ryaverkets slam ligger nu på ca 0,7 mg/kg TS att jämföra med ett föreslaget haltgränsvärde på 1,7 mg/kg TS. Även föreslaget gränsvärde för tillförsel till mark kan innehållas med god marginal med nuvarande kvalitet.

Zink

Även tillförseln av zink till Ryaverket har minskat men verkar nu ha plant ut på en nivå runt 10 ton/år. Omkring en fjärdedel av zinken kommer från mat. Zink från hushåll utgör nästan hälften av tillförseln till Ryaverket. Zink är en metall som naturligt förekommer i relativt höga koncentrationer och zink har en mycket bred användning i samhället. Såväl dagvatten som annat tillskottsvatten ger väsentliga bidrag. Det torde främst vara åtgärder mot dagvatten i områden med kombinerat system som kan minska tillförseln av zink.

Zinkhalten i Ryaverkets slam ligger på ca 600 mg/kg TS att jämföra med ett föreslaget haltgränsvärde på 800 mg/kg TS. Föreslaget gränsvärde för tillförsel till åkermark underskrids redan idag.

Bly

Blytillförseln till Ryaverket har varit stadigt sjunkande sedan blyad bensin avvecklats. Tendensen är fortsatt sjunkande och tillförseln ligger nu på ca 500 kg/år. Den väsentligaste blykällan idag bedöms vara allt det bly som finns ackumulerat i mark i den urbana miljön. Detta bly eroderas och når avloppsvattnet via olika vägar; med dagvatten och vid tvätt och rengöring av bostäder, kläder, hårtvätt etc. Blytillförseln kommer troligen att fortsätta avklinga men vi kommer att se påverkan från tidigare blyutsläpp lång tid framöver.

Blykoncentrationen i slam från Ryaverket ligger på under hälften av haltgränsvärdet i förslaget till ny slamförordning. Det föreslagna värdet på maximal årlig tillförsel till åkermark klarar man redan idag. Marginalen är måttlig initialt men kommer att successivt bli större allteftersom kvaliteten förbättras enligt antagandena ovan.

Övriga metaller

Av övriga metaller är det antimon och tenn samt kanske även vismut som förtjänar uppmärksamhet. Underlag för bedömningar av tillförselkällor saknas här. Ryaverket har nyligen tagit upp tenn i kontrollprogrammet. Naturvårdsverkets har föreslagit ett haltgränsvärde för tenn. Slammet från Ryaverket ligger på ungefär halva denna nivå. Data på intag av tenn med föda indikerar att huvuddelen av tennet kommer från mat.

4.7.3 Metaller i bioavfall

Det har gjorts betydligt färre studier av bioavfallens sammansättning jämfört med avloppsvatten och reningsverksslam. Därför är underlaget osäkert när det gäller att peka ut vilka metaller som speciellt bör uppmärksammas i bioavfall jämfört med avloppsvatten och slam. De metaller som oftast har analyserats i bioavfall är desamma som för slam, d.v.s. Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni och Zn. Dessa parametrar är inte utvalda speciellt för bioavfall, utan urvalet har gjorts under 1980-talet för att dessa metaller har ansetts intressanta att följa i framför allt slam. Detta har sedan flyttats över till bioavfall, kompost och rötrest. I avfall Sveriges certifieringssystem för kompost och rötrest krävs att de sju metallerna ovan ska analyseras och ofta är det även inskrivet i tillstånden för en behandlingsanläggning att analysera dessa sju metaller.

Den metall som livsmedelsindustrin tenderar att prioritera högst i behandlat bioavfall är kadmium. Orsaken till detta är flera: kadmium har en känd hälsopåverkan på människan; kadmiumhalten i åkermark i vissa områden är jämförelsevis hög och upptaget till framför allt höstvetete gör att mjöl får ett förhållandevis högt kadmiuminnehåll. All tillförsel av kadmium via gödselmedel är därför kritisk.

Hur innehållet av metaller i bioavfall har förändrats över lång tid, oberoende av insamlingssystem, saknas till stor del data för. Eftersom källsortering är en relativt ny företeelse har det inte funnits något utsorterat bioavfall att analysera förrän i början av nittio-talet. En jämförelse över tid görs dock i Tabell 4-9. Jämförelsen visar en kraftigt avtagande trend från 1980-talets slut och fram till början av 2000-talet. De tidiga proverna är dock baserade på insamling av osorterat avfall från hushåll och verksamheter som sedan sorterades maskinellt vid anläggningen. Minskningen av metaller i bioavfall kan till stor del tillskrivas införandet av källsortering, men även riktade kampanjer mot vissa metaller i samhället såsom Pb och Hg har bidragit till minskningen. Från jämförelsen mellan de tidiga och sena proverna kan slutsatsen dras att källsorterande insamlingssystem för bioavfall ger ett väsentligt renare bioavfall än om sorteringen sker vid behandlingsanläggningen.

Tabell 4-9. Halter av metaller i bioavfall från hushåll och jämförligt verksamhetsavfall (mg/kg ts) för åren 1983-89, 1991-92 och 1997-2002.

Metall	1983-89 ^{a)}	1991-92 ^{b)}	1997-2002 ^{c)}
Pb	300	38	4
Cd	2	0,7	0,14
Hg	2	0,4	0,021
Cu	280	44	20
Cr	21	13	7,5
Ni	20	9,9	3,9
Zn	750	173	47

a) Nordberg, ej publicerat material. Sorterat efter insamling av blandat avfall.

b) Naturvårdsverket, 1993. Källsorterat.

c) Sammanställt från olika källor i Jönson m. fl., 2005. Källsorterat.

Beräknar man metallhalterna i bioavfall per kg fosfor blir koncentrationerna ungefär desamma som i slam eftersom fosfor innehållet i bioavfall är väsentligt lägre än i slam.

De flesta metaller förekommer naturligt i våra jordar och tas upp av vegetabilier och av djur via deras föda och hamnar således i livsmedlen. Andra källor till metaller i bioavfall är våt och torr deposition samt felsorterat avfall av annat slag som innehåller metaller. Inslag av andra avfallsslag i bioavfallet kan leda till stort genomslag i kvaliteten på det behandlade bioavfallet. Specifika källor till förhöjda metallhalter är svåra att spåra utan orsakerna ligger spridda i hela hanteringskedjan (dvs. felsortering, misstag vid hämtning, transport, avlastning etc.) Renhetsgraden är beroende av hur bra information som delges hushållen, hur effektiva hushållen är att sortera avfallet korrekt och införandet av pedagogiskt riktiga system för insamling. Uppskattningen är att de förändringar som kan uppstå i framtiden vad avser metaller i bioavfall är marginella jämfört med dagens nivåer om sortering och insamling i framtiden kommer att efterlikna dagens system.

4.7.4 Metaller i URWARE beräkningarna

I Tabell 4-10 är sammanfattat de bedömningar som är gjorda i Bilaga 12 av tillförsel till Ryaverket av metaller från olika källor. Utgångspunkt har varit analysdata ifrån Göteborg som gör det möjligt att uppskatta den totala tillförseln. Denna mängd (kg/år) har sedan med hjälp av främst litteraturdata fördelats mellan källorna som listas i Tabell 4-10. Beräkningen i URWARE kräver att också tillskottsvatten spaltas upp i dagvatten, inläckage, dränvatten och vattenverksslam. Halter i dagvatten och vattenverksslam finns uppskattade. Resterande metaller tillskrevs dränvattnet, medan metaller i inläckage sattes som noll (Tabell 5 i Bilaga 2). Antagandet är acceptabelt för att alla fraktioner av tillskottsvattnet tar samma väg genom systemet. Metaller i bioavfall är beräknade med hjälp av URWARE defaultvärden (Tabell 6 i Bilaga 2).

Tabell 4-10. Nuvarande tillförsel av metaller från källorna (g/person,år).

Metall	Läge	Urin	Fekalier	BDT	Tillskott.	Industri	Sum Avlopp	Bioavfall*
Cd	2005	0,000	0,004	0,0156	0,008	0,0024	0,030	0,004
Cu	2005	0,0	0,4	9,61	2,73	0,16	12,9	0,476
Hg	2005	0,0003	0,0033	0,0148	0,0074	0,0016	0,027	0,0006
Pb	2005	0,00	0,01	0,43	0,32	0,05	0,80	0,113
Zn	2005	0,1	3,9	4,56	5,8	0,64	15,0	1,317

* Inkluderar flödena från hushåll, restauranger, storkök och butiker som går till central behandling, hemkompostering och förbränning.

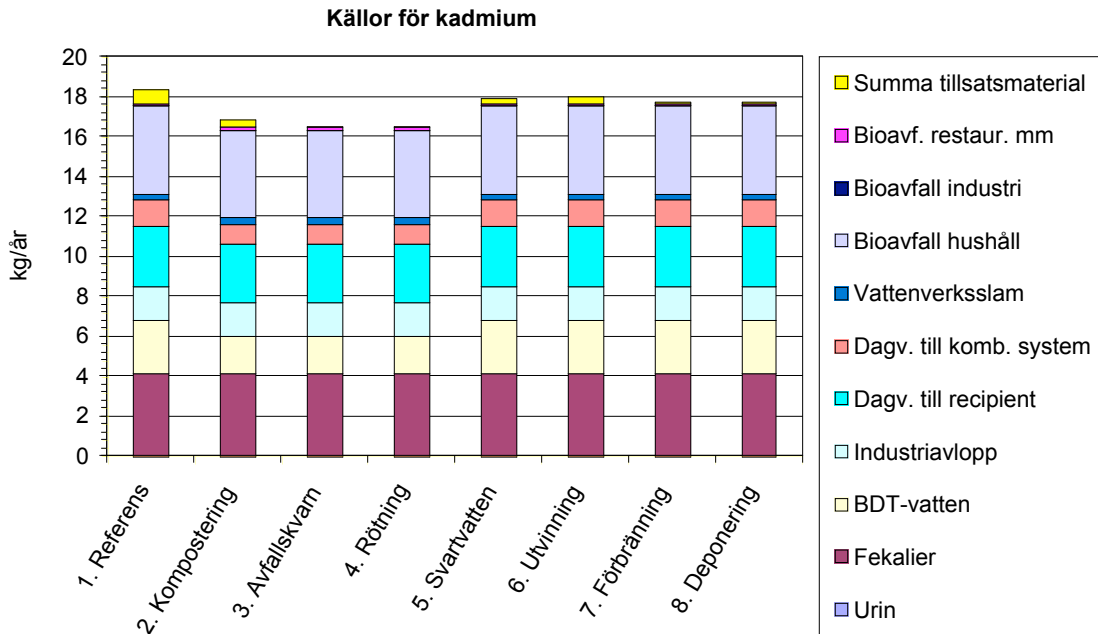
När framtida tillförsel av metaller skall bedömas är det många osäkerheter. Projektgruppen har därför valt att schablonisera den framtida per capita tillförseln till 100, 50 eller 20 % av dagens tillförsel. De nivåer som använts vid simuleringarna framgår av Tabell 4-11.

Tabell 4-11. Målbildens förändringar i mängden av tungmetaller i avloppsvatten och bioavfall från idag till 2050.

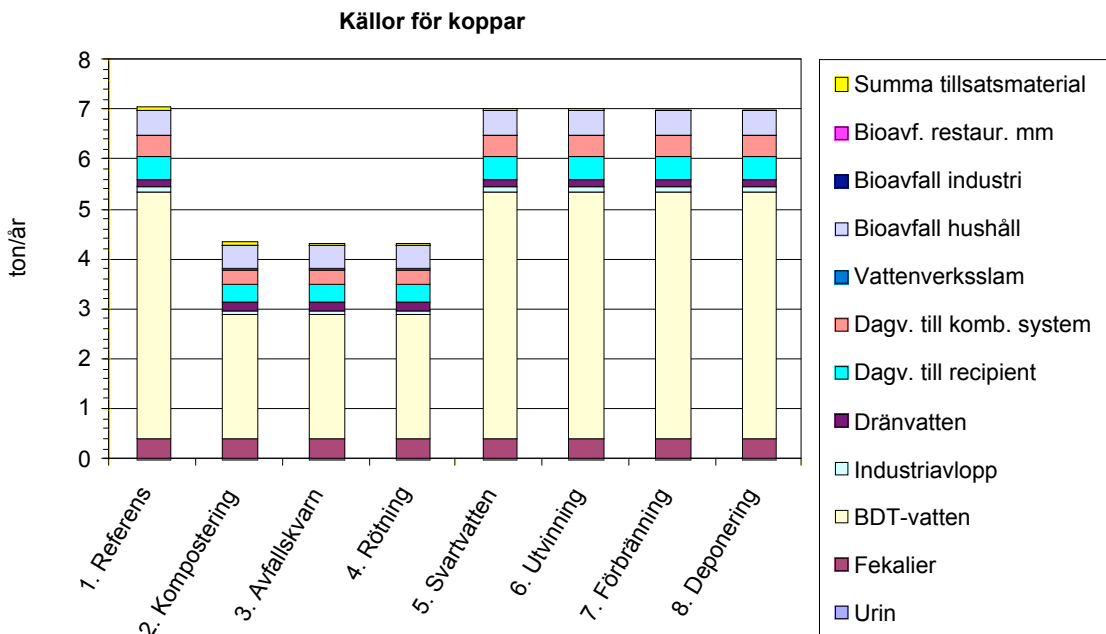
Substans	2005	2050					Tillskottsvatten inkl dagvatten	Bioavfall
	Index	Spillvattenfraktioner						
		BDT	Urin	Fekalier	Industri			
Cd	100	20/14*	100	100	20	20/17*	100	
Cu	100	50/25*	100	100	50	20/14*	100	
Hg	100	20	20	20	20	20	100	
Pb	100	20	100	100	50	20	100	
Zn	100	50	100	100	50	50/25*	100	

* Ytterligare minskning genom källkontrollåtgärder som antas genomföras i systemstudien (avsnitt 5.2.1). De udda siffrorna beror på en 30 % respektive 50 % minskning respektive referensalternativet. För tillskottsvatten spelar också den relativa fördelningen mellan dagvatten, och fraktionerna inläckage, dränvatten och vattenverkslam in; en minskning genom källkontrollåtgärder antogs endast ske i dagvattnet.

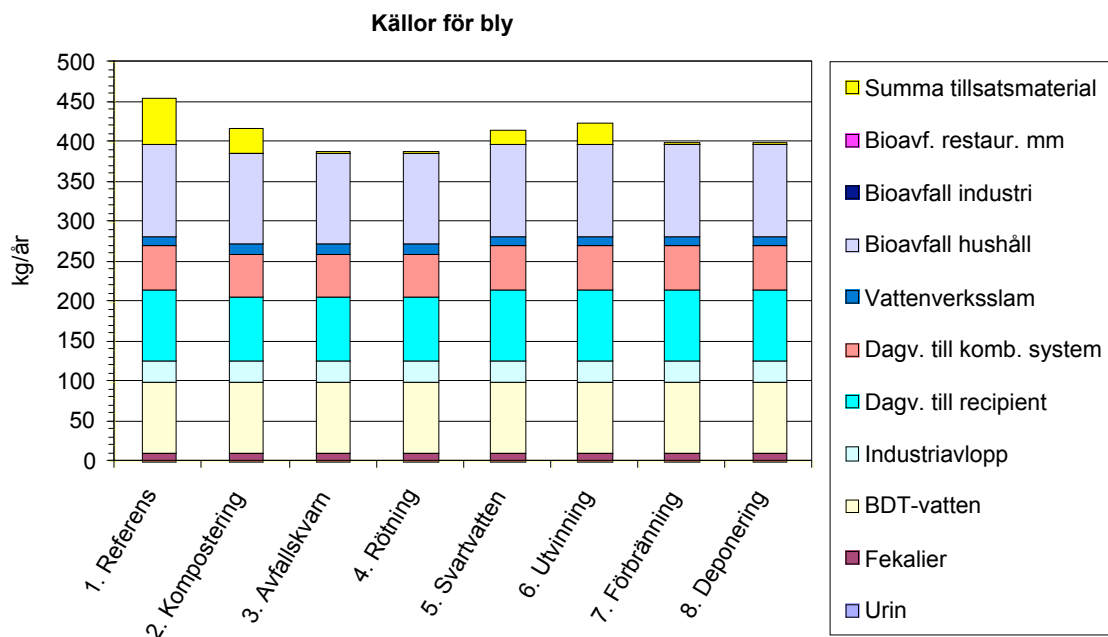
Metallkällorna som användes som indata till beräkningarna illustreras nedan för kadmium (Figur 4-6), koppar (Figur 4-7), bly (Figur 4-8) och zink (Figur 4-9):



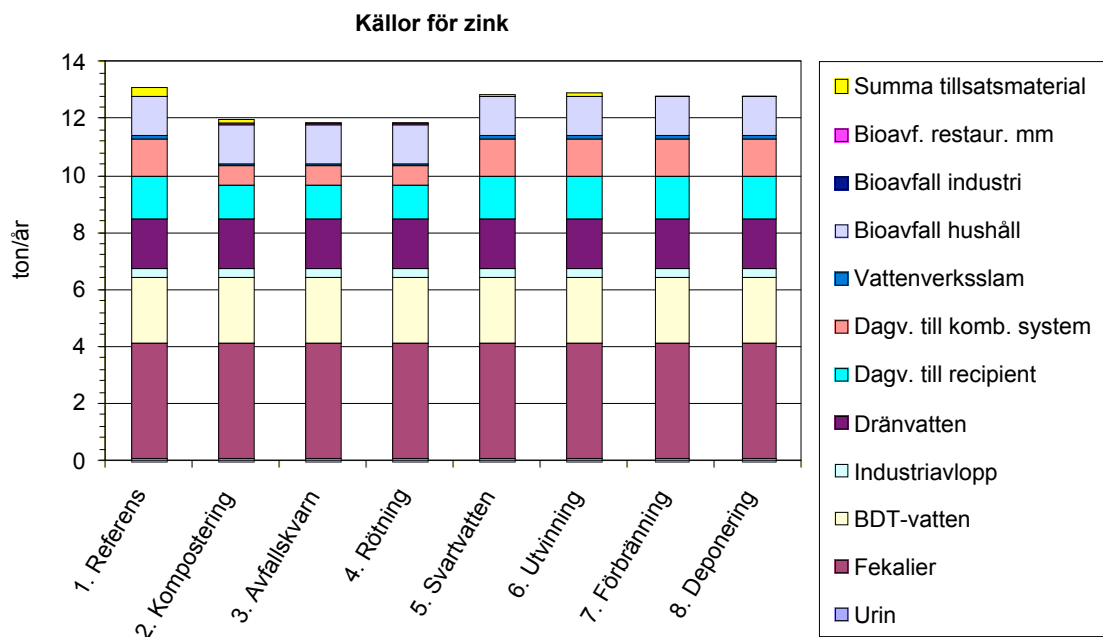
Figur 4-6. Källor för kadmium i URWARE beräkningarna samt i dagvatten som leds direkt till recipient.



Figur 4-7. Källor för koppar i URWARE beräkningarna samt i dagvatten som leds direkt till recipient.



Figur 4-8. Källor för bly i URWARE beräkningarna samt i dagvatten som leds direkt till recipient.



Figur 4-9. Källor för zink i URWARE beräkningarna samt i dagvatten som leds direkt till recipient.

Bedömning: Metaller kommer fortsatt att behöva uppmärksammas för att framförallt slam men även behandlat bioavfall ska få en kvalitet som tillåter spridning på jordbruksmark. För de flesta av ovan uppräknade metaller är situationen sådan att Naturvårdsverkets nuvarande

och kommande skärpta krav kommer att kunna uppnås. Metallerna koppar och zink förekommer i stor utsträckning i konstruktionsmaterial för byggnader och bilar(bromsbelägg) och lämpar sig väl för källkontroll genom utbyte av material eller skydd av material. Koppar t.ex. kommer till 75 % med spillvatten, varav 80 % kommer från korrosion av hushållens kopparrör. För bioavfall bör fokus läggas på att få insamlingssystem som ger bioavfall med minimalt inslag av felsorterat avfall.

4.8 Organiska ämnen och läkemedelsrester

4.8.1 Avloppssystemet

Hushållspillvatten innehåller ca 500 g organiska ämnen per m³. Över 99 % av dessa är kolhydrater, proteiner och fetter och nedbrytningsprodukter av dessa ämnen med sitt ursprung i huvudsakligen i livsmedel. Även produkter som används i hushåll har naturligt organiskt material som ursprung t.ex. tvål som utgörs av fettsyra salter. I hushållen används också tvätt- och rengöringsmedel och så kallade ”personal care products” i vilka det ingår en mängd kemiska substanser. Här finns hela spektret från biologiskt lätt nedbrytbara ämnen till ämnen som är potentiellt miljöfarliga.

I de verksamheter som förekommer i flertalet samhällen, t.ex. bensinstationer, verkstäder, frisörer m.m. används produkter som innehåller ett stort antal kemiska föreningar.

I industrier används organiska ämnen som råvaror och som i ursprunglig eller modifierad form finns i produkterna. De organiska ämnena kan vid industrin förutom i produkterna finnas i fast avfall, de kan avgå till luft och de kan följa med avloppsvattnet. Vid användning av produkterna i hushåll och verksamheter kan avloppsvattnet påverkas, t.ex. kan textiltillsatser avgå vid tvätt. Ämnen som avgår till luft kan fastna på dammpartiklar som sedan vid tvätt- och rengöring hamnar i avloppsvattnet.

De organiska ämnena kan indelas på flera sätt. Ett sätt är att dela in dem som mera eller mindre hydrofoba (vattenskyende) och hydrofila (vattenälskande). Utpräglat hydrofoba föreningar, bland dessa finns en stor del av dem som är potentiellt miljöfarliga, har en benägenhet att sorbera (fastna på) till partiklar och avskiljs därför ofta i hög grad vid avloppsvattenrening. Om föreningarna inte är biologiskt nedbrytbara eller långsamt nedbrytbara så kommer de att återfinnas i slammet. Koncentrationen i slammet kan i fall av fullständig avskiljning och ingen nedbrytning vara upp till 8000 ggr. högre i slammet jämfört med avloppsvattnet.

Utpräglat hydrofila ämnen avskiljs vid avloppsreningen i den mån som de är biologiskt nedbrytbara under de processbetingelser som råder i reningsverket, i annat fall följer de med det utgående avloppsvattnet.

I Bilaga 6 finns en omfattande redogörelse för förekomsten av organiska föreningar i Ryaverkets ingående och utgående avloppsvatten. De flesta föreningar föreligger i mycket låga koncentrationer. Detektionsgränsen är för många föreningar <0,01 µg/l. Denna nivå motsvarar en transport in till Ryaverket av 3 g/d. Tensider som används i stora kvantiteter i hushållen finns givetvis i avloppsvattnet. De ämnen som därutöver förekommer i ”hög”

koncentrationer, >10 µg/l, några etrar, några fenoler och ftalater. Ämnen med ”naturligt” ursprung som fettsyror, caffein eller skatol kan föreligga i koncentrationer över 100 µg/l.

Många av de substanser som påvisats i avloppsvatten kan också påvisas i naturliga miljöer. Det kan dock finnas andra transportvägar än kommunalt avloppsvatten till omgivningen. En del substanser t.ex. de endokrina substanser som används i preventivmedel når omgivningen med kommunalt avloppsvatten.

De dokumenterade och potentiella problem som spridningen av olika organiska föreningar utgör är uppmärksammat på myndighetsnivå. Det pågår omfattande nationellt och internationellt arbete för att identifiera och åtgärda miljöproblem. Antalet organiska föreningar som används är stort och arbetet måste därför prioriteras. Kriterier för prioritering är exempelvis använda mängder och egenskaper som toxicitet, persistens, bioackumulerbarhet och mutagenicitet. Myndighetsarbetet har lett till att ett antal ämnen totalförbjuds och användningen av andra ämnen reglerats. Det är rimligt att anta att alltfler ämnen med oönskade egenskaper kommer att förbjudas eller regleras.

Naturvårdsverket (2002a) säger i ”Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp” att ”I enlighet med innebörden i Giftfri miljö ska halterna av naturfrämmande ämnen i miljön vara nära noll inom en generation”. Om avloppsfraktionerna sägs ”Tillförsel av organiska föreningar till åkermark via avloppsfraktioner bedöms inte på kortare sikt motivera krav i generella regler. I detta skede behövs mer underlag för att ta fram relevanta styrmedel riktade mot exempelvis produkter, handel och verksamheter anslutna till avloppsnätet samt användning av avloppsfraktioner på mark.”

Ett slags organiska ämnen som först under det senaste decenniet fått uppmärksamhet är läkemedel. De har stor betydelse för människors hälsa och välbefinnande. De har dokumenterad biologisk effekt och utgör därför en potentiell miljöfara. För läkemedel har hittills enbart nytta och farlighet för människa bedömts vid godkännande. Det föregår dock ett antal forskningsprojekt inom området, och det finns anledning tro att även miljöaspekter kommer att vägas in vid framtida bedömningar. Läkemedel skiljer sig från andra oönskade ämnen i avloppsvattnet genom att de finns i urin och fekaliefraktionerna medan andra oönskade ämnen främst finns i BDT-vatten, dagvatten och industriella avloppsvatten.

4.8.2 Bioavfallssystemet

Det förekommer en mängd olika främmande organiska ämnen i bioavfall som exempelvis PCB, PAH, akrylamider, mjukgörare (ftalater), bromerade flamskyddsmedel, klorerade paraffiner och bekämpningsmedelsrester. Underlaget om dessa ämnens förekomst i bioavfall är knapphändigt dels på grund av att det är ett stort antal ämnen, dels på att de är svåra och dyra att analysera. Kunskapen är bristfällig om vad som sker med organiska föroreningar i samband med biologisk behandling som rötning och kompostering. För kompostering finns det indikationer som tyder på att en del oönskade organiska ämnen bryts ned.

Källorna till olika främmande organiska föreningar är många. En stor del av de organiska föreningarna har naturligt ursprung i råvaran som ingår i bioavfallet som exempelvis olika

fettsyror och fettsyrestrar. De har sitt ursprung i olika fetter (lipider) som finns i hinnor och membran av animaliskt ursprung samt från vaxer som täcker frukt och grönsaker. Andra organiska ämnen som finns naturligt är n-alkener som återfinns i vaxskikten som täcker grönsaker och frukt. Det finns dessutom en del ämnen som troligen är naturliga men vars egentliga ursprung är mer diffust. Det är exempelvis etyl- och metylestrar som kan återfinnas i svampar eller räkor, men uppgifterna är osäkra (Nilsson m.fl., 2000). Terpener är relativt vanliga i högre växter och återfinns i bioavfall. Externa källor till organiska ämnen är ftalater som kommer från mjukgörare i förpackningsmaterial av plast. Andra källor är bekämpningsmedel från fruktskal, PCB från fet Östersjöfisk och akrylamid i vissa stärkelsrika livsmedel (som bildas vid t.ex. gräddning av knäckebröd eller fritering av chips). Halterna av dessa ämnen är normalt låga och bör inte utgöra ett problem för avsättningen till jordbruket av behandlat bioavfall. Det rör sig om livsmedel och den begränsande faktorn när det gäller halter av både främmande organiska ämnen och metaller är istället riskbedömningar kring människans hälsa.

En bedömning av den framtida trenden för organiska föroreningar i bioavfall är att livsmedelsimporten kommer att öka. Det kommer förmodligen att leda till att både bekämpningsmedels-rester och konserveringsmedel i bioavfallet kommer att öka.

Bedömning: Organiska ämnen kommer fortsatt att behöva uppmärksammas i slam och bioavfall. Läkemedelsrester kan vara ett potentiellt problem. Dessa föreningar förekommer i låga till mycket låga koncentrationer i avloppsvatten, men passerar avloppsreningsverket relativt opåverkad. Det kan därför komma att behövas kompletterande reningsteknik vid avloppsreningsverk.

4.9 Klimatförändringars påverkan

Göteborgs stads Stadskansli har under 2006 i samverkan med flera berörda förvaltningar och bolag m.fl. utrett frågorna om beredskap, kunskaper, risk och åtgärder med anknytning till extrema vädersituationer (Göteborgs stad, Stadskansliet, 2006). SMHI har anlåtats för meteorologiska och hydrologiska utredningsunderlag. Nedan citeras några avsnitt ur utredningen med särskild inriktning på avlopps- och avfallssystemen.

”Sammanfattningsvis ger underlaget anledning att dra slutsatsen att stadens robusthet för extrema väderhändelser nu och på kortare sikt är tämligen god.... På lång sikt ökar riskerna av extrema väderhändelser för nuvarande Göteborg kraftigt. Ett förändrat klimat med temperaturhöjningar som i sin tur höjer havsvattennivån ger den allvarligaste riskökningen. En höjning av havsnivån på 0,9 m tillsammans med en ny storm likt ”Gudrun” får mycket stora konsekvenser för den havsnära liksom den låglänta bebyggelsen utmed älven i centrala staden. Nuvarande dimensionerande säkerhetsnivåer är inte tillräckliga för ett sådant scenario. Härtill kan älven sägas vara levande och kraften av kommande ökade nederbörds- och därigenom vattenmängder ökar erosion samt risk för skred och ras. I sammanhanget står också klart att den troliga klimatförändringen och extremt väder ökar den redan höga risknivån för vattenförsörjningen.

Systemet för omhändertagande av regnvatten och spillvatten är utsatt vid extremt väder. Dimensionering är gjord för kort och mellanlång återkomsttid i nederbörds mängder. Kombinationsfall som t.ex. stark västlig storm med höga vattenstånd, häftig nederbörd och tjälad mark ökar risken för källar- och marköversvämningar, nödavledning av orenat spillvatten och bräddning av avloppsvatten till recipient. Det är inte samhällsekonomiskt rimligt att klara av alla väderhändelser. Konsekvenserna av extremt väder kan minskas genom att planera områden med en högre robusthet från början och ge ytvattenavledningen större uppmärksamhet samt informera brukare om riskerna. Förhöjda vattenstånd enligt klimatscenerierna ger mycket stora problem med avledning av dagvatten.

Avloppssystemet påverkas av extremt väder idag. Det är dimensionerat, enligt branschstandard, för en viss rimlig kapacitet som är lika för samma typ av områden och system i hela Sverige. Att klara av alla väderhändelser utan några konsekvenser för brukarna eller miljön är samhällsekonomiskt orimligt. Väderhändelser i form av extrem nederbörd ger källar- och marköversvämningar samt nödavledning av orenat spillvatten och bräddning av utspätt avloppsvatten till recipient. Hög nivå i havet och i Göta Älv ger en ökad risk för mark- och källaröversvämning. Långvariga köldperioder, extremt snöoväder eller isbarksstorm ger begränsad tillgänglighet till anläggningarna för avledning av avloppsvatten, vilket gör att tillsyn och avhjälpande av fel försvåras.

Om nederbörds mängderna ökar i framtiden kommer detta att ge olika konsekvenser beroende på vilket sätt nederbörden ökar. Det mesta pekar på ett varmare klimat med en intensivare nederbörd vilket talar för en större intensitet för dimensionerande återkomsttider om 100 år. Klimatscenerierna ger en ökad risk för att drabba brukare med källaröversvämningar och marköversvämningar, samt vattenmiljön med ökad bräddning av obehandlat eller delvis behandlat avloppsvatten. Informationen för att dimensionera upp avloppssystemen idag är otillräcklig. Istället bör insatser inriktas på att minska konsekvenserna av ett ändrat klimat och extremt väder genom genomtänkt planering hur ytvattenavledningen skall fungera i nya och befintliga områden samt genom information till brukare. En ökande nivå i Göta älv ger en ökad risk för källar- och marköversvämningar. Vissa områden som ligger lågt i förhållande till älven idag och där sättningar pågår kommer att ha en än mer besvärlig situation ur avledningssynpunkt. För att skydda dessa områden för hög nivå i havet kan barriärer behöva byggas eller förstärkas.

En god samverkan mellan olika samhällssektorer som förvaltar den tekniska infrastrukturen kan minska konsekvenserna. En samsyn för ökad robusthet behövs. Byggnader bör placeras på en nivå som inte riskerar översvämning alternativt översvämning i delar där de kan tåla detta. En kontrollerad avledning av ytvatten är viktigt för att bemästra situationer med extrem nederbörd eller andra problem som t.ex. elavbrott. Oväder av samma dignitet som skyfallet över Orust år 2002 kommer dock trots god planering att ge stora, men reparable skador samt driftavbrott i avloppsavledningen.

För att få mindre konsekvenser för recipienten bör bräddvattenrening vid de större avloppspumpstationerna och bräddavlopps undersökas, åtgärder i ledningssystemen mot inläckage fortsätta samt den behandlingskapacitet som finns på det centrala reningsverket Ryaverket utnyttjas bättre.”

Avloppssystemet är i hög grad beroende av tillförsel av elektricitet. Utredningen sammanfattar:

”Det största identifierade hotet mot elförsörjningen är om tillförseln av el till kommunen fallerar. En isbarksstorm kan ”knäcka” nätet för inkommande el och ge långvariga skador. Det nya värmekraftverket vid Rya gör stadens energiförsörjning mer robust genom möjlighet till ”ö-drift” och flexibilitet i insats-energi.”

För vattenförsörjningen sammanfattas:

”Dricksvattenförsörjningen är känslig för kraftig eller långvarig nederbörd, höga vattenstånd och höga vattentemperaturer. Dagens redan höga riskbilder förstärks av klimat scenarierna och extremt väder. Omfattande åtgärder krävs för att förstärka robustheten i dricksvattenförsörjningen. Kretsloppskontoret och Göteborg vatten är i slutfas av den närmaste åtgärdsplaneringen.”

För avfallssystemet sammanfattas:

”Förhöjda havsnivåer innebär att risken för läckage av föroreningar från deponianläggningarna i Torsviken och Arendal ökar. Extrem nederbörd kan medföra en liten risk för erosion inom deponiområdena i Tagene och Arendal, och dessutom risk för kraftigt ökade lakvattenflöden från deponin i Tagene och Brudaremossen. Ökade lakvattenflöden medför större risk för läckage och påverkan på råvattenkvaliteten, samt en större belastning på Ryaverket. Flertalet av de nedlagda deponierna bedöms klara extrema vädersituationer. De deponier som ligger kustnära kommer att behöva förstärkt erosionsskydd om havsnivån stiger i framtiden. Förhöjda vattennivåer i havet och i Göta älv utgör den största risken för komposteringsanläggningen i Marieholm (anläggningen är belägen nedströms råvattenintaget). De allvarligaste riskerna för Sävenäs avfallsförbränningsanläggning är strömbrott och stopp i fjärrvärmenätets cirkulation, då detta medför att avfallsförbränningen inte kan utföras. Den största risken för Renovas huvudkontor, fordonsgarage, fordonsverkstad, förråd (kärl, säck och kläder) och miljövårthall på Holmen till följd av extremt väder är översvämning, där de allvarligaste följderna skulle vara skador på eller problem att köra fordonen, samt läckage av diesel. Skador på fordonen eller problem att köra dessa skulle ge konsekvenser för avfallsinsamlingen i staden. Erfarenheter från stormen Gudrun visar att Holmen är känslig för översvämningar. Med tanke på mängden drivmedel som finns på området, måste också brandrisken nämnas.”

Bedömning: Den förväntade klimatförändringen kommer att påverka avloppssystemet främst genom att ökande nederbörds mängder under vinterhalvåret kommer att ge ökande inläckage, ökande nödvärdning i pumpstationer samt ökande flöden av dagvatten till reningsverket. Häftigare regn under sommaren kommer att ge ökande bräddningar och källaröversvämningar. Under höst-vinter kan höjda vattenstånd i havet tillsammans med regn ge stora översvämningar. Under perioden 2005-2050 kommer emellertid en anpassning till klimateffekterna att ske successivt, varför konsekvenserna inte kommer att bli så stora som de idag kan synas bli.

4.10 Markanvändning och behov av näringsämnen i Västsverige

Tabell 4-12 visar jordbruksmarken som finns inom en radie från Göteborgs centrum, samt den areal jordbruksmark där det är möjligt att gödsla med näring från avlopp och bioavfall. Denna tillgängliga areal beräknades genom att från totala jordbruksmarken dra ifrån arealer som behövs för spridning av gödsel från djurhållning. Fosforbehovet för åkrarna har satts till 17 kg/hektar och år och ammoniumkvävebehovet till 70 kg/hektar och år (Business Region Göteborg m.fl., 2004). Det är antaget att åkerarealen 2050 är densamma som 2005 samt att näringsbehovet är lika stor per arealenhet. I avlopps- och bioavfallssystemet kommer det att finnas drygt 800 ton fosfor per år och det systemalternativ som återför mest fosfor återför knappt 750 ton per år. Motsvarande arealer finns inom en radie av sju mil.

Behovet av näringsämnena kalium och svavel behandlas inte i tabellen nedan. Detta eftersom det finns relativt mycket mer fosfor i avloppsslam i förhållande till de övriga näringsämnena. Fosfor blir då begränsande vid spridning på jordbruksmark. För att koppartillförseln inte skall bli för stor och för att ta hänsyn till bönder som inte vill ha avloppsprodukter har transportavstånden i tabellen nedan ökats med 50 % i beräkningarna. Detta antagande ökar arealen som finns tillgänglig för spridning med ca 3 ggr.

Tabell 4-12: Total jordbruksmark runt Göteborg, avstånd från Göteborgs centrum. Data från SCBs statistikdatabas.

Radie från Göteborg km	Sum. jordbruksmark ha	Tillgänglig jordbruksm. för spridning av gödsel, ha	Fosfor kg/år	NH ₄ -N* kg/år
0	3 494	2 738	46 548	191 667
10	5 362	4 261	72 439	298 277
20	5 362	4 261	72 439	298 277
30	29 339	18 061	307 030	1 264 243
40	30 096	18 635	316 797	1 304 457
50	40 504	27 070	460 189	1 894 894
60	56 301	34 702	589 934	2 429 140
70	71 318	44 350	753 956	3 104 526
80	112 032	52 915	899 555	3 704 048
90	140 604	70 917	1 205 583	4 964 164
100	233 861	110 948	1 886 118	7 766 370

* Ammoniumkväve

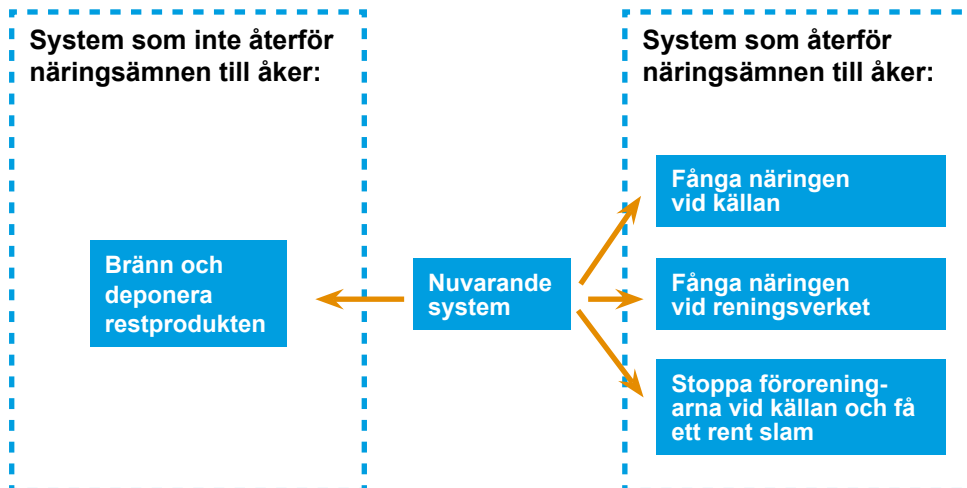
Bedömning: Tillgången på produktiv mark i Göteborgs närhet är god och spridning av näringsämnen från slam och bioavfall kommer att vara möjlig med hänsyn till tillgång på åkerareal.

5 Systemalternativ år 2050: beskrivningar

I systemstudien har åtta tänkbara framtida systemalternativ studerats ingående. Geografiskt omfattas Gryaabkommunerna och tidpunkten är år 2050. Hela avloppssystemet och bioavfallshanteringen inkluderades. Substansflödena i avloppsvatten och bioavfall följdes alltså från deras uppkomst i t.ex. hushåll till ”sänkorna”, t.ex. åkern eller recipienten. Hur slammet används är alltså en del av själva systemalternativet. Om avlopps- och bioavfallssystemet i övrigt är oförändrad men slammet används på ett annat sätt så blir det ett nytt systemalternativ i förhållande till det förra.

Utgångspunkten för val av systemalternativ var att dagens hantering av avlopp och bioavfall i Göteborgsområdet fungerar tillfredsställande utifrån dagens förutsättningar men att förändringar blir nödvändiga för att möta framtida krav, framförallt på återföring av fosfor (och eventuellt andra näringsämnen) till produktiv mark. Riksdagen har beslutat om ett nationellt mål om att minst 60 % av fosfor i avlopp ska återföras till produktiv mark, varav hälften till åkermark senast år 2015 (Regeringen, 2005). Valet av systemalternativ gjordes utifrån tre principiellt olika vägar att få näringsämnena till gödselprodukter med förhållandevis lite tungmetaller och oönskade organiska ämnen (Figur 5-1). En målsättning har varit att identifiera de bästa tänkbara systemlösningarna för var och en av dessa tre strategier. En helt annan inriktning har också tagits med för jämförelse, nämligen samförbränning av slam och bioavfall med deponering av askan.

Studerade strategier för utvecklingen av Göteborgs avloppssystem



Figur 5-1 Principiella sätt att hantera restprodukter från avlopp och bioavfall.

Systemalternativens utformning har utvecklats under projektets gång, beroende på resultat från simuleringar och diskussioner som förts i projektgruppen. Inledande analyser visade exempelvis att öppen strängkompostering av slam medförde stora emissioner av växthusgaser. Vi förutsatte då att eventuell kompostering av slam år 2050 skulle göras med sluten kompostering som ger möjlighet att kontrollera emissioner. Vi har valt att hålla de åtta ana-

lyserade systemalternativen relativt renodlade. Det finns alltså kombinationer av systemalternativ som kan vara bättre. Något om detta tas upp under rubriken kommentarer i slutet på beskrivningen av varje systemalternativ, samt berörs även i bilagorna ”Alternativa tekniska lösningar” (Bilaga 16) och ”Kvalitetsförbättrande åtgärder” (Bilaga 17).

Systemstudiens åtta systemalternativ

Det första alternativet, Referensalternativet, motsvarar nuvarande system med planlagda förändringar fast med sluten kompostering av allt slam, och med förutsättningarna för år 2050 som beskrivs i Kapitel 4. De följande sex systemalternativen följer någon av de tre strategierna för att få näringsämnen i kretslopp som nämns i Figur 5-1. De klarar alla målet att återföra minst 60 % av fosfor i avloppsvattnet, (utom Svartvattenssystemet, som återför 50 %). Slutligen studerades ett alternativ där slam och bioavfall förbränns tillsammans med annat avfall och askan deponeras, ett system som har implementerats i stora delar av Europa. Här återförs ingen fosfor, men de föroreningar som finns i slammet avlägsnas från kretsloppet.

Tabell 5-1. De åtta systemalternativ som analyserades.

System	Avlopp	Bioavfall
1. Referens	Allt avloppsvatten leds till Ryaverket och behandlas nuvarande process kompletterad med efterdenitrifikation och mikrosilning. Slammet komposteras, avluften renas och ytjordslager tillverkas.	Insamling och transport till central kompostering vid Marieholm.
2. Källkontroll Kompostering	Som referens, kompletterat med ett antal källkontrollåtgärder; ger så bra avloppskvalitet att slammet efter hygienisering kan återföras till produktiv mark.	Insamling och transport till central kompostering vid Marieholm.
3. Källkontroll Avfallskvarn	Samma som källkontroll Kompostering.	Köksavfallskvarnar (KAK) införs i stor skala i hela Gbg.
4. Källkontroll Rötning	Samma som Källkontroll Kompostering.	Insamling och transport till en ny rötning-anläggning.
5. Svartvatten	Nya Göteborg: Svartvattensystem med Köksavfallskvarnar (KAK) och behandling i lokala reningsanläggningar, BDT-vattnet leds till Ryaverket. Gamla Göteborg: Som i referensalternativet.	Nya Göteborg: KAK Gamla Göteborg: Insamling och transport till en av de lokala reningsanläggningarna med rötning.
6. Utvinning	60 % av fosfor utvinns med Bio-P + Crystallactor. 20 % av kvävet utvinns som ammoniumsulfatlösning. Slammet hanteras som i referensalternativet.	Insamling och transport till en ny rötning-anläggning.
7. Förbränning	Som i referensalternativet, men slammet förbränns i en egen panna vid Sävenäs. Askan används som gödsel på produktiv mark.	Insamling och transport till en ny rötning-anläggning.
8. Deponering	Som i referensalternativet, men slammet förbränns tillsammans med övrigt avfall vid Sävenäs. Askan deponeras.	Bioavfallet i hushållen, slängs i vanlig soppåse, som också bränns vid Sävenäs.

Alternativa tekniska lösningar

Utöver dessa åtta systemalternativ har vissa alternativa tekniska lösningar beskrivits (Bilaga 16). Urinsortering studerades inte som ett eget systemalternativ, bl.a. för att det inte klarade 60 % P-återföring. Däremot skulle flera systemalternativ kunna vara lämpliga att kombinera med urinsortering. Vidare har helt andra tekniska lösningar översiktligt studerats, som torra lösningar och lokala system med ny processteknik.

Kvalitetsförbättrande åtgärder

Kvalitetsförbättrande åtgärder, bl.a. källkontrollåtgärder som är möjliga att genomföra i va-systemen, finns beskrivna i Bilaga 17, tillsammans med en diskussion av deras kostnadseffektivitet. Åtgärder som ingår i beräkningen av systemstudiens källkontrollalternativ beskrivs kortfattat i Kapitel 5.2.1.

Läsanvisning

Vi rekommenderar läsaren att gå igenom den detaljerade beskrivningen av Referensalternativet först, för att sedan kunna ta till sig de övriga systemalternativen.

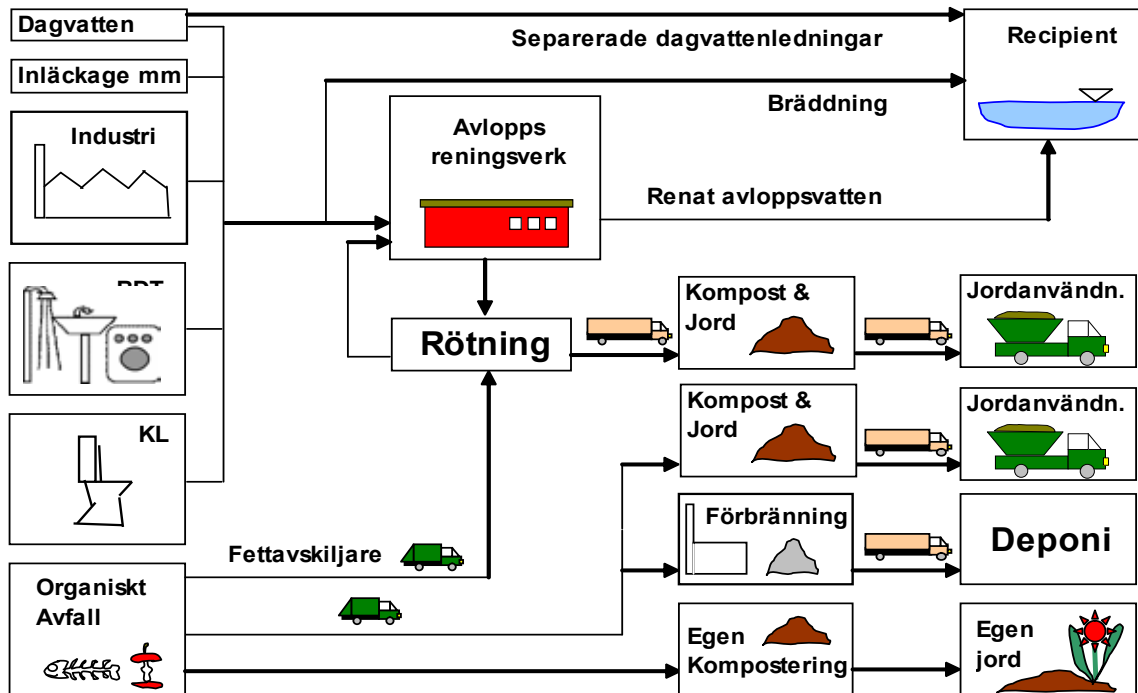
5.1 Referensalternativet

Referensalternativet bygger på antagandet att slammet inte får sådan kvalitet att det accepteras på produktiv mark utan används som matjordsersättning i urbana områden.

Referensalternativet, som visas i Figur 5-2, utgörs av det nuvarande systemet för omhändertagande av avlopp och bioavfall så som det beskrivs i Kapitel 3. De enda skillnaderna är att systemet används av den befolkning på en dryg miljon som finns år 2050 och i det scenario som beskrivs i Kapitel 4, att det kompletterats med efterdenitrifikation och mikrosilning av utgående vatten och att utsortering av bioavfall är obligatoriskt för hushåll, restauranger, storkök och butiker. Det är också kompletterat med slutna slamkompostering.

Infrastrukturen i det nuvarande systemet motsvarar stora värden som kommer att nyttjas helt eller delvis i de andra alternativen. Därför beskrivs Referensalternativet förhållandevis utförligt, med fokus på förändringarna till år 2050 och på indata för modelleringen med URWARE. Systemfunktionerna och indata för senare beskrivna systemalternativ är desamma som för Referensalternativet om inte annat anges.

I såväl referensalternativet som i övriga alternativ har det förutsatts att det i Göteborgsregionen finns ett centralt reningsverk, Ryaverket. Med tanke på det regionala tunnelsystemet och de stora investeringar som är gjorda i Ryaverket finns det i dag inte något som talar för att Ryaverket inte skall behandla avloppsvatten även i framtiden. Under så lång tid som fram till år 2050 kan emellertid förhållandena ändras. Internationellt finns det flera exempel på att väl fungerande reningsverk nedlagts t.ex. p.g.a. av att de ockuperar centralt belägen värdefull mark. När Ryaverket nämns i referensalternativet och övriga systemalternativ så kan det också vara ett centralt reningsverk på annan plats eller ett fåtal reningsverk i regionen vilka vart och ett kommer att vara stora.



Figur 5-2. Systemskiss för Referensalternativet.

Tabell 5-2. Utvalda massflöden i Referensalternativet. URWARE-resultat, utom flödena 1, 13 & 14 som är handräknade. Flödena anges med tre värdesiffror.

Flöde	Beteckning	totalt kton/år	P ton/år	Cu kg/år	Cd kg/år
1	Dagvatten direkt till recipient	19 600	0,3	470	3,0
2	Dagvatten till kombinerat system	15 500	0,2	403	1,3
3	Dränvatten och inläckage	55 600	6,3	176	0,3
4	Industriavlopp	3 000	7,5	83,0	1,7
5	Bad-, disk- och tvättvatten	39 300	155	4 950	2,7
6	Urin, fekalier och spolvatten	13 100	529	416	4,2
7	Fettavfall till rötning	13,4	1,4	0,0	0,0
8	Org. Avfall till förbränning*	39,2	41,9	164	1,5
9	Org. Avfall till hemkompostering	5,8	7,1	29,0	0,3
10	Inkommande avloppsvatten	122 000	696	5 970	10,0
11	Bräddning från ledningsnätet	4 460	3,9	62,0	0,1
12	Renat avloppsvatten + delvis renat bräddvatten	122 000	29,6	1 550	3,5
13	Slam till rötning	675	icke beräknat		
14	Rejektvatten	604			
15	Slagg och aska till deponi	2,4	41,7	164	1,5
16	Jord från hemkompostering	2,6	8,9	31,8	0,3
17	Rötrest till kompostering & jordtillverkning	70,5	667	4 420	6,5
18	Org. Avfall till kompostering	77,6	83,3	317	2,9
19	Jord från avfallskompost	141	101	336	3,1
20	Jord från slamkompost	154	688	4 450	6,8

*inkl. rejeftflödet som är 5 % av det sorterade bioavfallet.

5.1.1 Utformning och egenskaper: Avloppssystemet

Till avloppsreningsverket kommer en blandning av vatten som har sitt ursprung i klosettvattnet, BDT-vatten, processvatten från industri, dagvatten och olika former av tillskottsvatten. Slammet från fettavskiljare tillförs rötningen vid Ryaverket, i övrigt behandlas bioavfallet skiljt från avloppshanteringen.

I systemalternativet ingår i boxen för klosettvattnet allt klosettvattnet, oberoende om det kommer från industri & verksamhet eller från hushåll. Samma gäller för BDT-vatten. I boxen industri ingår således endast det vatten som är industrispillvatten eller processvatten.

Den allra största delen av dagvattnet leds till lokala recipienter utan att belasta avloppsreningsverket. Det finns dock en viss del kombinerat system inom Ryaverkets avrinningsområde som bidrar med dagvatten till Ryaverket. Det kombinerade systemet är till största delen beläget i centrala Göteborg men det finns även lite kombinerat system i Mölndal. Andelen kombinerat system kommer att minska till 2050 när avloppsledningsnätet byggs ut som separat- eller duplikat system. Detta medför att mängden dagvatten till Ryaverket inte kommer att öka även om antalet invånare ökar.

Ledningsnätet inom Ryaverkets avrinningsområde består till största delen av betongrör. Dåligt lagda betongrör eller betongrör som glidit isär i fogarna har en tendens få inläckage av vatten från kringliggande mark samt från utläckande vattenledningar. Även tunnelnätet har ett inte försumbart inläckage. Med dagens rörmaterial och noggrann läggning och kontroll kan inläckaget hållas lågt. Fram till 2050 antas inläckaget minska genom att åtgärder i befintligt nät utförs samtidigt som inläckaget till nya ledningar är mindre. I parametern inläckage räknas även dränvatten. Dränvatten från husgrunder ansluts normalt till dagvattenledning och ska inte ledas till reningsverket. I många fall är detta omöjligt i gamla områden då dagvattenledningen ligger för grunt. Vid nybyggnad av ledningsnät kopplas dränvatten till dagvattenledningen eller omhändertas lokalt. Arbete med att minska dränvattnet från befintligt avloppsledningsnät sker kontinuerligt.

Användning av vatten i hushåll och industri har uppskattats för år 2050. Bedömningarna med tillhörande motivering beskrivs i 4.5. Tabell 5-3 visar nuvarande tillrinning till Ryaverket och bedömd tillrinning år 2050.

Tabell 5-3. Nuvarande tillrinning till Ryaverket för ett normalår och bedömd tillrinning år 2050.

	År 2005	År 2050
Befolkning, antal anslutna personer	622 000	1 036 000
Vattenförbrukning som BDT, hushåll & industri, milj. m ³ /år	27	32
Vattenförbrukning klosettwater, hushåll & industri, milj. m ³ /år	13	13
Övrig förbrukning i hushållen, milj. m ³ /år	7	8
Vattenförbrukn. i industrier & verksamheter (exkl. WC & BDT), milj. m ³ /år	3	3
Egenförbrukning vid vattenverk & ledningsunderhåll, milj. m ³ /år	4	4,4
Dagvatten, milj. m ³ /år	10	11
Dränvatten från kombinerat system, milj. m ³ /år	12	12
Dränvatten från övriga områden, milj. m ³ /år	16	15
Läckage från dricksvattenssystemet, milj. m ³ /år	13	13
Övrigt inläckage i befintliga ledningar och tunnlar, milj. m ³ /år	12	9,5
Dränvatten från nya områden, milj. m ³ /år	-	0,05
Inläckage i nya områden, milj. m ³ /år	-	1,6
Totalt, milj. m ³ /år	118	122,6

Dagvattnet från kombinerade system antas öka med 10 % pga. ökad nederbörd. Körningar av det kombinerade systemet med datorprogrammet Sewsys visar på en ökning i den storleksordningen vid körning av medelnederbörden 2000-2004 (790 mm) jämfört med normalåret 1926 (685 mm).

FAKTA Dagvatten i Göteborg

161 000 personer är anslutna till Ryaverket via det kombinerade systemet år 2005. Motsvarande siffra för 2050 uppskattas vara 209 300 personer p.g.a. förväntad förtätning av centrala områden.

Den totala ytan ansluten till kombinerat system i Göteborg är ca 3950 ha varav ca 1560 ha, dvs. 40 %, är hårdgjord yta. Den hårdgjorda ytan inom Göteborgs kombinerade områden är fördelad enligt 55 % trafikytor och 45 % takytor.

Att upptäcka och koppla bort källor till dränvatten i det befintliga systemet är tidskrävande och därmed kostsamt. Genom att fortsätta det arbete som pågår med att koppla dränvattnet till dagvattenledningen där så är möjligt, kommer en viss minskning att uppnås i duplikata områden. I systemstudien antas att mängden dränvattnet 2050 är oförändrat för det kombinerade avloppssystemet.

Dränvatten från nya områden borde inte ledas till Ryaverket över huvud taget. Men det finns fall då det inte går att lösa på annat sätt. Det antas att 1 % av fallen inte går att lösa. Utifrån dränvattenvolymer som kommer till Ryaverket idag skulle detta generera 0,05 miljoner m³. Totala flödet av dränvatten 2050 antas vara 27 miljoner m³ per år vilket är marginellt mindre än idag trots att den anslutna ytan ökat.

Inläckage från dricksvattensystemet till avloppsledningar kommer att minska något i takt med att ledningar byts ut eftersom nya ledningar till stor del är i svetsad polypropen. Det inläckage som kommer att uppstå i nya områden antas vara ungefär lika stort som minskningen i befintliga områden.

Inläckaget i nya områden har beräknats enligt Svenskt Vattens P90 (Svenskt Vatten, 2004), där inläckage för ett bra system anges vara i intervallet 0,05-0,15 l/s,ha. Ledningsnätet antas ha ett inläckage på 0,05 l/s,ha. Ytorna som genererar inläckage antas öka med 7 %, vilket antagits i en aktuell studie av föroreningsbelastning från dagvatten i Göteborg (Bilagorna 4 & 5). Detta ger en volym på 1,6 milj. m³. Totala inläckaget enligt Tabell 5-3 blir 2050 24 miljoner m³ per år.

Energiförbrukning för pumpning av avloppsvatten

Förbrukningen av el-energi antas vara helt flödesberoende och ökar till 2050 i samma utsträckning som flödet ökar.

Indata för beräkning av substansflöden

I URWARE -simuleringarna styrs beräkningen för de flesta processer av massflödena i systemet. Värderna för massflöden och halter kan principiellt härstamma från två källor; antingen lokala värden ifrån Göteborgs Göteborg Vatten eller Gryaab, eller data från den väl underbyggda litteraturstudien (Jönsson m.fl., 2005) som ligger till grund för Urwares defaultvärden (Urware Input Vector, UIV). I Tabell 5-4 jämförs genomsnittet av uppmätta belastningar vid Ryaverket under 2002-2004 med Urware Input Vector. Skillnaderna mellan dessa värden är små för de flesta parametrar; i systemstudien har båda informationskällor används för beräkningarna.

Tabell 5-4. Specifika mängder enligt Urware Input Vector jämfört med uppmätta mängder vid Ryaverket.

Parameter	Urware g/p,d	Inkommande Ryaverket g/p,d	Övriga källor* ton/år	Uppmätt ind. o verksamheter ton/år	Inkommande Rya korrigerat** g/p,d
COD	135	146	2500	2200	136
BOD ₇	72,9	62	-2500	1100	57
Kväve	14,0	13,4	-140	100	12,9
Fosfor	2,08	2,18	22	10	2,08
Susp.	66	98	7200	570	95

* Övriga källor är differensen mellan uppmätt belastning och belastningen från fysiska personer enligt UIV.

** Uppmätt intill Ryaverket minskat med uppmätt massflöde vid industrier och verksamheter med kontrollprogram.

För COD och fosfor ligger de specifika mängderna vid Ryaverket nära UIV-värdena. För BOD₇ och kväve är de specifika värdena lägre vid Ryaverket än UIV. För kväve är differensen liten. För BOD₇ finns två förklaringar; UIV-talet är troligtvis något för högt och en viss nedbrytning sker på väg till reningsverket. Innehållet av suspenderade ämnen är högt jämfört med UIV. UIV-talet är lågt också vid jämförelse med andra större reningsverk. En möjlig förklaring (förutom det förhållandet att det är mycket svårt att ta representativa prov på suspenderade ämnen) är den relativt stora andelen kombinerade system. Det kan då vara rimligt att anta att belastningen från tillkommande befolkning ligger närmare UIV-talet. För fosfor har i simuleringarna använts ett lägre värde, 1,85 g/p,d, eftersom det förutsatts att fosfater kommer att förbjudas i tvättmedel.

Vattenbehandling och slamhantering 2050

Vattenbehandling på Ryaverket ser ut på samma sätt som dagens men kompletterat med alla planerade utbyggnadssteg. Slammängden ökar till knappt 21 000 ton TS. År 2050 förutsätts det rötade och avvattnade slammet transporteras till en komposteringsanläggning av samma typ som finns vid Marieholm idag.

Under tiden fram till år 2050 kan självfallet ny teknik komma att utvecklas och som kan komma att tas i bruk vid Ryaverket. Om ny teknik tas i bruk kommer detta att ske eftersom den i något eller flera avseenden är bättre än den nuvarande. Utvecklingen kan således innebära att Referensalternativet blir ”bättre” än vad som har antagits.

I det fall nya krav, t.ex. på avskiljning av läkemedelsrester, skulle komma kan vattenbehandlingen komma att ändras avsevärt i förhållande till vad som beskrivits i kap 3.3. PAH och liknande föreningar avskiljs ganska så bra redan i dag.

Resurser, användning och produktion

Avloppsvattenreningen förbrukar resurser som kemikalier och energi i form av elektricitet, drivmedel och värme men producerar också energi i form av biogas och värme.

Det stora energiflödet vid Ryaverket är värmen i avloppsvattnet. Den utnyttjas idag vid

Göteborgs Energis värmepumpsanläggning som producerar ca 500 GWh värme samtidigt som anläggningen använder ca 150 GWh el-energi. Värmepumps-anläggningen kommer antagligen att läggas ned eller nyttjas i mindre omfattning, nu när Rya Kraftvärmeverk tagits i drift, och ingår därför inte i studien..

Förbrukningen av kolkälla (etanol⁵) är beroende av hur långt man vill driva kväveavskiljningen. I Tabell 5-5 är den beräknad från det antagandet att massflödet av kväve till recipienten år 2050 inte får vara större än massflödet nu vid en max tillåten koncentration som årsmedel på 10 mg N/l.

Energiförbrukningen vid Ryaverket och Syrhåla var, exklusive uppumpningen från tunnarna 27,1 GWh år 2005. Grovt uppskattat är ca 10 % av denna elförbrukning oberoende av belastning och tillrinning och ca 3 GWh beroende av tillrinning. Resterande förbrukning kan antas vara proportionell mot belastning i form av antal anslutna personer. Övrig energiförbrukning vid Ryaverket är 3,3 GWh stadsgas, 0,08 GWh drivmedel och 11,4 GWh fjärrvärme (Gryaab, 2006). Inom några år måste slammet hygieniseras. Antar man att detta sker genom pasteurisering vid 70 grader och att 60 % av energin kan återvinnas så ger det en ökad förbrukning år 2050 på 10 GWh. Kemikalieförbrukningar och biogasproduktion antas öka proportionellt mot antalet anslutna personer. En del beräkningar är baserade på 2004 års data.

Tabell 5-5. Resursförbrukning och produktion 2005 och 2050 (Bilaga 3).

Resursförbrukning	2005	2050
Summa el-energiförbrukning Ryaverket och Syrhåla, GWh	27,1	34,6
Fjärrvärme och stadsgas Ryaverket, GWh	12,1	17,9
Drivmedel, GWh	0,08	0,1
Energiförbrukning kompostering och efterbehandling av slam, GWh	0,8	8,9
Biogasproduktion Ryaverket och Syrhåla, GWh	49,6	81,6
Järnsulfatförbrukning Ryaverket, ton	5980	7280
Polymerförbrukning Ryaverket och Syrhåla, ton	240	360
Kolkälleförbrukning, ton COD	2940	3400
Avvattnat slam, ton TS	15270	20700

5.1.2 Utformning och egenskaper: System för biologiskt avfall

Genererade mängder, insamling och transport

År 2050 antas att källsortering av biologiskt avfall tillämpas fullt ut i hela den studerade regionen. Utsortering av biologiskt avfall antas vara obligatoriskt för hushåll, restauranger, storkök och butiker. Dessutom samlas biologiskt avfall från vissa livsmedelsindustrier in. Villahushåll har även i framtiden möjlighet att ha egen kompost i trädgården. I hela system-

⁵ Vid efterdenitrifikation har metanol varit mer ekonomiskt än etanol. Metanol tillverkas med olja som råvara varför det med ökande oljepriser förutsätts att etanol tillverkad från biomassa totalt sett är mer gynnsamt att använda 2050.

studien har insamlingen av bio- och restavfall förenklats till att enbart bestå av insamling i kärl och säck med baklastande lastbil med ett fack.

Det biologiska avfall från hushållen som går till central behandling läggs i sjuliters papperspåsar som sedan läggs i papperssäckar. Det biologiska avfallet från villor hämtas i en 60-liters papperssäck som renhållningspersonalen manuellt lyfter ur ett säckställ. Det biologiska avfallet från flerbostadshus hämtas i 125- eller 210-liters papperssäckar som står i säckställ på hjul. Biologiskt avfall från restauranger, storkök och butiker hämtas i 120-, 140- eller 190-liters hjulförsedda kärl. I kärln sitter nedbrytbara plastsäckar som följer med avfallet till komposteringsanläggningen. En viss del av det biologiska avfall som genereras inom livsmedelsindustrin går också till den centrala komposteringsanläggningen. Detta avfall hämtas i kärl med varierande storlek och körs med baklastare. Restavfallet läggs i hjulförsedda kärl av varierande storlek och hämtas med baklastande lastbil med ett fack.

Anslutningsgrader år 2050 antas vara:

- 20 % av villahushållen har hemkompost (antalet hushåll med hemkompost väntas inte öka jämfört med 2005, vilket ger ca 20 % av villahushållen 2050).
- Resterande villahushåll, 80 % lämnar biologiskt avfall i påsar vilka samlas in och transporteras till central kompostering.
- 100 % av flerbostadshushållen lämnar biologiskt avfall i påsar vilka samlas in och transporteras till central kompostering.
- 100 % av restauranger, storkök och butiker sorterar biologiskt avfall som transporteras till central kompostering.
- Ett fåtal livsmedelsindustrier lämnar biologiskt avfall till central kompostering med en sammanlagd mängd på 1 000 ton/år.

Mängden biologiskt hushållsavfall per person 2050 antas vara samma som 2005. När det gäller avfall från livsmedelsindustrin är det svårt att koppla genererade mängder mot befolkningens mängd eller att förutse framtida utveckling. Därför antas att samma mängder avfall är möjliga att samla in till kompostering som idag (Business Region Göteborg m.fl., 2004).

Utsorteringsgraden av biologiskt avfall hos hushåll, restauranger, storkök och butiker antas vara 70 % oavsett om det går till central insamling eller hemkompostering. Orsaker till att biologiskt avfall inte sorteras ut kan vara att det sitter fast i förpackningar eller att det avsiktligt eller oavsiktligt sorteras fel. Det biologiska avfall som inte sorteras kommer att gå med restavfallet till förbränning.

För slam från fettavskiljare har dagens insamlade mängder räknats upp för att motsvara befolkningens mängd 2050. Med en befolkning på 1 036 000 personer år 2050 antas följande mängder av biologiskt avfall (Tabell 5-6).

Tabell 5-6. Behandling av biologiskt avfall år 2050 (ton/år).

Process	Villa	Flerbo- stadshus	Restaurang/ storkök/butik	Livsmedels- industri	Fettav- skiljare	Summa
Central kompostering	23 200	38 900	14 500	1 000	0	77 600
Egen kompostering	5 800	0	0	0	0	5 800
Förbränning (felsorterat)	12 400	16 700	6 200	0	0	35 300
Rötning	0	0	0	0	13 400	13 400
Summa	41 400	55 600	20 700	1 000	13 400	132 100

Medelavstånd för avfallstransport från villor och flerbostadshus är framräknade från Renovas simuleringar i programmet Route Smart (Jenefeldt, personlig kommunikation 2005-12). Transportavstånden från storkök och industrier har uppskattats. För uppskattningen av antalet restauranger, storkök och butiker gjordes en uppräknings av antalet 2005 proportionell mot befolkningsökningen.

Samtliga insamlingsfordon drivs med en drivmedelsmix bestående av 25 % naturgas, 25 % biogas och 50 % andra generationens biobränslen⁶. I studien antas andra generationens biobränslen bestå av dimetyleter (DME) som det kommer att satsas på enligt Oljekommisionen (2006).

Behandling av bioavfallet

Behandlingstekniken för bioavfall i referensalternativet antas vara densamma 2050 som idag och beskrivs i Kapitel 3.3. Insamlat bioavfall komposteras centralt eller hemkomposteras. Jorden används som jordförbättring. Fettavskiljarslammet rötas vid Ryaverket, och felsorterat bioavfall förbränns tillsammans med annat hushållsavfall. Flygaska och slaggrus från förbränningen läggs på deponi.

5.2 Källkontroll Kompostering

Systemalternativet Källkontroll Kompostering överensstämmer med Referensalternativet fränsett att de källkontrollåtgärder som beskrivs nedan, tillsammans med den antagna allmänna slamkvalitetsförbättring som beskrivs i avsnitt 4.7, medför att slammet förutsätts kunna avsättas till produktiv mark.

Avloppssystemet överensstämmer i alternativet Källkontroll Kompostering liksom i de två följande alternativen, Källkontroll Avfallsquarn (5.3) och Källkontroll Rötning med Referensalternativet. Det som skiljer dessa tre alternativ är insamlingen och behandlingen av bioavfallet.

Källkontrollåtgärderna är desamma i alla alternativen med källkontroll och beskrivs därför enbart i avsnitt 5.2.1.

⁶ Nya areal- och energieffektiva biobränslen, som är under utveckling.

5.2.1 Åtgärder gemensamma för källkontrollalternativen

Systemstudien förutsätter ett positivt framtidsscenario för år 2050. Mindre oönskade ämnen än idag kommer från källan: EU:s kemikaliepolitik skärps ytterligare och får brett genomslag vilket medför att färre och mindre farliga ämnen används i samhället. Vidare antas att industrier och andra verksamheter är bortkopplade eller genom substitution släpper mindre farliga ämnen till avlopp. Gamla synder i form av förorenade ledningssediment och förorenade markområden antas till stor del ha åtgärdats eller klingat av. Detta gäller samtliga systemalternativ.

I källkontrollalternativen (Kapitel 5.2-5.4) antar vi att det vidtas ytterligare aktiva åtgärder ”vid källan” för att få ett renare slam. Med källan avses föroreningskällan, t.ex. kopparledningar i fastigheter. Även andra åtgärder har inkluderats, som t.ex. bräddvattenrening. Åtgärderna avser inte bara metaller utan även oönskade organiska ämnen, t.ex. PAH, som gör att lantbrukare och livsmedelsindustrier är tveksamma till gödsling med avloppsslam. Åtgärderna som främst görs för att få ett renare slam kommer även att medföra mindre föroreningar till lokala vattendrag och till kustvattnet.

Konkreta åtgärder som antagits för beräkningarna i systemstudien källkontrollalternativ beskrivs kortfattat nedan och mer utförligt i Bilaga 17.

Beteendepåverkande åtgärder i samhället

- Mer aktivt lobbyarbete för en bättre kemikaliepolitik hos myndigheter och producenter.
- Mer informations- och motivationsinsatser till handeln, olika verksamheter och till allmänheten.

Fysiska åtgärder

- Separering och lokala reningsanläggningar för det mest förorenade dagvattnet från centrum och från trafikleder (partikel- och oljeavskiljning).
- ”Omvänd kvalitetsstyrning” med lokal bräddvattenrening vid Kodammarna och Herkulesgatans pumpstationer.
- Förzinkade ytor i trafikmiljön; lyktstolpar, vägräcken etc. målas med färg som antas hålla länge och medför en minskning av zink och kadmium från dessa ytor.
- Bytestakten av kopparledningar mot rostfritt stål och polyeten i dricksvatten-installationer forceras jämfört med Referensalternativet.
- Bortkoppling av deponier från ledningssystemet till Ryaverket, och lokal rening av lakvatten före avledning till lokal recipient. Bortkoppling av lakvattnet ger inga större effekter på minskningen av metaller till Ryaverket men är viktig för den upplevda slamkvaliteten.

Källkontrollåtgärdernas effekt

Tabell 5-7 sammanfattar minskningen av metallmängder i avloppsfraktioner i källkon-

trollalternativen jämfört med övriga alternativ. Källkontrollåtgärder som har inkluderats i kostnadsberäkningen beskrivs i Tabell 5-8.

Tabell 5-7. Reduktion i % av ingående mängder år 2050 av tungmetaller för alternativ med källkontroll.

Avfallsfraktion / Metall	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
BDT-vatten	30		50				
Dagvatten	30		50				50

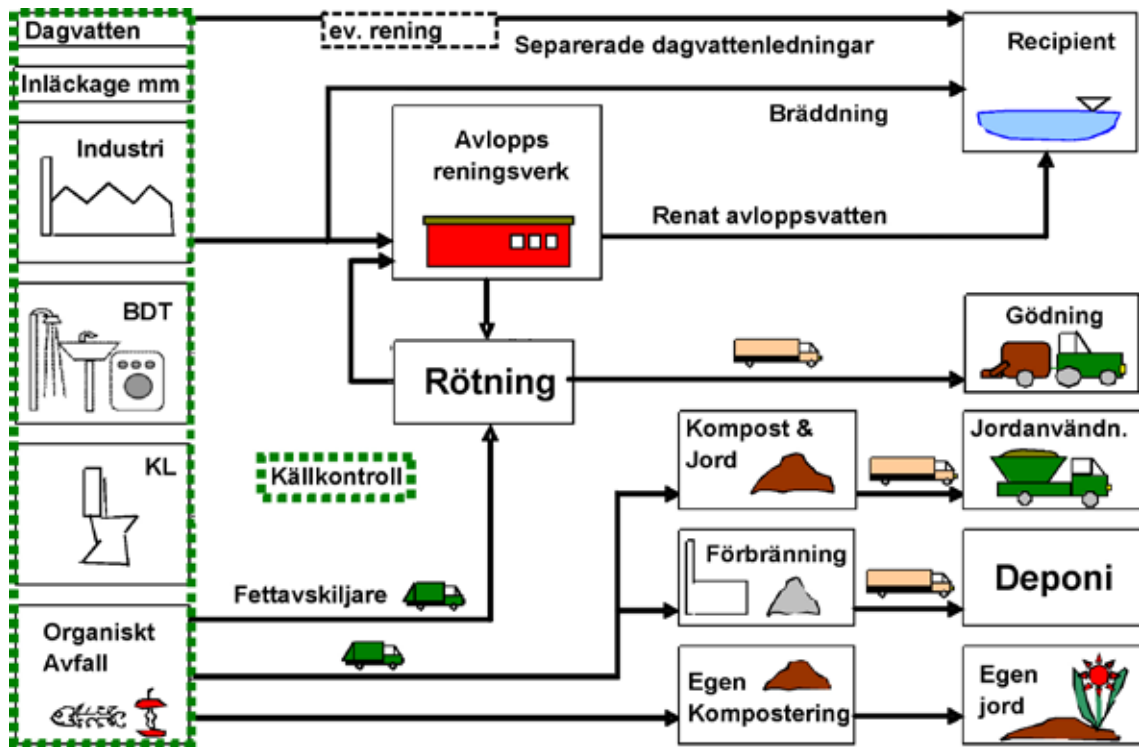
Tabell 5-8. Kostnader för källkontrollalternativen.

Åtgärd	Beräkningssätt
Målning av koppartak för att minska kopparhalten i dagvatten inom kombinerade områden.	Ytan av befintliga koppartak uppskattades och multiplicerades med en uppskattad kostnad för målning av tak per m2.
Målning av förzinkade ytor inom kombinerade områden.	Ytan av förzinkade ytor har uppskattats och multiplicerats med en m2-kostnad för målning.
Lokal rening av det mest förorenade dagvattnet genom dammar och brunnsfilter inom kombinerade områden.	Kostnaden beräknades utifrån antal brunnsfilter samt erforderlig dammyta. Slamhantering och byte av filter ingår i driftkostnaden.
Ett forcerat byte av kopparrör för varmvatten i fastigheterna i "Befintliga Göteborg"	I fastigheter som inte hunnit stamreoveras till 2050 byts kopparrören. Kostnaden beräknades utifrån en uppskattad kostnad per lägenhet.
Informationskampanjer	En kostnad för att aktivt försöka påverka abonnenterna har beräknats utifrån kostnader som erhållits från Stockholm Stad, som bedrivit denna typ av informationskampanjer.
Bräddvattenrening vid Kodammarna och Herkulesgatans pumpstation	Investerings- och driftkostnader ingår. Slambehandling antas ske vid Syrhåla och slammet deponeras i bergrummen.
Bortkoppling av deponier	Lokal reningsanläggning byggs för de tre deponier som idag är kopplade till Ryaverket och det renade lakvattnet leds till Ryaverket

5.2.2 Utformning och egenskaper för Källkontroll Kompostering

Insamlingen och behandlingen av bioavfall sker i detta systemalternativ på samma sätt som i Referensalternativet, dvs. huvuddelen av bioavfallet komposteras centralt. Se Kapitel 5.1.2.

Metaller och organiska ämnen kommer från alla källboxar i figuren. Källorna beskrivs i Kapitel 4.7 och 4.8.



Figur 5-3. Flödesschema för källkontroll, med bioavfallet till central kompostering. Den streckade ramen runt källboxarna, till vänster i figuren, illustrerar att det i dessa boxar som källkontrollåtgärderna sker.

Tabell 5-9. Utvalda massflöden i systemalternativet Källkontroll Kompostering. URWARE-resultat, utom flödena 1, 13 & 14 som är handräknade. Avrundade till tre värdesiffror.

Flöde	Beteckning	totalt kton/år	P Ton/år	Cu kg/år	Cd kg/år
1	Dagvatten direkt till recipient	19 600	0,3	380	3,0
2	Dagvatten till kombinerat system	15 500	0,2	282	0,9
3	Dränvatten och inläckage	55 600	6,3	176	0,3
4	Industriavlopp	3 000	7,5	83,0	1,7
5	Bad-, disk- och tvättvatten	39 300	155	2 480	1,9
6	Urin, fekalier och spolvatten	13 100	529	416	4,2
7	Fettavfall till rötning	13,4	1,4	0,0	0,0
8	Org, Avfall till förbränning*	39,2	41,9	164	1,5
9	Org, Avfall till hemkompostering	5,8	7,1	29,0	0,3
10	Inkommande avloppsvatten	122 000	696	3 390	8,8
11	Bräddning från ledningsnätet	4 460	3,9	42,2	0,1
12	Renat avloppsvatten + delvis renat bräddvatten	122 000	29,6	882	3,1
13	Slam till rötning	675	icke beräknat		
14	Rejektvatten	604			
15	Slagg och aska till deponi	2,4	41,7	164	1,5
16	Jord från hemkompostering	2,6	8,9	31,8	0,3
17	Rötrest till Gödsling	70,5	667	2 510	5,7
18	Org, Avfall till kompostering	77,6	83,3	317	2,9
19	Jord från avfallskompost	141	101	336	3,1

5.2.3 Kommentarer

De flesta större punktkällorna är redan idag åtgärdade. Med den framtidsbild som målas för år 2050 så kommer ytterligare mycket vara gjort för att förbättra miljön i samtliga systemalternativ. De ytterligare åtgärder som ingår i källkontrollsystemen är ofta dyrare, krångligare eller mer komplexa. Det är många enskilda verksamhetsutövare som måste förändra metoder, inköp eller komplettera med egna reningsanläggningar. Samma för hushållen. Regelsystem kan underlätta för konsumenter genom att de sämsta produkterna förbjuds, men fortfarande kan antas att det finns ett utbud av olika miljöstörande ämnen och att det kräver konsumenters engagemang för att de bättre produkterna ska väljas.

Vissa av åtgärderna som föreslås för dagvatten till kombinerat system kommer även leda till minskade föroreningsmängder vid bräddning till lokala recipienter.

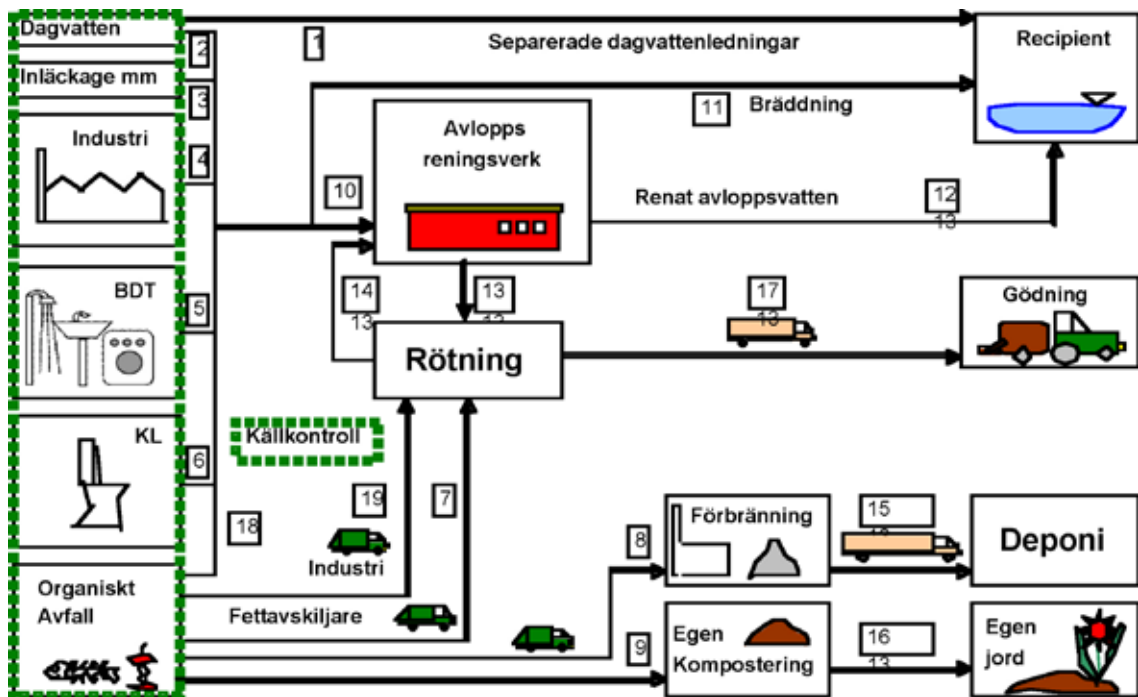
5.3 Källkontroll Avfallskvarn

5.3.1 Utformning och egenskaper

Systemalternativet Källkontroll Avfallskvarn överensstämmer med systemalternativet Källkontroll Kompostering med skillnaden att det biologiska avfallet sorteras ut genom av-

fallskvarnar och går via avloppsledningssystemet till reningsverket istället för genom insamling med sopbil till central kompostering. Bioavfallet kommer därigenom att avskiljas som slam vid reningsverket och behandlas med rötning. Anslutningsgraden till systemet med avfallskvarnar antas vara samma som för systemen för insamling av biologiskt avfall i övriga systemalternativ.

I detta kapitel beskrivs därför bara den systemskiljande hanteringen av det biologiska avfallet. Avloppssystemet är beskrivet i Kapitel 5.1 och åtgärder för ett renare slam, som är gemensamma för källkontrollalternativen, beskrivs i Kapitel 5.2.1.



Figur 5-4. Flödesschema för alternativet Källkontroll Avfallskvarn.

Tabell 5-10. Massflöden för alternativet Källkontroll Avfallskvarn. URWARE-resultat, utom flödena 1, 13 & 14 som är handräknade. Avrundade till tre värdesiffror.

Flöde	Beteckning	totalt kton/år	P ton/år	Cu kg/år	Cd kg/år
1	Dagvatten direkt till recipient	19 600	0,3	380	3,0
2	Dagvatten till kombinerat system	15 500	0,2	282	0,9
3	Dränvatten och inläckage	55 600	6,3	176	0,3
4	Industriavlopp	3 000	7,5	83,0	1,7
5	Bad-, disk- och tvättvatten	39 300	155	2 480	1,9
6	Urin, fekalier och spolvatten	13 100	529	416	4,2
7	Fettavfall till rötning	13,4	1,4	0,0	0,0
8	Org, Avfall till förbränning*	39,2	41,9	164	1,5
9	Org, Avfall till hemkompostering	5,8	7,1	29,0	0,3
10	Inkommande avloppsvatten	124 000	775	3 690	11,6
11	Bräddning från ledningsnätet	4 460	4,2	43,3	0,1
12	Renat avloppsvatten + delvis renat bräddvatten	123 000	30,0	960	4,1
13	Slam till rötning	936	icke beräknat		
14	Rejektvatten	838			
15	Slagg och aska till deponi	2,4	41,7	164	1,5
16	Jord från hemkompostering	2,6	8,9	31,8	0,3
17	Rötrest till gödsling	97,8	745	2 732	7,5
18	Org, avfall genom kvarn, inkl, spolvatten	1 480	81,0	316	2,9
19	Org, Avfall från industri	1,0	2,4	0,8	0,0

*inkl. rejeftflödet som är 5 % av det sorterade bioavfallet.

System för biologiskt avfall

Hantering av biologiskt avfall sker 2050 huvudsakligen genom att avfallskvarnar används både i hushållen och i restauranger, storkök och butiker. I hushållen monteras avfallskvarnen under ena hon i diskbänken. Hos verksamheter placeras den i beredningsköket, i diskutrymmet eller soprummet. Villahushåll har även möjlighet att ha egen kompost i trädgården. Det malda avfallet leds i avloppsledningssystemet till Ryaverket. Det antas att 5 % av det biologiska avfallet fastnar på fingallret och går till förbränning. 5 % av avfallet som går in i processen antas föreligga löst medan resterande 90 % når rötningen via primärslammet.

Anslutningsgraden till systemet med avfallskvarnar antas vara samma som för systemen för insamling av biologiskt avfall i övriga systemalternativ. Utsorteringsgraden av biologiskt avfall hos hushåll, restauranger, storkök och butiker antas vara 70 % oavsett om det är via avfallskvarn eller till hemkompostering.s

Med den beräknade befolkningen på 1 036 000 personer år 2050 ges med dessa förutsättningar de mängder biologiskt avfall som visas i Tabell 5-11.

Tabell 5-11. Behandling av biologiskt avfall (ton/år).

	Villa	Flerbo- stadshus	Restaurang/ storkök/butik	Livsmedels- industri	Fettavskiljare	Summa
Rötning via avfallskvarn	23 200	38 900	14 500	0	0	76 600
Egen kompostering	5 800	0	0	0	0	5 800
Förbränning (felsorterat)	12 400	16 700	6 200	0	0	35 300
Rötning	0	0	0	1 000	13 400	14 400
Summa	41 400	55 600	20 700	1 000	13 400	132 100

För avfallskvarnar i hushåll antas:

- Effekt: 600 W
- Antal användningstillfällen: 2,4 ggr/hushåll, dygn (Nilsson m.fl., 1990)
- Användningstid: 30,0 sek/gång (Nilsson m.fl., 1990)
- Vattenförbrukning: 3,0 liter per malning (Nilsson m.fl., 1990)
- Investeringskostnad: 4 930 kr (Baker, 2007)
- Installationskostnad: 1 000 kr (uppskattat efter Andersson, P., Surahammars Kommunalteknik, personlig kommunikation)

5.3.2 Kommentarer

Avfallskvarnar används endast i begränsad omfattning i Sverige. Surahammar är den kommun där avfallskvarnar är mest utbredd. Där har ca 50 % av hushållen avfallskvarnar. I USA är de däremot ganska utbredda.

Utsorteringsgraden av bioavfall genom avfallskvarn har antagits vara 70 %. Denna siffra stöds av Karlberg och Norin (1999) där 67 % antogs och Göteborgs kretsloppskontors undersökningar i bostadsområdet Skogaberg där 71 % beräknades (opublicerat). Utsorteringsgraden kan variera oavsett om avfallskvarnar eller insamling i påsar används. För att inte osäkerheter angående utsorteringsgrad ska påverka slutresultatet har 70 % utsorteringsgrad antagits för samtliga systemalternativ där utsortering av bioavfall sker.

Antagandet att enbart 5 % av det organiska materialet är i löst form bygger på URWAREs defaultvärden (Jönsson m.fl., 2005). Underlaget för antagandet baserar sig på en mätning och tar inte med den del som eventuellt övergår till löst form vid transport i ledningsnät. Resultaten av Urware-beräkningarna är känsliga för detta antagande.

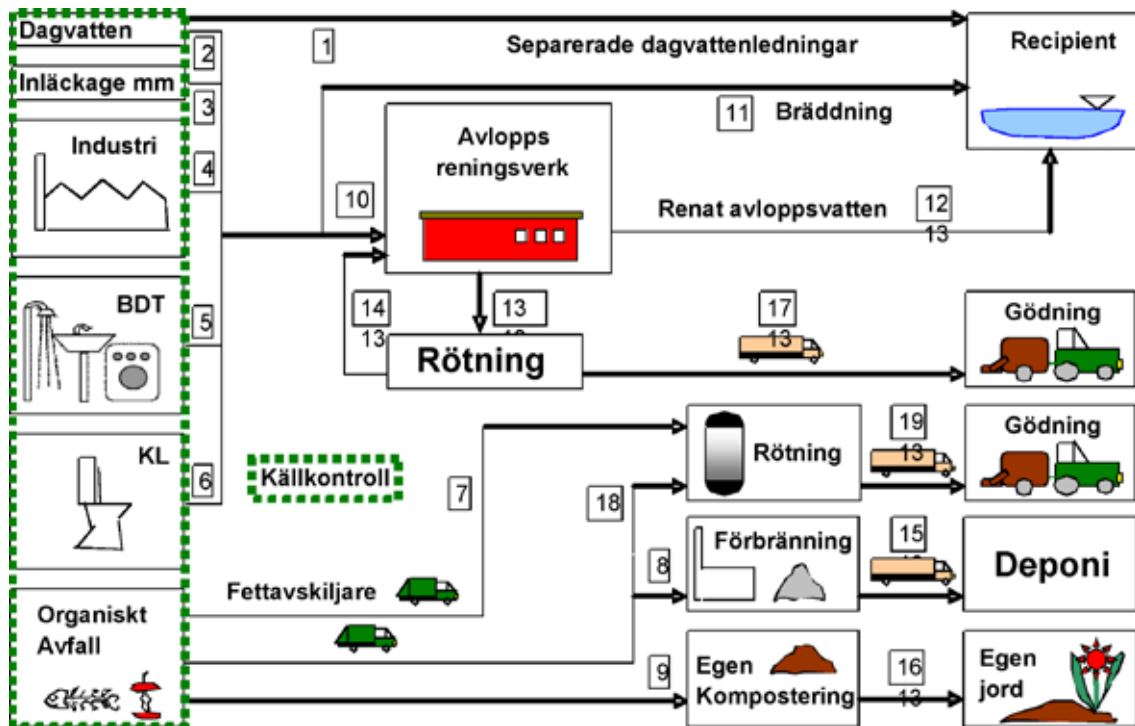
I det befintliga spillvattensystemet antas att det krävs mer underhållsspolning och ökat underhåll av pumpstationer när malt bioavfall tillförs. Servisstoppen väntas öka till det dubbla jämfört med 2005. I de delar av nya Göteborg som avser nybyggnation antas fler små pump-

stationer behövas på grund av att ledningarna behöver läggas med större lutning för att undvika stopp och spolning.

5.4 Källkontroll Rötning

5.4.1 Utformning och egenskaper

Systemalternativet Källkontroll Rötning överensstämmer med systemalternativet Källkontroll Kompostering med skillnaden att det biologiska avfallet behandlas i en separat röttningsanläggning istället för i en komposteringsanläggning samt att fettavskiljarslam går till röttningsanläggningen för biologiskt avfall istället för till Ryaverket. I detta delkapitel beskrivs därför bara den systemskiljande behandlingen av det biologiska avfallet. Insamlingen av biologiskt avfall överensstämmer med beskrivningen i Referensalternativet. Åtgärder för ett renare slam som är gemensamma för källkontrollalternativen beskrivs i Kapitel 5.2.1.



Figur 5-5. Flödesschema för alternativet Källkontroll Rötning.

Tabell 5-12. Massflöden för alternativet Källkontroll Rötning. URWARE-resultat, utom flödena 1, 13 & 14 som är handräknade. Avrundade till tre värdesiffror.

Flöde	Beteckning	totalt kton/år	P ton/år	Cu kg/år	Cd kg/år
1	Dagvatten direkt till recipient	19 600	0,3	380	3,0
2	Dagvatten till kombinerat system	15 500	0,2	282	0,9
3	Dränvatten och inläckage	55 600	6,3	176	0,3
4	Industriavlopp	3 000	7,5	83,0	1,7
5	Bad-, disk- och tvättvatten	39 300	155	2 480	1,9
6	Urin, fekalier och spolvatten	13 100	529	416	4,2
7	Fettavfall till rötning	13,4	1,4	0,0	0,0
8	Org, Avfall till förbränning*	39,2	41,9	164	1,5
9	Org, Avfall till hemkompostering	5,8	7,1	29,0	0,3
10	Inkommande avloppsvatten	122 000	695	3 390	8,8
11	Bräddning från ledningsnätet	4 460	3,9	42,2	0,1
12	Renat avloppsvatten + delvis renat bräddvatten	122 000	29,6	882	3,1
13	Slam till rötning	669	icke beräknat		
14	Rejektvatten	599			
15	Slagg och aska till deponi	2,4	41,7	164	1,5
16	Jord från hemkompostering	2,6	8,9	31,8	0,3
17	Rötrest till gödsling	69,9	665	2 510	5,7
18	Org. Avfall till rötning	77,6	83,3	317	2,9
19	Fast & flytande fas till gödsling	72,4	80,6	301	2,8

*inkl. rejektflödet som är 5 % av det sorterade bioavfallet.

System för biologiskt avfall

Insamlingssystemet för biologiskt avfall är identiskt med insamlingssystemet i referensalternativet. Behandlingen av avfallet skiljer sig däremot genom att det insamlade bioavfallet körs till en separat röttningsanläggning för bioavfall istället för en komposteringsanläggning. Till denna anläggning körs även fettavskiljarslammet.

Anslutningsgrad till insamling av biologiskt avfall antas vara

- 20 % av villahushållen har hemkompost.
- Resterande villahushåll, 80 % lämnar biologiskt avfall till central rötning.
- 100 % av flerbostadshushållen lämnar biologiskt avfall till central rötning.
- 100 % av restauranger, storkök och butiker lämnar biologiskt avfall till central rötning.
- Ett fåtal livsmedelsindustrier lämnar biologiskt avfall till rötning med en sammanlagd mängd på 1000 ton/år.

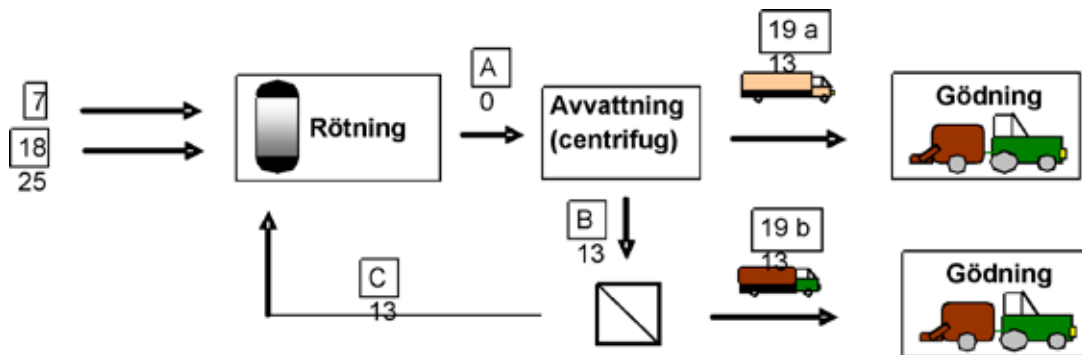
Med den beräknade befolkningen på 1 036 000 personer år 2050 ges med dessa förutsättningar de mängder biologiskt avfall som visas i Tabell 5-15.

Tabell 5-13. Behandling av biologiskt avfall (ton/år).

	Villa	Fler- bostadshus	Restaurang/ storkök/butik	Livsmedels- industri	Fett- avskiljare	Summa
Rötning	23 200	38 900	14 500	1 000	13 400	91 000
Egen kompostering	5 800	0	0	0	0	5 800
Förbränning (felsorterat)	12 400	16 700	6 200	0	0	35 300
Summa	41 400	55 600	20 700	1 000	13 400	132 100

Röttningsanläggningen för bioavfall

Det insamlade biologiska avfallet transporteras till en separat röttningsanläggning. Röttningsanläggningen illustreras i systemskissen i Figur 5-6. Flödena finns samlade i Tabell 5-14.



Figur 5-6: Skiss av röttningsanläggningen för bioavfall. Inte med i bilden: Rejektflödet (5 % av inkommande bioavfall går till förbränning), och biogasen.

Tabell 5-14. Massflöden i röttningsanläggningen för bioavfall. URWARE-resultat. Den är överensstämmer i huvudsak med anläggningen i alternativet Svartvatten (5.5) och Förbränning (5.7), men skiljer sig något i numreringen och storlek av flödena. Inte med i tabellen: Rejektflödet och biogasen.

Flöde	Beteckning	kton/år
7	Fettavfall	13,4
18	Org. avfall till rötning	77,6
19a	avvattnat röt slam (30 % TS)	20,7
19b	RO-koncentrat (5,1 % TS)	51,7
A	Ut röt kammare (6,7 % TS)	132,2
B	flytande fas (TS 2,4 %)	111,5
C	RO permeat retur för spädning	59,8

Det biologiska avfallet blandas med fettavskiljarslam och spädes med permeat från RO-anläggningen till 16 % TS-halt för att göra det pumpbart. Tungt material såsom sand, stenar, glas, magnetiska och icke-magnetiska metaller avskiljs⁷. Hygieniseringen av det inkommande materialet sker vid 70°C i en timme innan termofila rötningen. Vid förbehandlingen

⁷ Det antogs att teknik finns för att avskilja föroreningar och genomföra rötning också vid denna relativt höga torrsubstanshalt.

antas att 5 % av den inkommande biologiska avfallet avgår som rejekt. Skillnaden mellan det redovisade massflödet in och ut från rötchammaren består av biogasen.

Rötresten (A) avvattnas med en centrifug till 30 % TS-halt och det avskiljda rejecktvaletnet (B) med en TS-halt på 2,5 % behandlas genom lågtrycks-membranfiltrering följt av omvänd osmos. Permeatet (C) recirkuleras och används till att späda inkommande avfallet. Koncentratet från den omvända osmosen får en TS-halt på omkring 5 %.

Koncentratet och det avvattnade slammet transporteras var för sig till satellitlager i anslutning till jordbruksmark. Den flytande fasen transporteras med tankbil och den fasta fasen förs till en slamsilo varifrån lastbilar hämtar. Båda fraktionerna används till spridning på produktiv mark.

Den producerade biogasen renas och uppgraderas till fordonsgaskvalitet och leds därefter in på det befintliga naturgasnätet. Det antogs att metanförlusterna blir 0,2 %, dvs. betydligt lägre än förlusterna för ett typiskt fordonsgassystem idag. Biogasen används som fordonbränsle enligt ”Grön gas-principen”⁸. Användningen av biogasen fördelas i beräkningen till hälften på personbilar och till hälften på tyngre fordon.

5.4.2 Kommentarer

Systemet med insamling av biologiskt avfall med papperspåsar för hushåll och kärl med insatssäck för restauranger, storkök och butiker är beprövat i Göteborg och fungerar relativt väl. I systemalternativet förutsätts att det är obligatoriskt för alla kommunens kunder att sortera ut biologiskt avfall, till skillnad från idag då systemet bygger på frivillighet. Det bör undersökas om lösningen med en RO-anläggning för koncentrerings av rötresten är gynnsam relativt borttransport av rötresten utan koncentrerings.

Eftersom det i detta alternativ antas att slammet från Ryaverket är av så god kvalitet att det kan användas på produktiv mark så är det sannolikt mer kostnadseffektivt att genomföra rötningen av bioavfallet i Ryaverkets biogasanläggning, istället för en separat anläggning som beräknat i systemstudien. Bioavfallet utgör en så pass liten volym att någon utbyggnad rötchammarvolymen troligen inte behövs. En nackdel med detta är att kväveinnehållet i rötresten till stor del förloras. Detta är utgör dock endast ca 5 % av den totala mängden kväve i avlopp och bioavfall. Separat rötning har dock den fördelen att produkten troligen upplevs vara av bättre kvalitet än om bioavfallet är blandat med slam.

5.5 Svartvatten

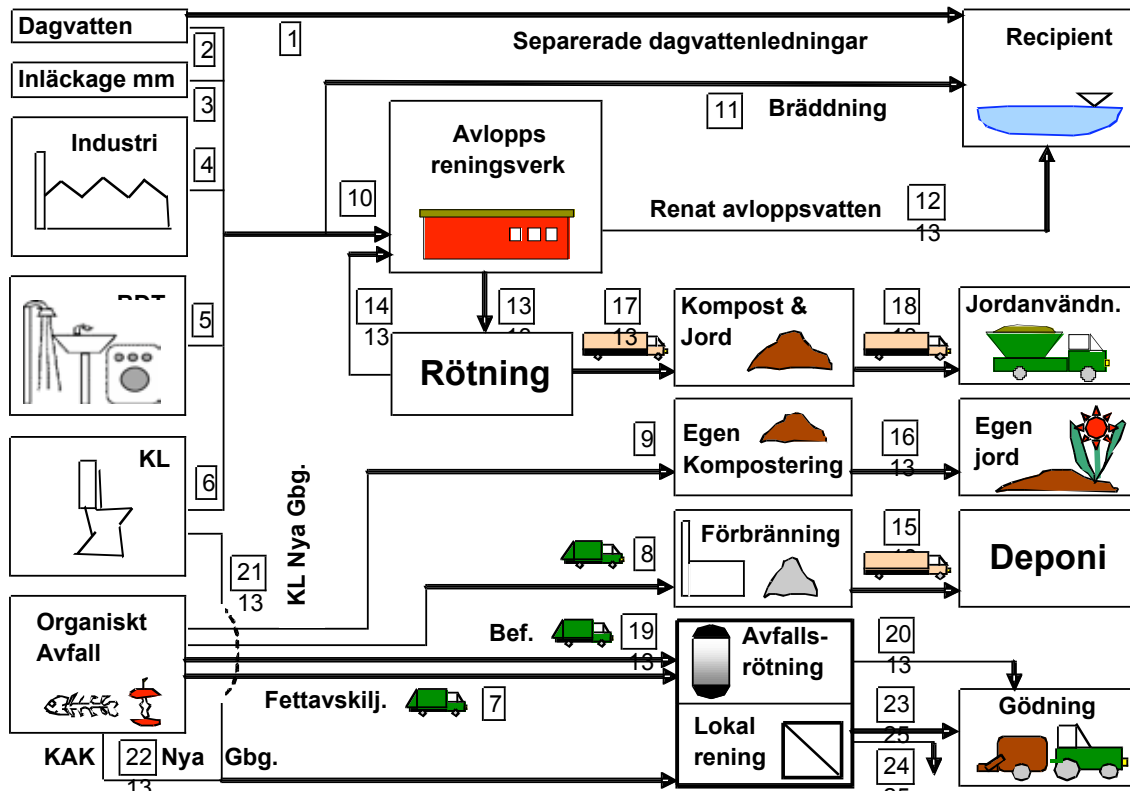
5.5.1 Utformning och egenskaper

Svartvattenalternativet bygger på att mesta möjliga växtnäring skall källsorteras och behandlas separerat från annat avloppsvatten och disponeras på produktiv mark. I detta systemalternativ används även köksavfallskvvarnar (KAK) för bioavfall så att bioavfallet behandlas tillsammans med svartvattnet.

⁸ Ett system för distribution av biogas genom befintliga naturgasnätet (fordonsgas.se, besökt 070216)

Vid införandet av Svartvattenalternativet delas staden in i Nya och Befintliga Göteborg. Nya Göteborg består av nybyggnationer och flerbostadshus som stamrenoverats. I nya bostadsområden förutsätts svartvatten och bioavfall år 2050 via avfallskvarnar transporteras med ledning till någon av de fyra lokala behandlingsanläggningar för svartvatten som byggs. Då det är en liten del av befolkningen i Nya Göteborg som kommer att bo i helt nya områden så kommer under en lång övergångstid svartvatten att behöva samlas upp lokalt och transporteras med bil till de lokala reningsanläggningarna. Detta förhållande är inte medtaget i bedömningarna av alternativet.

Befintliga Göteborg som huvudsakligen består av flerbostadshus som man inte hunnit stamrenovera samt befintliga villor går allt avloppsvatten till Ryaverket. Bioavfallet hanteras på samma sätt som i Källkontroll Rötning, med enda skillnaden att rötningen av det sker på en av de lokala behandlingsanläggningarna för svartvatten och malt bioavfall. BDT-vatten från hela Göteborg går till Ryaverket.



Figur 5-7. Flödesschema för Svartvattenalternativet.

Tabell 5-15. Flödesmängder för Svartvattenalternativet. URWARE-resultat, utom flödena 1, 13 & 14 som är handräknade. Avrundade till tre värdesiffror.

Flöde	Beteckning	totalt kton/år	P ton/år	Cu kg/år	Cd kg/år
1	Dagvatten direkt till recipient	19 600	0,3	470	3,0
2	Dagvatten till kombinerat system	15 500	0,2	403	1,3
3	Dränvatten och inläckage	55 600	6,3	176	0,3
4	Industriavlopp	3 000	7,5	83,0	1,7
5	Bad-, disk- och tvättvatten	39 300	155	4 950	2,7
6	Urin, fekalier och spolvatten	4 800	194	152	1,5
7	Fettavfall till rötning	13,4	1,4	0,0	0,0
8	Org. Avfall till förbränning	39,2	41,9	164	1,5
9	Org. Avfall till hemkompostering	5,8	7,1	29,0	0,3
10	Inkommande avloppsvatten	114 000	361	5 700	7,4
11	Bräddning från ledningsnätet	4 456	2,5	65,3	0,1
12	Renat avloppsvatten + delvis renat bräddvatten	114 000	27,6	1 480	2,6
13	Slam till rötning	394	icke beräknat		
14	Rejektvatten	353			
15	Slagg och aska till deponi	2,4	41,7	164	1,5
16	Jord från hemkompostering	2,6	8,9	31,8	0,3
17	Rötrest till kompostering	41,1	333	4 220	4,8
18	Jord från slam	91,1	346	4 240	5,0
19	Org. avfall Bef. Gbg till rötning	25,4	27,5	98,2	0,9
20	Fast & flytande fas från bioavfall	32,3	27,6	93,3	0,9
21	KL-vatten från Nya Gbg	5 310	335	264	2,6
22	Kvarn nya Gbg: avfall (70 %) + vatten	1 040	55,8	219	2,0
23	Fast & flytande fas från KL + KAK	430	385	377	3,6
24	Till lokal recipient	5 870	3,9	94,3	0,9

Nya Göteborg

Svartvatten och bioavfall från köksavfallsquvar (KAK) avleds tillsammans i ett svartvattenledningsnät. Det antas att alla villa- och flerbostadshus har avfallsquvar installerade. Hemkompostering kommer inte att finnas i Nya Göteborg. Behandlingen av svartvattnet och bioavfallet från KAK sker i fyra lokala behandlingsanläggningar som etableras i närheten av de fyra nya bebyggelsekoncentrationer (Figur 5-8). Antalet fyra är också en avvägning mellan att minimera transportavstånden och att utnyttja skalfördelen för stora anläggningar. Från de fyra nybyggda områdena är medelavståndet 1,8 km till den närmaste anläggningen. För svartvatten och nedmalt bioavfall från stamrenoverade fastigheter som är spridda över hela staden kommer det under lång tid behövas övergångslösningar med lastbilstransport. För enkelhetens skull antas i beräkningarna att ett svartvattennät finns tillgängligt 2050 för alla dessa fastigheter. Vid en av de fyra dessa anläggningar behandlas även det bioavfall som insamlats med bil.

De lokala behandlingsanläggningarna kommer att avskilja ett slam som tillsammans med bioavfallet från Befintliga Göteborg kommer att rötas termofilt. Slammet kommer sedan att spridas på produktiv mark. En näringsrik vätskefas avskiljs med hjälp av membranteknik och det sprids direkt på produktiv mark. Från anläggningen kommer vatten att släppas ut i lokala recipienten.

BDT-vatten kommer att ledas till Ryaverket. I separerade områden kommer dagvatten att ledas orenat till lokala recipienter, en rening av vissa delströmmar kan komma i fråga. I kombinerade områden kommer BDT-vatten och dagvatten avledas tillsammans och största möjliga volym dagvatten avleds till Ryaverket då incitamentet för att minska mängden föroreningar i slammet inte finns längre. Slammet från Ryaverket kommer nämligen inte att spridas på produktiv mark. Prioriterat är att skydda recipienterna.

FAKTA Svartvattenalternativet

År 2050 är toaletter och köksavfallskvarnar från 653 000 personer anslutna till ledningar som går till fyra lokala svartvattenbehandlingsanläggningar. BDT-vattnet går till Ryaverket

Klosettwater från 380 000 personer är kopplade till Ryaverket.

100 % av villa- och flerbostadshushållen i Nya Göteborg har avfallskvarn.

100 % av restauranger, storkök och butiker i Nya Göteborg har avfallskvarn.

Hemkompostering förekommer bara i villahushåll i Befintliga Göteborg.

20 % av villahushållen har hemkompost. Hemkomposteringen förekommer bara i villahushåll i Befintliga Göteborg. Resterande villahushåll i Befintliga Göteborg lämnar biologiskt avfall till rötning.

100 % av flerbostadshushållen i Befintliga Göteborg lämnar biologiskt avfall till rötning.

100 % av restauranger, storkök och butiker i Befintliga Göteborg lämnar bioavfall till rötning.

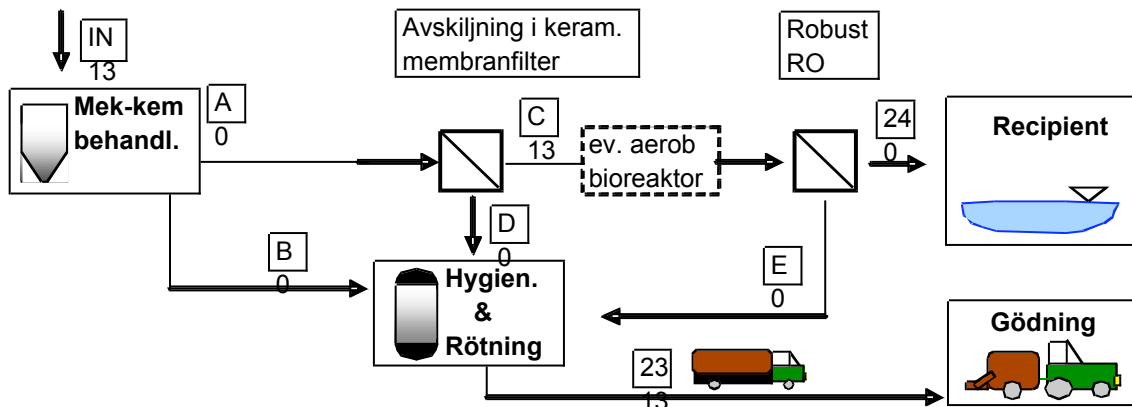
100 % av livsmedelsindustrierna lämnar biologiskt avfall till rötning.

Biogasanläggningen som tar emot det insamlade bioavfallet ligger vid en av de fyra nya behandlingsanläggningarna för svartvatten som ligger på södra Hisingen.

Fettavskiljarslammet går till biogasanläggningen istället för till Ryaverket.

Transportavstånden antas inte förändras jämfört med Referensalternativet 2050.

Figur 5-8. Lokalisering av de lokala reningsverken



Figur 5-9. Processkombinationen i de lokala reningsverken. IN = flöden 21+22 i Figur 5-7. Inte med i bilden: Rejektflöde vid inloppet (till förbränning), och biogasen.

Tabell 5-16. Flödesmängder de lokala reningsverken (alla 4 sammanlagt). URWARE-resultat, utom flödena C, D & E som är handräknade pga. att modellen saknar detaljnivån. Inte med i tabellen: Rejektflöde vid inloppet (till förbränning), och biogasen.

Flöde	Beteckning	kton/år
IN	Flöde 21 + Flöde 22 i Figur 4-7	6 360
21	KL-vatten från Nya Gbg	5 310
22	Org. avfall Nya Gbg genom kvarn (70 %)	1 040
23	23 a + b. fast & flytande fas till gödsling	430
24	Permeat RO till recipient	5 870
A	IN keram. membranfilter	= IN - B
B	Primärslam till rötning	inte beräknat, se flöde D
C	Permeat keram. membranfilter	6 120
D	Koncentrat keram. membranfilter	Summa flödena B + D = 240
E	Koncentrat RO (8 %)	489

Följande lokala behandling har antagits: Efter en inledande grovrening med galler eller silar och sandfång tillsätts en kemikalie som faller ut fosfor och koagulerar finpartikulärt material. Partiklarna avskiljs sedan genom sedimentering. Resterande partiklar i vattenfasen avskiljs på ett keramiskt membranfilter av en typ som är under utveckling hos Fraunhofer-institutet i Tyskland (se Bilaga 16). Vätskefasen går därefter direkt till en omvänd osmosanläggning där den koncentreras ca 6 ggr⁹. Permeatet leds till recipient. Avskilt slam från det keramiska filtret och koncentratet från den omvända osmosanläggningen hygieniseras genom pasteurisering innan det pumpas till röttkammaren. Efter biogasanläggningen avvattnas slammet. Vätskefasen kan sedan eventuellt koncentreras ytterligare, men det är tveksamt om detta är bättre från uthållighetssynpunkt.

⁹Dagens membranfilter kräver normalt aeroba förhållanden. Därför finns en bioreaktor med luftning inritat som option. Målsättningen är dock att maximera biogasproduktionen, alltså den anaeroba omsättningen. För beräkningarna utgår vi ifrån att membran kan köras anaerobt 2050.

Befintliga Göteborg

I befintliga Göteborg hanteras avloppsvattnet som i referensalternativet Bioavfall från hus-håll, storkök och industri samlas in och transporteras till en rötningsanläggning som är identisk med anläggningen i systemalternativet Källkontroll Rötning (ovan).

5.5.2 Kommentarer

Köksavfallskvarnar är en beprövad teknik, främst utomlands, men lokalt också i Sverige. För behandling av svartvatten kan användas aktiv slambehandling med membran-bioreaktor, som tillämpar relativt grova lågtrycksmembran (mikrofiltrering eller ultrafiltrering). För behandling av avloppsvatten med högtrycksmembran (nanofiltrering eller omvänd osmos) finns internationella erfarenheter (Bartels, 2006); försök med omvänd osmos utfördes också i Göteborg. Fungerade fullskaleanläggningar med högtrycksmembranfiltrering av avloppsvatten syftar normalt på att återvinna rent vatten, inte näringsämnen, varför koncentrationen är väsentligt lägre än vad som här förutsätts för här i Svartvattenalternativet. Fullskaleanläggningarna har en avancerad förbehandling, ofta minst konventionell avlopprensning och lågtrycksmembran, innan vattnet skickas till en anläggning med omvänt osmos.

För att kunna implementera Svartvattenalternativet måste ett antal åtgärder genomföras. De fysiska åtgärderna i ledningssystemet omfattar:

- Köksavfallskvarnar måste installeras i fastigheter.
- Nya stammar i fastigheter för svartvatten måste dras till toaletter och köksavfallskvarnarna.
- Nya ledningar måste dras i gatumark.
- Fyra nya lokala behandlingsanläggningar byggs på strategiska platser i staden.

Att ändra ett avloppssystem är en mycket stor ekonomisk investering samtidigt som den förväntas kunna användas under väldigt lång tid. Om Svartvattenalternativet bedöms som det mest fördelaktiga är det viktigt att förändringen påbörjas omedelbart för att effekt skall nås år 2050. Nya områden byggs med separata ledningar för bioavfall och svartvatten och i befintlig miljö bör separering ske i samband med att hus stamrenoveras eller att arbeten sker i gatumiljön. Då detta inte kommer att ske samtidigt för områden så kommer en del områden att vara överksamma under avsevärd tid. Toalettstolarna kan se samma ut även om de är snålspolande eller har vakuumsystem kopplat till sig.

I detta alternativ kommer Ryaverket att avlastas avsevärt vad gäller tillförsel av organiskt material, kväve och fosfor. Behovet för kväveavskiljning minskar till en femtedel jämfört med jordtillverkningsalternativet. Detta medför mindre åtgång på energi, fällningskemikalier och kolkälla. Processförändringar kan bli aktuella. Dessa antas kunna genomföras inom befintliga bassängvolymer.

Ett alternativ till avledning med självfall är att avleda svartvattnet med vakuumsystem. Vakuumsystemen är energikrävande och detta tillsammans med brukaraspekter har gjort att projektgruppen bedömt detta alternativ som mindre lämpligt.

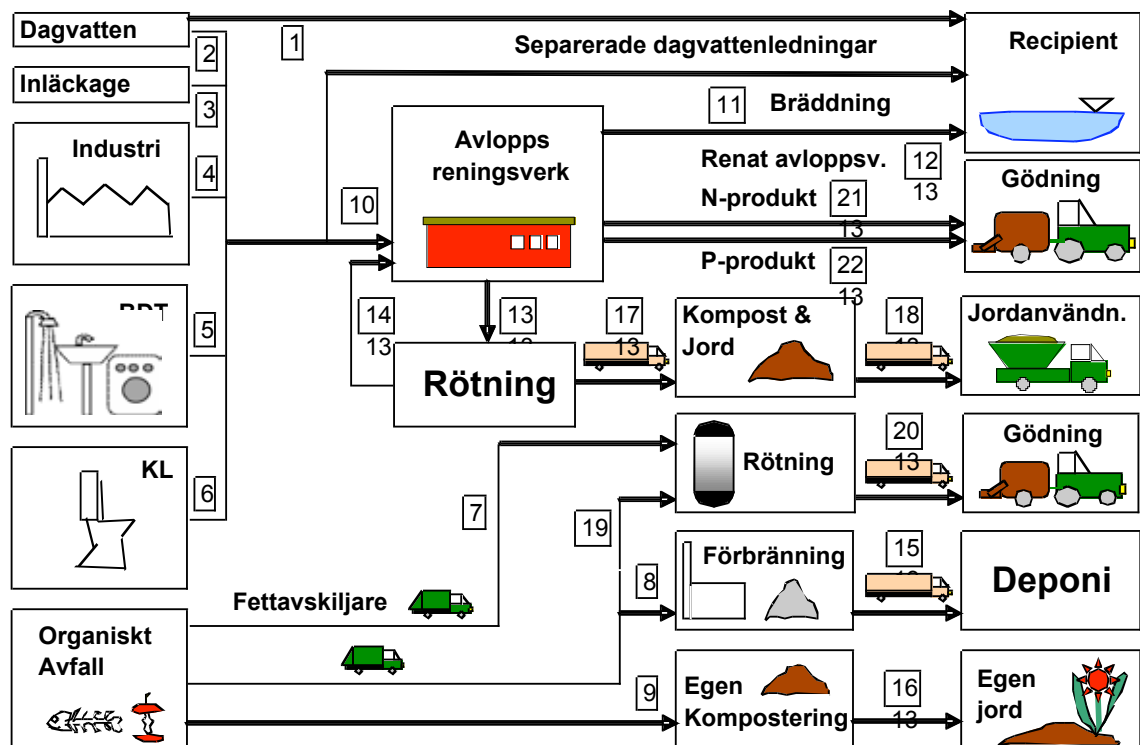
I ovan beskriva Svartvattenalternativet går en förhållandevis stor andel av fosfor till spillo genom att inte alla hushåll är anslutna år 2050. En utvinning av fosfor vid Ryaverket kan övervägas, men kommer att bli kostsam i kombination med svartvattensystem.

5.6 Utvinning av fosfor och delutvinning av kväve vid Ryaverket

I systemalternativet ”Utvinning” eftersträvas att utvinna rena näringsfraktioner vid Ryaverket. I detta alternativ kompletteras därför Ryaverket med utvinningsteknik för fosfor och kväve. Ryaverket överensstämmer till stor del med referensalternativet men de kompletterande delarna beskrivs nedan. Bioavfallet hanteras på samma sätt som i systemalternativ ”Källkontroll Rötning”.

Vilken teknik som skall användas för utvinning är långt ifrån självklar och därför beskrivs även andra möjliga utvinningstekniker.

5.6.1 Utformning och egenskaper



Figur 5-10. Systemskiss för Utvinningsalternativet.

Tabell 5-17. Flöden för Utvinningsalternativet. Avrundade till tre värdesiffror.

Flöde	Beteckning	totalt kton/år	P ton/år	Cu kg/år	Cd kg/år
1	Dagvatten direkt till recipient	19 600	0,3	470	3,0
2	Dagvatten till kombinerat system	15 500	0,2	403	1,3
3	Dränvatten och inläckage	55 600	6,3	176	0,3
4	Industriavlopp	3 000	7,5	83,0	1,7
5	Bad-, disk- och tvättvatten	39 300	155	4 950	2,7
6	Urin, fekalier och spolvatten	13 100	529	416	4,2
7	Fettavfall till rötning	13,4	1,4	0,0	0,0
8	Org, Avfall till förbränning*	39,2	41,9	164	1,5
9	Org, Avfall till hemkompostering	5,8	7,1	29,0	0,3
10	Inkommande avloppsvatten	122 000	695	5 970	10,0
11	Bräddning från ledningsnätet	4 460	3,9	62,0	0,1
12	Renat avloppsvatten + delvis renat bräddvatten	122 000	29,6	1 550	3,5
13	Slam till rötning	608	icke beräknat		
14	Rejektvatten	544			
15	Slagg och aska till deponi	2,4	41,7	163,7	1,5
16	Jord från hemkompostering	2,6	8,9	31,8	0,3
17	Rötrest till kompostering & jordtillverkning	63,5	201	4 420	6,5
18	Jord från slamkompost	140	220	4 450	6,8
19	Org, Avfall till rötning	77,6	83,3	317	2,9
20	Fast & flytande fas från bioavfall	72,4	80,6	301	2,8
21	N-produkt	50,3	0,0	0,0	0,0
22	P-produkt	4,4	464	0,0	0,0

I regionens avloppsvatten finns 700 ton fosfor och 5300 ton kväve år 2050. Det finns flera metoder för att utvinna fosfor i koncentrerad form. Vilken metod som är bäst går inte att avgöra utan fördjupad analys. Här beskrivs en metod baserad på biologisk fosforavskiljning som ger en fosforprodukt i pelletsform.

För kväve saknas det däremot enkla metoder för utvinning direkt från avloppsvatten. Kvävet kan utvinnas i koncentrerad form från avloppsvattnet t.ex. genom avdrivning eller omvänd osmos. Detta innebär dock större energiförbrukning för att utvinna kvävet än vad som skulle åtgå om samma mängd kväve utvanns från luftkväve. Dessa tekniker är därför inte attraktiva vare sig från ett resursperspektiv eller från ett ekonomiskt perspektiv. Vid avloppsvattenrening avskiljs ca 30 % av kvävet med slammet. När slammet stabiliseras med rötning bryts ca hälften av det organiska materialet ned och likaså frigörs då ca hälften av det kväve som är bundet i slammet. Efter rötningen finns därför ca hälften av det kväve som avskiljts vid avloppsvattenreningen fortfarande i slammet medan den andra hälften finns i slamvattnet. I slamvattnet finns kvävet i ammoniumform och koncentrationen är hög, 500-1000 mg/l, vilket ger bättre möjligheter till utvinning. Den andel av kvävet som kan utvinnas begränsas emellertid till det kväve som finns i den vattenfas som erhålls efter rötning och avvattning, det s.k. rejecktattnet. Vid Ryaverket är det ca 17 % av kvävet i avloppsvattnet som finns i

rejektvattnet. Det finns metoder för att öka nedbrytningen vid rötning. Man kan härigenom få en större andel av kvävet i rejektet, dock knappast mer än något över 20 %.

Jämfört med referensalternativet förändras Ryaverket så att aktivt slamsteget utformas som en Bio-P anläggning utan kväveavskiljning med en anaerob zon och en aerob zon. Utloppsvattnet från aktivt slamsteget pumpas till befintlig biobädd för nitrifikation. Utloppsvatten från biobädden går efter tillsats av kolkälla till den redan nu beslutade efterdenitrifikationsanläggningen baserad på biofilmteknik. Denna behöver dock ges större kapacitet. Slutavskiljning sker därefter med mikrosilar. Returslammet i aktivt slamsteget pumpas till en s.k. stripper där ättiksyra tillsätts under anaeroba förhållanden. Fosfor frigörs då till vätskefasen. Vätskefas och slam separeras sedan i en sedimentering. Slammet tas ut från processen som överskottsslam (ev. tas en del som överskottsslam och en del returneras till aktivt slambasängens inloppsdel). Vätskefasen går till fosforutvinning. Först tillsätts svavelsyra för att sänka pH så att koldioxid kan drivas av. Därefter tillsätts kalk för att höja pH och kalciumkoncentrationen och vattnet går till en fluidiserade bädd, en s.k. Crystalactor®. I bädden utkristalliserar kalciumfosfater på sandkorn som utgör kärnor. Vatten dräneras lätt från dessa pellets, som efter torkning kan transporteras bort som en torr produkt med ett fosforinnehåll på 11 - 12 %. I princip är anläggningen lik reningsverket i Geestmerambrecht, Nederländerna, som finns utförligt beskriven av Piekema (2004).

Slammet går efter förtjockning till rötning. Vid den efterföljande slamavvattningen skiljs slam och vatten. Från vattnet, det s.k. rejektvattnet utvinns sedan kvävet. Detta sker genom att pH-värdet höjs med natriumhydroxid, varvid ammonium i vattnet övergår till ammoniakform (kalk är ett billigare alkali men ger stora slammängder genom att kalciumkarbonat utfälls och kalk är driftsmässigt svårare att hantera.). Rejektvattnet pumpas sedan till en avdrivningskolonn där det strilas över ett fyllkroppsmaterial samtidigt som det möter luft i motström. Luftflödet är stort, ca 3000 m³ luft per m³ rejektvatten. Beroende av luftflöde och andra processbetingelser kan då 80 - 90 % av kvävet avdrivas till luften. Luften leds sedan in i en annan kolonn där det får möta svavelsyra eller salpetersyra i motström. Ammoniaken i luften absorberas då så gott som fullständigt i syran. Ut från absorptionskolonnen får man en ammoniumsulfat- eller ammoniumnitratlösning.

Resursförbrukningen baseras för fosforutvinningen i huvudsak på data från Piekema (2004). För kväveutvinningen baseras data främst på en utredning från en holländsk organisation, STOWA (1995). Förbruknings- och produktionssiffror för Ryaverket år 2050 nedan är differenser relativt Ryaverkets utformning i referensalternativet.

Utvinningen ger förändringar i resurshanteringen på Ryaverket. Den ger ökade förbrukningar av

Svavelsyra	5000 + 3400 ton
Natriumhydroxid 40 %-ig	10 600 ton
Släckt kalk	1000 ton
Ättiksyra	870 ton
Ökad etanolförbrukning	2135 ton
Ökad energiförbrukning	1,5 + 3,0 GWh

samt

Minskad järnsulfatförbrukning	7280 ton
Minskad slammängd	2200 ton TS
Pellets för borttransport	3200 ton
Ammoniumsulfat (30 %) för borttransport	15000 ton

Utvinnningen av fosfor har antagits bli 60 % och utvinningen av kväve 18 % med den ovan skisserade anläggningen.

Behandlingen av bioavfall i detta alternativ är identisk med alternativ 4, Källkontroll Rötning.

5.6.2 Kommentarer

Processteknik: fosfor

Det finns flera möjligheter att utvinna rena fosforprodukter från avloppsvatten, från slam och från aska efter slamförbränning. Med lämplig processutformning kan en sådan fosforprodukt få en bättre kvalitet än slam uttryckt som innehåll av oönskade ämnen relativt innehåll av fosfor.

Enklaste sättet att få en fosforprodukt är att tillämpa kemisk fällning efter den biologiska reningen. En stor del av metallerna och de oönskade organiska ämnena avskiljs vid den biologiska reningen men endast ca 25 % av fosfor. Utvinningsgraden skulle då kunna bli ca 70 %. Den produkt man erhåller från fällningen är en aluminiumfosfat-aluminiumhydroxid eller en motsvarande järnprodukt beroende av vilket fällningskemikalie som används. Utfällningen kommer också att innehålla suspenderat material som följer med från det biologiska steget, 20 - 40 % räknat som torrsbstans. Utfällningen är svår att avvattna och ger en smetig, svårhanterbar produkt. Det går troligen att utveckla teknik för att förbättra produktens hanterbarhet. Det finns mycket erfarenhet av kemisk fällning efter biologisk behandling. När kalk används som fällningsmedel blir produkten lättare att avvattna, men slammängderna blir väsentligt större.

En annan metod är att utkristallisera en fosforförening i en fluidiserad bädd från det vatten som går ut från aktivt slamsteget. Tekniken är i princip densamma som beskrivits ovan i avsnitt 5.6.1. En fullskalanläggning enligt denna princip var i drift några år i Nederländerna. Anläggningen fungerade men driften lades ner av ekonomiska skäl. En klar fördel med denna metod är att fosforprodukten, en apatit, erhålls i form av granuler som är lätta att hantera och sprida. Om man antar att 25 % av fosfor finns i slammet och 5 % i utgående vatten, skulle 70 % av fosfor kunna utvinnas i pelletsform med denna teknik.

När fosfor avskiljs från avloppsvatten med biologiska metoder, s.k. Bio-P, så får man i processen delströmmar med höga fosforkoncentrationer. Från en sådan delström kan en fosforprodukt utvinnas genom fällning eller med kristallisationsteknik. Genom att fosforkoncentrationen då är högre krävs mindre kemikalier. De flöden som skall hanteras i fosforutvinningen blir också lägre. En anläggning som arbetar enligt denna princip finns i drift i Geestmerambrecht i Nederländerna (Piekema, 2004). I denna anläggning återvinns 44 %

av fosfor i avlopp i form av kalciumfosfatpellets. Anläggningen i Geestmerambrecht är inte optimerad för att maximera uttaget av fosfor som pellets. Det är en anläggning av denna typ som skisserats i avsnitt 5.6.1. Det är således inte säkert att 60 % av fosfor kan utvinnas så som förutsatts.

Kemira har utvecklat en teknik för utvinning av fosfor från slam genom lakning med syra under förhöjd temperatur och tryck. Den utlakade fosfor fälls ut som järn(III)fosfat. Utfällningen har efter avvattnings en konsistens liknande skokräm och behöver torkas och granuleras för att bli attraktiv. En pilot anläggning har varit i drift i Helsingborg och baserat på dessa erfarenheter projekterades en fullskaleanläggning för Malmö. Det finns således data för investeringar, driftkostnader och resursåtgång. Anläggningen i Malmö har dock inte kommit till utförande då Naturvårdsverkets Aktionsplan inte ställde några uttryckliga krav på fosforåterföring. Metoden utvärderades tillsammans med andra metoder för fosforåterföring i en underlagsutredning (Balmér m.fl., 2002) till Aktionsplanen. Man bedömde då att drygt 70 % av fosfor i avlopp kunde återföras med denna teknik.

Om slammet förbränns eller våtoxideras vid superkritiska temperatur erhålls en oorganisk aska. Det pågår mycket forsknings- utvecklingsarbete för att finna metoder för att framställa fosforprodukter från aska. Det finns indikationer på att det är lättare att laka ut fosfor från aska från våtförbränning. Våtförbränningstekniken för slam har endast provats i korta försök i pilotskala. Så vitt känt finns det inga anläggningar i drift med utvinning av fosfor från aska.

I Japan finns anläggningar där man utvinner av fosfor i form av struvit (magnesium-ammoniumsulfat) med låg halt av föroreningar. Utvinningen sker från rejektvatten och möjlig utvinning blir då begränsad till uppskattningsvis ca 20 %. I kombination med bio-P processer kan måhända högre utvinning uppnås.

Den metod som synes mest attraktiv är kristallisationstekniken. Den ger en lätt hanterbar produkt, tekniken är förhållandevis enkel och man använder inte höga tryck och temperaturer. Litteraturuppgifter indikerar att 60-70 % av fosfor i avlopp kan utvinnas i form av produkt. Resten av fosfor finns i slammet. En del av denna fosfor kan säkert också utvinnas men då måste mer avancerad teknik användas.

Till år 2050 har projektgruppen bedömt att fosformängden i rengöringsmedel kommer att minska, så att BDT-vattnet innehåller bara ca 60 % av dagens fosforhalt. Därmed försämras möjligheterna till utvinning med efterfällnings- och kristallisationsteknik, eftersom en större andel av fosfor kommer att vara kvar i slammet. Bedömningen är att utvinningen, som med nuvarande fosformängder i avloppsvattnet antas vara 70 %, sjunker till 65 % år 2050.

Processteknik: kväve

Utvinning av kväve genom avdrivning är en väl etablerad teknik. Fullskaleanläggningar finns bl.a. i Oslo, Fredrikshamn och tidigare också i Eslöv. Eslövsanläggningen är nedlagd pga. höga kostnader. Före rötningen, eller på en cirkulerande ström över rötkamrarna, kan slammet eventuellt desintegreras så att man erhåller högre utröttningsgrad med åtföljande

högre biogasproduktion och ökad utlösning av kväve till vätskefasen. På grund av energibehovet är det tveksamt om desintegrationsteknik är gynnsamt från en uthållighetssynpunkt.

Ett alternativ till denna återvinningsmetod för kväve kan vara att driva av ammoniak med ånga och kondensera denna. Man erhåller då en lösning av ammoniak i vatten vilken borde kunna avsättas lokalt för rökgasrening.

Effekter på befintliga processer

En klar fördel är att den skisserade processlösningen innebär att den nuvarande recirkulationen över biobädden upphör vilket ger möjlighet att hantera större hydraulisk belastning än idag.

Införande av tekniken i Göteborgsregionen

Ryaverkets nuvarande område är med de utbyggnader som är beslutade, fullt utnyttjat. Stripingbassängen och den efterföljande sedimenteringen måste därför planeras på angränsande mark i sydost. Markbehovet är inte större än att detta bör vara möjligt. Det är stora flöden som skall transporteras i ett hårt utnyttjat område varför det blir tekniskt komplicerat och därmed dyrt. En placering i den icke fredade delen av Rya skog skulle från teknisk synpunkt bli betydligt enklare.

Den metod för fosforutvinning som skisserats i avsnitt 5.6.1 är en metod av flera möjliga. Om fosforutvinning bedöms som aktuellt för Göteborgsregionen bör det göras en noggrann utvärdering av vilken fosforutvinningsmetod som är den mest fördelaktiga. Utvinningsgrad, resursförbrukning och ekonomi är faktorer som behöver belysas mer ingående. En sådan kvalificerad utvärdering torde kräva minst ett års arbete. Med tanke på att erfarenheterna är begränsade är det sannolikt att utredningen sedan behöver kompletteras med försök i pilotskala. Om man anslår två år för försök, två år för tillstånd, ett halvt år för projektering, ett halvt år för upphandling och ett och ett halvt år för byggande så skulle en utvinningsanläggning för fosfor och kväve kunna börja tas i drift 7 - 8 år efter beslut.

Kväveutvinningsdelen är mera beprövad och borde kunna tas i drift tre år efter beslut. Drift av de skisserade anläggningarna torde inte utgöra något problem med den kompetens som finns inom Gryaab. Med tanke på de avsevärda investeringarna är det angeläget att säkra avsättningen av fosfor- och kväveprodukterna.

Ekonomi

Utvinning av fosfor drar resurser i form av svavelsyra, kalk och ättiksyra och extra etanol men man sparar järnsulfat. Det finns behov av att utvärdera de insatta resurserna relativt den utvunna fosfor. Från en företagsekonomisk utgångspunkt är inte utvinningen av fosfor lönsam. Piekema (2004) anger en kostnad på € 6/kg utvunnen fosfor och Roeleveld (2004) rapporterar € 7,9 per kg utvunnen fosfor. Fosfor som mineralgödsel kostar i storleksordningen € 1/kg P.

Vid utvinning av kväve åtgår 3,5 kWh el för avdrivningen. Därtill förbrukas ca 4 kg NaOH

(100 %-ig). Kärman anger i NV-rapport 5221 (Balmér m.fl., 2002) att det åtgår 1,5 kWh el för att framställa 1 kg NaOH, dvs. totalt 9,5 kWh/kg N. Vid framställning av ammoniak från luftkväve anger samma källa 9,4 kWh per kg vilket blir 11,4 kWh/kg N. Denna energi sätts in i form av främst naturgas. Med tanke på att utvinningen av kväve även kräver andra resurser förefaller det tveksamt om kväveutvinningen kan betecknas som uthållig. Från ekonomisk utgångspunkt är kväveutvinning inte lönsam. Data från STOWA (1995) indikerar att kostnaden är minst 40 SEK/kg N. Priset på kväve i form av mineralgödsel ligger i storleksordningen 10 SEK/kg N. Ökande energipriser kommer troligen inte att förändra kostnadsrelationerna då utvinning av kväve kräver lika mycket energi som syntes från luftkväve.

Spridning av produkten

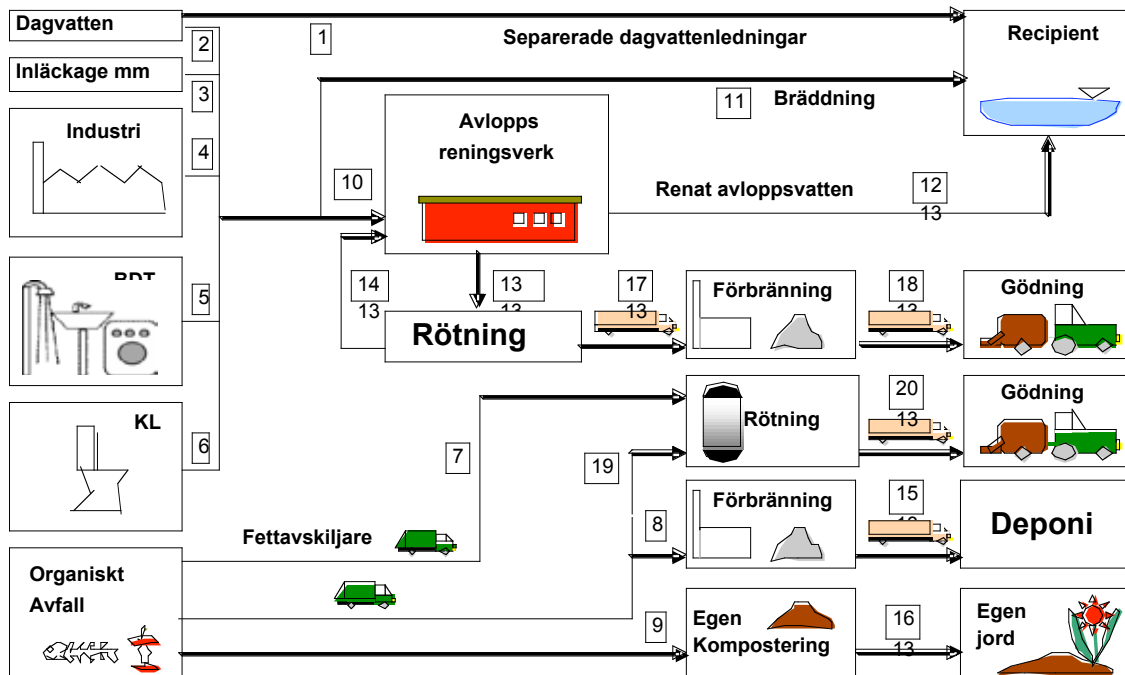
Den koncentrerade ammoniumsulfatlösning som erhålls i Utvinningsalternativet har i beräkningarna betraktats som fast produkt med 30 % TS. Hade den betraktats som lättflytande hade försurningen blivit väsentligt mindre (se Kapitel 2.4.2, avsnitt om Spridning av gödselprodukter i URWARE).

5.7 Förbränning med spridning av askan

Systemalternativet ”Förbränning” baseras på antagandet att den samhällsutveckling som beskrivs i Kapitel 4 ger acceptabelt lågt metallinnehåll i avloppsvattnet medan innehållet av organiska substanser bedöms oacceptabelt. Alternativet bygger på att rötat avloppsslam förbränns, varvid allt organiskt material destrueras, och att askan kan nyttjas som fosforgödsel på produktiv mark. Bioavfallet hanteras som i systemalternativet ”Källkontroll Rötning”. En nackdel är att kvävet och de mullbildande ämnena går förlorade.

5.7.1 Utformning och egenskaper

Slamförbränning antas ske vid Sävenäs i en separat anläggning som bygger på modern fluidiserad bädd-teknik. Härmed erhålls bara flygaska som restprodukt, ingen slagg. En anläggning för pelletering eller något liknande krävs även så att askan får lämplig form för spridning. Den lokala avfallsrötningen är samma som för 4. Källkontroll Rötning (se 5.4), också flödena.



Figur 5-11. Systemskiss för förbränningsalternativet.

Tabell 5-18. Flöden i förbränningsalternativet. Avrundade till tre värdesiffror.

Flöde	Beteckning	totalt kton/år	P ton/år	Cu kg/år	Cd kg/år
1	Dagvatten direkt till recipient	19 600	0,3	470	3,0
2	Dagvatten till kombinerat system	15 500	0,2	403	1,3
3	Dränvatten, inläckage, egenförbrukning	55 600	6,3	176	0,3
4	Industriavlopp	3 000	7,5	83,0	1,7
5	Bad-, disk- och tvättvatten	39 300	155	4 950	2,7
6	Urin, fekalier och spolvatten	13 100	529	416	4,2
7	Fettavfall till rötning	13,4	1,4	0,0	0,0
8	Org. Avfall till förbränning*	39,2	41,9	164	1,5
9	Org. Avfall till hemkompostering	5,8	7,1	29,0	0,3
10	Inkommande avloppsvatten	122 000	695	5 970	10,0
11	Bräddning från ledningsnätet	4 460	3,9	62,0	0,1
12	Renat avloppsvatten + delvis renat bräddvatten	122 000	29,6	1 550	3,5
13	Slam till rötning	669	icke beräknat		
14	Rejektvatten	599			
15	Slagg och aska till deponi	2,4	41,7	164	1,5
16	Jord från hemkompostering	2,6	8,9	31,8	0,3
17	Rötrest till förbränning	69,9	665	4 420	6,5
18	Aska direkt till gödning	17,9	662	4 420	6,5
19	Org. Avfall till rötning	77,6	83,3	317	2,9
20	Rötrest till gödning	72,4	80,6	301	2,8

*inkl. rejektflödet som är 5 % av det sorterade bioavfallet

5.7.2 Kommentarer

Erfarenheter av vald teknik (referensanläggningar)

Spridning av slamaska är ovanligt, askans värde som fosforgödselmedel behöver klarläggas. Erfarenheter finns med spridning av aska från vedeldning i skog, se t.ex. Bohlin & Mårtensson (2004) eller Naturvårdsverket (2003). Målsättningen med askåterföring till skog är framförallt en långsiktig återföring av baskationer som kalium, kalcium och magnesium.

Generella kommentarer till tekniken

URWARE har en delmodell endast för den äldre rostförbränningstekniken. Skillnaderna bedöms som försumbara i denna studie.

De huvudsakliga beståndsdelarna av aska från slamförbränning är oxider, dvs. Al_2O_3 , Fe_2O_3 och CaO . Fosfor föreligger som fosforpentoxid, P_2O_5 (Stark m.fl., 2006). Detta salt är hygroskopiskt och reagerar med vatten till fosforsyra. Fosfor i aska från slamförbränning skulle därmed vara i en kemiskt relativt tillgänglig och attraktiv form, men långsammare växttillgänglig än i de kommersiella produkterna. Däremot har Forskarna vid KTH har funnit att lakning av fosfor ur slamförbränningsaska som industriell process kräver mycket syra (Stark, 2005). En utredning av växttillgängligheten krävas innan implementering av askspridning för att besvara dessa frågor.

Systemalternativet utgår ifrån att minskade diffusa metallutsläpp gör att metallhalterna inte är ett hinder för spridning på jordbruksmark år 2050. Om slamförbränning med spridning av aska är meningsfull beror till stor del av hur man värderar skyddet av jordbruksmarken (metaller, organiska miljögifter och smittämnen) emot näringsämnen i kretslopp. Mängden metall i askan från slamförbränning är densamma som i slam. Alternativet är därför främst intressant om man värderar att elimineringen av oönskade organiska ämnen från uthållighetssynpunkt väger tyngre än förlusten av kväve och mullbildande ämnen och de ökade kostnaderna.

Införande av tekniken i Göteborgsregionen

Införandet av slamförbränning och rötning av bioavfall är tämligen enkel, det är väl etablerade processer som kan implementeras för hela Göteborg inom få år. Avsättning av askan kräver tekniska utredningar, vilka kan antas ta 3 år. Byggnationen av en slamförbränningsanläggning antas ta ytterligare 3 år om tillståndprocessen inte orsaker förseningar. Spridning av aska i stor skala antas därför vara möjlig tidigast kring 2012.

För att få avsättning för aska från slamförbränningen av bioavfall måste bönderna acceptera slamaska som en fosforgödselprodukt. Vid förbränningen bryts alla organiska föreningar ned och alla patogener blir avdödade. Askan blir vad gäller organiska föreningar likställd med mineralgödsel. De enda föreningar som blir kvar i askan är tungmetallerna och de beräknas år 2050 vara låga, omkring 10 mg Cd/kg P.

Alternativ utformning

Om en direkt spridning av askan visar sig inte vara gynnsam pga. långsam växttillgänglighet av fosfor kan askan möjligtvis användas som råvara till konstgödseltillverkning. Kvaliteten är sämre än det råfosfat som används idag i Sverige, men bättre än vad används på många håll utomlands. Det kan kräva betydande insatser (information, ekonomiska styrmedel) att få konstgödselindustrin att använda slamaskan. En ytterligare svårighet är att det inte finns någon mineralgödselindustri i Sverige. I Nederländerna där mineralgödselindustrin aktivt intresserat sig för fosfor från avfall som råvara har man studerat andra processer. Dessa är dock långt ifrån konkurrensdugliga gentemot råfosfat.

Om slammets metallhalt anses ett hinder för spridning av askan på jordbruksmark, så existerar det metoder för att utvinna en ren fosforprodukt (Balmér, 2002). Processerna har gemensamt att de kräver stora mängder av kemikalier och energi för att laka ut ett kilogram fosfor, vilket minskar deras attraktivitet betydligt, se också avsnitt 5.6.

Om utvinning av en ren fosforfraktion är nödvändig, så tyder undersökningar på att superkritisk våtoxideration kan vara en gynnsammare process än förbränning, pga. ett lägre kemikaliebehov (Stark, 2005). Vid hög temperatur och tryck (600 °C, 250 bar) oxideras organiska materialet i slammet under tillsats av rent syre. Fosfor och fällningskemikalier kan återvinnas från restprodukten efter lakning med syra eller lut. Superkritisk våtoxideration av avloppsslam marknadsförs som Aqua Reci av Chematur Engineering AB och Feralco AB. Erfarenheter med processen finns endast från pilotanläggningar. En beskrivning och bedömning av processen har publicerats av Naturvårdsverket (Balmér m.fl., 2002, s. 120ff).

Superkritisk våtoxideration med eller utan efterföljande utvinningssteg framstår principiellt som ett lovande alternativ till slamförbränning. Tillämpningen måste dock först visa sig framgångsrik i fullskaledrift. Sedan återstår frågan hur mycket resurser i form av pengar, energi och kemikalier återföringen av ett kilogram fosfor är värt.

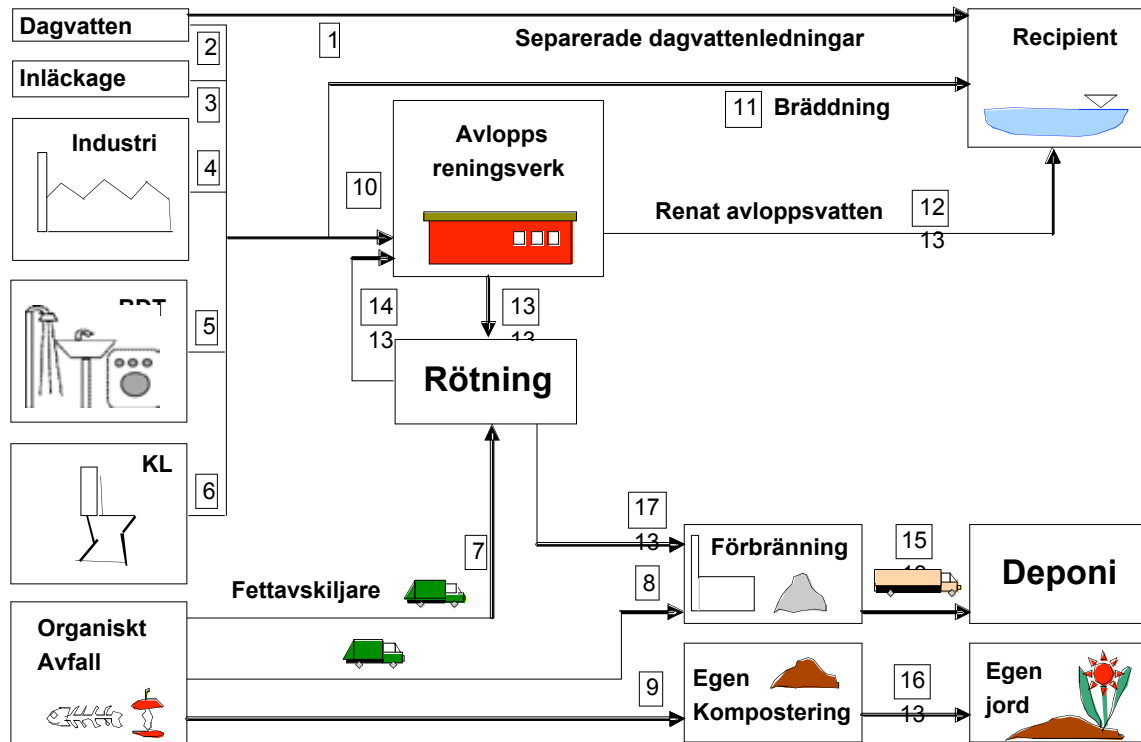
5.8 Deponering av aska

Systemalternativet ”Deponering” bygger på antagandet att det är orealistiskt att nå en sådan kvalitet på slammet att det kommer att accepteras på produktiv mark. Näringsinnehållet i bioavfall är litet relativt det i avfall och det kan då vara rationellt att samförbränna såväl slam som bioavfall med övrigt brännbart avfall och att deponera askan.

Avloppshanteringen är således densamma som i referensalternativet frånsett att slammet inte hygieniseras. Ingen källsortering av bioavfall sker. Bioavfallet samlas istället in tillsammans med övrigt avfall och går till förbränning.

5.8.1 Utformning och egenskaper

Samförbränning av bioavfall, hushållssopor och slam antas ske vid Sävenäs. De hushåll som komposterar hemma antas fortsätta göra det i samma omfattning som i referensalternativet. Bioavfall från hushållen som inte har hemkompostering förbränns. Nuvarande anläggningarna för jordproduktframställning och för kompostering av bioavfall kan avvecklas.



Figur 5-12. Flödesschema för Deponeringsalternativet.

Tabell 5-19. Massflöden i Deponeringsalternativet. Avrundade till tre värdesiffror.

Flöde	Beteckning	totalt kton/år	P ton/år	Cu kg/år	Cd kg/år
1	Dagvatten direkt till recipient	19 600	0,3	470,0	3,0
2	Dagvatten till kombinerat system	15 500	0,2	403	1,3
3	Dränvatten, inläckage, egenförbrukning	55 600	6,3	176	0,3
4	Industriavlopp	3 000	7,5	83,0	1,7
5	Bad-, disk- och tvättvatten	39 300	155	4 950	2,7
6	Urin, fekalier och spolvatten	13 100	529	416	4,2
7	Fettavfall till rötning	13,4	1,4	0,0	0,0
8	Org, Avfall till förbränning	113	121	465	4,3
9	Org, Avfall till hemkompostering	5,8	7,1	29,0	0,3
10	Inkommande avloppsvatten	122 000	696	5 970	10,0
11	Bräddning från ledningsnätet	4 460	3,9	62,0	0,1
12	Renat avloppsvatten + delvis renat bräddvatten	122 000	29,6	1 550	3,5
13	Slam till rötning	675	icke beräknat		
14	Rejektvatten	604			
15	Slagg och aska till deponi	3,9	784	4 880	10,8
16	Jord från hemkompostering	2,6	8,9	31,8	0,3
17	Rötrest till förbränning	70,5	667	4 420	6,5

5.8.2 Kommentarer

Kommentarer till tekniken

Tekniken med att förbränna slam med annat avfall bedöms inte vara något problem; den praktiseras över stora delar av Europa. I systemstudien räknar både substansflödesanalysen i URWARE och kostnadsmodellen med samförbränning i en konventionell anläggning med rostförbränning. De tekniska aspekterna med samförbränningen bör utredas innan en eventuell implementering.

Sävenäs arbetar idag med konventionell rostförbränningsteknik som ger både slagg och aska. Beräkningarna utfördes med URWARE förbränningsmodell som bygger på data från befintliga anläggningar med rostförbränning. Vid en modernisering av Sävenäs förbränningsanläggning kommer effektivare teknik att användas; detta ingår inte i beräkningarna.

Alternativet är relativt robust mot förändringar i kunskapsnivån: det fungerar också ifall nya organiska miljögifter, medicinrester, smittämnen mm. uppmärksammas i slammet. Ett undantag är dock om återföring av mullbildande ämnen prioriteras i framtiden.

Om nuvarande miljömål omsätts till lagstiftning som kräver återföring av fosfor till produktiv mark kan Deponeringsalternativet bli helt omöjligt. Då måste det utvecklas mot spridning av aska eller kompletteras med teknik för utvinning av näring från askan. Om bioavfallet måste behandlas biologiskt kan rötning implementeras. Deponeringsalternativet kan

också vid en gynnsam tidpunkt utvecklas mot Förbränningsalternativet med spridning av aska och med rötning av bioavfall.

6 Analyser och resultat

Kapitlet om analyser och resultat följer Urban Waters ramverk (Figur 2-2) som skiljer mellan fem kriterier: Hygien, Miljö, Ekonomi, Sociokultur och Teknisk funktion. I denna studie innehåller kriterierna ”miljö” och ”sociokultur” ett flertal aspekter. Kriteriet ”miljö” delas därför i emissioner och resurshushållning, vardera med ett antal aspekter. Kriteriet sociokultur delas in i tre aspekter: Organisation, Flexibilitet i genomförande och Brukaraspekter. För varje kriterium beskrivs nedan:

- genomförda analyser
- resultat
- betygsättning.

I en multikriterieanalys (Kapitel 6.10) viktas kriterierna mot varandra. Sedan beräknas viktade betyg. För en allmän metodbeskrivning av betygsättning och viktning i systemstudien se Kapitel 2.5.

6.1 Hygien

Att förbättra de hygieniska förhållandena har varit en av avloppssystemens huvudfunktioner sedan deras tillkomst. Även om stora förbättringar har skett sedan de stora epidemiernas tid, så är hygien fortfarande en viktig aspekt. I detta avsnitt redogörs för resultaten av en studie av hur avloppssystemets utformning och funktion påverkar de hygieniska riskerna.

6.1.1 Analyser

Kriteriet hygien har undersökts med hjälp av mikrobiologisk riskanalys, en kvantitativ statistisk metod för att beräkna hur många människor som kan bli infekterade med utvalda mikroorganismer i ett specifikt tekniskt system. I denna studie beräknades risken bara för ett virus, rotavirus. För en allmän metodbeskrivning av mikrobiologiska riskanalysen hänvisas till Kapitel 2.4.1.

6.1.2 Resultat

Effekt av behandling vid reningsverk

Vid biologisk rening avskiljs drygt 90 % av viruspartiklarna (Ottoson m.fl., 2006). I slammet koncentreras huvuddelen av patogenerna då en stor del av dem är bundna till partiklar. I alla systemen planeras att behandla slam enligt Klass A (Naturvårdsverket, 2002a). I systemen utan förbränning innebär det ett pasteuriseringssteg (70 °C i 1 timme) innan mesofil rötning, alternativt termofil rötning (då utan föregående pasteurisering). Pasteurisering eliminerar 3-4 log viruspartiklar och parasiter samt 5-6 log bakterier. Termofil rötning har ungefär samma effekt.

Efter avvattning förutsätts slammet i källkontrollalternativen användas på produktiv mark. Kompostering, som i referensalternativet, minskar halten uppskattningsvis ytterligare 10 000 gånger (4-log). Detta är dock beroende av faktorer som tid och att hela materialet uppnår en viss temperatur (Vinnerås m.fl., 2003). Förbränning eliminerar alla mikroorganismer.

Exponering via bad i recipienten

För allmänheten kommer huvuddelen av exponering för mikroorganismer från avlopp att vara vid bad. Koncentrationen av rotavirus i älvmynningen beror huvudsakligen av utsläppet av renat avloppsvatten från Ryaverket men vid regntillfällena kan bräddningar av orenat avloppsvatten från ledningsnätet ge stora bidrag. Kvantitativa bedömningar indikerar att sannolikheten för infektion vid bad nära Ryaverkets utsläppspunkt är stor, omkring 15 % när Ryaverkets renade vatten har blandats med Göta Älvs medelflöde. Många experter anser dock att antaganden som normalt används i MRA-studier är i ”överkant”, så att infektionsrisken överskattas (Ottoson, personlig kommunikation). Den verkliga infektionsrisken skulle i så fall vara lägre än 15 %. Även så är risken för infektion högre än vad som bör accepteras vid bad.

Som riktvärde för en acceptabel risk vid bad brukar tillämpas ett riktvärde på en infektion per 1 000 badtillfällen, medan gällande US-amerikanska badvattenguidelines för *Escherichia coli* (*E. coli*) uppskattas motsvara 15-20 infektioner per 1000 badande, eller en infektion per 50-67 badtillfällen (Ottoson, personlig kommunikation). Det som kan konstateras är att hygienisk risk, bedömd efter strandbadsgränsvärden, begränsar möjligheten till stadsnära bad i Göteborg. Mätningar visar att med den lokalisering badplatserna har i Göteborg, så är de hygieniska förhållandena vid dessa normalt acceptabla enligt gällande föreskrifter.

Virushalterna vid badplatserna påverkas av ett flertal faktorer som strömmar, transporttider, temperatur, solljus mm. Det är svårt att utifrån bakgrundsmaterialet om Göteborg beräkna antalet fall i befolkningen pga. bad. En uppräknig från en studie i Hässleholm över virusinfektioner efter utsläpp av renat avloppsvatten (Westrell m.fl., 2004) skulle för Göteborg innebära 23 fall per år (övre 95 %-percentil 426 fall). Denna uppräknig är dock endast ett exempel för att illustrera storleksordningen; den är inte direkt tillämpbar för Göteborg.

Det är liten skillnad mellan systemen. I Svartvattenalternativet avlastas Ryaverket år 2050 med klosettvattnet från Nya Göteborg. Detta ger dock ingen substantiell skillnad i den hygieniska kvaliteten på vattnet i älvmynningen. Det finns tekniska möjligheter att genom kompletterande behandling, t.ex. med UV-ljus, förbättra den hygieniska kvaliteten på det renade avloppsvattnet. Av antalet viruspartiklar som släpps ut till recipienten från Göteborgsregionen står bräddningarna för ungefär en tredjedel och det renade avloppsvattnet för 2/3 som årsmedelvärde. I regnsituationer dominerar utsläppen från bräddavloppen. Utsläppen från Ryaverket och bräddningar bör även framöver ske i stor recipient.

Exponering via gödselprodukter

Naturvårdsverket (2002a) har i förslaget till ny förordning för ”Växtnäringstillförsel till åkermark via avloppsfraktioner lämnat förslag till behandling för att minska risken för infektioner vid användning av slam. Naturvårdsverkets förslag innebär också ytterligare barriärer, t.ex. nerplöjning i jord, tillräcklig med tid mellan applicering och skörd samt restriktioner av vilka grödor som får gödslas med slam. Följs Naturvårdsverkets förslag om behandling och ytterligare barriärer kommer riskerna att ligga på en acceptabel nivå för alla system. Gryaab planerar också att införa en hygienisering som fyller de strängaste karven

i Naturvårdsverkets förslag till ny förordning Denna bedömning gäller även när det gäller avrinning till recipient från mark som gödslats.

Exponering av arbetare

Arbetare i avloppsverk exponeras för orenat eller delvis renat avloppsvatten framför allt via inandning av aerosoler vid luftningsbassängerna (Westrell m.fl., 2004). De kan dessutom exponeras för slam vid förtjockningsprocessen innan hygienisering samt vid hanteringen av det hygieniserade slammet efter behandling.

Studier har visat att arbetare vid avloppsreningsverk har fler problem såsom yrsel mm. än andra yrkesgrupper, troligen som en respons på endotoxinexponering (Thorn & Beijer, 2004). I Westrell m.fl. (2004) gjordes en genomgång för riskerna med avloppssystemet och dess utsläpp i Hässleholm som även inkluderade risken för arbetare på reningsverk och vid arbeten på ledningsnätet. Denna studie omfattade flera patogena mikroorganismer. Sett till antalet infektioner bedömdes sjukdom hos arbetare vid avloppsreningsverk utgöra en liten del av den totala samhällsördan. Kontentan av studien, som också är värt att påpeka här, var att arbetare vid avloppsreningsverk är exponerade för mikroorganismer och bör ha skyddsutrustning. Särskilt utsatta positioner är vid luftningsbassänger och vid slambehandlingen (Westrell m.fl., 2004). Även vid ledningsbrott kommer arbetare att exponeras för höga halter mikroorganismer och bör skydda sig därefter (se nedan incidenter). Framför allt gäller det att skydda sig för inhalering av aerosoler och damm men även handskar för att undvika att föra smitta vidare via handkontakt. Trots detta visar erfarenheterna från Ryaverket och andra svenska avloppsreningsverk att sjukfrånvaron inte är hög. En anledning kan vara att arbeten som innebär hög endotoxinexponering undviks eller att skyddsutrustning används.

När det gäller exponering för arbetare är det liten skillnad mellan systemen förutom för svartvattensystemet. I och med att det här, förutom Ryaverket, finns fyra lokala ARV innebär det fler personer som utsätts för orenat avloppsvatten och slam. Svartvattensystemet innehåller också ett mer koncentrerat avloppsvatten vilket ger större sannolikhet för infektion. Vidare kan detta system vara försett med ”barnsjukdomar” som innebär ett mer arbetsintensivt system och fler och långvarigare exponeringar (Olofsson m.fl., 2001).

Exponering vid incidenter

Inom Urban Water programmet (Olofsson m.fl., 2001) gjordes en genomgång av robustheten och risken för incidenter i olika avloppssystem. Bl.a. uppskattas antalet stopp i ledningen, vilka kan leda till bräddning av orenat vatten till recipient eller översvämning av källare och markplan i fastigheter, till sex stycken per 10 km och år. Andra problem som gör att servicepersonal, men även allmänhet, exponeras för orenat avloppsvatten är ledningsbrott, överbelastningar och pumphaverier. Antalet fall bedöms, liksom för arbetare ovan, utgöra en liten del av den totala samhällsördan, men för individerna är sannolikheten för allvarliga infektioner hög vid exponering för orenat avlopps- och svartvatten. Skillnaden mellan systemen för incidentexponering är dock minimal med undantag för svartvattensystemet som inte är beprövat, vilket kan tänkas leda till fler och allvarligare incidenter.

Slutsats av riskanalysstudien

Risken för infektion vid bad i recipienten är låg, främst pga. placeringen av badplatser långt utanför älvmynningen. Provtagningar vid badplatserna i Göteborgs visar också att gällande krav uppfylls vid nästan alla provtagningstillfällen. Med hygienisering av slammet kommer användningen av gödselprodukterna inte att medföra oacceptabla risker. Det uppskattas att mindre än 100 sjukdomsfall per år genereras pga. avloppssystemet.

För avloppsarbetare och vid incidenter exponeras enstaka människor för höga halter av sjukdomsalstrande mikroorganismer och utsätts för en hög risk. Det har ingen signifikant effekt på sjukdomsbördan i samhället, men måste hanteras t.ex. med skyddsutrustning vid arbeten. Inbördes är det liten skillnad mellan systemen förutom Svartvattenalternativet. Detta ger mindre utsläpp till recipient men å andra sidan ger det större exponering för personal som arbetar med reningsverk och ledningsnät samt för de som byter eller reparerar installationer inom fastigheten.

6.1.3 Betygsättning

Alla systemalternativ uppfyller hygienkraven och åsätts betyget 2.

6.2 Miljö / Emissioner

6.2.1 Analyser

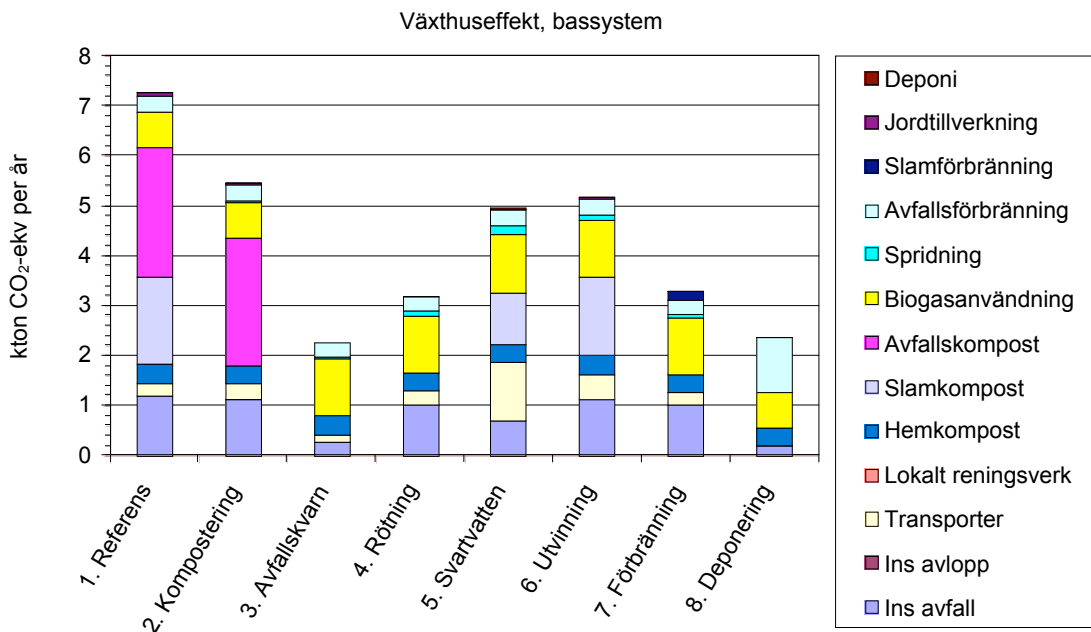
Substansflödesmodellen URWARE användes för att beräkna flödena av vatten, näringsämnen och tungmetaller genom avlopps- och bioavfallssystemen. Också resultat för miljökriterierna växthuseffekt och försurning samt utsläpp till luft levererades av modellen.

Miljöaspekterna ”Läkemedelsrester och organiska föroreningar” samt ”Effekter på Göteborgs vattenrecipienter” bedömdes av externa experter i separata utredningar (Bilagor 6 och 7).

6.2.2 Resultat

Växthuseffekten

Figur 6-1 visar emissionen av växthusgaser i bassystemet. Största källan är läckaget av metan vid biogasens rening, komprimering och användning som fordonsgas, fastän andelen biogas som läcker ut antogs minska kraftigt till 2050. En annan viktig källa av växthusgaser är metan som bildas i anaeroba mikroområden under kompostering. Det antogs att 50 % av på detta sätt bildat metan läcker ut, vilket också är optimistiskt med dagens teknik. Metan från komposteringen bedömdes vara svårare att åtgärda än fordonsgashantering, varför ingen ytterligare förbättring antogs till 2050. I bassystemet är det alternativ med mycket kompostering som är sämst. En tredje betydande källa för växthusgas är utsläpp av lustgas (N₂O) från förbränningsanläggningen.



Figur 6-1. Utsläpp av växthusgaser i bassystemet.

Figur 6-2 visar emissionen av växthusgaser i det utökade systemet. Den domineras av bidrag från det kompensatoriska systemet. Största bidraget är den kompensatoriska produktionen av fjärrvärme med naturgas, även om den bara ingår med 2/3 av den i bassystemet producerade värmen. Referens- och Kompostalternativen är sämst, övriga gynnas av en högre produktion av biogas. Deponeringsalternativet förorsakar de lägsta utsläppen av växthusgaser i det utökade systemet, främst pga. en hög el- och värmeproduktion (Tabell 6-1). Observera att det kompensatoriska systemet räknades som fossil marginalproduktion; vi antar alltså att producerad el, värme och fordonsgas ersätter fossil energi.

Figur 6-2. Utsläpp av växthusgaser i det utökade systemet.

Tabell 6-1. Växthuseffekt, bidrag i det kompensatoriska systemet (kton CO₂/år).

Nytta / System	Ref.	Komp.	KAK	Rötn.	Svartv.	Utvinn.	Förbr.	Depon.
Värme	24.2	24.2	24.2	24.2	24.2	24.2	17.3	0.0
El	15.9	15.9	15.9	15.9	15.9	15.9	12.4	0.0
Fordonsbränsle	8.0	8.0	0.8	0.6	0.0	0.6	0.6	8.0
Mineralgödsel N	19.0	18.0	18.9	16.3	0.0	11.4	18.4	21.6
Mineralg. P&K	1.9	0.3	0.1	0.1	0.8	0.6	0.1*	2.6
Summa	69	66	60	57	41	53	49	32

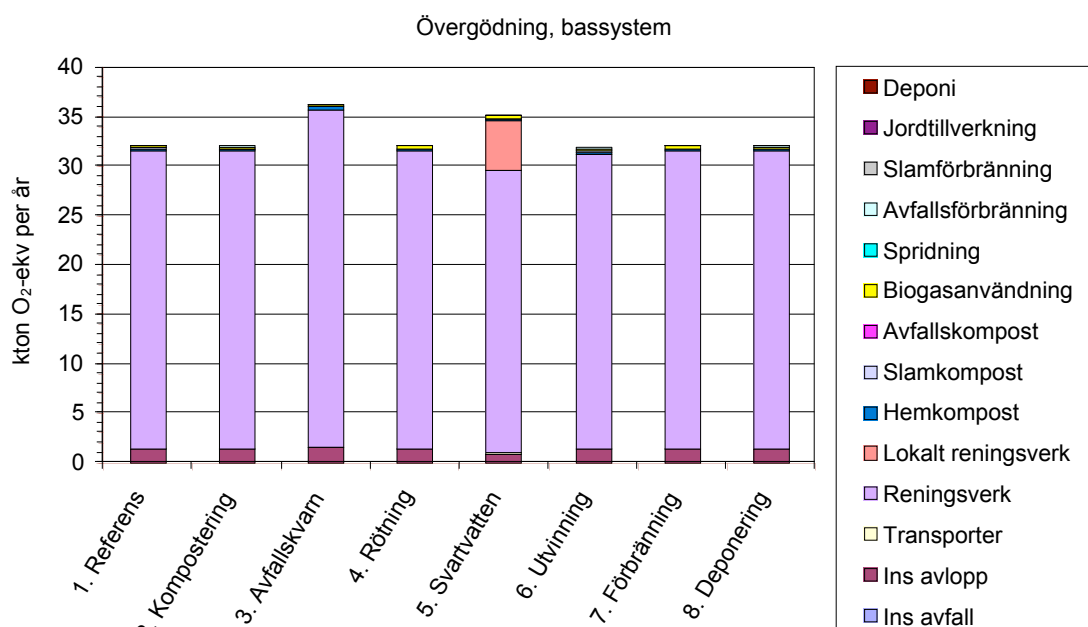
* Beräkningen i URWARE är baserad på återförd P och tar ingen hänsyn till askans antagna växttillgänglighet av 50 %. Skillnaden försummas här, då P-gödselns andel är liten.

Övergödning

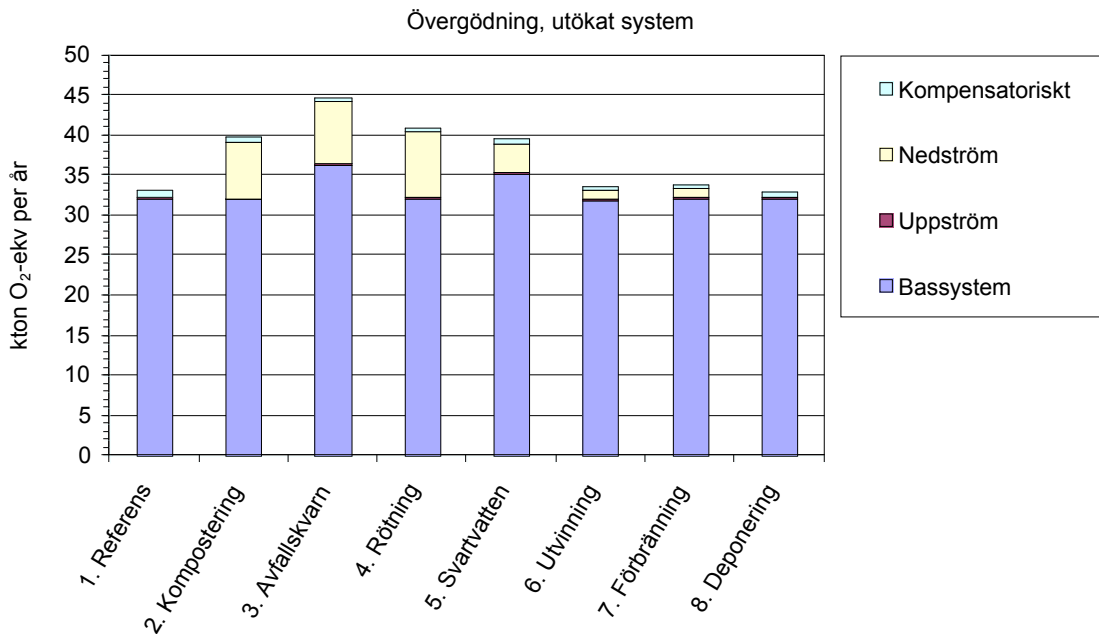
Utsläpp av övergödande ämnen sker främst vid reningsverket. Det finns ingen större skillnad mellan systemalternativen i bassystemet (Figur 6-3). Källkontroll Avfallskvarn har större vattenutsläpp pga. större volymen avloppsvatten, med antagandet av samma koncentration i reade vattnet.

I det utökade systemet finns bidrag från nedströmssystemet, i form av förluster av kväve från marken efter spridning av slam eller svartvattenkoncentrat (Figur 6-4). Både den använda reningsverksmodellen (bassystemet) och modellen som beräknar utsläpp från mark i s.k. nedströmssystemet har dock en relativ stor osäkerhet.

Åtgärder för att minska läckage från marken kan anses vara ett ansvar hos lantbrukaren eller markägaren genom att använda bästa möjliga teknik. Avlopps- och bioavfallssektorn kan dock bidra genom att leverera gödselprodukter som hjälper att minimera förlusterna.



Figur 6-3. Övergödning, bassystemet.



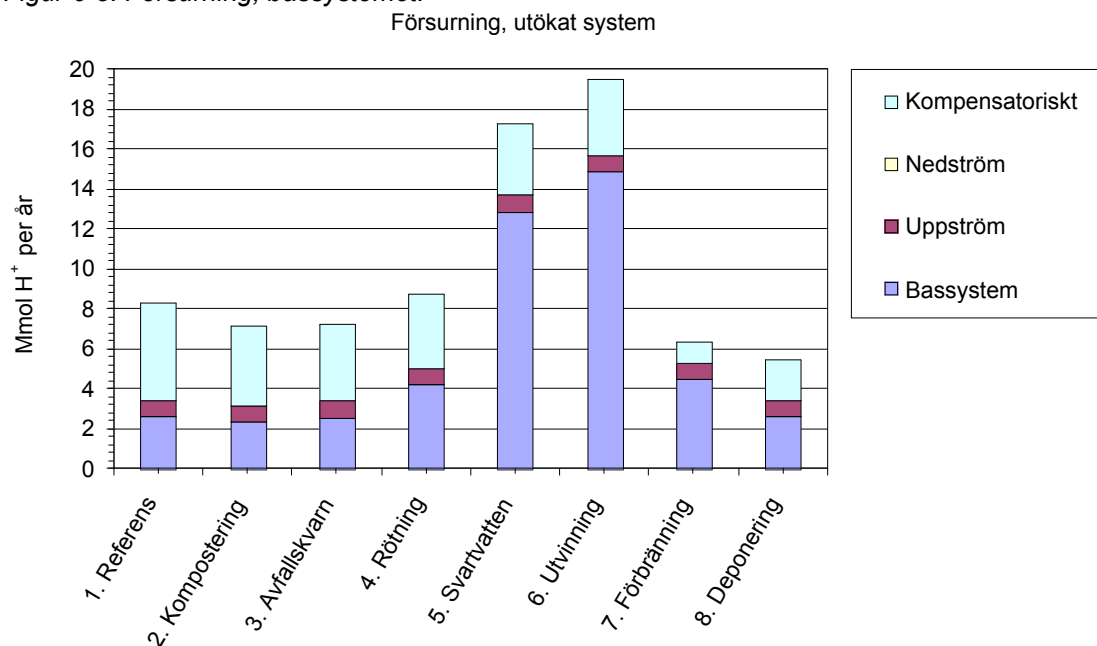
Figur 6-4. Övergödning, det utökade systemet.

Försurning

Utsläpp av försurande ämnen i bassystemet uppstår framförallt i form av ammoniak vid spridning av gödselprodukter. Urware räknar med väsentligt större ammoniakavgång från fasta gödselprodukter än flytande eftersom dessa blir kvar längre tid på markytan (se Kapitel 2.4.2, avsnitt om Spridning av gödselprodukter i URWARE). Det är Svartvatten- och Utvinningsalternativen som sprider produkter med högt ammoniuminnehåll som ger höga utsläpp (Figur 6-5).

Kompensatoriska andelen för försurning som ses i Figur 6-6 uppstår genom skillnader i främst i el- och värmeproduktionen mellan systemalternativen i bassystemet. Dessa skillnader utjämnas i kompensatoriska systemet genom el- och värme-produktion med fossila bränslen, vilket leder till utsläpp av försurande ämnen enligt Tabell 6-2.

Figur 6-5. Förurning, bassystemet.



Figur 6-6. Förurning, utökade systemet.

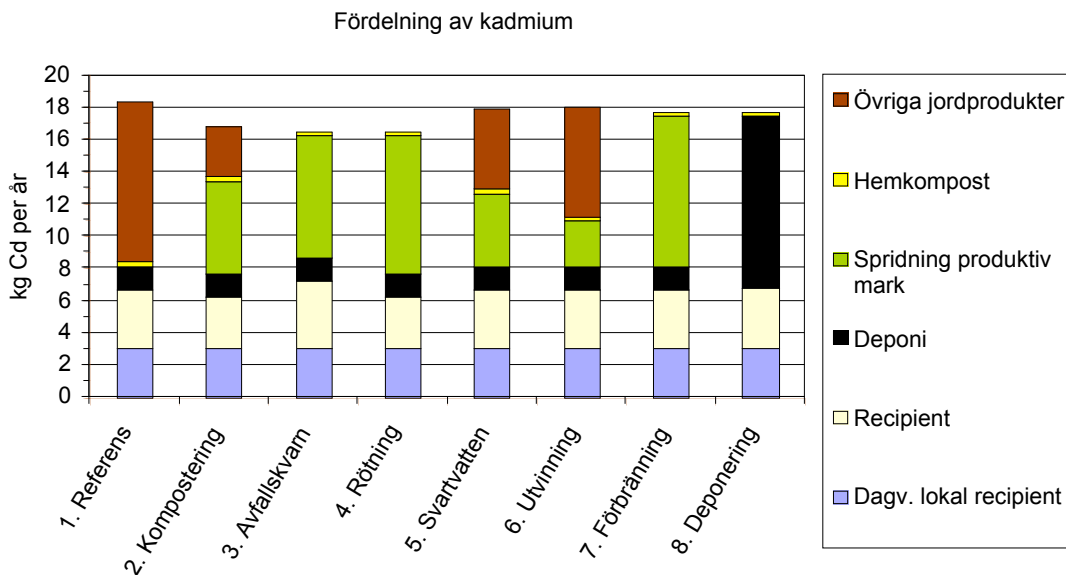
Tabell 6-2. Förurning, bidrag i det kompensatoriska systemet (kmol H⁺/år).

Nytta / System	Ref.	Komp.	KAK	Rötn.	Svartv.	Utvinn.	Förbr.	Depon.
Värme	559	559	559	559	559	559	398	0
El	2622	2622	2622	2622	2622	2622	2048	0
Fordonsbränsle	108	108	10	8	0	8	8	108
Mineralgödsel N	626	596	626	537	0	375	608	712
Mineralgödsel P*	874	86	1	0	394	233	5*	1189
Mineralgödsel K	35	32	35	26	0	29	28	42
Summa	4820	4000	3850	3750	3580	3830	3100	2050

* Beräkningen i URWARE är baserad på återförd P och tar ingen hänsyn till fraktionernas växttillgänglighet.

Fördelning av metaller

Figur 6-7 visar hur kadmiumet i avloppsvatten fördelas mellan sänkorna i systemen. Totala mängden kadmium i systemen är mycket lägre än idag pga. den positiva samhällsutvecklingen som antagits i målbilden. För att räkna på samma villkor har det för kadmiumberäkningen antagits att alla systemalternativ ska tillföra åkern samma mängd fosfor. Alternativ som återför mindre P belastas då med kadmium från en motsvarande mängd handelsgödsel (Tabell 6-3). Det har då antagits att mineralgödseln innehåller 5 mg Cd/ kg P, vilket är den halt som idag kan utlovas av den största leverantören på svenska marknaden. Kadmium-fosforkvoterna i avloppsprodukterna blir mycket lägre än idag med antaganden som gjort för utvecklingen fram till 2050. Den mest förorenade fraktionen är bioavfallet (Tabell 6-4). Det bör dock hållas i minnet att det inte gjorts några antaganden om kvalitetsförbättring av bioavfallet på det sätt som gjorts för slam. Ett medelvärde för kadmium/fosfor kvoten beräknades, för återförda gödselprodukter och den kompenstationstillförel av mineralgödsel som behövs föra att alla system skall tillföra 746 ton P.



Figur 6-7. Fördelning av kadmium i bassystemet.

Tabell 6-3. Kadmium till produktiv mark, i bassystemet och vid kompensation med konstgödsel till samma mängd P som bästa systemalternativ återför (746 ton P/år).

Aspekt / Systemalternativ	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Cd till produktiv mark, bassystemet (kg/år)	0.0	4.7	6.5	7.5	4.5	2.8	9.3	0.0
Cd till produktiv mark, utökat system (kg/år)	3.7	5.1	6.5	7.5	6.2	3.8	11.1	3.7

Tabell 6-4. Kadmium/fosfor-kvoter i flödena som uppkommer i systemalternativen (mg Cd/kg P). Fetstil: flöden till produktiv mark; kursivt: beräkningen av viktade medelhalter.

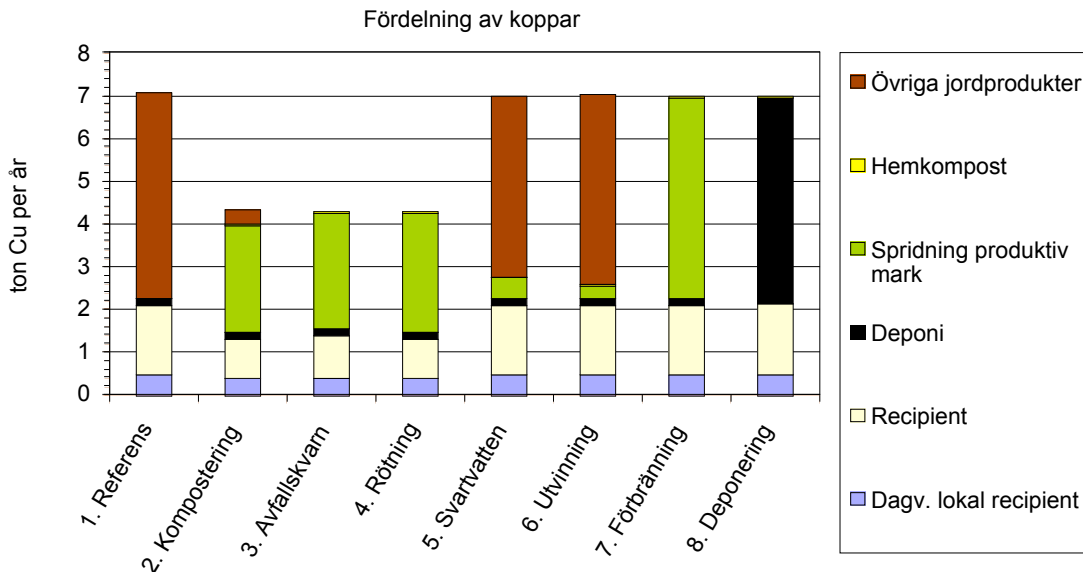
Aspekt / Systemalternativ	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Jord från hemkompost	33	33	33	33	33	33	33	33
Jord från avfallskompost	31	31						
Jord från slamkompost	10				14	31		
Rötrest från slamrötning	10	9	10	9	14	32	10	10
Rötrest bioavfall, fast				38	34	38	38	
Rötrest bioavfall, flytande				25	22	25	25	
Rötrest lokal rening					9			
Aska till gödsling							10	
Aska till deponi	36	36	36	36	36	36	36	14
P-produkt						0		
Medelkvot återföring till produktiv. mark*	inget	9	10	11	11	5	12,5**	inget
Medelkvot kompensatoriskt***	5	8	10	11	8	5	15	5

* Genomsnitt över avlopps- och avfallsprodukter återförd till produktiv mark.

** om bara 50 % av askans P antas vara växttillgänglig och slavgivan fördubblas så fördubblas kvoten Cd/Ptillgänglig till 25 mg/kg.

*** Genomsnitt över återförda avlopps- och avfallsprodukter till produktiv mark vid tillförsel av samma mängd växttillgänglig P som systemalternativet som återför mest P till produktiv mark (746 ton). Skillnader i återföring kompenseras med konstgödsel med 5 mg Cd/kg P. Antagen växttillgänglighet = 100 %, förutom i aska (50 %).

Fördelningen av koppar är motsvarande fördelningen av kadmium. Effekten åtgärderna i källkontrollalternativen är dock tydligare. (Figur 6-8).



Figur 6-8. Fördelning av koppar i bassystemet

Läkemedelsrester och övriga organiska ämnen

Halten av ett stort antal organiska föroreningar och en del läkemedel har tidigare undersökts i Ryaverkets inkommande respektive behandlade avloppsvattnet (Bilaga 6). Merparten av ämnena som analyserades fanns i låga men mätbara halter. En tredjedel av de 263 analyserade ämnena kunde inte påvisas i ingående avloppsvatten vilket innebär att koncentrationerna var lägre än 0,01 µg/l och en tredjedel förelåg i koncentrationer på 1 µg/l eller lägre. Avskiljningen från vattenfasen varierade för de kemiska ämnesgrupperna mellan knappt 50 till nästan 100 %.

Flertalet av de miljöfarliga organiska ämnen (PAH, PCB, dioxiner m.fl.) som uppmärksammas är hydrofoba och binds därför i stor utsträckning till partikulärt material i avloppsvattnet. Detta betyder att dessa föreningar avskiljs väl vid vattenreningen och att de koncentreras i slammet.

För betygsättningen har bedömningarna förenklats så att läkemedelsrester antagits i huvudsak belasta vattenrecipienter medan övriga organiska föreningar antagits i huvudsak belasta markrecipienter.

Miljöeffekter för ämnen som redan är klassade som miljögifter är väldokumenterade. För många andra ämnen som är uppmätta i utgående avloppsvatten saknas information om deras miljöeffekter. Bedömning är det vanskligt att göra det utifrån förekomsten av enskilda ämnen, då effekten av kemikalieblandningar inte går att förutse. Förekomsten av vissa även icke miljöfarliga kemikalier kan förstärka effekten av ett miljögift men också att kraftigt försvaga denna effekt.

Ett pågående 3-årigt projekt ”Läkemedel – förekomst i vattenmiljön, förebyggande åtgärder och möjliga reningsmetoder” (finansierat av ”Miljömiljarden”, Stockholm Stad, drivs av Stockholm Vatten AB) studerar behandlingsmöjligheter.

Luftföroreningar från förbränning av bioavfall och slam

Utsläpp till luft sker vid avfallsförbränning, slamförbränning, kompostering, spridning av näringsprodukter och vid hantering av biogas. De ingår i ovan beskrivna emissionskategorierna, men redovisas nedan separat för förbränningen (Tabell 6-5). I sex systemalternativ (Referens till Utvinning, nr. 1-6 i tabellen) är det bara en del av bioavfallet som förbränns. Notera att slamförbränning och bioavfallsförbränning modellerades separat i förbränningsalternativet (nr. 7a och 7b i tabellen), medan det i Deponeringsalternativet räknades som en samförbränning med bioavfall och redovisas gemensamt, som utsläpp från en anläggning (nr. 8 i tabellen). Utsläpp till luft som inte härrör från bioavfalls- eller slamförbränning finns beräknade i s.k. ”simres” Excel-filen, och där i ”LCI”-flikarna (Bilaga 18).

Tabell 6-5. Utsläpp av luftföroreningar från förbränningsanläggningarna för bioavfall och slam. Resultat från URWARE-beräkningen.

Aspekt / Systemalternativ	1 – 6 Alternativ utan slamförbränning	7a Förbränning (avfall)	7b Förbränning (slam)	7 Summa avfall + slam	8 Deponering
CO ₂ , biologiskt ursprung (kton/år)	21,0	21,0	18,4	39,4	79,7
NH ₃ -kväve & NH ₄ -kväve (ton/år)	0,06	0,06	0,03	0,09	0,2
NO _x (ton/år)	2,0	2,0	1,1	3,1	7,0
Lustgas (ton/år)	0,66	0,66	0,36	1,0	2,3
SO _x (ton/år)	1,2	1,2	6,0	7,2	9,5
Fosfor (ton)	0,2	0,2	3,3	3,5	3,9
Cd (g/år)	1	1	5	6	9
Hg (g/år)	0	0	5	5	6

Göteborgs recipienter

Det har i systemstudien förutsatts att framtida utsläppsmängder inte får öka trots den förväntade befolkningsökningen. Det har också förutsatts att utsläppsmängderna är desamma i alla systemalternativ. Påverkan på övergödning blir således också densamma i alla alternativ. Att URWARE simuleringarna ger ett något ökat utsläpp för Källkontroll Avfallskvarn beror en effekt av att detta alternativ ger högre tillrinning och att konstanta halter i utgående vatten använts vid beräkningarna.

Källkontrollalternativen bedöms få positiva konsekvenser i små vattendrag som idag i

många fall anses kraftigt belastade av dagvatten, samt i minskad belastning på Ryaverket från kombinerade avloppssystem. I Göta älv medför källkontrollalternativen i förhållande till de nuvarande metalltransporterna reducerade belastningar på i storleksordningen bara 1-3 % (Bilaga 7). Skillnaderna i utsläpp mellan systemalternativen är marginella i förhållande till bakgrundsbelastningen i recipienterna.

Innan bräddvattenrening och filtrering av utgående vatten beslutades utfördes flera studier om vilken effekt minskade fosforutsläpp från Ryaverket skulle få på bl.a. klorofyllhalter, syrehalter, siktdjup och makrovegetation i Göta älvs flodmynning och i angränsande kustvatten. Dessa studier visar att man beräkningsmässigt kan få positiva effekter av en ytterligare belastningsminskning men att dessa effekter är så små att de inte kommer att vara mätbara. (DHI, 2005; NIVA, 2005).

En framtida bräddvattenrening vid Kodammarnas pumpstation ger upphov till en reducerad föroreningsbelastning i Göta älv vid regntillfållen. Belastningsminskningen på västerhavet på årsbasis blir obetydlig. För en mer omfattande beskrivning se recipientstudien (Bilaga 7) och sammanställningen av möjliga kvalitetsförbättrande åtgärder (Bilaga 17).

6.2.3 Betygsättning

Betygen sätts som angivits i Kapitel 2.

Tabell 6-6. Resultat som användes för betygsättningen av emissioner.

Aspekt / Systemalternativ	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Växthuseffekt, utökad system (kton CO2 ekvivalenter)	81	80	70	68	53	63	57	38
Övergödning, utökad system (kton O2 ekvivalenter)	33	40	45	41	40	34	34	33
Förurning, utökad system (milj. H+ ekvivalenter)	7,4	6,3	6,4	8,8	17,3	19,5	6,4	5,5
Cd till vatten (kg), bassystem, kombinerat & dagvatten	6,6	6,2	7,2	6,2	6,6	6,6	6,6	6,6
Cd till produktiv mark*, bassystem + mineralgödsel (kg)	3,7	6,1	7,5	8,5	6,2	3,8	11,1	3,7
Cd/P kvot (mg Cd/kg P)** bassystem + mineralgödsel	5	8	10	11	8	5	15	5
Cu till vatten (ton), bassystem	2,1	1,3	1,3	1,3	2,1	2,1	2,1	2,1
Cu till produktiv mark (ton), bassystem	0,0	2,4	2,6	2,7	0,5	0,3	4,7	0,0

* Vid tillförsel av samma mängd P som systemalternativet som återför mest P (746 ton) till produktiv mark. Skillnader i återföring kompenseras med konstgödsel med 5 mg Cd/kg P.

** Genomsnitt över återförda avlopps- och avfallsprodukter samt mineralgödsel för att komma upp till 746 ton P till produktiv mark. De antagna 50 % växttillgänglighet i aska är tagit hänsyn till.

Tabell 6-7. Betyg i kriteriet Miljö / emissioner.

Miljöaspekter	Betyg							
	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Aspekt / Systemalternativ								
Växthuseffekt	2	2	2	2	3	3	3	4
Övergödning, utökat system	2	1	1	1	1	2	2	2
Försurning	2	2	2	2	1	1	2	2
Cd till vatten	2	3	2	3	2	2	2	2
Cd till produktiv mark	4	3	3	3	3	4	2	4
Cu till vatten	2	3	3	3	2	2	2	2
Cu till produktiv mark	4	3	3	3	4	4	2	4
Läkemedelsrester till vatten	1	1	1	1	2	1	1	1
Läkemedelsrester till mark	4	2	2	2	1	4	4	4
Organiska ämnen till vatten	2	2	2	2	2	2	2	2
Organiska ämnen till mark	4	2	2	2	3	3	4	4

6.2.4 Motiveringar och kommentarer

Växthuseffekt

Växthuseffekten bedömdes för det utökade systemet (Tabell 6-6). För utsläpp av växthusgas finns det inga kvantitativa mål för va-sektorn annat än att de ska minska. Med de förutsättningar som gjorts i studien så får alla system minst betyget 2. Alla system som är minst 20 % bättre får betyg 3. Deponeringsalternativet med sin höga el- och värmeproduktion ansågs vara nära så bra som det kan vara och åsattes betyget 4.

System som återför organiskt material till mark kan betraktas som temporära kolsänkor, genom att kolet i slam inte omedelbart bryts ner till CO₂. Över en period av 35 år kan 50 % av kolet antas stanna i marken. Denna kolsänka kan motsvara upp till ca 10 % av växthusgasemissionerna i bassystemet (se diskussionen i Kapitel 7.4.2). Den verkliga mängden kol från avlopp och bioavfall som fastläggs är svår att beräkna, då kol också finns i tillsatsmaterial (bark) vid kompostering, omsätts under t.ex. rötning och släpps ut som koldioxid eller metan i processerna. Den temporära kolsänkan i marken har därför inte inkluderats i beräkningarna.

Övergödning

Övergödning bedömdes för det utökade systemet. Utgående från bassystemet föreligger inga stora skillnader mellan systemalternativen, men system där flytande gödselprodukter sprids har högre förluster av kväve från marken i URWAREs nedströmssystem. En utgångspunkt för projektet har varit att utsläppen till recipient inte skall öka jämfört med dagens situation trots befolkningsökningen. Referenssystemet får därmed betyg 2 medan alla system som är mer än 20 % sämre får betyg 1.

Försurning

Den största källan till utsläpp av försurande ämnen är användningen av svartvatten i jordbruket med åtföljande förluster av ammoniak till luften. Då det inte finns några konkreta mål för avlopps- och bioavfallssektorn får Referensalternativet betyget 2. Svartvatten- och Utvinningsalternativen bedömdes som ”betygligt sämre” och får betyg 1. Dessa utsläpp kan undvikas genom att torka och pelletera produkterna. Detta antogs dock inte i beräkningarna, av kostnads- och energiskäl.

Kadmium till vatten

Det är inte troligt att det i framtiden kommer att ställas ökade krav avseende utsläpp av tungmetaller till vattenrecipienter från kommunala reningsverk. Dagens reningsteknik är effektiv för att avskilja tungmetaller från utgående avloppsvatten – större delen av metallerna hamnar i slammet. Det finns heller inga forskningsresultat som pekar på att utsläpp av tungmetaller från Ryaverket nu skulle vara ett stort problem för Göteborgs recipienter (älven och skärgården). Samtliga systemalternativ anses komma att uppfylla framtidens mål och åsätts minst betyget 2. System som är mer än 20 % bättre än referenssystemet får betyg 3.

Koppar till vatten

Samtliga systemalternativ åsätts minst betyget 2 med samma motivering som för kadmium. System som är mer än 20 % bättre än referensalternativet får betyg 3.

Kadmium till produktiv mark

Kadmium till mark bedömdes i bassystemet, men med en kompensation av skillnader i fosfortillförsel med handelsgödsel. Alla systemalternativ anses uppfylla framtida mål på grund av de kadmium/fosforkvoterna bedöms komma nära de värden som idag uppmäts på klosettvalet. Dessa värden är långt under antagna framtida gränsvärden; samtliga systemalternativ får minst betyget 2. Referens- och Deponeringsalternativet anses tillföra så lite kadmium som möjligt, tillsammans med Utvinningsalternativet får de betyget 4. Övriga alternativ skiljer sig minst 20 % från dessa värden och åsätts betyget 3.

Koppar till mark.

Betygsättningen för koppar motsvarar den för kadmium, med undantag av att också Svartvattenalternativet får betyg 4. Effekterna av kadmium och koppar är dock olika. Kadmium utgör främst en risk för människors hälsa genom upptag i grödorna, medan koppar främst utgör en risk för det mikrobiologiska livet i jorden.

Läkemedelsrester och andra organiska föroreningar till vatten och produktiv mark

Nuvarande lagstiftning ifråga om avloppsvattenbehandling ställer inga krav på avskiljning eller reduktion av kemikalier vid vattenrening. Det har vidare antagits att det i framtiden kommer att bli skärpta krav för såväl läkemedelsrester som andra organiska ämnen. Kraven kan komma från myndigheter eller från marknaden (livsmedelsproducenter och konsumenter). Det kan också noteras att det i de framtidsbeskrivningar som gjorts i projektet (mål-bilden) antagits att vi har en betydligt bättre situation än idag, med mindre mängder farliga ämnen som tillförs avloppssystemet, och att dessa ämnen har egenskaper som gör dem mindre miljöfarliga. Andra experter utgår ifrån att det blir större mängder av mindre farliga ämnen i framtiden (se Bilaga 6).

Vid betygssättningen har gjorts förenklade antaganden för att möjliggöra jämförelser. Det har då antagits att läkemedelsrester i huvudsak är vattenlösliga och alltså hamnar i vattenrecipienten med utgående avloppsvatten (eller på produktiv mark i de fall där klosettwater eller urin direkt används för gödsling). Övriga organiska föroreningar har antagits vara i huvudsak fettlösliga, dvs. de hamnar i slammet.

Alla systemalternativen utom Svartvattensortering medför att läkemedelsrester förs ut till vattenrecipienten, vilket anses ej tillfredställande varför de får betyg 1. I Svartvattenalternativet hamnar merparten av läkemedelsresterna i omvända osmosens koncentratström; i konsekvens får Svartvattenalternativet betyget 1 (ej tillfredsställande) vad gäller tillförsel till produktiv mark, med betyg 2 för utsläpp till recipient. I de två Förbränningsalternativen, i Utvinningsalternativet och i Referensalternativet förs inga läkemedelsrester till produktiv mark, och betyget blir 4.

Alla systemalternativ åsätts betyget 2 vad gäller tillförsel av andra organiska föroreningar till vattenrecipienten, eftersom det antagits att merparten hamnar i slammet.

Tabell 6-8. Antaganden om läkemedelsrester och andra organiska ämnen.

Typ av förorening	till vattenrecipient	till produktiv mark
Läkemedelsrester	Merparten	Mindre del
Andra organiska föroreningar	Mindre del	Merparten

I källkontrollalternativen förs stora mängder av slam från Ryaverket ut till produktiv mark, utan någon specifik källsortering eller utvinning. På grund av källkontrollåtgärderna antas att framtida krav för andra organiska föroreningar ändå uppfylls. Övriga systemalternativ får betyget 3 eller 4, dvs. små eller inga mängder organiska föroreningar tillförs den produktiva marken. Det kan här noteras den fördel som förbränningsalternativen har genom att alla organiska ämnen destrueras.

6.3 Miljö / Resurshushållning

Med resurshushållning avses här såväl användning av externa resurser samt resurser som kan gå i kretslopp. De resurser som beaktas är återföring av fosfor som ersätter mineralgödsel, återföring av kväve, återföring av kalium och svavel, samt energianvändning.

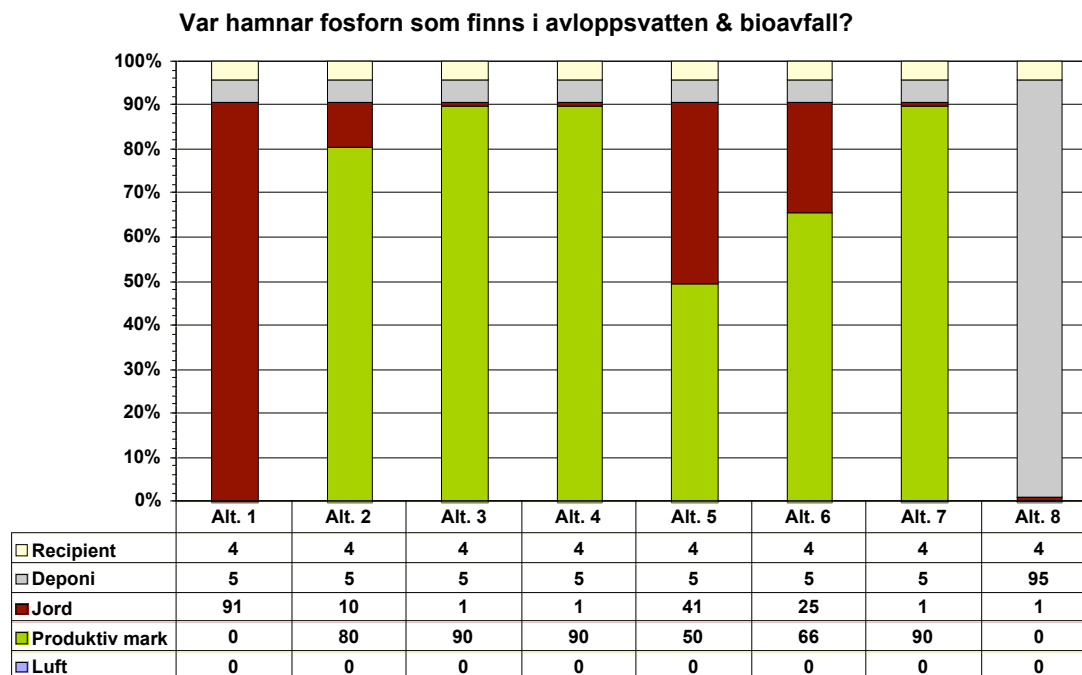
6.3.1 Analyser

Substansflödesmodellen URWARE användes för att beräkna flödena av vatten och näringsämnen genom avlopps- och bioavfallssystemen. Också beräkningen av energiomsättningen levererades av modellen.

6.3.2 Resultat

Återföring av fosfor

Figur 6-9 visar fördelningen av fosfor i systemalternativen. Källkontrollalternativen och förbränningsalternativet har en hög återföring till produktiv mark, parametern som anges i det nationella miljömålet. Svartvatten- och Utvinningsalternativen återför en betydligt lägre andel. En mera rättvisande parameter är återförd fosfor som ersätter mineralgödsel (Tabell 6-9).

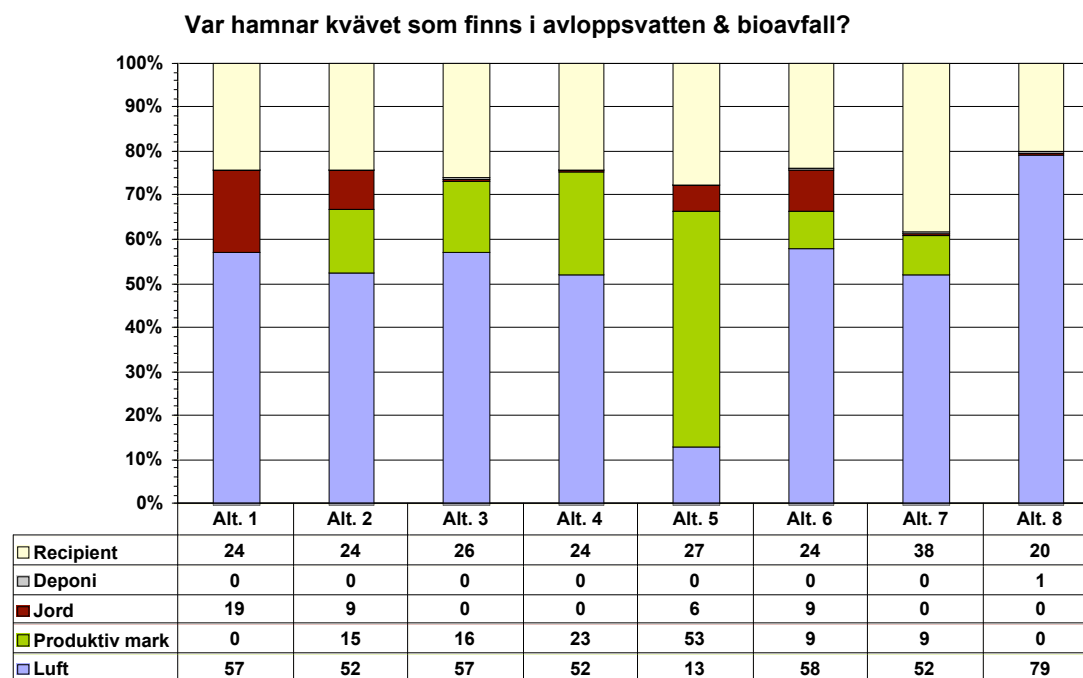


Figur 6-9. Var hamnar fosfor som finns i avloppsvatten och bioavfall?

Återföringen av fosfor har också betraktats som fosfor som ersätter handelsgödsel, där också 25 % av P i jordprodukter och 50 % av P i hemkompost ingår (Tabell 6-9).

Återföring av kväve

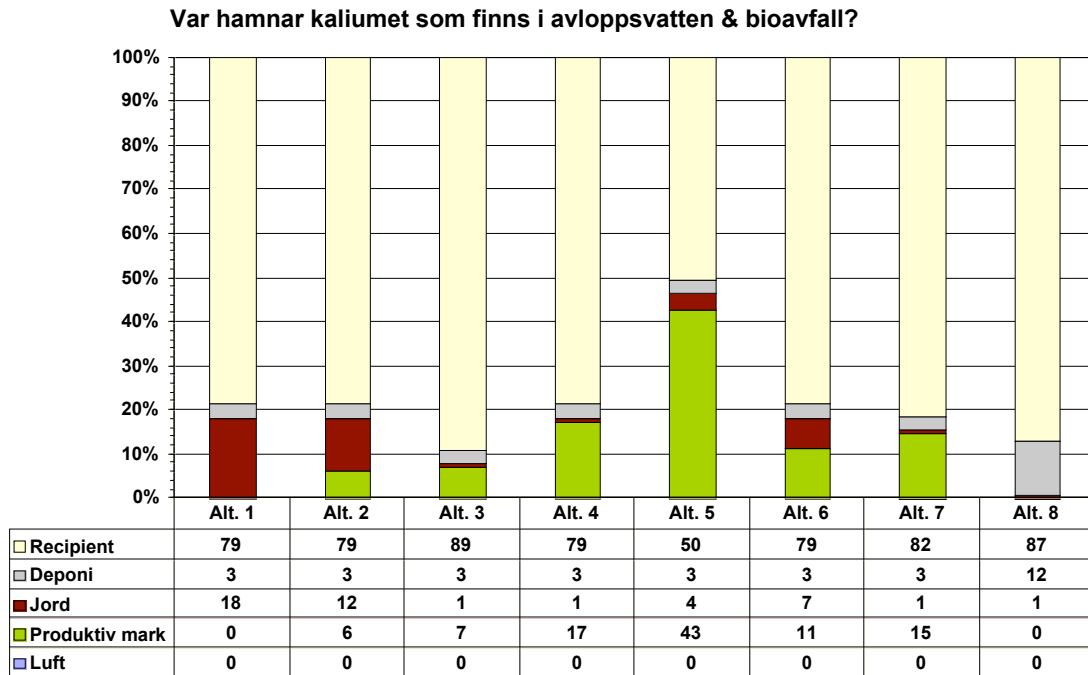
Figur 6-10 visar fördelningen av kväve i systemalternativen. En stor del av kvävet omvandlas under avloppsvattenreningen till N₂. kan 50 % av kvävet återföras till produktiv mark. URWARE räknar därefter med ytterligare förluster (vid spridning i bassystemet, från marken i nedströmssystemet) som beror på många faktorer och som inte är med i denna bild.



Figur 6-10. Var hamnar kvävet som finns i avloppsvatten och bioavfall? Stapeln produktiv mark visar kvävet som når bonden. Förluster vid spridning och läckage från marken är inte med i diagrammet, då dessa beror på många faktorer och har hög osäkerhet.

Återföring av kalium och svavel

Kalium och svavel förekommer huvudsakligen som lösta ämnen i vattnet. Därför är det alternativ som koncentrerar avloppsvattnet på något sätt som återför betydande mängder till produktiv mark. Ett exempel är RO-tekniken i Svartvattenalternativet. Återföringen av kalium visas i Figur 6-11. Svavel uppför sig på ett liknande sätt som kalium.



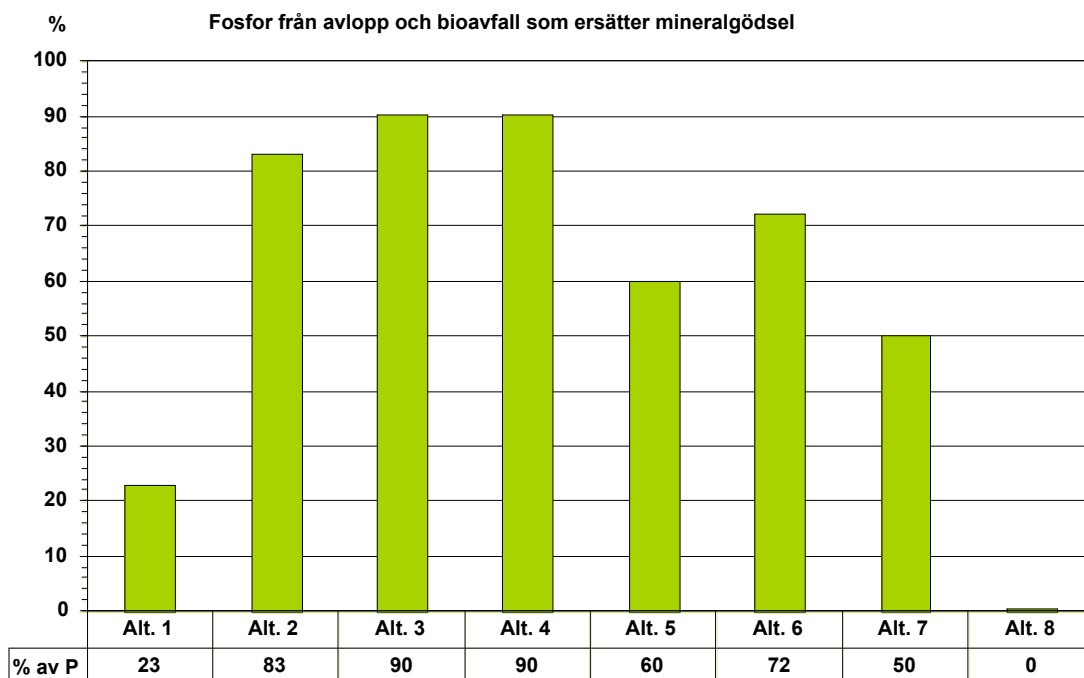
Figur 6-11. Var hamnar kaliumet som finns i avloppsvatten och bioavfall?

Återförda näringsämnen som ersätter mineralgödsel

Utöver spridningen av gödselprodukterna till produktiv mark anses i denna studie också jordprodukter (25 %) och hemkompost (till 50 %) ersätta mineralgödsel. Dessa värden redovisas i Tabell 6-9. Fosfors växttillgänglighet i gödselprodukterna antogs i beräkningen som 100 % utom för askan (50 %). Växttillgängligheten varierades i en känslighetsanalys (Kapitel 7.6.6). Andelen av fosforinnehållet i avlopp och bioavfall som ersätter mineralgödsel illustreras i Figur 6-12.

Tabell 6-9: Återförda mängder fosfor, kväve, och kalium som ersätter mineralgödsel (ton/år), i förhållande till innehållet i avloppsvatten & bioavfall (%). Exklusive näringsämnen i tillsatsmaterial vid kompostering och jordtillverkning. Bassystemet utan spridningsförluster och utan läckage från marken i URWAREs nedströmssystem (vilket är mest relevant för kväve). Svavel uppför sig på ett sätt som liknar kalium. Fosfors växttillgänglighet = 1, utom för askan (0,5).

System / Ämne	Fosfor		Kväve		Kalium	
	ton	%	ton	%	ton	%
Referens	190	23	299	5	94	5
Källkontroll Kompostering	690	83	1055	17	183	9
Källkontroll KAK	749	90	1028	17	149	8
Källkontroll Rötning	749	90	1469	24	362	18
Svartvatten	499	60	3425	55	860	44
Utvinning	599	72	692	11	263	13
Förbränning	415	50	572	9	293	15
Deponering	4	0	15	0	8	0



Figur 6-12. Återförda andelen fosfor i avlopp och bioavfall som ersätter mineralgödsel. Värdet består av P återföring till produktiv mark (varav 100 % ersätter P i mineralgödsel), hemkompost (50 % ersätter P i mineralgödsel) och jordprodukter (25 % ersätter P i mineralgödsel). Näringsämnen som tillförs med tillsatsmaterial vid kompostering och jordtillverkning ingår inte i beräkningen. Bassystemet utan spridningsförluster och utan läckage från marken i URWAREs nedströmssystem. Fosfors växttillgänglighet = 100 %, utom för askan i Systemalternativ Nr. 7, Förbränning, där den antas vara 50 % i askan.

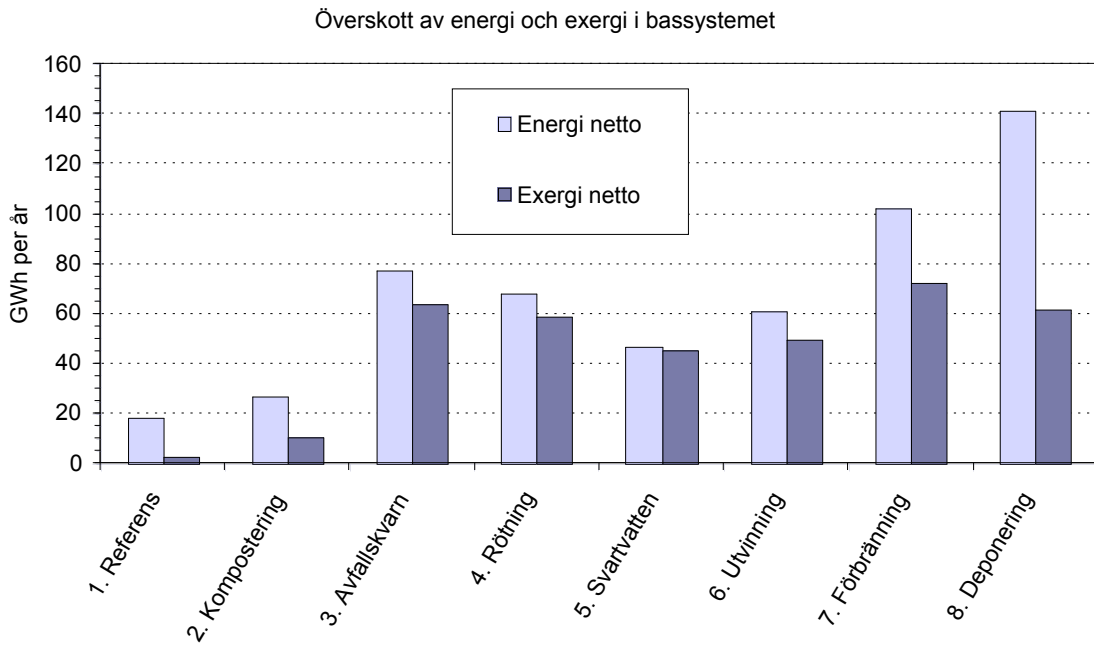
Energi & exergi

Hänsyn till energins kvalitet har tagits genom att använda begreppet exergi. Detta innebär att alla energivärden har multiplicerats med en exergiverkningsgrad för varje energislag (Tabell 6-10).

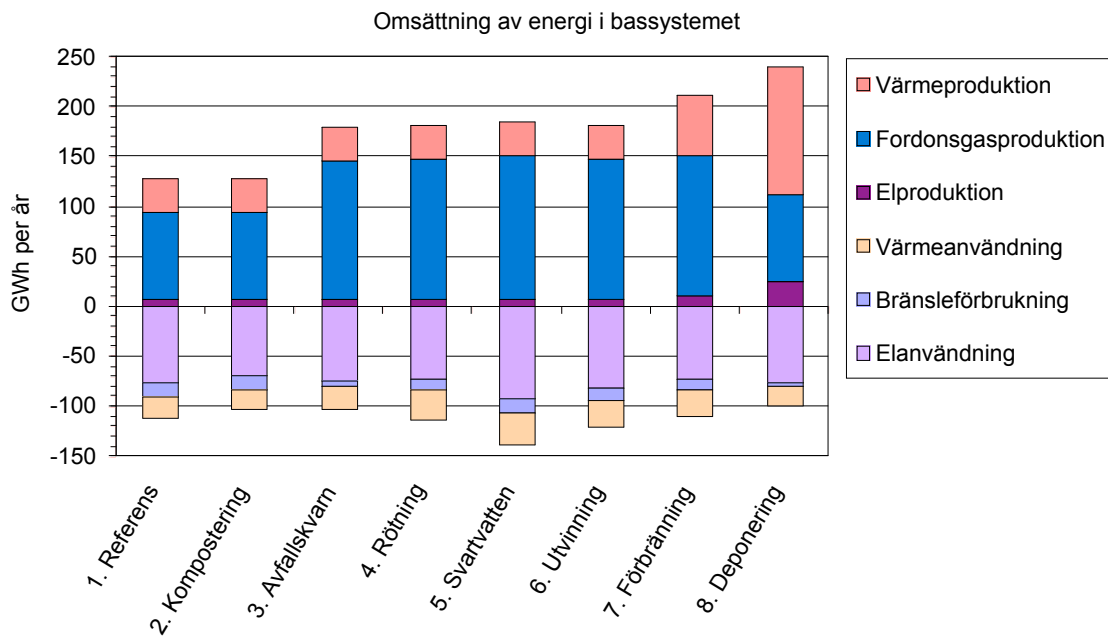
Tabell 6-10. Exergiverkningsgrader som användes vid omräkningen från energi till exergi.

Energislag	El	Kemiskt bunden energi	Het ånga	Fjärrvärme	Spillvärme
Exergiverkningsgrad	1,00	0,95	0,60	0,30	0,05

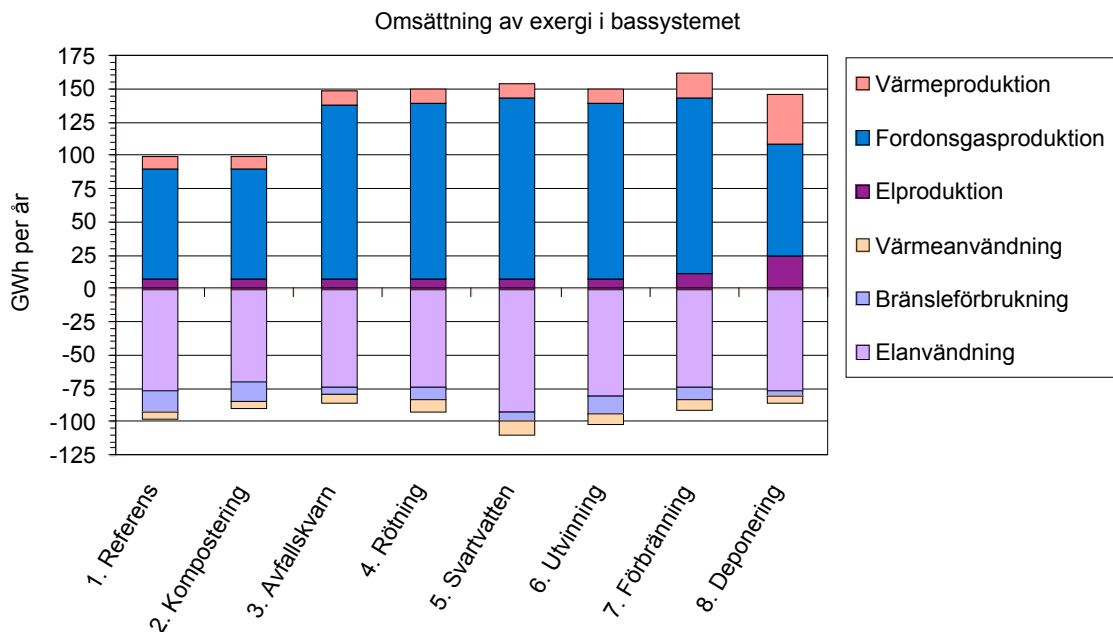
Samtliga systemalternativ ger ett överskott av energi och exergi i bassystemet (Figur 6-13). På plussidan finns producerad el, värme och biogas, på minussidan användningen, där elen är det största energislaget (Figur 6-14 & Figur 6-15).



Figur 6-13. Överskott av energi och exergi i bassystemet.

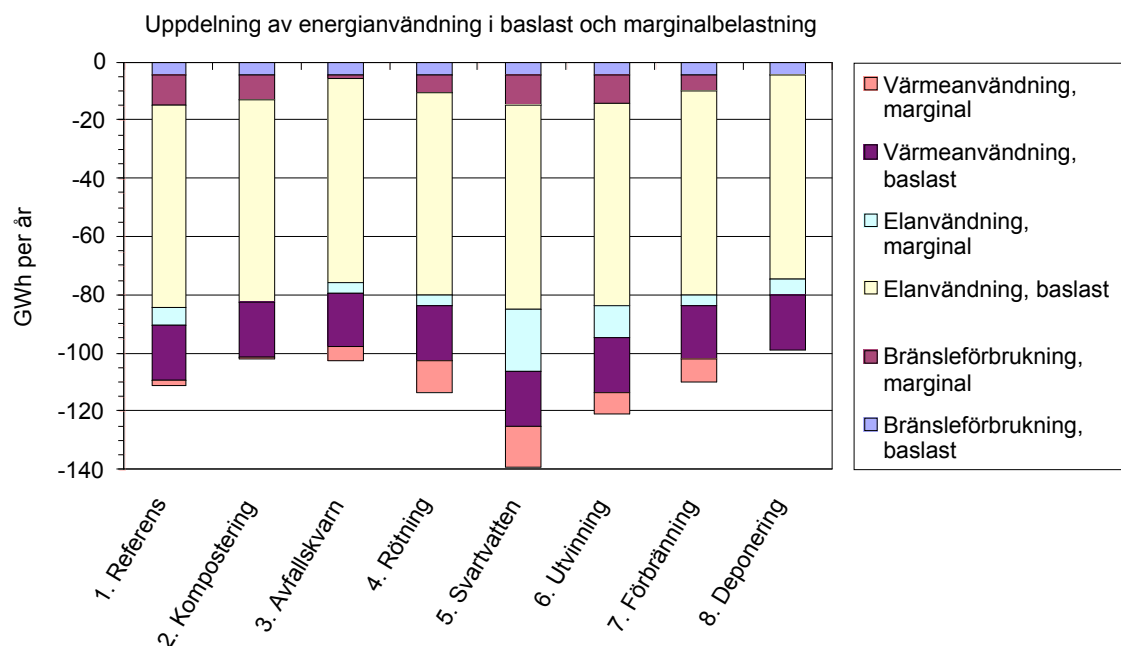


Figur 6-14. Omsättning av energi i bassystemet.



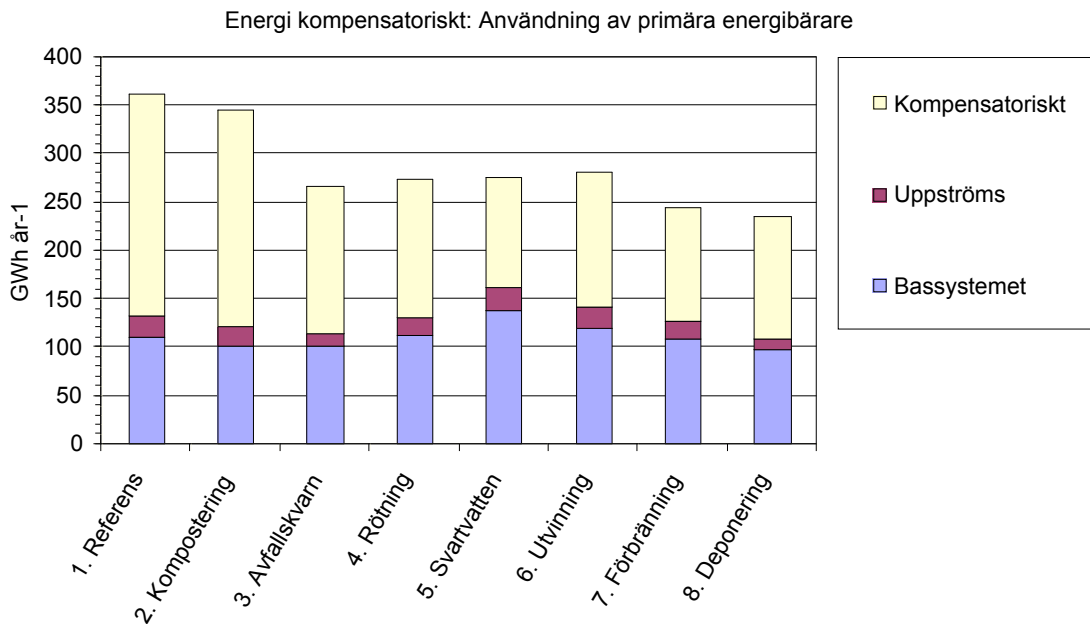
Figur 6-15. Omsättning av exergi i bassystemet.

Figur 6-16 visar uppdelningen av energianvändningen i bassystemet. Systemet med den minsta användningen av el, värme eller bränsle bestämmer ”baslasten” som beräknas som huvudsakligen förnybar enligt den energimix som vi använder för 2050. Förbrukning utöver baslasten räknas som fossil marginalproduktion. Det kan gälla fossil energi som importeras, eller förnybar energi som inte kan exporteras, pga. att det förbrukas av avlopps- och bioavfallssystemen.



Figur 6-16. Detalj av Figur 6-14: Energianvändning i bassystemet; indelning i baslast och marginalbelastning för el, värme och fordonsbränsle.

Figur 6-17 jämför användningen av primära energibärare¹¹ i det utökade systemet. Diagrammet visar all primärenergianvändning i bassystemet, uppströms samt vad som krävs för att producera samma nyttor i alla alternativ. I bassystemet producerad energi i form av el, gas, värme och näring dras inte ifrån förbrukningen. Skillnader i producerade nyttor belastar i detta betraktningssätt alternativen genom det kompensatoriska systemet. Skillnaderna mellan systemen är därför intressantare än de absoluta värdena.



Figur 6-17. Energi i det utökade systemet: Användning av primära energibärare.

Det kompensatoriska systemet domineras av fjärrvärmerna, även om den bara kan avsättas till två tredjedelar (under ”eldningssäsong”), samt att värmen produceras effektivt med en verkningsgrad på 1,25 (se Kapitel 7.3). Deponeringsalternativet har de lägsta kompensatoriska bidragen pga. att det har den största el- och värmeproduktionen (Tabell 6-11).

Tabell 6-11. Primära energibärare, bidrag i det kompensatoriska systemet (GWh/år)

Nytta / System	Ref.	Komp.	KAK	Rötn.	Svartv.	Utvinn.	Förbr.	Depon.
Värme	76.7	76.7	76.7	76.7	76.7	76.7	54.7	0.0
El	33.9	33.9	33.9	33.9	33.9	33.9	26.5	0.0
Fordonsbränsle	81.6	81.6	7.9	5.8	0.0	5.8	5.8	81.6
Mineralgödsel N	29.7	28.3	29.7	25.5	0.0	17.8	28.8	33.8
Mineralgödsel P	4.7	0.5	0.0	0.0	2.1	1.2	0.0*	6.3
Mineralgödsel K	3.1	2.8	3.1	2.2	0.0	2.5	2.5	3.7
Summa	230	224	151	144	113	138	118	125

* Beräkningen i URWARE är baserad på återförd P och tar ingen hänsyn till askans antagna växttillgänglighet av 50 %. Skillnaden försummas då P-gödseln bidrag är liten..

¹¹All energi har räknats tillbaka till primärenergi, t.ex. GWh vattenkraft, kärnkraft, kol eller naturgas. Det motsvarar i princip ett exergivärde, då de primära energibärarna har höga exergiverkningsgrader (el=1, kemisk bunden energi=0.95).

6.3.3 Betygsättning

Följande resultat har använts till betygsättningen av resursaspekterna.

Tabell 6-12. Kvantifierade resultat i kriteriet Miljö/ resurshushållning.

Aspekt / Systemalternativ	Betyg							
	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Återföring av P till produktiv mark (%)	0	80	90	90	50	66	90	0
Återförd P som ersätter mineralgödsel (%)	23	83	90	90	60	72	50*	0
Återföring av N till produktiv mark (%)	0	15	16	23	53	9	9	0
Återförd N som ersätter mineralgödsel (%)	5	17	17	24	55	11	9	0
Återförd K som ersätter mineralgödsel (%)	5	9	8	18	44	13	15	0
Nettoenergi i bassystemet, överskott (GWh/år)	18	27	78	68	47	61	103	141
Primärenergianvändning, utökat system, jämförd referensalternativet (GWh/år)	0	-17	-97	-88	-88	-82	-118	-128

* 50 % växttillgänglighet antagen för P i aska

Tabell 6-13. Betyg i kriteriet Miljö / resurshushållning.

Aspekt / Systemalternativ	Betyg							
	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Återförd P ersätter mineralgödsel.	1	3	4	4	2	3	1	0
Återförd N ersätter mineralgödsel	1	2	2	2	4	2	2	0
Återförd K och S ersätter mineralgödsel	2	2	2	2	3	2	2	2
Primärenergianvändning, utökat system	1	1	2	2	2	2	3	3

6.3.4 Motiveringar och kommentarer

Fosfor

De svenska miljömålen anger att 60 % av fosfor i avloppsvatten skall återföras till produktiv mark. Detta uppfylls i hög grad av de systemalternativ som inbegriper användning av slammet i jordbruk som ges betyget 4, och i något lägre grad av systemalternativet Källkontroll Kompostering, som ges betyget 3. Utvinningsalternativet uppfyller målet väl och får betyget 3. Svartvattensortering återför bara 50 % till produktiv mark, men 60 % av fosfor i avlopps- och avfallsprodukter ersätter handelsgödsel; Svartvattenalternativet betyg 2. Förbränningsalternativet återför mycket fosfor till produktiv mark. Askan anses ha en låg växttillgänglighet av fosfor (50 %) och får betyg 1. Referensalternativet ges betyget 1 (viss återföring genom anläggningsjorden). Systemalternativet Deponering ges betyget 0.

Kväve

Systemalternativet Svartvattensortering återför största möjliga andel av avloppsvattnets innehåll av kväve, och ges betyget 4. Källkontrollalternativen, Utvinnings- och Förbränningsalternativen ges betyget 2. Referensalternativet är betydligt sämre och får betyget 1. Deponeringsalternativet återför inget kväve och ges betyget 0. Det kan noteras att det inte finns några krav på återföring av kväve från avloppsvatten, men att det kan finnas skäl för detta om återföringen kan ske på ett energimässigt godtagbart sätt.

Kalium och svavel

Systemalternativet Svartvattensortering är det enda som återför nämnvärda mängder av kalium och svavel och ges betyget 3. Övriga systemalternativ ges betyget 2, beroende på att det troligen inte kommer att finnas några framtida mål för återföring av K och S.

Exergibalans, utökade systemet

För bedömningen av energiförbrukningen användes det utökade systemet med användningen av primära energibärare för att få det mest jämförbara måttet av energi mellan systemen och ta hänsyn till skillnader i mineralgödselproduktion i bassystemet. Värdena i det utökade systemet är inte absoluta; nivåerna i det kompensatoriska systemet som ingår här beror på skillnaderna mellan de jämförda systemalternativen. Därför normaliserades primärenergi-användningen mot referenssystemet. Samtidigt beaktades värdena för nettoenergi och nettoexergi i bassystemet.

Med tanke på höjda framtida mål för energieffektivisering anses system som Referensalternativet och Källkontroll med kompostering inte uppfylla målen. Därmed åsätts de betyget 1. Källkontroll med avfallskvarnar, Källkontroll med rötning och Svartvattenalternativet får betyg 2 medan Förbrännings- och Deponeringsalternativen åsätts betyg 3. Deponeringsalternativet återför mer energi än förbränningsalternativet, men mindre exergi pga. att en stor andel är värme (Figur 6-13). Därför får inte Deponeringsalternativet ett högre betyg.

6.4 Ekonomi

6.4.1 Analyser

Kostnaderna för avlopps- och bioavfallssystemen beräknades med Urban Waters kostnadsmodell, se Kapitel 2.4.5, Bilaga 8 och Olin m.fl. (2005). Kostnads kalkylen har gjorts som en nybyggnadskalkyl, dvs. kostnaderna motsvarar de kostnader som kommer att uppstå om anläggningen ska drivas under mycket lång tid. Kostnadsmodellen justerades inledningsvis genom att jämföra kostnadsmodellens kostnader med redovisade kostnader för Gryaab, Göteborg Vatten och Kretsloppskontorets avfallsverksamhet 2005, varefter modellens kostnadsparametrar justerades.

Kostnaden för fosfor- och kväveutvinningsprocesserna uppskattades med hjälp av litteratordata. Källkontrollåtgärder enligt Kapitel 5.2.1. ingår i kostnadsberäkningarna. Behandlingen av bioavfallet har kostnadsberäknats separat och ingår i huvudkalkylen eftersom bioavfallet i några alternativ integreras med avloppshanteringen. Excelfilerna med kostnadsberäkningen utgör Bilagorna 19-20¹².

Systemstudien berör två taxekollektiv samt de privata fastighetsägarna som tillsammans har att bära kostnaderna för systemlösningarna. De två taxekollektiven är va-kollektivet respektive avfallskollektivet. Hushållen finns som en del i både taxekollektiven och som betalare av fastighetsägarnas kostnader antingen direkt som fastighetsägare eller som hyresgäst och i slutändan är det hushållen som betalar antingen via hyran, va-taxan eller avfallstaxan. Det jämförelsetal som använts är därför årskostnad per person, men kostnadernas fördelning på de tre kollektiven redovisas också liksom fördelningen på fastighet, distribution, anläggning respektive transport.

Resultat från ett alternativt beräkningssätt som tar hänsyn till värdet av den befintliga infrastrukturen redovisas i 6.4.3.

I en framtida undersökning av få optimerade systemalternativ och varianter därav bör en kostnadsanalys genomföras som i större utsträckning tar hänsyn till restvärden av befintliga anläggningar och till tidpunkter för genomförandet av ombyggnationer och åtgärder.

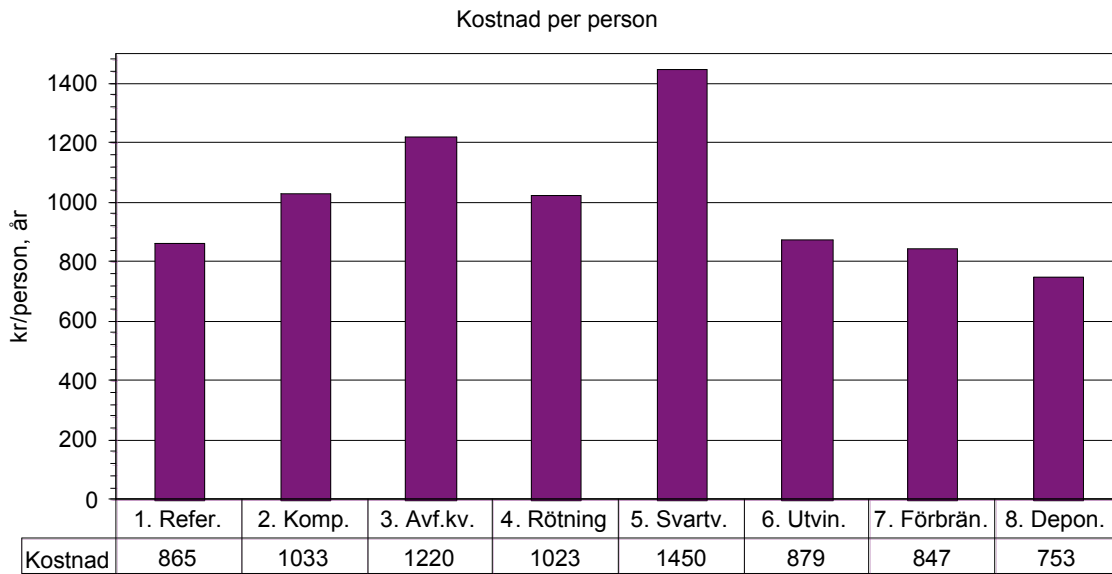
6.4.2 Resultat av nybyggnadskalkylen

Årskostnaden per person som visas i Figur 6-18 skiljer sig med en faktor 1,9 mellan det billigaste (Deponering) och det dyraste (Svartvatten) alternativet. Det är främst Svartvattenalternativet som skiljer ut sig från övriga alternativ. Årskostnaden för att ta hand om spillvattnet från hela Göteborg, dagvattnet från kombinerade områden samt bioavfallet varierar mellan 753 kr och 1450 kr per person och år.

Intäkterna från den biogas som produceras vid bioavfallsrötning har beräknats för de systemalternativen där denna process tillämpas. Intäkten varierar mellan ca 40 miljoner kr och ca 55 miljoner kr per år, vilket innebär mellan 40 och 55 kr per person och år¹³.

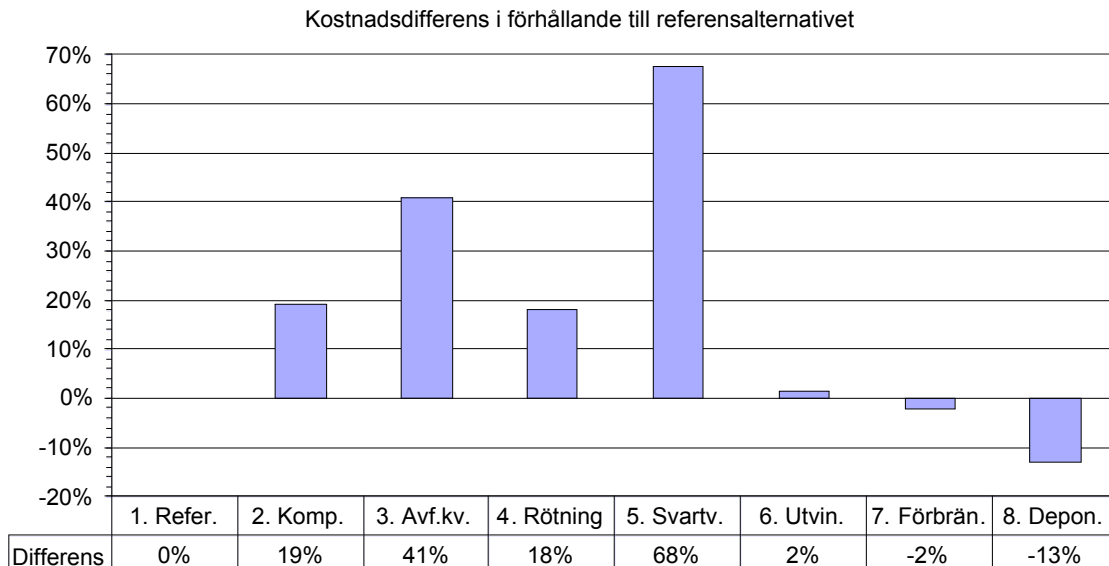
¹² Excelfilerna redovisar resultaten. För att göra en egen beräkning krävs kostnadsmodellens huvudkalkyl, som utvecklades av Olin m.fl. (2005).

¹³ Beräkningen av intäkter från biogas är behäftade med stora osäkerheter, se Bilaga 8.



Figur 6-18. Totala årskostnader per person för systemalternativen.¹⁴

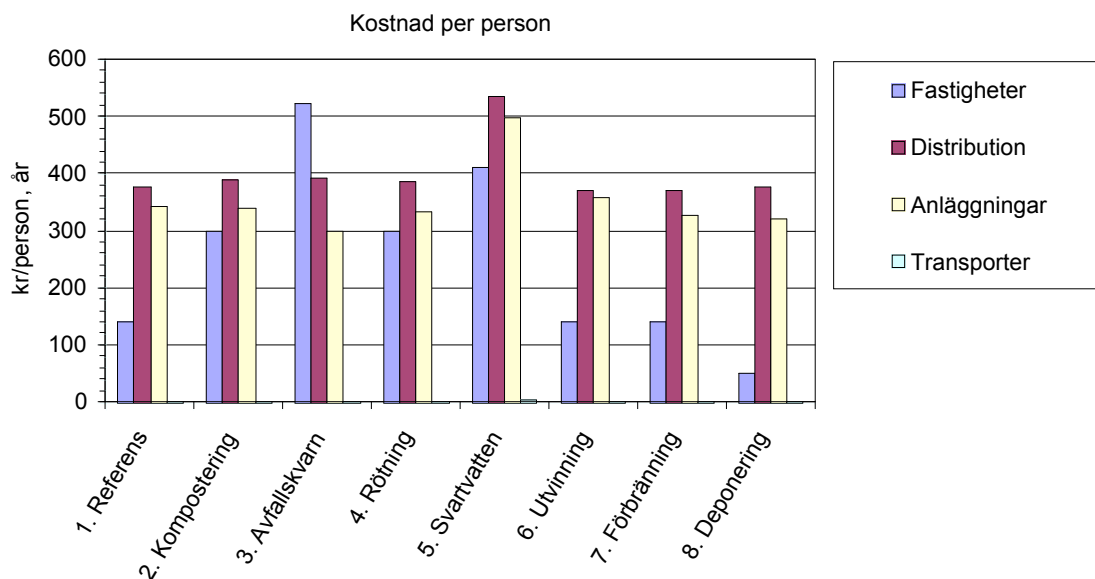
Jämförs alternativen med Referensalternativet, Figur 6-19, ser vi att källkontrollalternativen är ca 20-40 % dyrare än referensalternativet, men också att bland källkontrollalternativen, avfallskvarnar är betydligt dyrare än kompostering respektive rötning. Avfallskvarnarna ger dock brukarna ett mervärde i form av bekvämlighet. Svartvattenalternativet är det alternativ som skiljer sig mest; nästan 70 % dyrare än Referensalternativet. Utvinningsalternativet och Förbränningsalternativet ger ungefär lika kostnader som Referensalternativet, medan Deponering är ca 10 % billigare.



Figur 6-19. Alternativens kostnader i förhållande till referensalternativet.

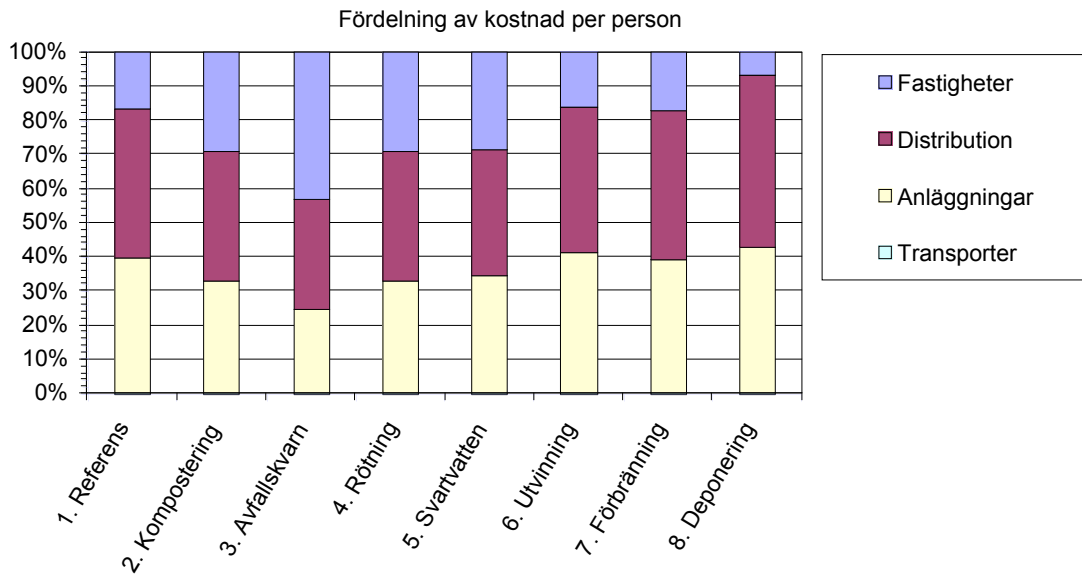
¹⁴Kostnaderna för källkontrollalternativen (2. Kompostering, 3. Avfallskvarn och 4. Rötning) i denna figur är något högre än vad som redovisas i systemstudien sammanfattade slutrapport. Anledningen är ett fel i beräkningen för sammanfattningen.

Fördelas kostnaden på systemens delar (Figur 6-20), ser vi att distribution och anläggningar är ungefär lika stora och utgör de största posterna följt av fastigheter. Transportkostnaderna är mycket små för alla alternativ. Den stora variationen för fastigheter beror på att här hamnar bioavfallshanteringen, t.ex. avfallskvarnar liksom målning av tak samt utbyte av kopparrör för källkontroll av koppar och zink. När alla dessa ingår som i alternativet med avfallskvarnar och källkontroll är kostnaderna som åvilar fastighetsägarna den största delen. På anläggningssidan, dvs. i huvudsak avlopps-vatten-behandling, slamhantering och rötning, är det inga stora skillnader utom för Svartvattenalternativet, som innehåller fyra lokala svartvattenbehandlingsanläggningar i tillägg till det centrala avloppsreningsverket. I detta alternativ finns också den största avvikelser för distribution som i huvudsak beror på den extra svartvattenledning som måste dras till de lokala anläggningarna.



Figur 6-20. Fördelning av årskostnaderna per person, uppdelat på kostnadsställe.

Den procentuella fördelningen av årskostnaderna framgår av Figur 6-21. Anläggningar och distribution står för ca 60 % till drygt 90 % av årskostnaden. Det högsta värdet för fastighet är fallet med källkontroll och avfallskvarnar.



Figur 6-21. Procentuell fördelning av årskostnader per person, uppdelat på kostnadsställe.

Kostnader för källkontrollåtgärderna

De ökade kostnaderna jämfört med referensalternativet uppkommer genom drift av många små lokala reningsanläggningar av olika slag, inklusive kostnader för driftövervakning och service, kostnader för utbyte av material samt för informationsinsatser. En annan aspekt är om betalningsviljan för denna typ av åtgärder. Är abonnenterna beredda att betala extra för denna typ av åtgärder om det inte finns tvingande krav.

I Tabell 6-14 visas kostnaderna för källkontrollåtgärderna, se också Bilaga 17. Åtgärderna byte av kopparledning samt målning av metallytor, främst takytor, är kostnader som i första hand belastar fastighetsägarna. Rening av trafikdagvatten samt bräddvattenrening belastar i första hand va-kollektivet. Rening av trafikdagvatten är den mest kostnadseffektiva åtgärden, medan byte av kopparledning ger den största reduktionen av koppar till avloppsreningsverket. Forcerat utbyte av kopparledning har betydligt högre kostnad per person och år än övriga källkontrollåtgärder, men sett till kostnadseffektivitet är denna åtgärd mer effektiv än målning av kopparlytor som tak mm. Redan idag sker dock utbyte av kopparledning vid renovering av fastigheter, vilket gör att kopparledning på sikt kommer att bytas ut mot andra material.

Tabell 6-14. Årskostnader, kostnad person och år samt kostnadseffektivitet uttryckt som kr/minskad mängd metall för de källkontrollåtgärder som vidtas i systemalternativen med källkontroll inom kombinerade områden.

Åtgärd	Mkr/år	kr/p, år	kr/kg red Me
Informationskampanjer	15	14,5	kan ej bedömas
Forcerat byte av kopparledningar	139	135	232 000
Målning av metallytor	23,5	22,7	589 000
Rening av trafikdagvatten	5,2	5	86 000
Bräddvattenrening	12,3	12	2 000
Lakvattenrening av deponier	25	24	kan ej bedömas*
Summa	220	213	

* Åtgärden motiveras inte i första hand med en minskning av metallinnehållet.

Kostnader för avfallskvarn

I alternativet Källkontroll Avfallskvarn uppkommer kostnader främst hos hushållen, fastighetsägarna och verksamhetsutövarna som investerar i avfallskvarnar. Investeringen uppskattas till 3 miljarder kr. Ökade driftskostnader för pumpning i de lokala näten samt underhåll av avloppsledningsnätet tillkommer också.

Om avfallskvarnar införs i stor skala, skulle det leda till väsentligt minskade kostnader för avfallskollektivet genom ett minskat insamlings- och behandlingsarbete. Samtidigt ökar nettokostnaderna för fastighetsägarna. Se Figur 6-23 och Tabell 6-15.

Kostnader för införandet av svartvattensystem

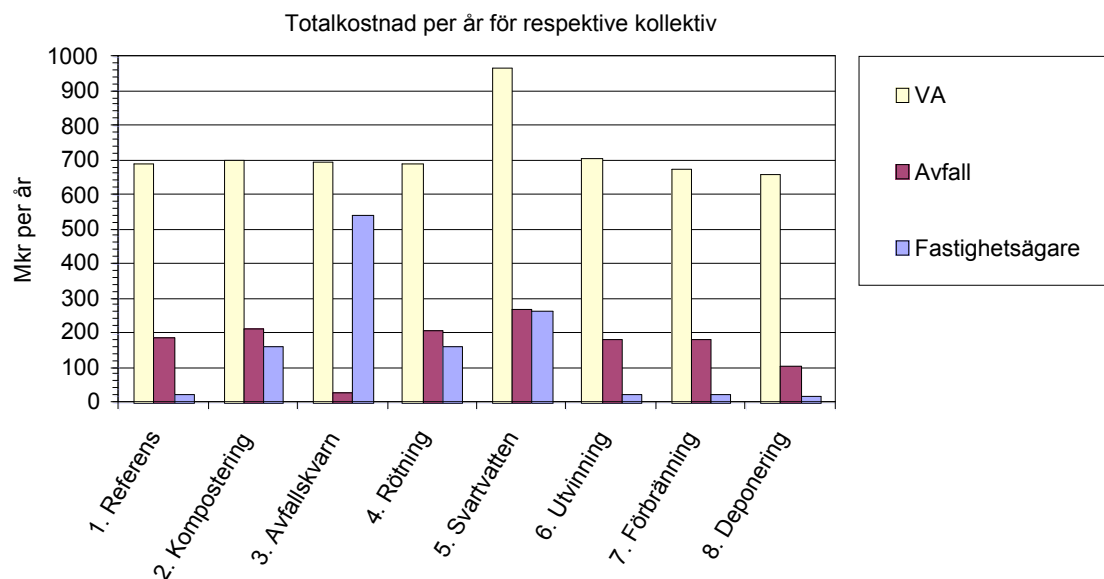
Kostnader för va-kollektivet uppkommer för att bygga och driva de lokala reningsanläggningarna samt en separat ledning för svartvatten. För fastighetsägare uppkommer extra investeringar vid stamrenoveringar då en extra servisledning behövs samt att köksavfallskvarnar och snålspolande toaletter eller vakuumtoaletter måste installeras. I nyproduktion uppkommer en mindre merkostnad för de extra installationerna som måste göras. Alla kostnaderna kommer att drabba brukarna.

Deponering

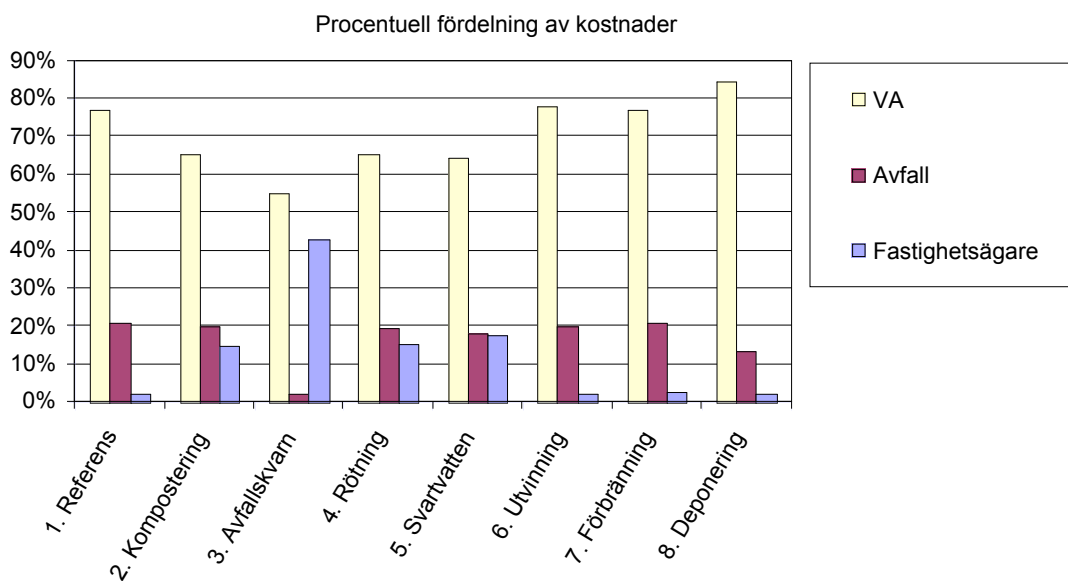
Systemalternativet uppfyller inte målet att näringsämnen i avlopp ska inordnas i ett kretslopp. Därför kommer detta alternativ troligen att belastas med förbrännings- eller deponeringskostnader. I Deponeringsalternativet kan eventuellt åtgärder för ett renare slam, som finns med i Referensalternativet, sparas in; detta har inte tagits hänsyn till i beräkningarna.

Totalkostnad för respektive kollektiv

Ser man till den totala årskostnadens variation för olika kollektiv så framträder för va-kollektivet att det är endast Svartvattenalternativet som ger betydligt ökade kostnader. För fastighetsägarna innebär både källkontrollalternativen och Svartvattenalternativet betydligt ökade kostnader jämfört med idag. Avfallskollektivet får ungefär samma kostnader för alla alternativ, utom för Källkontroll Avfallskvarn, då kostnaden blir noll.



Figur 6-22. Fördelning av årskostnaderna på fastighetsägare, avfallskollektiv respektive va-kollektiv.



Figur 6-23. Procentuell fördelning av kostnaderna på fastighetsägare, avfallskollektiv respektive va-kollektiv.

Tabell 6-15. Fördelning av alternativens kostnader på fastighetsägare, avfallskollektiv respektive va-kollektiv. ¹⁵

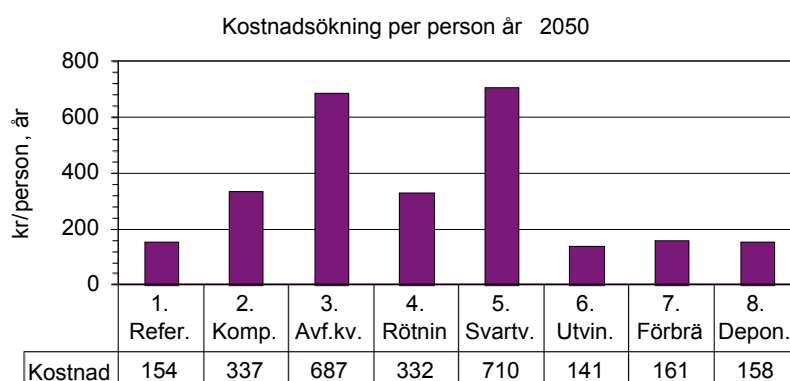
	1. Ref.	2. Komp.	3. Avf.kv.	4. Röttn.	5. Sv.vat.	6. Utvin.	7. Förbr.	8. Dep.
Fastighetsäg.	2 %	15 %	43 %	15 %	18 %	2 %	2 %	2 %
Avfall	21 %	20 %	2 %	20 %	18 %	20 %	21 %	13 %
VA	77 %	65 %	55 %	65 %	65 %	78 %	77 %	85 %
Sum. Mkr/år	896	1070	1264	1060	1502	910	877	780

6.4.3 Kostnader med hänsyn till värdet av befintliga systemet

Det befintliga avloppssystemet med reningsanläggningar, pumpstationer etc. utgör naturligtvis ett värde i en övergång till ett nytt system som i huvudsak bygger på att det befintliga systemet utvidgas och kompletteras med nya funktioner. Ett sätt att värdera det befintliga systemet är att åsätta det ett värde lika med dagens kostnad för systemet som speglar avskrivningar, förnyelse och drift. Dras denna kostnad från den framräknade årskostnaden för systemalternativen blir resultatet en bedömd kostnadsökning för de olika systemalternativen. Se Excelfilen som utgör Bilaga 20.

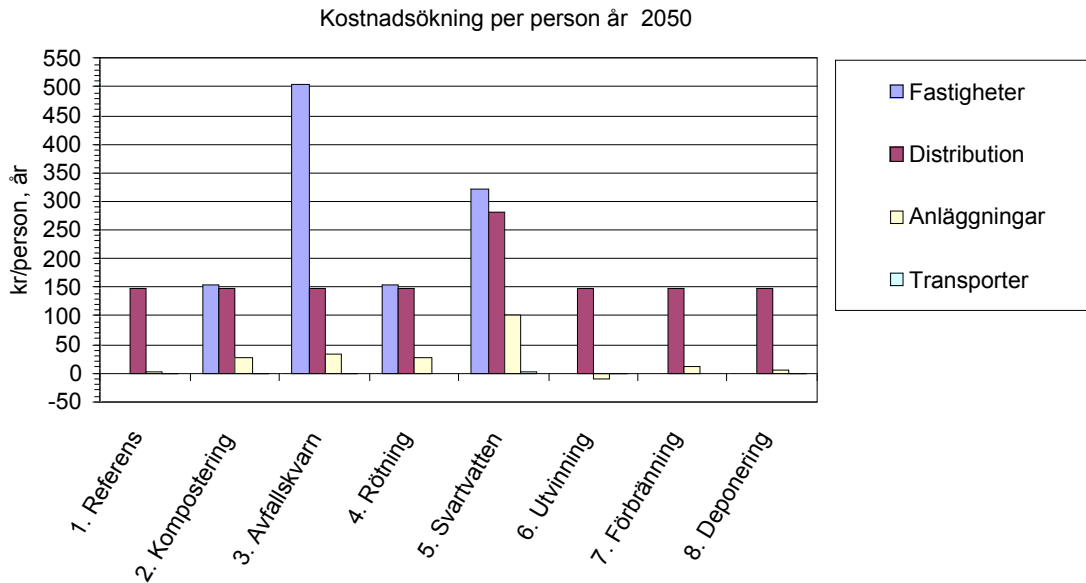
I Figur 6-24 visas kostnadsökningen för systemalternativen, vilken varierar mellan 141 kr/p,år för Utvinningsalternativet och 710 kr/p,år för Svartvattenalternativet. Med detta beräkningssätt uppstår kostnader huvudsakligen i fastigheter och för distribution (Figur 6-25). Rangordningen mellan systemalternativen ändras dock inte utan denna figur speglar förväntad ökning i årskostnaden år 2050 jämfört med idag.

Referensalternativet får ökade kostnader 2050 främst beroende på att dagens system måste förnyas under perioden fram till 2050 och härigenom får ökade kapitalkostnader. Denna kostnadsökning finns i alla systemalternativen 2050.



Figur 6-24. Kostnad per person år 2050 när kapitalkostnaden för systemkomponenter som redan existerade 2005 satts till noll.

¹⁵ Kostnaderna för källkontrollalternativen (2. Kompostering, 3. Avfallskvarn och 4. Rötning) i denna tabell är något högre än vad som redovisas i systemstudien sammanfattade slutrapport. Anledningen är ett fel i beräkningen för sammanfattningen.



Figur 6-25. Fördelning av kostnaden per person år 2050 när kapitalkostnaden för systemkomponenter som redan existerade 2005 satts till noll.

6.4.4 Betygsättning

Betygsättningen gjordes i systemstudiens projektgrupp utifrån resultat från nybyggnadskal-
kylen som redovisats ovan.

Tabell 6-16. Betyg i kriteriet Ekonomi

Kostnader	Betyg							
Aspekt / Systemalternativ	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Kostnader	2	2	2	2	1	2	2	2

Svartvattenalternativet medför avsevärt högre kostnader än övriga alternativ. Skillnaderna mellan dessa är ganska små, 30 % eller mindre, och de ges alla betyget 2, dvs. det bedöms att kostnaderna kan accepteras i framtiden.

6.5 Sociokultur / Organisation

6.5.1 Analys

Aspekten Organisation omfattar bl.a. hur respektive systemalternativ kan genomföras i praktiken. Projektgruppen har försökt att i diskussion väga samman olika synpunkter under aspekterna som angivits i Kapitel 2.4.6. Frågor som har ställts är:

- Vilka bär ansvaret för genomförandet: planering, byggande och den efterföljande driftsfasen? Är det många aktörer eller bara de kommunala organisationerna?
- Berörs fastighetsägare, boende, stadsdelsnämnder, stadsplanerarna, Göteborgsregionen?
- I vilken utsträckning berörs andra kommunala eller statliga myndigheter som Miljöförvaltningen, Länsstyrelsen, Vägverket, och andra?
- Hur berörs de boende som använder systemen?
- Vilka hinder kan eventuellt resas från de berörda organisationerna?

Värderingsaspekter (se även Kapitel 2.4.6):

Organisatorisk kapacitet:

- Drivande och ansvarstagande aktörer
- Resurstillgång – pengar och kunskap
- Kommunikation med tilltänkta användare

Institutionell kapacitet:

- Värdegemenskap mellan nyckelaktörer – delad världsbild, mål, problemsyn
- Handlingsutrymme – lagstiftning och politiskt stöd
- Fördelning av ansvar och risk
- Arena för deltagande och konflikthantering

6.5.2 Resultat

Systemalternativen Referens, Utvinning, Förbränning och Deponering.

Dessa alternativ kan alla genomföras genom de huvudaktörer som finns idag, dvs. Kretsloppskontoret, Göteborg Vatten och Gryaab.

- De uppfyller mer än väl värderingsaspekten ”Drivande och ansvarstagande aktörer”.
- Aspekten ”Resurstillgång – pengar” är en fråga för politikerna. De formella vägarna för beslut och genomförande är de gängse och inga nya vägar behöver prövas.
- Organisationerna har mycket goda möjligheter att uppfylla aspekten ”Resurstillgång – kunskap”, dvs. att skaffa den kunskap som kommer att behövas om systemen skall förändras.

- Behovet av kommunikation med användarna är litet.
- Organisationerna har i grunden en värdegemenskap även om de har delvis olika syften och mål (Se Kapitel 3.1).
- De har däremot dåligt handlingsutrymme i lagstiftningen när ett eventuellt beslut om ombyggnad av systemen skall fattas (gäller särskilt systemalternativen Referens och Deponering). I Miljökvalitetsmålen och numera också Lagen om allmänna vattentjänster (se Bilaga 10), finns specifikt angivet krav på resurshushållning och återföring av fosfor, liksom biologisk behandling av organiskt avfall.
- Aspekten ”Fördelning av ansvar och risk” är inte relevant så länge frågan om systemval kan hanteras inom Göteborgs stad. Staden har då allt ansvar och tar alla risker. Men samtliga kommuner i regionen måste ta sitt ansvar och samordna besluten och eventuell fördelning av ansvar och risker.
- Behovet av arena för konflikthantering är litet så länge alla frågor hanteras inom staden. Eventuellt kan det uppstå behov för en sådan arena om Göteborg och övriga kommuner i regionen har olika inställningar i frågan om systemval.

Systemalternativen Källkontroll Kompostering, Källkontroll Köksavfallskvarn och Källkontroll Rötning.

Dessa alternativ berör ett betydligt större antal aktörer. De åtgärder för källkontroll som föreslagits innebär att stadsplanerare, fastighetsförvaltare, byggherrar, trafikförvaltningar och andra som producenter och konsumenter av varor måste ta ett stort ansvar för att nedbringa tillförseln av oönskade ämnen. Detta gäller i samtliga kommuner i regionen. Om källkontrollåtgärderna skall komma till stånd och få effekt behövs förmodligen också deltagande av myndigheter som Miljöförvaltningen och Länsstyrelsen.

- Aspekten ”Drivande och ansvarstagande aktörer”: I dagsläget har inte alla aktörer den insikt och den ambition som krävs. För att komma dit krävs mycket arbete med information och samråd, troligen också politiska beslut och incitament av olika slag.
- Aspekten ”Resurstillgång – pengar och kunskap”: De kostnader som uppstår för källkontrollen måste betalas av delvis andra aktörer än kommunerna. Offentliga bidrag kan behövas i ett inledningsskede. Tvingande lagstiftning eller andra påbud kan behövas om de olika aktörerna skall införa kostnadskrävande åtgärder, vilket i slutändan måste betalas av hyresgäster, trafikanter och konsumenter. Kunskapsnivån måste höjas t.ex. avseende val av alternativa byggnadsmaterial.
- Aspekten ”Kommunikation med tilltänkta användare”: För att få systemets brukare att ta ett större ansvar för t.ex. val av hushållsprodukter krävs en stor kommunikationsinsats från de ansvariga förvaltningarna.
- Aspekten ”Värdegemenskap mellan nyckelaktörer – delad världsbild, mål, problemsyn” är svårt att uppfylla. Med så många aktörer inblandade kommer en del av dem att styras av andra målsättningar, t.ex. ekonomiska. Det gäller också att aktörerna är övertygade om de olika ansatserna och att de verkligen medför den avsedda nyttan för miljön eller resurshushållningen.

- ”Handlingsutrymme – lagstiftning och politiskt stöd” är en aspekt som måste belysas mer. I dag saknas såväl stöd i lagstiftningen som politiskt stöd för flera av de föreslagna åtgärderna.
- ”Fördelning av ansvar och risk” måste också belysas mer. De många aktörerna måste ta eget ansvar, eller måste ett kontrollsystem införas.
- ”Arena för deltagande och konflikthantering” kommer att vara en viktig aspekt. Fora måste skapas där kunskap kan hämtas och meningssmottagningar hanteras.

Kommentarer till källkontrollalternativen

De kompletterande föreslagna fysiska åtgärderna i källkontrollalternativen är svårare att genomföra och ger mindre effekt i förhållande till åtgärdsinsatsen, jämfört med de åtgärder som redan ingår i referensalternativet men är genomförbara med idag känd teknik. Det innebär framför allt att många små lokala reningsanläggningar byggs i anslutning till den aktivitet där föroreningarna annars skulle ha nått avloppssystemet.

Att 100 % av hushållen, restaurangerna, storköken och butikerna skulle införa avfallsskvarnar, såsom antagits i detta systemalternativ, är inte fullt realistiskt. Med genomtänkt informationsarbete och ekonomisk styrning torde 50 - 70 % införandegrad bland hushållen vara möjligt till 2050.

Rötning av biologiskt avfall är en relativt beprövad teknik och bör inte utgöra några hinder för genomförandet av systemalternativet. Efter att ägarstrukturen för en ny röttningsanläggning är fastställd bedöms det inte föreligga några organisatoriska begränsningar.

Källsorteringsalternativen kommer att beröra många aktörer: stadsplanerare, producenter och konsumenterna av varor, trafikmyndigheter, landbrukare och andra. De ges betyget 2.

Systemalternativet Svartvatten

Svartvattenalternativet bedöms komma att på ett direkt plan beröra många aktörer. Införande av Köksavfallsskvarnar i Nya Göteborg berör alla hushåll. Införande av ledningar för svartvatten i Nya Göteborg berör alla fastighetsägare och byggherrar, samt va-förvaltningarna. Byggande av nya lokala reningsverk berör va-förvaltningarna (eller eventuellt privata va-aktörer) och medför ett omfattande utrednings- och prövningsarbete. Omhändertagande, lagring, transport och användning av svartvattnet berör transportsektorn och jordbruket.

- Aspekten ”Drivande och ansvarstagande aktörer” är inte uppfyllt dels genom att aktörerna inte är helt identifierade, dels genom att idag troligen saknar erforderlig insikt och motivation.
- Aspekten ”Resurstillgång – pengar och kunskap” är inte uppfyllt. Oklart om rollfördelningar och alltså om vilka som skall stå för de kostnader som uppkommer i olika led. Det behövs mer kunskap om svartvattenhantering och – användning, liksom om hur ett storskaligt svartvattensystem med köksavfallsskvarnar fungerar.
- Det kommer att behövas stora insatser avseende ”Kommunikation med tilltänkta användare”.

- ”Värdegemenskap mellan nyckelaktörer – delad världsbild, mål, problemsyn”: Alla de aktörer som kommer att beröras har inte samma mål och problemsyn. Det kommer troligen att finnas en stor spännvidd här mellan de kommunala förvaltningarna, systemets brukare och jordbrukarna.
- ”Handlingsutrymme – lagstiftning och politiskt stöd”. Idag saknas stöd såväl i lagstiftningen som politiskt för att genomföra så stora förändringar som det är fråga om.
- ”Fördelning av ansvar och risk”: Många aktörer tar nya och okända risker. Va-förvaltningarna tar risker med de nya behandlingsteknikerna, fastighetsägarna och brukarna tar risker med svartvattensystemen och köksavfallskvarnarna, jordbrukarna tar risker när näringsprodukter från avlopp och avfall skall användas på produktiv mark.
- ”Arena för deltagande och konflikthantering” kommer att behöva skapas för att kommunicera kunskap och för att hantera meningsmotsättningar.

Kommentarer till Svartvatten

De volymer som år 2050 skall transporteras till produktiv mark är stora, ca 430 kton/år (Ryaverkets slam utgör i dag ca 50 kton). Olämplig väderlek med vattensjuk mark kommer med säkerhet att vissa år förhindra spridning. Det kommer därför att behövas stora lagringsvolymer för produkterna.

Att anlägga fyra nya reningsanläggningar inne i Göteborg kommer säkert att möta motstånd från närboende. Det kan innebära avsevärda genomförandeproblem.

Den organisatoriska fråga som kommer att behövas utredas är hur avfalls- och va-kollektiven skall dela på kostnaderna och intäkterna för bioavfallet som kommer att transporteras via ledningsnätet. Ledningsnätet kommer att fortsatt drivas av kommunen. De mindre lokala reningsanläggningarna antas drivas av Gryaab eller den organisation som har kunskap om drift av avloppsanläggningar. Frågor kring tillstånd för och lokalisering av anläggningarna måste lösas och kan komplicera genomförandet.

6.5.3 Betygsättning

Som en sammanfattning av den kriterieuppfyllnad som diskuterats ovan har Projektgruppen åsatt systemalternativen betyg enligt Tabell 6-17.

Tabell 6-17. Bedömning av aspekten Organisation.

Organisation	Betyg							
Aspekt / Systemalternativ	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Organisation	3	2	2	2	1	3	3	3

6.6 Sociokultur / Brukaraspekter

6.6.1 Analys

Ett antal alternativa tekniska lösningar beskrevs kvalitativt, se Kapitel 2.4.6 och Bilaga 9.

6.6.2 Resultat

Tabell 6-18: För- och nackdelar med utvalda källsorterade systemkomponenter jämfört med konventionell behandling (för avfall: blandning med resterande hushållsavfall som går till förbränning).

Avfallssystem	Fördelar jmf. med konventionellt	Nackdelar jmf. konventionellt
Avfallskvarnar	Vanliga soppåsen får mindre lukt och vikt. Ökar källsortering; upplevd miljönytta Lätt att använda Lägre avfallsavgift (om subventionerat av kommunen)	Risk för stopp Risk att den går sönder Risk för oönskade ämnen i avloppssystemet Ökad vattenåtgång Ökat ansvar från hushållen
Insamling i separat påse	Tydlig pedagogik: Ren fraktion för återvinning ger motivation genom upplevd miljönytta Vanliga soppåsen får mindre lukt och vikt Lägre avfallsavgift (om subventionerat av kommunen)	Kan orsaka luktproblem i bostad Kan orsaka luktproblem i kärl Ökade transporter i bostadsområdet Ökat ansvar från hushållen
Avloppssystem		
Svartvatten	Ökad källsortering; upplevd miljönytta Vattenbesparing då svartvatten ska spädas så lite som möjligt. Tekniskt likvärdig dagens system för de boende	Risk för stopp pga. låga spolflöden. Dyrt – för den som betalar Vakuumsystem ger elkonsumtion och hög ljud vid användning. Ökat ansvar från hushållen

6.6.3 Kommentarer

Sortering och insamling av bioavfallet i separat påse

Ett avfallssystem som bygger på att det är obligatoriskt att sortera ut biologiskt avfall ger sannolikt sämre kvalitet på det insamlade avfallet i form av synliga föroreningar. Det är därför viktigt att anläggningen utformas så att föroreningar kan avskiljas på ett effektivt sätt.

Köksavfallskvarnar i alternativen Källkontroll Avfallskvarn och Svartvatten

Införandet av köksavfallskvarnar upplevs som av många som en förbättring jämfört med bioavfallsinsamling med papperspåse.

Övrigt från utredningen om brukaraspekter

Studien av brukaraspekterna betonar vikten av informationsinsatser. Med väl riktad information angående den användningen av systemet och vad som sker med de källsorterande fraktionerna efteråt är det möjligt att motivera brukarna; så länge systemen inte upplevs som obehagliga.

De betraktade tekniska lösningarna har fördelar och nackdelar och slutsatser om ”bästa systemalternativ” från brukarsynpunkt går inte att dra från det tillgängliga materialet.

6.6.4 Betygsättning

Det bedöms att systemalternativen är relativt likvärdiga i detta avseende. Alla får betyget 2. Undantag är alternativen Källkontroll med köksavfallskvarnar och Svartvatten, där det bedöms att kvarnar tillför extra bekvämlighet i hushållsarbetet. Alternativen får betyget 3.

Tabell 6-19. Bedömning av brukaraspekter.

Brukaraspekter	Betyg							
Aspekt / Systemalternativ	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Brukaraspekter	2	2	3	2	3	2	2	2

6.7 Sociokultur / Flexibilitet

Värderingsaspekten Flexibilitet i genomförandet beskrivs i Kapitel 2.4.6.

6.7.1 Analys

Denna kvalitativa värderingsaspekt har behandlats genom diskussion i Projektgruppen. Diskussionen har i huvudsak berört framtida osäkerheter i omvärlden, och riskerna att låsa fast sig i ett systemval som senare kan visa sig felaktigt när utvecklingen tar en annan riktning än vad vi har antagit. Systemalternativ där ombyggnad och förbättring kan ske stegvis allteftersom teknikutvecklingen fortsätter och vi får större kunskaper om vår omvärld har härvid avgjorda fördelar framför alternativ där vi måste införa förändringar under kort tid och tämligen omgående för att få full effekt år 2050. Att kunna införa förändringar och förbättringar stegvis under en längre tid har också ekonomiska fördelar, och gör det möjligt att genomföra den nödvändiga och kanske svåra kommunikationen med användare och andra aktörer.

6.7.2 Resultat

Systemalternativet ”Referens” innebär i stort sett samma utformning av systemen för avlopp och avfall som idag och kräver inga genomgripande förändringar. Inga beslut måste fattas omgående. Systemen måste dock anpassas och byggas ut för den väntade befolkningsökningen. Alternativet får betyget 4.

Systemalternativen ”Utvinning”, ”Förbränning” och ”Deponi” innebär huvudsakligen förändringar i behandlingsprocesserna och kan genomföras i den takt som omvärldsförändringarna, politikerna och myndigheterna bestämmer och ekonomin tillåter. Alternativen får betyget 3.

Systemalternativen ”Källkontroll Kompostering”, ”Källkontroll KAK” och ”Källkontroll Rötning” kräver alla omfattande åtgärder för att minska tillförseln av oönskade ämnen. ”Källkontroll KAK” innebär att köksavfallskvarnar införs. Detta måste ske med början inom en snar framtid för att tillräckligt många fastigheter skall hinna införa detta till år 2050. ”Källkontroll Rötning” innebär att komposteringsanläggningen i Marieholm ersätts av en ny rötningsanläggning. Alternativen får betyget 2.

Systemalternativet Svartvatten innebär för Nya Göteborg ny ledningsdragning i fastigheter och allmän mark, införande av köksavfallskvarnar samt byggande av fyra nya behandlingsanläggningar. Därtill utvecklingen av ett system för lagring, transport och användning av det behandlade svartvattnet. För att hinna få avsedd effekt till år 2050 måste förändringarna börja genomföras inom en snar framtid, även om interimslösningar kan finnas under ganska lång tid. Alternativet får betyget 1.

6.7.3 Betygsättning

Tabell 6-20. Bedömning av aspekten Flexibilitet.

Brukaraspekter		Betyg							
Aspekt / Systemalternativ		1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Brukaraspekter		2	2	3	2	3	2	2	2

6.8 Teknisk funktion

6.8.1 Analyser

Sårbarhet för systemen analyserades efter den metod som beskrivs i Kapitel 2.4.7. Hänsyn har tagits till bl.a. stopp i avloppsledning, felkoppling, strömavbrott, täta system (risk för svavelvätebildning), haveri i anläggning, otäta ledningar, nederbörd, felanvändning av systemet och klimateffekter. Extremsituationer som krigstillstånd har inte beaktats.

Bedömningen har skett av egenskaperna motståndskraft, återhämtningsförmåga respektive beredskap. Ju lägre värde för produkten ”motståndskraft x återhämtnings-förmåga x beredskap” ju större robusthet, vilket innebär ett mindre sårbart system. Tabellerna med bedömning av systemens sårbarhet läses så att ett högre värde innebär ett mer sårbart system än ett system med ett bedömt lägre värde. För att jämföra alternativen normeras den bedömda sårbarheten med Referensalternativet som bas. Detta får sårbarheten 1.

6.8.2 Resultat

Bedömningarna i analysen och den sammanräknade sårbarheten visas i Bilaga 13 och motiveras i text. I Bilaga 13 är beräkningarna utförda med hänsyn till systemens robusthet, det vill säga systemens förmåga att fungera under olika förhållanden. I tabellen tilldelas hög robusthet en låg värdesiffra motsvarande en låg sårbarhet.

Stopp i avloppsledning

Stopp kan leda till källaröversvämning, bräddning, nödavledning eller dämning över gatunivå. Stopp i avloppsledningar (huvud- och servisledningar) förekommer i alla system. Användning av avfallskvarnar kan medföra ökade problem med stopp i ledningarna. Eventuellt kan avfallskvarnar inte tillåtas över hela verksamhetsområdet med hänsyn till kvaliteten på ledningsnätet. Avfallskvarnar i restauranger, storkök och butiker riskerar särskilt att orsaka problem på ledningsnätet eftersom det här kan handla om stora mängder avfall som mats. Erfarenheterna från Surahammar är att man inte har märkt några ökade problem på ledningsnätet efter införandet av avfallskvarnar.

Felkoppling

Felkoppling kan leda till utsläpp av orenat spillvatten. Systemen har ingen motståndskraft mot felkopplingar (de förekommer redan idag). Beredskapen är låg eftersom att åtgärda felkopplingar är ett långsiktigt tidskrävande arbete. I duplikatsystem och svartvattensystem ger felkopplingar störningar vilket leder till lägre återhämtningsförmåga. I kombinerade system förekommer inte felkopplingar.

Strömavbrott

Strömavbrott kan leda till källaröversvämning, bräddning/nödavledning eller dämning över gatunivå. Motståndskraften bedöms som mycket hög för alla system eftersom strömavbrott sällan inträffar idag. Återhämtningsförmågan har också bedömts som hög, dock något lägre för svartvattensystem och nödavledning eftersom pumpning sker i dessa system

Täta system

Täta system kan leda till svavelvätebildning, både på ledningsnätet och i pumpstationer. För svartvattensystem behövs fler pumpstationer än i ett konventionellt avloppssystem. Det organiska innehållet är större än i vanligt spillvatten varför svavelvätebildning kan förväntas ske oftare än i vanliga spillvattenledningar. Vi kan inte räkna med en snabb återhämtning eftersom svavelvätebildning uppstår på grund av begränsad tillgång på syre samtidigt som tillgången på organiskt material är stor. I kombinerat system är sannolikheten mindre eftersom avloppsvattnet har en lägre koncentration av svavelvätebildande ämnen. I ett svartvattensystem har sannolikheten för svavelväte bedömts till hög eftersom koncentrationen av svavelvätebildande ämnen är hög och luftomsättningen låg.

Användning av avfallskvarnar kan medföra ökade problem med stopp och svavelvätebildning i ledningarna.

Haveri i anläggning

Haveri i anläggning kan leda till utsläpp av ofullständigt renat avloppsvatten, bräddning eller nödavledning. Avloppsreningsverk, rötningsanläggningar, förbränningsanläggningar och pumpstationer är tekniska installationer som ibland fallerar. Återhämtningen kan anses god eftersom anläggningar har god tillsyn. Installationer i fastigheter kan haverera, men sannolikheten att många installationer havererar samtidigt är liten, vilket innebär att alla system har låg sårbarhet med hänsyn till fastighetsinstallationer.

Otäta ledningar

Otäta ledningar kan leda till bräddning eller nödavledning på grund av inläckande grundvatten eller överläckande dagvatten, det senare endast i duplikatsystem. Även om ambitionen är att bygga ett helt tätt system så måste man alltid räkna med att få ett tillskottsvattenflöde i den spillvattenförande ledningen.

Den andra effekten av otäta ledningar är utläckage av spillvatten med potentiell risk för förorening av grundvatten. Denna typ av utläckage är diffus och svår att upptäcka, vilket

innebär att den kan pågå under lång tid. Föroreningarna i spillvatten kan antas fastläggas i marken nära ledningen eller brytas ner, vilket skulle innebära att motståndskraften är relativt god, men att återhämtningsförmågan är mycket liten eftersom grundvattnet omsätts långsamt. Beredskapen får också anses låg. Se även Felanvändning nedan.

Nederbörd

Nederbörd kan leda till källaröversvämning, bräddning/nödavledning eller dämning över gatunivå. För alla system gäller att en källaröversvämningens varaktighet är kortare än 1 dygn vilket ger en snabb återhämtningsförmåga. Beredskapen är också hög och akuta åtgärder genomförs inom ett dygn. Motståndskraften skiljer sig dock mellan systemen. Ett kombinerat system har sämre motståndskraft.

Felanvändning

Felanvändning av systemet kan leda till att giftiga och svårnedbrytbara ämnen avleds i systemet, t ex genom att hushållen använder avloppet för att bli av med vattenlösliga kemikalier och härigenom att giftiga ämnen sprids till grundvatten, t ex genom utläckage. Slarv och okunskap leder till felanvändning av systemet. Motståndskraften och beredskapen som förhindrar att giftiga ämnen når systemet och därmed miljön bedömdes vara betydligt högre i källkontrollalternativen än i övriga systemalternativ eftersom dessa förutsätter informationskampanjer till brukarna för att kunna införas. Sårbarheten för giftiga ämnen till grundvatten har bedömts vara lika låg för alla system, eftersom avloppsledningssystemen inte är täta idag och inte antas bli helt täta framdeles heller. Sannolikheten att giftiga ämnen kommer ut i avloppssystemet vid normalt bruk kan dock anses vara lägre för källkontrollalternativen. Används däremot systemet fel är sårbarheten lika låg för alla system med hänsyn till förorening av grundvatten från avloppssystemet. Den höga produkten av parametrarna gör att felanvändning med negativa effekter på grundvatten helt dominerar sårbarhetsbedömningen. Normeringen av sårbarheten gjordes utan att felanvändning togs med eftersom denna inte är systemskiljande.

Klimat effekter och extrema vädersituationer

Klimat effekter kan vara mera regn, häftigare regn och högre recipientnivåer, vilka alla kan påverka systemets funktion med hänsyn till översvämning. I Göteborg stads utredning ”Extrema vädersituationer – Hur väl rustat är Göteborg?”, redogörs för tänkbara scenarier på grund av extremt väder och klimatförändringar. Troliga konsekvenser är:

Effekter på grund av kraftig eller långvarig nederbörd

- Källaröversvämningar.
- Ytvattenöversvämningar.
- Bräddning och nödvandledning av orenat avloppsvatten till recipient från ledningsnät.
- Bräddning av delvis renat vatten på Ryaverket.
- Nöddrift av regionalt avloppssystem med urpumpning av avloppstunnel vid Barlastplat-

sen och avledning från Herkulesgatans- och Kodammarnas avloppspumpstationer till recipient istället för till Ryaverket

Effekter på grund av hög nivå i hav och Göta älv

- Ökad risk för källaröversvämningar.
- Ökad risk för ytvattenöversvämning.
- Risk för vatten från Göta älv till spillvattentunnelsystemet under korta perioder.

Effekter på grund av elavbrott

- Nödavledning av spillvatten till recipient. Recipienter kan vara alltifrån mindre bäckar till Göta älv eller kustvattnet. För avloppspumpstationerna, Kodammarna, Herkulesgatan, och Barlastplatsen finns reservkraft för drift av delar vissa av pumparna.

De kombinerade avloppssystemen påverkas mer av klimatförändringens effekter genom ökande bräddning. Svartvattensystem, vilka kräver fler pumpstationer än ett konventionellt spillvattensystem kommer också att få en större påverkan genom fler driftavbrott på grund av störningar i elförsörjningen.

Avfallsinsamling och behandling av bioavfall

Framkomlighet för insamlingsfordon och renhållningspersonal med tanke på trafikstockning, blockerade avfallsutrymmen, snöhinder, halka osv. Systemen med avfallskvarnar, alternativ 3 och alternativ 5, har en fördel med avseende på denna aspekt. I övrigt finns inga systemskiljande delar.

Felanvändning av systemet - icke nedbrytbart material kan slängas i bioavfallet. När det når en viss mängd kan det orsaka driftproblem i röttnings/komposteringsanläggningen. En viss mängd felsorterat material lär även kunna malas ner i avfallskvarnen. Inga stora skillnader mellan systemen föreligger, men systemen med avfallskvarnar har en liten fördel med avseende på denna aspekt. Det är svårare att felsortera stora mängder avfall i system med avfallskvarn.

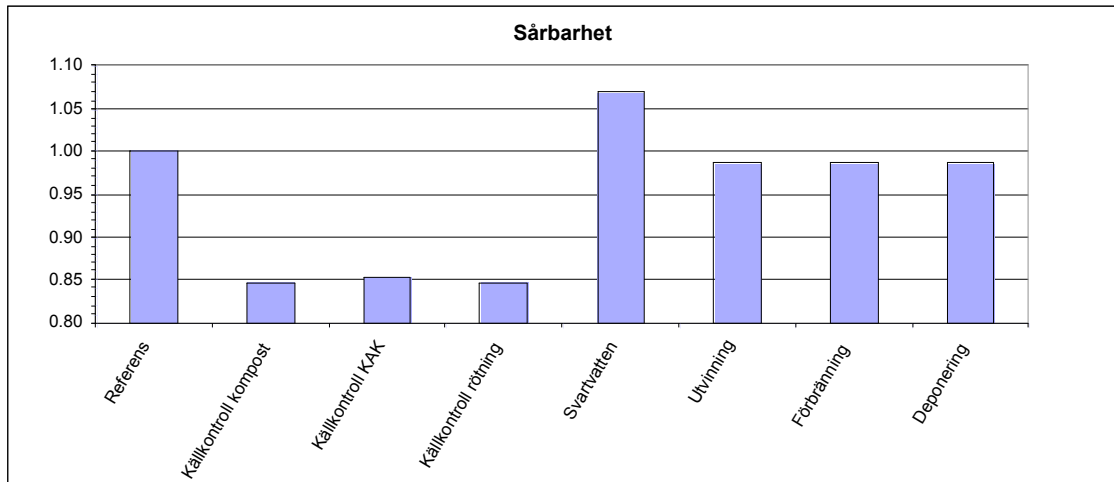
Haveri avfallskvarn – kvarnen har bara en viss livslängd och är beroende av den inbyggda tekniken. När den går sönder kan det ta lång tid innan den lagas eller ersätts eftersom ansvaret ligger hos fastighetsägaren/hushållet. Driftsäkerheten hos avfallskvarnarna kommer att vara kritisk med avseende på sårbarheten för avfallskvarnsalternativen. Det kommer inte att finnas något alternativ för insamling av bioavfall när avfallskvarnar införts.

Driftstopp anläggning i form av tekniska problem för avloppsreningsverk, rötning, kompostering, förbränning etc. Inga systemskiljande delar föreligger med avseende på denna aspekt.

6.8.3 Normerad bedömning av sårbarheten

I Figur 6-26 visas den normerade sårbarheten för systemalternativen. Referens-alternativet har använts som bas och får sårbarheten 1. Aspekten ”giftiga ämnen till grundvatten” pga.

felanvändning uteslöts från den normerade beräkningen, då den inte är systemskiljande och dominerar den summerade sårbarheten genom sitt höga värde.



Figur 6-26. Normerad bedömning av sårbarheten (utan den icke-systemskiljande aspekten "giftiga ämnen till grundvatten").

6.8.4 Betygsättning

Tabell 6-21. Bedömning av robusthetsaspekter.

Teknisk funktion	Betyg							
Aspekt / Systemalternativ	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Robusthet	3	4	4	4	2	3	3	3

Alla alternativ utom Svartvattenalternativet får betyget 3 eller högre i robusthet. Källkontrollalternativen får ett högre betyg därför att dessa löper mindre risk att störas av oönskade ämnen som kan läcka ut från systemen till mark- eller vattenrecipient. Svartvattenalternativet får lägre betyg på grund av att det är mer komplext och innehåller fler pumpstationer. Svartvatten-ledningarna löper också större risk att drabbas av igensättningar och svavelvätebildning.

6.9 Sammanfattning av de viktigaste kvantifierade resultaten

Betygsättningen i föregående avsnitten utfördes så långt som möjligt efter kvantifierbara resultat. Tabell 6-22 sammanställer kvantifierbara resultat för ett antal kriterier för att ge läsaren en enkel möjlighet att jämföra systemen.

Tabell 6-22. Sammanställning av kvantifierbara resultat för kriterierna.

Aspekt / Systemalternativ	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Växthuseffekt, utökat system (kton CO2 ekvivalenter)	81	80	70	68	53	63	57	38
Övergödning, utökat system (kton O2 ekvivalenter)	33	40	45	41	40	34	34	33
Försurning, utökat system (milj. H+ ekvivalenter)	7,4	6,3	6,4	8,8	17,3	19,5	6,4	5,5
Kadmium till vatten (kgCd/år), bassystem	6,6	6,2	7,2	6,2	6,6	6,6	6,6	6,6
Cd till produktiv mark (kg), bassystem+mineralgödsel #	3,7	6,1	7,5	8,5	6,2	3,8	11,1	3,7
Cd/P kvot (mg Cd/kg P) bassystem + mineralgödsel	5	8	10	11	8	5	15*	5
Cu till vatten (ton), bassystem	2,1	1,3	1,3	1,3	2,1	2,1	2,1	2,1
Cu till produktiv mark (ton), bassystem	0,0	2,4	2,6	2,7	0,5	0,3	4,7	0,0
Cu/P kvot till produktiv mark, bassystem (gCu/kgP)	-	3,6	3,5	3,6	1,1	0,6	6,4‡	-
Återföring av fosfor till produktiv mark (%)	0	80	90	90	50	66	90	0
Återförd fosfor som ersätter mineralgödsel (%)	23	83	90	90	60	72	50*	0
Återföring av kväve till produktiv mark (%)	0	15	16	23	53	9	9	0
Återförd kväve som ersätter mineralgödsel (%)	5	17	17	24	55	11	9	0
Återförd K som ersätter mineralgödsel (%)	5	9	8	18	44	13	15	0
Energiöverskott, bassystem (GWh/år)	18	27	78	68	47	61	103	141
Exergiöverskott, bassystem (GWh/år)	3	11	63	59	45	49	72	61
Primärenergianvändning, utökat system (GWh/år)	363	346	266	275	275	281	245	235
Primärenergianvändning jmf referenssystem (GWh/år)	0	-17	-97	-88	-88	-82	-118	-128
Kostnader, nybyggnadskalkyl (kr/person,år)	865	1033	1220	1023	1450	879	847	753

* Bara 50 % av P i askan antogs vara växttillgängligt.

Genomsnitt över återförda avlopps- och avfallsprodukter vid tillförsel av samma mängd växttillgänglig P som systemalternativet som återför mest P (746 ton). Skillnader i återföring kompenseras med konstgödsel med 5 mg Cd/kg P. Växttillgänglighet = 1 förutom i aska (50 %).

‡ om 50 % av askans P antas vara växttillgänglig (Cu/Ptillgänglig) fördubblas tabellvärdet.

6.10 Multikriterieanalys

6.10.1 Viktning av värderingsaspekterna

För en beskrivning av viktningmetodiken, se Kapitel 2.5.

Viktning av de ingående värderingsaspekterna är en i hög grad politisk fråga. Projektgruppen har dock satt vikter i denna studie för att komma fram till preliminära resultat. Vikterna har satts med projektgruppens samlade kompetens. Viktningen mellan kriterier kan variera bland deltagande människor och kan förändras med tiden. De får ses som underlag till kommande diskussioner och beslutsfattande i staden. Som en bakgrund till viktsättningen har Projektgruppen använt bl.a. de svenska lagtexter och målformuleringar som finns i Bilaga 10.

Enligt den värderingsmodell som används, Urban Waters Ramverk (se Kapitel 2.3), delas värderingsaspekterna upp i fem kriterier. Det andra kriteriet är Miljö, inkluderande energi- och resursaspekter. Det har under arbetets gång funnits lämpligt att dela upp detta i de två delar: Emissioner och Resurshushållning. Det totala antalet kriterier blir därför sex. De flesta av dessa omfattar flera värderingsaspekter.

6.10.2 Viktning av kriteriet Hygien

Avloppssystemets viktigaste uppgift, historiskt och nu, är att upprätthålla hygieniska förhållanden. Hur många människor som kan bli infekterade och sjuka under de studerade systemalternativen har beräknats. Antalet sjukdomsfall p.g.a. avloppssystemet kommer för alla systemalternativ att vara acceptabelt. Inga möjligheter har funnits att jämföra dessa beräknade värden med verkliga data, då sådana i stort saknas. Relativt andra aspekter ges smittskyddsaspekterna i denna analys vikten 15 (av totalt 100).

6.10.3 Viktning av kriteriet Miljö / Emissioner

Belastningen på den lokala och regionala vattenmiljön med eutrofierande och miljöfrämmande ämnen samt tungmetaller är fortfarande ett av de stora diskussionsämnena inom va-sektorn. Globala frågor som växthuseffekten är mycket viktiga, men avlopps- och bioavfallssystemen bidrar bara med en mycket liten del till emissionerna. Tillförseln av tungmetaller och organiska ämnen till produktiv mark är en fråga som ständigt är i fokus. Planeringen av avlopps- och bioavfallssystemen måste också i framtiden fokusera på skyddet av miljön. Vikten för skyddet av miljön sätts till 20 (av totalt 100).

Viktningen inom undergruppen Miljö/Emissioner

Miljövikterna har satts med de nationella miljökvalitetsmålen som grund. Tillämpade mål är 7. Ingen övergödning; 4. Giftfri miljö; 1. Begränsad klimatpåverkan och 3. Bara naturlig försurning. Andra miljökvalitetsmål kan också ha betydelse för systemval och systemutformning, men har betraktats som mindre påverkande. De beaktade värderingsaspekterna och vikterna för dem finns angivna i Tabell 6-23.

Tabell 6-23. Viktning av värderingsaspekter för Miljö/Emissioner.

Värderingsaspekt	Vikt
Växthuseffekt	20
Övergödning	15
Försurning	5
Cd till vatten	5
Cd till produktiv mark	15
Cu till vatten	5
Cu till produktiv mark	10
Läkemedelsrester till vatten	10
Läkemedelsrester till mark	5
Organiska ämnen till vatten	5
Organiska ämnen till mark	5
Summa	100

Växthuseffekt. Alla verksamheter måste minska sina bidrag till växthuseffekten, så även avlopps- och bioavfallssektorn. Avlopps- och bioavfallssektorns andel av de totala utsläppen av växthusgaser i Sverige är dock mycket liten. **Vikten sätts till 20.**

Att inte orsaka *Övergödning* är visserligen ett viktigt miljömål, men har mindre betydelse för Göteborgs recipienter älven och havet i relation till andra värderingsaspekter. **Vikt 15.**

Försurning. Påverkan från avloppssystemet på försurningen i Göteborgsregionen bedöms vara liten. I jämförelse med övriga värderingsaspekter sätts en låg **vikt: 5.**

Kadmium och koppar till vatten har vardera givits vikterna 5, dvs. ganska låga vikter. Tungmetaller till vattenrecipienterna från avloppsreningssystemet anses inte vara ett stort problem för Göteborg.

Kadmium till produktiv mark har givits **vikten 15**, trots att tillförseln vid användning av avloppsfraktioner som gödning är liten, eftersom kadmium som upptas i gröda kan utgöra ett hälsoproblem. Frågan har fått stor vikt eftersom kadmium i den allmänna debatten blivit något av en symbolfråga för tveksamheten att använda avloppsslam i jordbruket.

Koppar till produktiv mark har givits **vikten 10** beroende på att tillförseln är relativt stor jämfört med jordarnas halt av koppar. Det bör noteras att vissa jordar har underskott av koppar. Det vore en fördel om slammet i första hand kunde tillföras sådana jordar.

En bakgrund till diskussionen om metaller finns i Kapitel 4.7.

Läkemedelsrester till vatten bedöms ha störst potentiella konsekvenser av utsläppen av organiska ämnen. Effekter har i flera studier konstaterats på fisk i vattendrag där avloppsvatten

släpps ut (huvudsakligen kopplat till hormoner). Dock är utspädningen i älvmyningen stor. **Vikt 10.** (Organiska ämnen inklusive läkemedelsrester finns behandlade i Kapitel 2.4.4, 4.8 och Bilaga 6).

Organiska ämnen till vatten har i stort okända effekter, även om ackumulering i bottenlevande djur har konstaterats bl.a. i Stockholms innervatten, troligen beroende på dagvattenutsläpp. Ämnena har i projektet förutsatts vara huvudsakligen bundna till slammet, med enbart små utsläpp till recipienten. **Vikt 5.**

Läkemedelsrester och andra organiska ämnen till mark. **Vikterna sätts till 5.** Mulljord antas ha en stor förmåga att bryta ner de flesta organiska ämnen.

6.10.4 Viktning av kriteriet Miljö / Resurshushållning

Delkriteriet Resurshushållning anses som viktigt. Resurshushållning med främst energi och fosfor har med tiden börjat tona fram som en av de avgörande faktorerna inför framtiden, i Sverige och internationellt. Varje ny rapport om växthuseffekten förefaller skärpa problemet. **Vikten sätts till 20 (av totalt 100).**

Viktning inom kriteriet Miljö/Resurshushållning

Kriteriet Resurshushållning omfattar fyra värderingsaspekter enligt Tabell 6-24. Vikterna finns sammanställda i tabellen och är motiverade nedan.

Tabell 6-24. Viktning av värderingsaspekter för Resurshushållning.

Värderingsaspekt	Vikt
Återförd fosfor som ersätter mineralgödsel	47
Återförd N som ersätter mineralgödsel	0
Återförd K & S som ersätter mineralgödsel	5
Primärenergianvändning, utökat system	48

Återföring av fosfor som ersätter mineralgödsel. Fosfor är en ändlig fossil resurs, och dess återföring är ett svenskt miljömål. Vikten sätts till 47.

Återföring av kväve. Kväve har i projektet ansetts kunna återföras endast om detta är rimligt från energisynpunkt. Kväve behandlas därför endast under aspekten energianvändning, där det har en liten men synlig post. **Vikten sätts till 0** för att inte bedöma kväveåterföringen två gånger.

Återföring av kalium och svavel. Båda ämnena behövs som näringsämnen. De brytbara svaveltillgångarna är begränsade, men mycket stora. **Sammanlagd vikt: 5**

Energianvändning. Energi bedöms vara en knapp resurs år 2050 eller åtminstone kostsam (se Kapitel 4). I alla systemalternativen återvinns mer energi (och exergi) i bassystemen än vad som används. Ser man till de utökade systemen, inklusive de kompensatoriska nyttorna, så åtgår primärenergi t.ex. för framställning av elektricitet och värme. Mot bakgrund av de

nationella miljökvalitetsmålen och Oljekommissionens förslag bedöms energiaspekten som viktig. Energianvändningen i avlopps- och bioavfallssektorn utgör dock mindre än 1 % av samhällets totala energianvändning. **Vikten sätts till 48.**

6.10.5 Viktning av kriteriet Ekonomi

Kostnader kan sägas vara den faktor som i praktiken är enskilt viktigast vid alla beslut om infrastruktur. Dock har i detta projekt antagits att Göteborg även år 2050 har en tillräckligt god ekonomi för att kunna bygga och driva de avlopps- och bioavfallssystemen som är bäst från en helhetssynpunkt. Kostnadseffektivitet skall eftersträvas. **Vikten sätts till 20 (av totalt 100).**

6.10.6 Viktning av kriteriet Sociokultur

Kriteriet omfattar värderingsaspekterna Organisation, Brukaraspekter och Flexibilitet i genomförandet.

Tekniska lösningar existerar inte för sig själva utan är en del av samhället. Anpassningen av en teknik till den sociala, ekonomiska och organisatoriska verkligheten är en viktig faktor för dess framgång eller misslyckande. **Vikten sätts till 15 (av totalt 100).**

Tabell 6-25. Viktning av värderingsaspekter för Sociokultur.

Värderingsaspekt	Vikt
Organisation	25
Systemets brukare	25
Flexibilitet i genomförandet	50
Summa	100

Viktningen inom kriteriet Sociokultur

Organisation. Svårigheterna att planera, bygga och driva annorlunda avlopps- och bioavfallssystem än de vi haft i 150 år skall inte underskattas. Antalet berörda aktörer ökar svårigheterna. Dock är detta problem som måste lösas om annorlunda avlopps- och bioavfallssystem i andra avseenden skulle visa sig bättre. **Vikt 25.**

Brukaraspekter. Denna i andra sammanhang viktiga aspekt har mindre betydelse i projektet eftersom inga systemalternativ studeras som förutsätter stor eller komplicerad medverkan från brukarna. **Vikt 25.**

Flexibilitet. I en framtidsstudie som denna görs en stor mängd antaganden, och stora osäkerheter finns på alla plan. Det är då en fördel om förändringar i de tekniska systemen kan genomföras successivt och att därigenom söka minska osäkerheterna och få en större trygghet i besluten. Aspekten ges hög vikt inom kriteriet: **50.**

6.10.7 Viktning av kriteriet Teknisk funktion

Enbart avlopps- och bioavfallssystemen som är robusta nog att klara incidenter, klimatförändringar mm. bör införas. Aspekten har stor betydelse i den föränderliga tid vi lever i. **Vikt 10.**

6.10.8 Sammanställning av vikterna för de sex kriterierna

Tabell 6-26. Sammanställning av vikterna för de sex kriterier.

Kriterium	Vikt
Hygien (smittskydd)	15
Miljö / Emissioner	20
Miljö / Resurshushållning	20
Kostnader	20
Sociokultur	15
Teknisk funktion	10
Summa	100

En avvägd slutlig betygssättning för systemalternativen fås genom att de satta betygen enligt Kapitel 6.1-6.8 multipliceras med vikterna enligt Kapitel 6.10.1. Analysen genomförs först inom de kriterier som omfattar fler värderingsaspekter (Miljö/emissioner, Miljö/resurshushållning och Sociokultur). Därefter beräknades viktade betygen över de sex kriterier (avsnitt 6.10.12).

6.10.9 Kriterium Miljö / Emissioner

Tabell 6-27. Multikriterieanalys för kriteriet Miljö/Emissioner.

Emissioner	Betyg								Vikt	Viktat betyg							
	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering		1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Växthuseffekt	2	2	2	2	3	3	3	4	20	40	40	40	40	60	60	60	80
Övergödning	2	1	1	1	1	2	2	2	15	30	15	15	15	15	30	30	30
Försurning	2	2	2	2	1	1	2	2	5	10	10	10	10	5	5	10	10
Cd till vatten	2	3	2	3	2	2	2	2	5	10	15	10	15	10	10	10	10
Cd till prod. mark	4	3	3	3	3	4	2	4	15	60	45	45	45	45	60	30	60
Cu till vatten	2	3	3	3	2	2	2	2	5	10	15	15	15	10	10	10	10
Cu till prod. mark	4	3	3	3	4	4	2	4	10	40	30	30	30	40	40	20	40
Läkem. till vatten	1	1	1	1	2	1	1	1	10	10	10	10	10	20	10	10	10
Läkem. till mark	4	2	2	2	1	4	4	4	5	20	10	10	10	5	20	20	20
Org. ämn. till vatten	2	2	2	2	2	2	2	2	5	10	10	10	10	10	10	10	10
Org. ämn. till mark	4	2	2	2	3	3	4	4	5	20	10	10	10	15	15	20	20
Medelbetyg									100	2,6	2,1	2,1	2,1	2,4	2,7	2,3	3,0

Kommentarer

Om bara kriteriet Miljö/Emissioner skulle användas för att bedöma systemalternativen så skulle Deponeringsalternativet komma i särklass bäst ut, följt av alternativen Utvinning, Referens, Svartvatten och Förbränning. I Deponeringsalternativet förs i princip inga ämnen från avlopps- eller avfallssystemet till markrecipienter. Utsläppen till vattenrecipienter är inte högre än i de andra alternativen. De källkontrollerande alternativen, där slam förs till produktiv mark, får lägst betyg. Det kan noteras att samtliga alternativ får betyg högre än 2 med de betygsskalor som tillämpats, dvs. bedöms klara de troliga framtida målen.

6.10.10 Kriterium Miljö / Resurshushållning

Tabell 6-28. Multikriterieanalys för kriteriet Miljö/Resurshushållning.

Resurs	Betyg								Vikt	Viktat betyg							
Aspekt / Systemalternativ	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering		1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
P ersätter mineral.	1	3	4	4	2	3	1	0	47	47	141	188	180	94	141	47	0
N ersätter mineral	1	2	2	2	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K & S ersätter min.	2	2	2	2	3	2	2	2	5	10	10	10	10	15	10	10	10
Primärenergi, utök.	1	1	2	2	2	2	3	3	48	48	48	96	96	96	96	144	144
Medelbetyg	1,3	2,0	2,5	2,5	2,8	2,3	2,0	1,3	100	1,1	2,0	2,9	2,9	2,1	2,5	2,0	1,5
Ordningsföljd										8	6	1	1	4	3	5	7

Kommentarer

Om bara kriteriet Miljö/Resurshushållning skulle användas för att bedöma systemalternativen så skulle systemalternativen Källkontroll KAK och Källkontroll Rötning komma bäst ut, följt av Utvinning. Alternativet Förbränning återför mycket fosfor till produktiv mark, men växttillgängligheten är låg. Alternativen Referens och Deponering får mycket låga betyg då i princip inget fosfor återförs till produktiv mark (bedöms vara långt från att klara de troliga framtida målen). Övriga systemalternativ får betyg omkring 2.

6.10.11 Kriterium Sociokultur

Tabell 6-29. Multikriterieanalys för kriteriet Sociokultur.

Sociokultur	Betyg								Vikt	Viktat betyg							
Aspekt / Systemalternativ	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering		1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Organisation	3	2	2	2	1	3	3	3	25	75	50	50	50	25	75	75	75
Systemets brukare	2	2	3	2	3	2	2	2	25	50	50	75	50	75	50	50	50
Flexibilitet i genomf.	4	2	2	2	1	3	3	3	50	200	100	100	100	50	150	150	150
Medelbetyg	3,0	2,0	2,3	2,0	1,7	2,7	2,7	2,7	100	3,3	2,0	2,3	2,0	1,5	2,8	2,8	2,8
Ordningsföljd										1	6	5	6	8	2	2	2

Kommentarer

Om bara kriteriet Sociokultur skulle användas för att bedöma systemalternativen skulle Referensalternativet komma bäst ut, följt av systemalternativen Utvinning, Förbränning och Deponering. Huvudskälet till detta är dels att staden har dessa alternativ helt i sin egen hand och kan genomföra förändringar utan att alltför många andra aktörer blir berörda, dels att förändringarna kan genomföras i den takt som krävs.

Systemalternativen med Källkontroll får alla betyget 2 eller högre, vilket antyder att de anses möjliga att genomföra. Systemalternativet Svartvatten får betyget 1,5 vilket med den använda betygsskalan inte är ”godkänt”.

6.10.12 Samlad bedömning för alla kriterier

Tabell 6-30. Samlad bedömning för alla kriterier.

Betyg	Vikt								Viktat Betyg									
	Aspekt / Systemalternativ	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering		1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Hygien (smittskydd)	2	2	2	2	2	2	2	2	15	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Miljö / Emissioner	2,6	2,1	2,1	2,1	2,4	2,5	2,3	3,0	20	52	42	41	42	47	50	46	60	
Miljö / Resursanv.	1,1	2,0	2,9	2,9	2,1	2,7	2,0	1,5	20	21	40	59	59	41	54	40	31	
Kostnader	2	2	2	2	1	2	2	2	20	40	40	40	40	20	40	40	40	
Sociokultur	3,3	2,0	2,3	2,0	1,5	2,8	2,8	2,8	15	49	30	34	30	23	41	41	41	
Teknisk funktion	3	4	4	4	2	3	3	3	10	30	40	40	40	20	30	30	30	
Medelbetyg									100	2,2	2,2	2,4	2,4	1,8	2,4	2,3	2,3	
Ordningsföljd										7	6	2	3	8	1	5	4	

Kommentarer

I den samlade bedömningen vägs samtliga värderingsaspekter samman. Fördelar och nackdelar med ett systemalternativ ”tar ut varandra”. Alla systemalternativ med undantag för Svartvattenalternativet är vid en samlad bedömning tämligen likvärdiga och får betyg högre än 2, vilket med de bedömningsgrunder som använts betyder att de klarar de framtida målen. Källkontroll Kompostering framstår som ett sämre alternativ än de två övriga källkontrollerande alternativen. Systemalternativet Svartvatten får det i särklass lägsta betyget och bedöms inte klara de troliga framtida målen.

6.11 Resultat ställda mot de nationella miljö kvalitets-målen mm.

Miljömålen Ingen övergödning, God bebyggd miljö (resurshushållning) och Giffri miljö har valts för att va-sektorn inte oväsentligt kan bidra till att förbättra situationen och att nå målen (mål som rör den lokala miljön). Målen Begränsad klimatpåverkan (växthuseffekt) samt Försurning har valts för att varje samhällssektor måste bidra till att uppnå målen. Miljö kvalitetsmålen gäller för hela Sverige. I Göteborg pågår ett arbete för att sätta lokala miljö kvalitetsmål. Dessa är ej klara när detta skrivs.

6.11.1 Miljö kvalitetsmålet Begränsad klimatpåverkan

Om det kompensatoriska systemet betraktas (vilket innebär att växthuseffekterna av tillverkning av handelskväve inräknas) medför Referensalternativet och Källkontroll Kompostering de största utsläppen av växthusgaser. Minst utsläpp medför Deponeringsalternativet. Sett enbart till studiens bassystemet medför Referensalternativet de största utsläppen, följt av Källkontroll Kompostering, Svartvatten och Utvinning. Lägst utsläpp har Källkontroll med köksavfallskvarnar och Deponering. En övergång från kompostering av bioavfallet till rötning eller förbränning innebär en större grad av måluppfyllelse.

6.11.2 Miljö kvalitetsmålet Giffri miljö

Den målbild som tagits fram för projektet anger att samhället i stort använder och släpper ut mindre mängder organiska ämnen och tungmetaller till miljön. Utöver detta medför källkontrollalternativen en minskning av kadmium och koppar till miljön (0-50 % minskning jmf. med Referensalternativet, beroende på vilken ”sänka” betraktas). Förbränningsalternativen med och utan användning av askan medför att de organiska ämnena destrueras. De systemalternativ som baseras på källkontroll och utvinning bidrar till att nå miljö kvalitetsmålet och de visade sig också mest hållbara i studien.

6.11.3 Miljö kvalitetsmålet Ingen övergödning

Utsläppen till recipient av mängden näringsämnen år 2050 antogs i alla systemalternativ i stort sett oförändrade mot dagens situation, även med en ökad befolkningsmängd.

I de troliga framtida mål som antagits för denna studie antas att utsläppskraven (som utsläppta mängder) inte kommer att skärpas. Systemalternativen klarar därför målen.

6.11.4 Miljö kvalitetsmålet God bebyggd miljö (resurshushållning)

De systemalternativ som visats mest hållbara bidrar till att nå miljö kvalitetsmålet (se ovan under ”Bästa näringsåterförande avlopps- och bioavfallssystem”). För bioavfallet uppnås målen utom i systemalternativen Förbränning och Deponering. I Referensalternativet återförs inte bioavfallet efter behandling till produktiv mark.

6.11.5 Miljö kvalitetsmålet Bara naturlig försurning

Svartvattenalternativet och Utvinningsalternativet medför höga utsläpp av försurande ämnen, beroende på utsläpp från marken när avloppsprodukterna används för gödsling. Bidraget från va-systemet är dock litet. Övriga systemalternativ medför endast små utsläpp.

6.11.6 Lagen om allmänna vattentjänster (2006:412)

Den nya lagen om allmänna vattentjänster (2006:412) anger tydligt att resurshushållning skall ingå i den kommunala verksamhetens ansvar. Där sägs bl.a. ”Det är viktigt att det genom anläggningen finns möjligheter att återföra olika slags näringsämnen, särskilt från avloppsslam, till det naturliga kretsloppet om detta är lämpligt. Särskilt viktigt blir detta sedan förbudet mot deponering av slam trätt i kraft 2005.”

De systemalternativ som visats mest hållbara återför betydande mängder fosfor och införandet av något av dem har stöd i den nya vattentjänstlagen.

7 Osäkerheter, känslighetsanalyser och diskussion

7.1 Framtidsbeskrivningarna

För att kunna bedöma olika systemalternativ år 2050 måste vi utgå från hur det då troligen ser ut i Göteborgsregionen. Vi har tagit fram en målbild som är beskriven i Kapitel 4. I denna målbild har gjorts antaganden om bl.a. hur många människor som bor i regionen, hur miljösituationen ser ut, hur energisituationen ser ut, och hur väl regionens ekonomi fungerar (hur konkurrenskraftig regionen är). Var och en av dessa gissningar kan vara grovt felaktig.

7.1.1 Befolkningsutvecklingen i regionen

Det har antagits att det i regionen år 2050 finns 1 036 000 människor inom systemgränserna. Ekonomisk stagnation kan medföra ett det blir färre invånare, kraftig ekonomisk tillväxt kan göra att det blir fler invånare. Hypoteser om kraftiga klimatförändringar med åtföljande ”klimatflyktingar” till Sverige har också framförts. Rimliga förändringar i invånarantalet är dock inte systemskiljande för de alternativ som studeras i projektet. En aspekt som inte behandlats är om tillväxten blir så stor att Ryaverket radikalt måste byggas om eller flyttas.

7.1.2 Miljösituationen

Det har i framtidsbilden antagits att miljön i Göteborg förbättras, t.ex. avseende tillförseln av tungmetaller och organiska ämnen till avloppssystemet. Så behöver inte bli fallet. De många aktörer som måste genomföra förändringarna kan sakna insikt eller drivkrafter. Kostnaderna för att genomföra förändringarna kan anses orimligt höga. Samhällsutvecklingen kan gå i en annan riktning än den vi har antagit – med betydligt mindre fokus på miljöfrågor eftersom helt andra frågor blivit viktigare.

Om tillförseln av metaller och organiska ämnen inte minskar till år 2050 som antagits i Målbilden (se Kapitel 4) eller de antagna ytterligare åtgärderna för att minska tillförseln i de tre systemalternativen med Källkontroll (Kapitel 5.2.1) inte genomförs, kommer avloppsprodukterna att ha högre innehåll av oönskade ämnen än vad som beräknats (se Tabell 6-22). Om det för enkelhets skull antas att halterna av kadmium och koppar i inkommande avloppsvatten och organiskt avfall fördubblas (mot basalternativet) och att denna fördubbling medför att halterna i alla avloppsprodukter också fördubblas, fås följande halter i avloppsprodukterna:

Tabell 7-1. Halter av tungmetaller i avloppsprodukter i relation till fosforhalterna, vid antagande att avsedda miljöförbättringar i samhället inte genomförs fullt ut.

Aspekt / Systemalternativ	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Medelkvalitet gödsel** till produktiv mark (mgCd/kgP)	-	16	20	23	22	10	25*	-
Slamkvalitet / askkvalitet (gCu/kgP)	-	7	7	7	2	1	13*	-

* om 50 % av askans P antas vara växttillgänglig fördubblas detta värde (Me/Ptillgänglig).

Dessa halter ligger under de som uppnås idag vid Ryaverket. Kvaliteten hos askan i Förbränningsalternativet ligger nära de halter i slam som uppnås idag (för kadmium). Det är oklart om jordbruket och livsmedelsindustrin kommer att acceptera avloppsprodukter, och frågan handlar mera om förtroende än om föroreningshalter. Det slam som idag sprids inom ReVAQ-projektet har dispens för detta med vissa villkor. Ett av villkoren är att det sker en planmässig och kontinuerlig minskning av metallhalter i slammet. Om så inte är fallet kan det tänkas att det blir svårt att finna avsättning för avloppsprodukterna i jordbruket. Som en följd av detta kommer de alternativ som återför näring (fosfor) att få betydligt lägre viktade betyg. De systemalternativ som då framstår som de enda möjliga är 1. Referens, 6. Utvinning och 8. Deponering.

7.1.3 Vattenförbrukningen

Det har i framtidsbilden antagits att vattenförbrukningen minskar från idag ca 65 m³/p,år till 45 m³/p,år. Detta skulle ske genom förbättrade hushållsmaskiner och allmän sparsamhet med vatten i hushållen. Totalförbrukningen påverkas också av vattenbesparing i industrin och offentliga inrättningar. Projektgruppen har bedömt detta som en rimlig minskning, med hänvisning till de trender som finns i Sverige och utomlands (bl.a. Tyskland). Mindre förändringar i den antagna vattenförbrukningen kommer att förändra de effekter som studeras (utsläpp, energianvändning mm), men är inte systemskiljande i någon högre grad.

7.1.4 Energisituationen

Se Kapitel 7.3.

7.2 Metoder, indata och beräkningar

7.2.1 Metod för sammanvägning

Ett antal värderingsaspekter har valts utgående dels från Mistra-programmet Urban Waters ramverk, dels från projektdirektiven och den generella miljödiskussionen i Göteborg och i

Sverige. Dessa värderingsaspekter har därefter använts för att utvärdera de valda systemalternativen. För att kunna komma fram till ett sammanvägt svar om vilket systemalternativ som är mest hållbart, har dessa aspekter vägts samman enligt en metod med betygssättning och viktning som beskrivs i Kapitel 2.5. Betygsättningen och viktningen diskuteras mer i Kapitel 7.6 nedan. En fråga som har diskuterats är om det föreligger risk att olika värderingsaspekter belyser samma hållbarhetsfråga, och att denna fråga därför får en orimlig och inte avsedd tyngd i sammanvägningen. Detta är ett i litteraturen uppmärksammat problem i alla multikriterieanalyser. Ett exempel som har påpekats är att användningen av fossila bränslen både värderas som energianvändning (kriterium Miljö/Resurshushållning) och som utsläpp av växthusgaser (kriteriet Miljö/Emissioner). Hänsyn till detta har delvis tagits vid sättandet av vikter, och projektgruppens mening är att såväl energianvändning som utsläpp av växthusgaser är viktiga hållbarhetsfrågor och kan värderas var för sig och läggas samman utan att frågan blir övervärderad. Ett annat exempel är att energianvändningen värderas såväl separat som en kostnad för att bygga och driva systemen. Även här kan anföras att såväl energianvändningen som kostnader är hållbarhetsaspekter som kan värderas var för sig och läggas samman. Det är möjligt att värdera även vissa emissioner i kronor, t.ex. att räkna utsläpp av växthusgaser som utsläppsrätter (se även Kapitel 7.5 nedan). Denna möjlighet har inte använts i projektet; i princip har inga effekter omräknats till kronor mer än de direkta kostnader som faktiskt uppstår för anläggande och drift av ett system. En studie av samhällskostnader, inklusive miljökostnader, för de studerade systemalternativen skulle kasta ytterligare ljus över jämförelserna.

7.2.2 Urware-modellen och indata till simuleringarna

Den simuleringsmodell som har använts – URWARE – togs ursprungligen fram under mitten av 90-talet (som ORWARE – en modell för att simulera organiska flöden) och har kontinuerligt utvecklats sedan dess. En hel del av de indata och samband som finns i modellen (s.k. defaultvärden) är från första hälften av 90-talet och skulle behöva uppdateras. Exempel kan vara förbränningsmodellen, markmodellen (dvs. miljöeffekter av spridning av olika avloppsprodukter på jordbruksmark) samt komposteringsmodellen.

För de systemalternativ som simuleras har indata använts som grundar sig på dels uppmätta data i avlopps- och bioavfallssystemen och i reningsverket, dvs. dagens data med trendframskrivningar, dels antaganden om framtida reningsteknik och kvaliteten på de avloppsprodukter som kommer därifrån och det utgående behandlade avloppsvattnets kvalitet. Här finns stora osäkerheter, men de gjorda antagandena är rimliga och möjliga att uppnå. Känslighetsanalyser genomfördes inte för dessa indata. En diskussion om osäkerheter och antaganden finns under beskrivningen av respektive systemalternativ (Kapitel 5), liksom ett avsnitt om möjlig framtida utveckling.

7.3 Energisystemen och värdet av värme år 2050

Energianvändningen i avlopps- och avfallssystemen är förhållandevis ringa jämfört med annan användning i samhället. Framförallt används el till pumpning och reningsprocesser, samt bränslen till transporter. Systemen återvinner i olika grad energi som varit bunden i det

organiska materialet och återför denna energi som biogas eller som värme. Den svåra frågan i detta projekt har varit att värdera nyttan av den energi som återförs år 2050.

Det har vid beräkningarna antagits en specifik sammansättning av den energi som används, t.ex. för transporter, värme, el, framställning av mineralgödselmedel mm. För bassystemet och de delar av det utökade systemet (för en beskrivning se Kapitel 2.4.2) som är gemensamma för systemalternativen har använts en energimix som är i princip fossilfri, i huvudsak i överensstämmelse med Oljekommissionens förslag (2006).

För de delar av det utökade systemet och det kompensatoriska systemet där systemalternativen skiljer sig åt, har använts ett marginalresonemang som innebär att energimixen till stor del är fossilbaserad. Anledningen till detta är att de nyttigheter som produceras i avlopps- och bioavfallssystemen (biogas, el och värme) bör ersätta fossilbränslen för att komma till nytta. Även om hela regionen (och hela Sverige) år 2050 gått över till fossilfria bränslen så kommer det fortfarande att användas mycket fossilbränslen i Europa och energisystemen kommer att vara sammankopplade, varför vi bedömer att all svensk biogas kan ersätta fossilbränslen i Europa.

Det har i projektet gjorts bedömningar av den framtida energianvändningen allmänt i samhället, särskilt vad gäller transporter. Detta påverkar dock inte de beräkningar och bedömningar som har gjorts – i projektet räknas med de transporter och annan energianvändning som behövs för att systemen skall fungera.

Särskilt har användningen och produktionen av värme diskuterats, samt hur denna värme skall värderas. Diskussioner har förts med bl.a. Anders Ådahl, Göteborg Energi. Vi kom fram till följande syn på värme, se också beräkningen i Bilaga 15:

Det kommer i framtiden att bli stor efterfrågan på el i Europa. Elproduktionen i Europa kommer även lång tid framöver att ske med fossila bränslen, med åtföljande utsläpp av växthusgaser. En del av den fossilbaserade elproduktionen som måste ske i Europa kan med fördel produceras i Göteborg. Göteborg har ett kallt klimat som gör att det finns efterfrågan på den värme som produceras i t.ex. värmekraftverk, och ett fjärrvärmenät som gör att denna värme kan distribueras och användas i samhället. Detta medför att både el och värme kan produceras i kombikraftverk, med hög total verkningsgrad. Ett sådant kraftverk som nyligen tagits i bruk är Rya kraftvärmeverk i Göteborg. Från såväl miljö- som från kostnadseffektivitetssynpunkt är det klart bättre att producera el i Sverige i kombikraftverk och exportera elen till Europa än att producera elen i Europa. Då förutsätts att det finns en s.k. värmesänka i Sverige, dvs. att vi har användning för värmen. I Göteborg produceras värme idag huvudsakligen genom spillvärme från raffinaderierna och i Sävenäs avfallsförbränningsanläggning. Till detta kommer värme från värmepumparna vid Ryaverket, värme från det nya kombikraftverket samt spetsvärme under de kallaste dagarna. Med antagandet att elproduktionen kommer att öka i framtiden i Göteborg med åtföljande värmeproduktion, kommer det att finnas mindre avsättning för spillvärme, t.ex. från slamförbränning. Värdet av denna värme kommer då att bli lägre. Men samtidigt är det inte särskilt troligt att vi skapar ett system som tvingar oss att kyla bort någon värme. Det är oekonomiskt och dålig re-

surshushållning. Om slamförbränning byggs kommer värmen troligen att hamna långt ned i varaktighetsdiagrammet och därmed kommer det att finnas avsättning för värmen (under kanske 8-10 månader).

I detta projekt har antagits att den värme som produceras i förbränningsalternativen skall kompenseras med värme som produceras i kombikraftverk av den typ som finns i Rya. Rya kraftvärmeverk använder naturgas som bränsle. En del av denna naturgas kan då anses åtgå till att producera el, och resterande del till att producera värme. Efter diskussion har det antagits att värmen kan avsättas under 8 månader av året och att 40 % av den naturgas som används i Rya kombikraftverk allokeras i beräkningen för att producera värme. I URWARE räknas med en elverkningsgrad på 0,58 (motsvarande ett rent elkraftverk) och en värmeverkningsgrad på 1,25. Den höga verkningsgraden för värmeproduktion ger ett relativt lågt värde av värmen i den kompensatoriska beräkningen (se också Kapitel 4.3 och Bilaga 15).

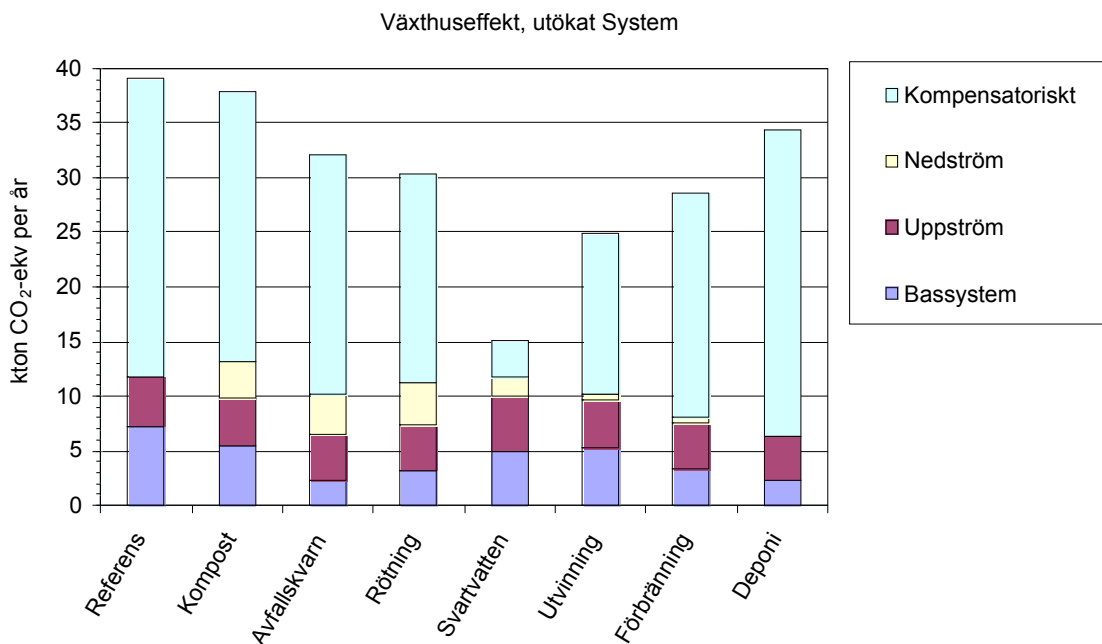
Betydande osäkerheter finns såväl i antagandena om energiproduktionen (vilka antaganden framförallt i det kompensatoriska systemet är mest rättvisande?) som om framtidssituationen. Om regionen eller Sverige år 2050 inte lyckats ställa om till fossilfria bränslen enligt Oljekommissionens förslag så bör bassystemets energimix justeras så att mer fossilbränslen används. Om å andra sidan hela Europa lyckats gå över till fossilfria bränslen år 2050 så kommer nyttan av den producerade biogasen att bli relativt sätt mindre, och även det kompensatoriska systemets energimix borde innehålla i huvudsak fossilfria bränslen.

Då energibetraktelsen i det utökade systemet domineras av kompensatorisk energiproduktion (Figur 6-17) med fossila energibärare så utfördes bara den sistnämnda känslighetsanalysen med i huvudsak fossilfria energisystem i hela Europa. Energimixarna i beräkningen ändrades enligt Tabell 7-2.

Tabell 7-2. Energimixar i känslighetsanalysen som antar i huvudsak fossilfria energisystem i hela Europa. Ändringar emot Tabell 4-5 framhävs som kursiv text.

Energimix för beräkningen	Beskrivning
Elmix, bassystem (upp till nivån i sparsammaste systemalternativet).	<i>Svensk medelelmix 2005</i>
Elmix, skillnader mellan systemen i bassystem.	<i>Svensk medelelmix 2005</i>
Elmix, kompensatoriska systemet	<i>Svensk medelelmix 2005</i>
Värmemix, bassystem (upp till nivån i sparsammaste systemalternativet).	Uppskattat värmemix för Göteborg, 60 % biomassa, 40 % avfallsförbränning (bara bioavfall-andelen tas hänsyn till).
Värmemix, skillnader mellan systemen i bassystem.	<i>Uppskattat värmemix för Göteborg, 60 % biomassa, 40 % avfallsförbränning (bara bioavfall)</i>
Värmemix, kompensatoriskt	<i>Uppskattat värmemix för Göteborg, 60 % biomassa, 40 % avfallsförbränning (bara bioavfall)</i>
Fordon, bassystem	<i>25 % fossilt (naturgas). I övrigt förnybara bränslen</i>
Fordon, skillnader mellan systemen i bassystem.	<i>25 % fossilt (naturgas). I övrigt förnybara bränslen</i>
Fordon, kompensatoriskt	<i>25 % fossilt (naturgas). I övrigt förnybara bränslen</i>

Ändringen av beräkningens energimix resulterar i betydligt lägre utsläpp av växthusgaser i det kompensatoriska systemet. Referenssystemets utsläpp minskar från 80 kton CO₂-ekvivalenter till under 40 kton (Figur 7-1). Nu domineras det kompensatoriska systemet av kvävegödselproduktionen som fortfarande antas ske med hjälp av ammoniak framställt med naturgas (Tabell 7-3). Detta gynnar 5.Svartvattenalternativet. Systemalternativ med liten gasproduktion (1. Referens, 2. Källkontroll Kompostering och 8. Deponering) faller ut sämst när det gäller utsläpp av växthusgaser.



Figur 7-1. Växthuseffekt i det utökade systemet, känslighetsanalys med i huvudsak fossilfria energisystem (el, värme och drivmedel), men produktion av kvävegödsel med naturgas.

Tabell 7-3. Växthuseffekt, bidrag i det kompensatoriska systemet med förnybara energisystem.

kton CO ₂ /år	Ref.	Komp.	KAK	Rötn.	Svartv.	Utvinn.	Förbr.	Deponi
Värme	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	1.5	0.0
El	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.4	0.0
Fordonsbränsle	3.9	3.9	0.4	0.3	0.0	0.3	0.3	3.9
Mineralgödsel N	19.0	18.0	18.9	16.3	0.0	11.4	18.4	21.6
Mineralg. P*&K	1.9	0.3	0.1	0.1	0.8	0.6	0.1*	2.6

* Beräkningen i URWARE är baserad på återförd P och tar ingen hänsyn till växttillgänglighet.

Tabell 7-4 visar de nya betyg för växthuseffekt som föranletts av förändringarna i energimixen. Även om utsläppen av växthusgaser blir betydligt mindre i detta fall, har betygsskalan behållits. Anledningen är att det främst är skillnaderna mellan alternativen som betygsätts här.

Tabell 7-4. Förändrad betygsättning för växthuseffekt.

Emissioner	Betyg							
	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Aspekt / Systemalternativ								
Växthuseffekt "basvärdering"	2	2	2	2	3	3	3	4
Växthuseffekt efter förändring	1	1	2	2	4	2	2	1

I Tabell 7-5 visas de nya viktade betyg som en följd av förändringen av energimixen.

Tabell 7-5. Resultat från känslighetsanalys med förändrad energimix.

Kriterium respektive samlad bedömning / Systemalternativ	Viktade betyg							
	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Miljö/emissioner basvärdering	2,6	2,1	2,1	2,1	2,4	2,5	2,3	3,0
Miljö/emissioner efter förändring	2,4	1,9	2,1	2,1	2,6	2,5	2,1	2,4
Samlad bedömning basvärdering	2,2	2,2	2,4	2,4	1,8	2,4	2,3	2,3
Samlad bedömning efter förändring	2,2	2,2	2,4	2,4	1,8	2,4	2,2	2,2

Slutsats: En förändring av energimixen har gjorts så att även det kompensatoriska systemets energimix innehåller i huvudsak fossilfria bränslen. Förändringen medförde inga stora förändringar i de sammanvägda betygen. Betygen för 7. Förbränning och 8. Deponering sänktes en tiondel. Ordningsföljden ändrades inte väsentligt, samma tre system som i basvärderingen hamnar i topp.

7.4 Återföring av näringsämnen och mull

7.4.1 Återföring av näringsämnen

Då näringsåterföring är central i projektdirektivet har valet av de system som analyserats styrts av olika principiella möjligheter till näringsåterföring:

- Näringsämnen, främst fosfor, kan återföras i form av det slam som avskiljs vid reningsverket under förutsättning att detta inte är kontaminerat med oönskade ämnen.

- Näringen (enbart fosfor) kan återföras i form av aska från förbränning av slam, under förutsättning att metallinnehållet i askan är tillräckligt lågt.
- Näringen kan utvinnas i ren form från slam eller avloppsvatten.
- Näringen i form av urin och fekalier kan avskiljas innan den blandas med övrigt avlopp och blir kontaminerad.

Det finns också näring i bioavfallet och detta kan integreras med avloppssystemet genom att transporteras till reningsverket och rötas med slammet eller malas ned med köksavfallskvarnar och tillförs avloppssystemet. Den näring som finns i bioavfallet är dock liten relativt den som finns i avlopp. Den fosformängd från bioavfall som går till kompostering i Referensalternativet är ca 83 ton per år jämfört med 696 ton per år i inkommande avloppsvatten till Ryaverket.

Det har antagits att det finns ett så stort behov av framförallt fosfor och i andra hand kväve, kalium och svavel, i jordbruket år 2050 att avloppsprodukterna kan avsättas inom regionen (på i princip de ytor som ligger närmast Göteborg). Detta förutsätter dels att det finns ett reellt behov av näringsämnen (dvs. att de ytor som idag används för jordbruksproduktion också används i framtiden), dels att jordbrukarna och livsmedelsindustrin önskar använda avloppsprodukterna som gödselmedel. Om jordbruket skulle ställas om till exempelvis energigrödor så torde detta inte radikalt förändra behovet av gödsling. Större inverkan har jordbrukarnas och livsmedelsindustrins inställning till avloppsprodukter år 2050. De produkter som kommer att levereras enligt detta projekt kommer att ha så låga kadmium/fosforkvoter och koppar/fosforkvoter (liksom för de flesta andra tungmetaller) att sakliga invändningar mot produkternas kvalitet knappast kommer att finnas. Osäkerheter vad gäller organiska ämnen kommer att kvarstå, men även här har antagits kraftiga förbättringar i samhället. Det kan dock inte uteslutas att nya miljögifter kommer att upptäckas som kan försvåra avsättningen av avloppsprodukterna i jordbruket. Vid jämförelserna mellan systemalternativen skulle detta kraftigt gynna de alternativ som inte återför näringen, framförallt alternativen 1. Referens, 7. Förbränning (som återför aska) och 8. Deponering.

Fosfor

Fosfor är en knapp resurs. Nuvarande fosforreserver, dvs. kända tillgångar som kan exploateras med dagens teknik och till dagens kostnader bedöms räcka i 80-200 år. Uppskattningarna skiljer en hel del och beror även av storleken på konsumtionen i framtiden. Om priset på råfosfat ökar kommer också de brytvärda reserverna att öka. För Sveriges del finns fosfor i den anrikningssand som i dag är ett avfall från järnmalmsbrytningen i Norrbotten, som vida överstiger lantbrukets behov i flera hundra år. Denna fosfor skulle kunna utvinnas till kostnader som inte ligger långt från dagens fosforpriser. Anrikningssanden har lågt innehåll av kadmium.

För svensk del är därför fosforåterföring mera motiverat av ett globalt uthållighetsperspektiv än ett nationellt. En faktor av betydelse är också att den mineralgödsel som används i världen har ett långt högre kadmiuminnehåll (räknat som mg Cd/kg P) än slam. Den mineralgödsel som i dag används i Sverige är dock av mycket bra kvalitet eftersom den är framställd av den allra bästa råfosfaten. Råfosfat med mycket lågt kadmiuminnehåll utgör

dock en liten del av världens fosforreserver. En ökad återföring av fosfor minskar därför den mängd kadmium som kommer in i teknosfären.

Om fosfor i avlopp inte återförs till produktiv mark kommer den att hamna någon annanstans. Den kan då läcka ut olika vägar och ge gödseffekter där de ej önskas i sjöar, vattendrag och hav. Från svenskt perspektiv är detta kanske det största värdet av en ökad fosforåterföring.

Fosforns växttillgänglighet

I analyserna har använts två indikatorer för fosfor: a/ hur mycket handelsgödsel som kan ersättas från avlopps- och avfallssystemen och b/ hur mycket fosfor som totalt återförs till produktiv mark. För beräkningen av hur mycket handelsgödsel som kan ersättas har tagits hänsyn till fosforns tillgänglighet som näringsämne för växterna. För askan efter förbränning har tillgängligheten satts till 50 % och för samtliga andra produkter till 100%. Motiveringar återfinns i diskussionen nedan. För beräkningen av total tillförd fosfor har hänsyn ej tagits till tillgängligheten. Sådan hänsyn tas heller inte i de nationella miljökvalitetsmålen, där endast totalt återförd fosformängd beaktas.

En diskussion om användning av aska förs i Kapitel 7.5.2. Muntliga diskussioner har också förts med Pernilla Tidåker, SLU. Utgående från de få erfarenheter som finns, har en samlad bedömning gjorts att sätta tillgängligheten för fosfor i aska till 50 %. Om hänsyn tas till att användningen av aska i jordbruket inte bara styrs av växttillgängligheten utan också och kanske framförallt av den enskilde jordbrukarens vilja och möjlighet att använda aska, skulle en faktor 0 % också kunna motiveras.

Fosforns markkemi är komplicerad och frågan om tillgänglighet för fosfor likaså. I litteraturen finner man data på fosfortillgänglighet i slam från 0 till 100 %. Vid en fosforkonferens i Cambridge (Heffer m.fl., 2006) framställdes frågan på följande sätt: Det finns olika fosforpooler i mark. Den växttillgängliga poolen är en liten del av totalmängden. I övriga pooler är fosfor mer eller mindre starkt bunden. Mellan pooler råder jämvikter och minskar en pool vandrar det över fosfor från övriga pooler enligt jämviktsläran och i princip är därför all fosfor tillgänglig. Till detta måste dock läggas kinetik. Om fosfor försvinner snabbt, t.ex. från den växttillgängliga poolen kanske tillförseln från andra pooler inte sker snabbt nog så att en bristsituation kan uppstå.

Underlaget för att införa reduktionsfaktorer för fosforns växttillgänglighet från olika avlopps- och avfallsprodukter är bristfälligt (förutom för aska). Växttillgängligheten sätts därför till 100 %.

En känslighetsanalys har gjorts för uppskattade växttillgängligheter. Se Kapitel 7.6 nedan.

Kväve

Kväve finns det obegränsat av i luften. Luftkväve överförs till mineralgödsel i mycket stor skala i industriella processer. Processen kräver 10-12 kWh/kg N. Kväveåterföring är därför en energifråga. För att kväveåterföring med avlopp skall kunna betecknas som uthållig mäs-

te den därför ske till lägre energiförbrukning än den industriella processen om inte samtidigt andra väsentliga mervärden uppnås.

Från ett jordbrukarperspektiv är för de närmaste decennierna, kanske för det närmaste seklet, återföring av kväve mer intressant än fosforåterföring eftersom förväntade ökade energipriser kommer att ge direkt utslag i priset på mineralgödselkväve.

Kalium

Kaliumreserverna är mycket större än fosforreserverna relativt konsumtionen och någon brist bedöms inte uppstå inom överskådlig tid. Eventuella framtida mål om återföring av kalium kommer troligen att vara förknippade med krav på rimlighet och kostnadseffektivitet.

Svavel

Reserverna av elementärt svavel är små men det finns mycket svavel i gips, i kismalmer och i fossila bränslen som olja och kol. Tillgången på billigt svavel är kopplat till användning av kismalmer och avsvavling av fossila bränslen. Bilden av reserverna är inte tydlig men under de närmaste generationerna torde knappast knapphet på svavel föreligga. Eventuella framtida mål om återföring av svavel kommer troligen att vara förknippade med krav på rimlighet och kostnadseffektivitet.

Av ovanstående resonemang framgår att det främst är fosfor och kväve som är intressant att återföra men att för kväve gäller den begränsningen att det måste ske energieffektivare än vid industriell produktion av kvävegödsel från luftkväve.

7.4.2 Tillförsel till jordbruket av organiskt material i slam

Det har i analyserna inte tagits någon hänsyn till jordbrukets behov av mull som jordförbättring. Det har förts fram att klimatförändringarna i framtiden kan medföra större utarmning av jordarna (som nu sker t.ex. i Medelhavsområdet) och att en återförsel av mull från avlopps- och bioavfallssystemen då skulle vara av vikt. Redan nu har i forcerade odlingsförsök med och utan slamgödsling i Skåne konstaterats att jordar som enbart gödslas med mineralgödsel uppvisar en märkbar minskning av mullhalten från 1981 till 2005 (från 4,5 % till 3,5 % mull) (Andersson, Per-Göran, Hushållningssällskapet, personlig kommunikation).

Biologisk omsättning av organiskt material i marken leder till att humus bildas. Humus främjar markens vattenhållande förmåga och stabiliserar markstrukturen, vilket bland annat minskar risken för jordpackning och gör att rötterna förmår att tränga djupare ner i marken. Mullhalten i Sveriges jordbruksmark har varit oförändrad eller ökat något från 50-talet. Detta anses bero på en högre avkastning och därmed mer skörderester som tillförs marken efter skörd. Denna ökning har inneburit att koldioxid bundits in i mullhalten (Fogelfors, 2001). Medianvärdet för matjordens humushalt i Sverige är 4,1 % (Eriksson m.fl., 1997). Slättbygder med intensiv odling tenderar ofta till att ha de lägsta humushalterna. Medianvärdet för humushalten låg på ca 4,5 % i forna Göteborg och Bohus län, jämfört med 5,2 % i f.d. Älvsborgs län. För Skaraborgs län var motsvarande värde något lägre, 3,8 %. Skillnader mellan dessa olika delar av Västra Götalands län speglar i huvudsak skillnader i gårdarnas

driftsinriktningar. De först nämnda länsdelarna har enligt SCB en intensivare djurhållning och därmed ett större gödselöverskott som ger en högre humushalt. En högre nederbörd i västra Sverige som ger fuktigare jordar med långsammare nedbrytning av organiskt material antas också generera en något högre humushalt. Det är dock viktigt att ha i åtanke att variationen kan vara betydande mellan olika gårdar och även mellan olika fält inom en och samma gård.

Tillförsel av organiskt material i slam innebär en höjning av markens mullhalt. I ett långliggande försök i Uppsala jämfördes tillförseln av olika gödselmedel (Kirchmann m.fl., 1994). Tillförseln av avloppsslam ökade markens mullhalt markant mer än tillförseln av andra organiska gödselmedel, vilket torde bero på att avloppsslammet i större utsträckning består av mer svårömsättbart kol. Av den ursprungliga mängden kol tillfört under 35 år återfanns ca hälften i form av ökad kolhalt i matjorden. Med antagandet att hälften av det tillförda kolet bidrar till mulluppbyggnaden kan avloppsslammet bidrag som kolsänka beräknas för Göteborgs räkning. Av URWARE-simuleringarna framgår att ca 4800 ton kol avgår årligen om avloppsslammet skulle gå till förbränning. Baserat på det tidigare nämnda fältförsöket motsvarar detta ca 2400 ton kol uppbundet i marken eller 8800 ton koldioxid ($2400 \times 3,664$). Detta kan jämföras med de totala utsläppen av koldioxidekvivalenter i det systemalternativ som inkluderar förbränning som uppgår till strax under 90 000 ton.

Tillförsel av organiskt material i slam kan även ha en inverkan från andra aspekter. Tidigare studier har bland annat visat att lättlöslig fosfor kan skyddas från fastläggning genom att organiskt material blandas in (Linderholm, 1997). Tillförsel av slam kan även ge skördeökningar, vilket rent hypotetiskt minskar arealbehovet för produktion av en given mängd. Denna skördeökning uppvägs i viss utsträckning av den jordpackning som själva spridningen resulterar i (Tidåker m.fl., 2006).

Slutsatsen blir att för struktursvaga jordar med låg humushalt kan tillförseln av slam till enskilda gårdar vara gynnsam. Ur ett regionalt perspektiv är dock tillförseln obetydlig. Mulluppbyggnaden styrs främst av andra faktorer såsom klimat, skördenivå, andel vall i växtföljden, tillgång till stallgödsel, jordbearbetning och mängden skörderester som lämnas kvar på fältet.

Preliminära beräkningar visar att avloppsslammet bidrag till mulluppbyggnaden inte är försumbart när systemalternativens utsläpp av växthusgaser ska uppskattas. Jämfört med de totala växthusgasutsläppen från förbränningsalternativet, skulle effekten av slammet som kolsänka kunna uppgå till ca 10 %. Framtida studier som inkluderar förbrännings- eller rötningsalternativ bör därför inkludera slammet funktion som kolsänka. Kolfraktionen i slammet är väl omsatt redan före spridningen och kommer sedan att fortsätta att omsättas av markens mikroorganismer. Man borde därför kunna dra slutsatsen att den del av slammet som bidrar till mulluppbyggnaden i huvudsak utgörs av stabila humusföreningar som även långsiktigt kan utgöra en kolsänka.

Om aspekten återföring av mull tas med i analysen gynnar detta de systemalternativ som återför slam, dvs. Källkontrollalternativen.

En känslighetsanalys har genomförts för återföring av mull genom att en ny värderingsaspekt införts under rubriken Miljö/resurshushållning. De källkontrollerande alternativen, där slam återförs till produktiv mark, ges betyget 3 och övriga alternativ betyget 2 (inga krav finns för återföring av mull). Värderingsaspekten Återföring av mull ges vikten 10 (att jämföra t.ex. med vikten för återföring av kalium och svavel som satts till 5).

Resultatet visar att de viktade och sammanvägda betygen inte ändras.

Slutsats: Även om återföring av mull skulle anses som en viktig aspekt, påverkar detta inte de slutsatser som dragits.

7.5 Diskuterande systemjämförelser

Projektgruppen har konstruerat åtta systemalternativ som jämförs. Alternativ 1.Referens är nära det system som finns idag, men med en omvärldsbeskrivning för år 2050. Det används inte enbart som ett referensalternativ utan jämförs fullt ut med de andra alternativen. Alternativ 8. Deponering har medtagits främst av den anledningen att detta är huvudalternativet på många håll i Europa och aktuellt även på vissa håll i Sverige.

De system som bedöms (beskrivningar finns i Kapitel 5) är alla principiella och hypotetiska. Inget av dem är optimerat, dvs. systemen har inte förbättrats med hjälp av resultaten som kom fram under projektets gång. Det har heller inte gjorts försök att kombinera olika systemalternativ, dvs. att ta de bästa komponenterna från olika alternativ och kombinera dem till ett enda.

7.5.1 Diskuterande jämförelser mellan sorterande system och utvinning

Det enda alternativ där grundprincipen för ledningsnätet ändrats i förhållande till dagens ledningsnät är ett system med separat insamling och behandling av klosettvattnet (svartvatten) och bioavfall. I systemalternativet 5.Svartvatten återförs 50 % fosfor och 53 % kväve till produktiv mark år 2050. Med fortsatt utbyggnad av systemet kan mer återföras. Med de nuvarande avlopps- och bioavfallssystemen och slamspridning kan man återföra 70-90 % av fosfor i avlopp men endast obetydliga mängder av kväve, kalium och svavel. Från näringsåterföringssynpunkt är det främst kväveåterföringen som är ett argument för svartvattensystemet. Svartvattensystemet (5) ger en lika litet kontaminerad näringsprodukt som Utvinningsystemet (6), utom för läkemedelsrester som följer med klosettvattnet. Ser vi på energi-exergi aspekterna (Figur 6-17) har dock Svartvattensystemet (5) inga fördelar jämfört med Utvinningsystemet (6) (i detta diagram har de system som inte utvinnet kväve belastats med den energi som åtgår för industriell produktion av kväve).

Ser man på andra uthållighetskriterier så får Utvinningsystemet(6) bättre betyg för alla aspekter utom läkemedel till vatten och växthuseffekt. Växthuseffekt är en viktig aspekt: differensen relativt utvinningsystemet är 16 kton CO₂-ekvivalenter per år. Ett sätt att göra denna differens gripbar är att omsätta det till utsläppsrätter. Om en utsläppsrätt kostar 1000 kr/ton CO₂ (priset på utsläppsrätter har varierat kraftigt sedan systemet infördes och högsta priset har varit ca 250 kr/ton) så blir detta en kostnad på 16 Mkr/år eller ca 16 kr/p att jämföra

föra med merkostnaden för svartvattensystemet som grovt uppskattats till 650 kr/p. Detta resonemang styrker resultatet från multikriterieanalysen i Kapitel 6.10.

Det är tveksamt om ett svartvattensystem är det mest konkurrenskraftiga källsorteringsalternativet mot ett utvinningssystem. Ett system med urinseparering kan återföra nästan lika mycket kväve som ett svartvattensystem. Urinsortering ger år 2050 dock inte mer än ca 20 % fosforåterföring när det är fullt genomfört i Nya Göteborg (Bilaga 16), men urinseparering skulle kunna kombineras med fosforutvinning vid Ryaverket. Ett urinsorteringssystem kombinerat med fosforutvinning skulle troligen bli klart billigare än ett svartvattensystem och från energi-exergisynpunkt skulle det troligen falla bättre ut än ett utvinningssystem. Om man använder kostnader som ett grovt mått på övrig resursförbrukning finns det i Naturvårdsverkets rapport nr. 5221 (Balmér, 2002) en uppskattning av merkostnaderna för ett urinsorteringssystem som är 550 kr/p,år. Detta blir en kostnad på över 100 kr per kg återfört kväve. Med tanke på att mineralgödsel kostar omkring 10 kr/kg N så kan detta tyda på att inte heller ett urinsorteringssystem är mer fördelaktigt från uthållighetssynpunkt än ett utvinningssystem. Skulle det bli behov av att avskilja läkemedelsrester från avloppsvatten har urinsortering dock avsevärda plusvärden genom att man vid urinsortering har dessa i en väsentligt mindre volym.

Utgår man från att det är det nuvarande avloppssystemet med avledning av samlat svartvatten och BDT-vatten till Ryaverket som är att föredra framför övergång till nytt system uppstår då frågan vilket av de systemalternativ som bygger på nuvarande avloppssystem som är att föredra. Om ansträngningarna att förbättra slamkvaliteten i kombination med en allmän samhällsutveckling mot en giftfri miljö leder till att slammet får en kvalitet som marknaden accepterar, så torde källkontrollalternativen vara fördelaktigast. Såväl utvinning som förbränning med återföring av aska torde bli mer resurskrävande. Alternativet med slamförbränning och återföring av aska torde enbart vara aktuellt i det fall man från slamkvalitetssynpunkt lägger mest vikt vid att inga oönskade organiska ämnen återförs till mark. Om nuvarande ledningssystem behålls är det inte lika nödvändigt att ta ställning till i vilken form näringsåterföringen skall ske. Multikriterieanalysen indikerar att det inte är några väsentliga skillnader mellan systemalternativen och en strategi kan vara att systematiskt arbeta med kvalitetsförbättrande och förtroendeskapande åtgärder med förhoppningen att detta skall leda till att marknaden efterfrågar näring med slam. Det finns ingen akut brist på fosfor och Gryaab har så pass betryggande reserver i bergrummen att plötsliga svängningar i efterfrågan på slam kan hanteras. Skulle man likväl inte lyckas med fosforåterföringen finns det inga hinder att vid en senare tidpunkt komplettera Ryaverket med en utvinningsanläggning.

7.5.2 Jordbruksanvändning av aska från slamförbränning

Synpunkter har inhämtats från Pernilla Tidåker, SLU. Texten nedan i detta delkapitel är hämtad från hennes utlåtande.

Slamförbränning har rönt ett ökat intresse på senare år. Minskad slamvolym och möjligheter att utnyttja avloppsslammets energiinnehåll är fördelar förknippade med behandlingen. Förbränning av avloppsslam är en vanlig behandlingsmetod i stora delar av Europa, men

har relativt sent introducerats i Sverige. Förbränningen innebär i stort sett att allt kväve och kol går förlorat, vilket får konsekvenser för slammets egenskaper som gödselmedel. I ett resurshanteringsperspektiv är tillgängligheten av de kvarvarande växtnäringssämna av stor betydelse, i synnerhet fosfor vars brytvärda förekomster är begränsade. En intressant aspekt är i vilken utsträckning som avloppsslammets organiska material utgör en kolsänka som kan påverka utsläppen av växthusgaser från de studerade systemalternativen. För att belysa olika aspekter av användningen av aska på jordbruksmark utfördes en begränsad litteraturstudie inom ramen för projektet.

Erfarenheter från askåterföring till skogsmark

Inom svenskt skogsbruk finns en relativt lång erfarenhet av användning av vedaska. Efter uttaget av hyggesrester utgör en allt viktigare del i energiförsörjningen, har uttaget av näringsämnen från skogen ökat. Återföring av vedaska ses som ett sätt att kompensera för detta. Kväve, som i huvudsak går förlorat vid förbränning, är dock det växtnäringssämne som begränsar skogstillväxten på fastmark.

En översikt över karakteristiska egenskaper hos vedaskan har visat att tillförsel av vedaska höjer pH (Demeyer m.fl., 2001). Vedaskan reagerar snabbare med jorden än vad kalk gör, men effekten kvarstår inte lika länge. Tillförseln av vedaska kan innebära att markens innehåll av kol och kväve reduceras, vilket beror på att lösligheten av organiskt kol ökar. Jämförande studier visar dessutom att fosfor i aska är betydligt svårtillgängligare än fosforgödselmedel. Fosfor är mycket svagt löslig, och den fosfor som är löst kommer troligtvis att fastläggas i jorden.

Resultat från svenska fältförsök tyder på att återföring av vedaska leder till att skogstillväxten ökar på bördiga marker i södra Sverige, medan tillväxten minskar på norra Sveriges magra marker (Skogforsk, 2007). Minskningen i tillväxt när aska tillförs samtidigt med kvävegödselmedel antas bero på att kväve avgår i gasform på grund av askans höga pH. En amerikansk studie om tillförsel av vedaska till energiskog visade ingen effekt på tillväxten av biomassa (Bae Park m.fl., 2005).

Egenskaper hos aska från slamförbränning

Ett flertal internationella studier har publicerats om slamaska och dess egenskaper som gödsel- och kalkmedel. Fu-Shen m.fl. (2002) analyserade 24 askor från avloppsslam. Drygt en tredjedel av det totala fosforinnehållet var tillgängligt, och endast en mycket liten del av fosfor var vattenlösligt. Innehållet av kalcium bidrog mest till kalkverkan.

I en fältstudie utförd 1987-1990 utvärderades tillgängligt fosfor från slamförbränning (Bierman & Rosen, 1994). Resultatet visade att den citratlösliga fosforfraktionen utgjorde ungefär hälften av den totala fraktionen.

En australiensisk studie utförd på 1980-talet jämförde kalkat avloppsslam med dess aska (Jakobsen & Willett, 1986). Resultatet visade att askan något effektivare än slam förmådde höja markens pH. Slammet var däremot betydligt effektivare på att höja halten av extraher-

bart fosfor i marken och gav ett signifikant bidrag av kväve och fosfor. Skördeökningen var större när slam tillfördes. Även tillförsel av aska gav en skördehöjande effekt, men denna bedömdes vara kopplad till askans kalkverkan. Tillgängligheten av fosfor var betydligt högre för slam än för aska. En anledning till detta antogs vara att förbränningen överförde fosfor från relativt lättillgänglig hydroxyapatit och organisk form till mindre tillgängliga former som trikalسيومfosfat. Även tillgängligheten av kalium, koppar och zink minskade vid förbränning.

Ett fältförsök i Sverige som utvärderade fosfors växttillgänglighet i slam, handelsgödsel och aska visade att tillförsel av aska gav nästan lika stor skördeavkastning som tillförsel med samma mängd fosfor i handelsgödsel (Linderholm, 1997). Även i detta fall antogs effekten bero på askans kalkverkan.

Möjligheter att använda aska som råmaterial för produktion av fosforgödsel som alternativ till direkt jordbruksanvändning diskuterades i en artikel av Schipper m.fl. (2001). Slutsatsen var att askan från slamförbränning skulle kunna nyttjas om fällning görs med kalcium eller aluminium, eller vid biologisk fosforutvinning. Användning av järnbaserade fällningskemikalier förhindrar användningen av askan som råvara. Även förekomst av koppar och zink i askan kan utgöra ett problem.

Slutsatsen är att askan som återstår efter att avloppsslam har genomgått en förbränning är av ringa intresse som gödselmedel inom jordbruket. Detta beror bland annat på att askan innehåller obetydliga mängder organiskt material och kväve. Enligt litteraturstudien föreligger dessutom fosfor i en svårtillgänglig form. Eftersom endast en liten del av kalium i inkommande avloppsvatten hamnar i slammet, kommer tillförseln av kalium bli tämligen oansenlig. Askan kan ha en betydande kalkverkan, men eftersom en stor andel av tungmetallerna kvarstår i askan så torde intresset ur lantbrukets vara närmast obefintligt.

Preliminära beräkningar visar att avloppsslammets bidrag till mulluppbyggnaden inte är försumbart när systemalternativens utsläpp av växthusgaser ska uppskattas. Jämfört med de totala växthusgasutsläppen från förbränningsalternativet, skulle effekten av slammet som kolsänka kunna uppgå till ca 10 %. Framtida studier som inkluderar förbränningsalternativ bör därför inkludera slammets funktion som kolsänka. Kolfraktionen i slammet är väl omsatt redan före spridningen och kommer sedan att fortsätta att omsättas av markens mikroorganismer. Man borde därför kunna dra slutsatsen att den del av slammet som bidrar till mulluppbyggnaden i huvudsak utgörs av stabila humusföreningar som även långsiktigt kan utgöra en kolsänka.

7.5.3 Framtida teknikutveckling

Frågan om teknikutveckling är svårhanterad i ett projekt som detta. Som utgångspunkt har antagits att viss teknikutveckling kommer att ha skett, t.ex. vad gäller behandlingsprocesser i de lokala reningsverken i systemalternativ Utvinning (6). Vi har också antagit teknikutveckling vad gäller spill av biogas och naturgas i produktion och användning. Vi har inte antagit teknikutveckling för t.ex. utsläpp av gaser från komposteringsanläggningar, eller förbränningsanläggningar. Det finns olika anledningar till sådana ställningstaganden, som

tillgång till indata, forskningsresultat och trendbeskrivningar, men också allmänna rimlighetsresonemang. Vi har inte beaktat möjligheterna till s.k. tekniksprång, dvs. en idag icke förutsedd teknikutveckling som på ett avgörande sätt kan förändra förutsättningarna. Däremot har möjligheten till oförutsedd teknikutveckling vägts in i värderingsaspekten ”Flexibilitet i genomförandet”. En översikt av alternativ teknik, såväl existerande som under utveckling, ges i Bilaga 16, Alternativ teknik.

7.5.4 Utformning av systemalternativen

Under systembeskrivningarna i Kapitel 5 finns tankar om annorlunda utformningar och förbättringsåtgärder. Många av systemen kan troligen förbättras med avseende på vald teknik, t.ex. insamling och behandling. Om ett systemval ska göras så krävs fördjupade studier för att utforma ett optimerat system. Då är det t.ex. möjligt att kombinera åtgärder som i denna studie finns i separata systemalternativ.

De senaste åren har flera kvalitetsförbättrande åtgärder undersökts i andra studier. I källkontrollalternativen ingår några specifika åtgärder (se Kapitel 5.2.1). En översikt av möjliga åtgärder med tillhörande grova uppskattningar av kostnad och nytta ges i Bilaga 17, Kvalitetsförbättrande åtgärder. Där visas bl.a. att den forcering av utbytestakten för kopparrör som ingår i källkontrollalternativen är en relativt kostsam åtgärd i förhållande till nyttan. Källkontrollalternativen får höga betyg i systemstudien trots att det räknats med höga kostnader för de riktade åtgärder som föreslagits. Vid prioriteringen av förbättringsåtgärder bör självfallet hänsyn tas till kostnadseffektiviteten.

7.6 Känslighetsanalyser för betygsättning och viktning

7.6.1 Betygsättning

Under varje resultatredovisning i Kapitel 6 kommenteras resultaten och de satta betygen motiveras. Betygen har satts efter hur väl systemalternativen kan anses uppnå de framtida mål som behandlats i Kapitel 2.5.3. Dessa betyg kan diskuteras, ofta är det svårt att sätta ”rättvisa” betyg eftersom systemalternativens prestationer hamnar på en ”glidande skala”. Detta diskuteras också i Kapitel 2.5.2. Känslighetsanalyser genomförs i princip inte för de satta betygen, med undantag för frågan om fosforns växttillgänglighet där betygen ändras beroende på vilken växttillgänglighet som antas. Om det antas andra framtida mål kommer betygen också att ändras.

7.6.2 Viktning

Som påpekats tidigare är uppgiften att sätta betyg och vikta en i hög grad politisk fråga. Tjänstemän på politikerstyrda förvaltningar tar dock vanligtvis fram och sammanställer underlag och förslag till beslut inom deras kompetensområde. I detta fall har projektgruppen satt betyg och vikter för de tillämpade värderingskriterierna för att få fram ett preliminärt resultat. Dessa vikter har betydelse för den sammanlagda bedömningen av systemalternativ. 100 ”viktsenheter” skall fördelas mellan de värderingsaspekter som används. Andra personer med andra värderingar och utgångspunkter skulle troligen göra andra viktningar. Ett

exempel kan vara att högre vikt ges till kostnader (som nu ges vikten 20, vilket kan tolkas som att kostnaderna påverkar den sammanlagda bedömningen med 20 %), eller till Resurs-hushållning (som har givits vikten 20). Av dessa 20 viktsenheter svarar energianvändningen för 45 %. Detta kan tolkas som att energianvändningen påverkar den sammanlagda bedömningen med 9 %. Med tanke på energifrågornas tilltagande uppmärksamhet kan denna vikt ökas.

För att belysa hur olika viktningar kan påverka det samlade betyget för alternativen har ett antal känslighetsanalyser genomförts enligt nedan. I texterna och tabellerna används begreppet ”basvärdering” varmed menas de värderingar som gjorts i Kapitel 6 ovan, dvs. överensstämmande med målbilden och projektgruppens värderingar.

7.6.3 Känslighetsanalys ”Lika vikt åt de nationella miljömålen”

De nationella miljö kvalitetsmål som tillämpas här är Ingen övergödning, Giffri Miljö, Begränsad växthuseffekt och Bara naturlig försurning. I denna känslighetsanalys fördelas vikterna lika mellan de fyra miljömålen enligt Tabell 7-6. Den inbördes rangordningen mellan metaller och organiska ämnen enligt tidigare har så långt möjligt behållits.

Tabell 7-6. Vikter vid känslighetsanalys med lika viktfördelning mellan de nationella miljö kvalitetsmålen. Målet giffri miljö är uppdelat i åtta delvikter.

Värderingsaspekt	Vikt
Övergödning	25
Cd till vatten	2
Cu till vatten	2
Cd till produktiv mark	6
Cu till produktiv mark	4
Läkemedelsrester till vatten	4
Organiska ämnen till vatten	3
Läkemedelsrester till mark	2
Organiska ämnen till mark	2
Växthuseffekt	25
Försurning	25
Summa	100

Tabell 7-7. Resultat från känslighetsanalys med lika vikt åt de tillämpade nationella miljö-kvalitetsmålen.

Viktade betyg								
Känslighetsanalys Lika vikt för miljömålen Kriterium respektive samlad bedömning / Systemalternativ	1 Referens	2 Källkontr. Komp.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Miljö/emissioner basvärdering	2,6	2,1	2,1	2,1	2,4	2,5	2,3	3
Miljö/emissioner efter förändring	2,2	1,9	1,8	1,9	1,9	2,0	2,3	2,7
Samlad bedömning basvärdering	2,2	2,2	2,4	2,4	1,8	2,4	2,3	2,3
Samlad bedömning efter förändring	2,1	2,2	2,4	2,4	1,7	2,3	2,3	2,3

Slutsats: Lika vikter för miljömålen ger inga eller endast små förändringar (högst en decimalenhet) i de sammanvägda viktade betygen. Ordningföljden mellan alternativen förändras inte, men Utvinningsalternativet får en tiondels lägre sammanvägt betyg.

7.6.4 Känslighetsanalys "Hög vikt åt övergödning"

Det har påpekats att de vikter som använts i basvärderingen ligger långt från de krav som faktiskt åligger Ryaverket idag. I detta ljus har metaller och organiska ämnen i basvärderingen givits en alltför hög vikt jämfört med övergödning. I Tabell 7-8 ges förändrade vikter som kanske bättre återspeglar de värderingar och krav som finns idag.

Tabell 7-8. Vikter vid känslighetsanalys med ökad vikt åt övergödning.

Värderingsaspekt	Vikt
Övergödning	50
Cd till vatten	2
Cu till vatten	2
Cd till produktiv mark	6
Cu till produktiv mark	4
Läkemedelsrester till vatten	4
Organiska ämnen till vatten	3
Läkemedelsrester till mark	2
Organiska ämnen till mark	2
Växthuseffekt	15
Försurning	10
Summa	100

Tabell 7-9. Resultat från känslighetsanalys med ökad vikt åt övergödning.

Känslighetsanalys Ökad vikt för övergödning Kriterium respektive samlad bedömning / Systemalternativ	Viktade betyg							
	1 Referens	2 Källkontr. Komp.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Miljö/emissioner basvärdering	2,6	2,1	2,1	2,1	2,4	2,5	2,3	3
Miljö/emissioner efter förändring	2,2	1,6	1,6	1,6	1,7	2,1	2,2	2,5
Samlad bedömning basvärdering	2,2	2,2	2,4	2,4	1,8	2,4	2,3	2,3
Samlad bedömning efter förändring	2,1	2,1	2,3	2,3	1,7	2,3	2,3	2,2

Slutsats: Förändringar inom kriteriet Miljö/emissioner med höga vikter för övergödning ger endast små förändringar (högst en decimalenhet) i de sammanvägda viktade betygen. Ordningföljden mellan alternativen ändras inte.

7.6.5 Känslighetsanalys "Hög vikt åt utsläpp av växthusgaser"

Utsläpp av växthusgaser har givits allt större uppmärksamhet under senare år. I basvärderingen har denna värderingsaspekt givits 20 viktsenheter inom kriteriet Miljö/emissioner, vilket i den sammanlagda bedömningen ger en relativ vikt av 4 (på en hundra gradig skala). Nedan ökas vikten för växthusgaser inom kriteriet Miljö/emissioner från 20 till 50.

Tabell 7-10. Vikter vid känslighetsanalys med ökad vikt åt utsläpp av växthusgaser.

Värderingsaspekt	Vikt
Övergödning	15
Cd till vatten	2
Cu till vatten	2
Cd till produktiv mark	6
Cu till produktiv mark	4
Läkemedelsrester till vatten	4
Organiska ämnen till vatten	3
Läkemedelsrester till mark	2
Organiska ämnen till mark	2
Växthuseffekt	50
Förurning	10
Summa	100

Tabell 7-11. Resultat från känslighetsanalys med ökad vikt åt utsläpp av växthusgaser.

Känslighetsanalys Ökad vikt för utsläpp av växthusgaser Kriterium respektive samlad bedömning / Systemalternativ	Viktade betyg							
	1 Referens	2 Källkontr. Komp.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Miljö/emissioner basvärdering	2,6	2,1	2,1	2,1	2,4	2,7	2,3	3
Miljö/emissioner efter förändring	2,2	2,0	1,9	2,0	2,4	2,6	2,5	3,2
Samlad bedömning basvärdering	2,2	2,2	2,4	2,4	1,8	2,4	2,3	2,3
Samlad bedömning efter förändring	2,1	2,2	2,4	2,4	1,8	2,4	2,3	2,4

Slutsats: Förändringar inom kriteriet Miljö/emissioner med höga vikter för utsläpp av växthusgaser ger endast små förändringar (högst en decimalenhet) i de sammanvägda viktade betygen.

7.6.6 Känslighetsanalys "Begränsad växttillgänglighet för fosfor"

I basvärderingen har växttillgängligheten satts till 50 % för fosfor i aska och 100 % för fosfor i övriga produkter. Det finns emellertid erfarenheter som pekar på en lägre tillgänglighet. Med hjälp av litteraturen och expertis på SLU uppskattades växttillgängligheten i de studerade fraktionerna (Tabell 7-12). För slam anges ett brett spann; aktuella svenska studier rapporterade (Kvarnström, 2001; Ottabong 2003) respektive använde (Bengtsson m.fl., 1997) tillgängligheter mellan 50 % och 70 %. Ett värde på 60 % valdes här för rötat slam respektive jord producerat från slam. Fosfor i aska antogs ha en betydligt lägre tillgänglighet än i slam och sattes till 30 %. Kompostering av bioavfall kan minska den tillgängliga fosforfraktionen med 30-50 % (RVF, 2000). Ett värde på 70 % tillgänglighet antogs för komposterat bioavfall. Övriga, mera obehandlade fraktioner kan antas ha en hög tillgänglighet och sattes som 95 %. (Pernilla Tidåker, personlig kommunikation).

Tabell 7-12. Känslighetsanalys: Begränsad växttillgänglighet för fosfor i gödselprodukter.

Gödselprodukt	Växttillgänglighet
Slam	0,6
Aska	0,3
Rötrest bioavfall	0,95
Hemkompost	0,7
Slamkompost	0,6
Avfallskompost	0,7
Svartvattenkoncentrat	0,95
Utvinnen P	0,95

Tabell 7-13. Återförd fosfor som ersätter handelsgödsel. Känslighetsanalys för lägre växttillgänglighet.

Känslighetsanalys Begränsad växttillgänglighet för fosfor Aspekt, Betyg / Systemalternativ	Viktade betyg							
	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Återföring av fosfor till produktiv mark (%)	0	78	89	90	50	65	89	0
Återförd fosfor som ersätter konstgödsel (ton)	116	416	450	478	444	550	277	2
Återförd fosfor som ersätter konstgödsel (%)	14	50	54	58	54	66	33	0
Betyg	0	2	2	2	2	3	1	0

Om det nationella miljömålet om 60 % återföring av fosfor tolkas så att värdet borde gälla den fosfor som ersätter handelsgödsel, blir bedömningen att bara Utvinningsalternativet (6) klarar detta mål, och får betyget 3. Källkontrollalternativen med slamspridning ligger nära 60 % och ges betyget 2. Förbränningsalternativet ges betyget 1, och Referens- och Deponeringsalternativen betyget 0. Betygssättningen kan diskuteras då vi har en ”glidande skala” för prestationerna.

Tabell 7-14. Resultat från känslighetsanalys med minskad växttillgänglighet för fosfor i gödselprodukter.

Känslighetsanalys Begränsad växttillgänglighet för fosfor Kriterium respektive samlad bedömning / Systemalternativ	Viktade betyg							
	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontroll Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Miljö/resurshushållning basvärdering	1,1	2	2,9	2,9	2,1	2,5	2	1,5
Miljö/resurshushållning efter förändring	0,6	1,5	2,0	2,0	2,1	2,5	2,0	1,5
Samlad bedömning basvärdering	2,2	2,2	2,4	2,4	1,8	2,4	2,3	2,3
Samlad bedömning efter förändring	2,1	2,1	2,2	2,2	1,8	2,4	2,3	2,3

Slutsats: De sammanvägda betygen sjunker två tiondelar för 3. Källkontroll Avfallskvarn och 4. Källkontroll Rötning. Ordningföljden ändras så dessa båda alternativ nu kommer först på fjärde och femte plats. Utvinningsalternativet (6) för högsta betyg, följd av alternativet med slamförbränning.

7.6.7 Känslighetsanalys "Hög vikt åt kostnader"

Kostnader är en i hög grad politisk fråga. Det finns inom politiken uppfattningar allt från "miljön måste få kosta det som krävs" till att "va-kollektivet skall endast betala absolut nödvändiga kostnader enligt vattentjänstlagen". Kostnadsaspekterna har givits vikten 20 vid den sammanvägda bedömningen. Det kan noteras att de kostnader som beaktats är de totala kostnaderna, utslagna under mycket lång tid. Tillkommande kostnader om systemen skulle förändras idag har inte beaktats vid sammanvägningen, ej heller finansieringsbehovet. Detta är snarare en del av bedömningsgrunden för värderingsaspekten "Flexibilitet i genomförandet" än i Kostnader.

Det enda systemalternativ som givits ett avvikande betyg är Svartvatten, som kostar mer att bygga och driva än de övriga alternativen. Ju större vikt som ges till aspekten Kostnader, ju sämre ut kommer alternativet Svartvatten.

Ökad vikt på kostnader, nybyggnadskalkyl

En känslighetsanalys har genomförts med en glidande skala för betygssättningen. De kostnader som anges i figur 6-18 (nybyggnadskalkylen) har därvid använts. Medelvärdet för de åtta systemalternativens kostnader har satts till betyg 2, och betygen för systemalternativen i direkt relation till de faktiska kostnaderna. Med vikten 20 för kostnadskriteriet i den samlade bedömningen blir då de viktade betygen enligt Tabell 7-15.

Tabell 7-15. Känslighetsanalys för kostnader, nybyggnadskalkyl.

Värderingsaspekt /systemalternativ	Betyg							
	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontr. Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Viktat betyg, basvärderingen, vikt 20	2,2	2,2	2,4	2,4	1,8	2,4	2,3	2,3
Ordningsföljd	7	6	2	3	8	1	5	4
Viktat betyg, glidande skala, vikt 20	2,3	2,2	2,4	2,4	1,8	2,5	2,3	2,4
Ordningsföljd	6	7	4	3	8	1	5	2
Viktat betyg, glidande skala, vikt 50	2,3	2,1	2,1	2,3	1,6	2,4	2,3	2,4
Ordningsföljd	4	6	7	5	8	2	3	1

Ordningsföljden mellan systemalternativen med en glidande betygsskala och med vikten 20 i den samlade bedömningen blev: 6. Utvinning, 8. Deponering, 4. Källkontroll Rötning samt 3. Källkontroll Avfallskvarnar, dvs. en något annorlunda ordningsföljd. Fortfarande små skillnader mellan alternativen med undantag för Svartvattenalternativet som fick klart lägst sammanvägt betyg.

För att referensalternativet skall komma bland de fyra bästa alternativen krävs att kostnadskriteriet ges vikten 50. Vid vikten 50 för kostnader blev ordningsföljden bland de fyra bästa alternativen 8. Deponering, 6. Utvinning, 7. Förbränning, 1. Referens.

Ökad vikt på kostnader, med hänsyn till befintliga systemkomponenter

Ytterligare en känslighetsanalys för kostnader har gjorts där resultaten från Figur 6-24 används, dvs. kostnaderna där värdet av de befintliga anläggningarna inte medräknats. Tillvägagångssättet har varit detsamma som ovan. Eftersom spännvidden i resultaten här är mycket större än i nybyggnadskalkylen, blir det också större spännvidd i betygen. Resultaten ses i Tabell 7-16.

Tabell 7-16. Känslighetsanalys för kostnader. Värdet av befintliga anläggningar ej medräknat.

Samtliga kriteriegrupper, värdet av bef. anläggningar ej medräknat	Betyg							
	1 Referens	2 Källkontr. Kompost.	3 Källkontroll KAK	4 Källkontr. Rötning	5 Svartvatten	6 Utvinning	7 Förbränning	8 Deponering
Viktat betyg, basvärderingen	2,2	2,2	2,4	2,4	1,8	2,4	2,3	2,3
Ordningsföljd	7	6	2	3	8	1	5	4
Viktat betyg, glidande skala, vikt 20	2,4	2,2	2,0	2,4	1,6	2,7	2,5	2,5
Ordningsföljd	4	6	7	5	8	1	3	2
Viktat betyg, glidande skala, vikt 50	2,7	2,2	1,3	2,3	1,0	2,8	2,7	2,7
Ordningsföljd	4	6	7	5	8	1	3	2

Ordningsföljden mellan de fyra bästa alternativen vid användandet av en kalkyl där värdet av de befintliga anläggningarna inte medräknats, glidande skala för betygen och vikten 20 för kostnadskriteriet blev: 6. Utvinning, 8. Deponering, 7. Förbränning, 1. Referens. Skillnaderna i sammanvägda betyg blev nu större, med lägst betyg för Svartvattenalternativet men också relativt sett ganska låga betyg för de källkontrollerande alternativen.

Vid vikten 50 för kostnadskriteriet blev ordningsföljden densamma som för vikten 20, men med ännu större spridning i resultaten.

7.7 Sammanfattning av känslighetsanalyserna

Några utvalda känslighetsanalyser har gjorts ovan – det är möjligt att göra många fler, och annorlunda känslighetsanalyser. Detta är genom den öppna och genomsynliga metod som har använts möjligt att göra för var och en. Slutsatser:

Miljöförbättringar i samhället till år 2050 sker inte i den omfattning som har antagits.

Detta leder troligen till att slam och aska inte accepteras för användning i jordbruket. Möjliga systemalternativ blir då 1. Referens, 6. Utvinning, 7. Förbränning och 8. Deponering.

Fossilfria bränslen används i Europa år 2050 i så stor utsträckning att den energi (värme, biogas och el) som återvinns från avlopps- och avfallssystemen i Göteborg inte innebär några stora miljövinster.

Ändringen resulterar i betydligt lägre utsläpp av växthusgaser i det kompensatoriska systemet. Det kompensatoriska systemet domineras nu av kvävegödselproduktionen. Det gynnar Svartvattenalternativet (5). Systemalternativ med bara litet biogasproduktion (1. Referens, 2. Källkontroll Kompostering och 8. Deponering) släpper då ut mest växthusgaser i det kompensatoriska systemet. Förändringen medförde inga stora förändringar i de sammanvägda betygen. Betygen för 7. Förbränning och 8. Deponering sänktes en tiondel. Ordningsföljden ändrades inte, samma tre systemen som i basvärderingen hamnar i topp.

Jordbruket i Västsverige kommer år 2050 att efterfråga organiskt material till åkarna.

Detta skulle gynna de alternativ som återför slam och missgynna Utvinningsalternativet och Förbränningsalternativet. Med den vikt som lagts på värdet av mull påverkas inte de slutsatser som dragits eller ordningsföljden mellan systemalternativen. Samma tre system som i basvärderingen hamnar i topp.

Växttillgängligheten för fosfor i slam är väsentligt lägre än 100 %.

Om växttillgängligheten för fosfor i slam sätts till 60 % och i aska till 30 % så sjunker de sammanvägda betygen för Källkontrollalternativen, som återför slam. Ordningsföljden ändras så att 3. Källkontroll Avfallskvarn och 4. Källkontroll Rötning nu kommer först på fjärde och femte plats.

De fyra nationella miljökvalitetsmål som är mest relevanta för avlopps- och bioavfallssystemens miljöpåverkan anses vara lika viktiga.

Lika vikter för miljömålen ger inga eller endast små förändringar (högst en decimalenhet) i de sammanvägda viktade betygen. Ordningsföljden mellan alternativen förändras inte, men Utvinningsalternativet (6) får en tiondels lägre sammanvägt betyg.

Övergödning är den viktigaste miljöpåverkan.

Höga vikter för övergödning ger endast små förändringar (högst en decimalenhet) i de sammanvägda viktade betygen. Ordningföljden mellan alternativen ändras inte.

Utsläpp av växthusgaser är den viktigaste miljöpåverkan.

Höga vikter för utsläpp av växthusgaser ger endast små förändringar (högst en decimalenhet) i de sammanvägda viktade betygen.

Kostnaderna är mycket viktiga

Ju större vikt som ges till aspekten Kostnader, ju sämre ut kommer alternativet 5. Svartvatten. En betydligt mer differentierad betygssättning och en mycket hög vikt (50 av 100) för kostnader än i basvärderingen medför att ordningföljden bland de fyra bästa alternativen blir 8. Deponering, 6. Utvinning, 7. Förbränning, 1. Referens.

8 Slutsatser och specifika frågor

8.1 Slutsatser

Uthålligheten av system för hantering av avlopp och bioavfall i Göteborg (Göteborgsregionen) har studerats. I systemalternativen har ett antal tekniska lösningar och källkontrollåtgärder ”paketerats” till åtta systemalternativ. En kort beskrivning av alternativen återfinns i Tabell 5-1.

För avlopp baserade sig sju av systemalternativen på att nuvarande avloppsledningssystem bibehålls med behandling av samlat avlopp (klosettatten samt bad-, disk- och tvättvatten) i reningsverk. Ett system, Svartvattensystemet, baserade sig på att klosettatten plus nedmalt bioavfall från kök avleds i ett separat ledningssystem. Denna fraktion behandlas i ett antal lokala reningsverk, medan BDT-vattnet går till ett centralt reningsverk.

För näringsåterföring från avlopp har fyra möjligheter studerats: a) återföring med slam; b) återföring som rena produkter utvunna vid reningsverket; c) återföring med aska från separat förbränning av slam; och d) återföring i form av en koncentrerad klosettattenfraktion.

För bioavfallet har fyra möjligheter studerats: a) insamling, kompostering och framställning av en jordprodukt, b) insamling; rötning och disponering av rötresten till produktiv mark; c) nedmalning med köksavfallskvarnar och behandling med annat avloppsvatten och disponering samman med slammet. Som ett ytterlighetsfall inkluderades d) ett system helt utan näringsåterföring där allt slam och bioavfall bränns och askan deponeras.

Systemalternativen har utvärderats med avseende på kriterierna hygien, miljöpåverkan, resurshushållning, ekonomi, sociokultur och teknisk funktion och åsatts betyg för varje kriterium. De flesta av kriterierna innehöll flera värderingsaspekter. Betygen har sammanvägts i en multikriterieanalys där värderingsaspekterna och kriterierna åsatts olika vikt. Studiens resultat bygger på målbilden, som ger basvärderingen. Känslighetsanalyser har genomförts för ett antal aspekter med stora osäkerheter och som förmodades ha stor inverkan på resultaten.

Om rangordningen av systemalternativen kan sägas:

- Svartvattensystemet (5) kommer sist i basvärdering och anses inte uppfylla de troliga framtida kraven.
- Källkontroll Kompostering (2) kommer aldrig med bland de fyra bästa systemen.
- Referensalternativet (1) kommer bara bland de bästa fyra alternativen om de i målbilden antagna förbättringarna i miljön inte inträffar, eller om vikten för kostnads-kriteriet sätts till minst 50 (av 100) för summan av alla värderingskriterier.
- Utvinningssystemet (6) är alltid bland de bästa systemen.
- Källkontroll Avfallskvarn (3) och Källkontroll Rötning (4) är bland de bästa systemen under förutsättningen att de antagna miljöförbättringarna inträffar.

- Deponeringsalternativet (8) innebär att fosfor inte återförs. Systemalternativet kommer ändå bäst ut om vikten för fosforåterföring i multikriteria-analysen sätts lägre än 30 (av 100) för resurskriteriet, motsvarande 6 (av 100) för summan av alla värderingskriterier.

På basis av resultaten drar projektgruppen följande slutsatser:

1. Skillnaderna mellan systemalternativen var stora när enskilda värderingsaspekter betraktades. När en sammanvägning av alla använda värderingsaspekter gjordes, blev skillnaderna mellan de bästa alternativen små.
2. Det finns inget som tyder på att det nuvarande systemet med avledning av samlat avloppsvatten för behandling i reningsverk skall överges.
3. Fosfor, där i ett sekelperspektiv brist bedöms kunna uppstå, kan återföras i hög grad i form av slam av god kvalitet eller som utvunnen ren fosforprodukt. Båda dessa strategier föll väl ut. Fosfor kan också återföras i form av en koncentrerad klosettvtattenfraktion. Härvid återförs även andra näringsämnen som kväve, kalium och svavel. Svartvattenssystemet bedöms dock mindre uthålligt i ett helhetsperspektiv.
4. Det är svårt att återföra kväve från samlat avlopp. Med slam kan 15-20 % återföras. Med utvinningsprocesser kan ytterligare drygt 15 % återföras. Det är tveksamt om en sådan utvinning av kväve från samlat avlopp är en uthållig lösning. Tekniskt är det möjligt att återföra mer kväve från samlat avlopp men energiåtgången är då så stor att lösningen uppenbart inte är uthållig. Vill man återföra en stor del av kvävet i avlopp är urinsortering troligen mest intressant. Någon samlad värdering av urinsortering har dock inte gjorts i projektet.
5. Det finns väsentligt mindre näringsämnen i bioavfall jämfört med avlopp; 85 ton fosfor mot 700 ton, 860 ton kväve mot 5400 ton. För hantering av bioavfall är processer där bioavfallet rötas eller förbränns klart mer gynnsamt från energisynpunkt än processer som bygger på kompostering. Rötningen kan genomföras i en särskild biogasanläggning för bioavfall, eller efter nedmalning i köksavfallskvarnar och avledning till Ryaverket för rötning med slammet. En ytterligare möjlighet, som inte utvärderats är att tillföra insamlat bioavfall till Ryaverkets röttningsanläggning

I projektdirektivet understryks betydelsen av näringsåterföring. De vägar för återföring av fosfor som bedömts mest hållbara är återföring i form av slam och i form av en utvunnen fosforprodukt. För att återföring med slam skall vara hållbar förutsätts att den observerade positiva utvecklingen med sjunkande metallhalter i slam fortsätter och att ett antal specifika åtgärder genomförs för att ytterligare förbättra kvaliteten. Om man på detta sätt kan uppnå näringsåterföring bedömer projektgruppen denna väg att föredra framför att nu satsa på utvinningsprocesser. Skulle man inte nå de nödvändiga kvalitetsförbättringarna så är det möjligt att senare införa en utvinning. Kunskapsläget om lämplig teknik för utvinning torde då också vara bättre eftersom mycket forskning pågår på detta område.

8.2 Svar på de specifika frågorna

I Projektdirektivet (Bilaga 1) ställs ett antal konkreta och specifika frågor som besvaras nedan. Ett antal kompletterande frågor har tillkommit under projektets gång och behandlas längst bak i detta avsnitt.

8.2.1 Projektdirektivets frågor

Vilka bedömningskriterier ska användas för att avgöra om avlopps- och bioavfallshanteringen är långsiktigt hållbar?

Uthållighet är ett komplext begrepp med många aspekter. Projektgruppen har valt ett angreppssätt baserat på resultat från forskningsprogrammet Urban Water där hygien, miljö, ekonomi, sociokultur och teknisk funktion beaktas. Vilken vikt som skall läggas vid de olika aspekterna är en politisk värdering.

Värderingsaspekterna har visat sig ha olika betydelse för bedömningen av systemalternativ. De aspekter som rör utsläpp till vatten av näringsämnen och metaller är t.ex. inte systemskiljande. Andra aspekter, som återföring av kalium, har fått en låg vikt. De enskilda värderingsaspekter som i denna studie har fått högsta vikt är kostnader (20 %), hygien (15 %), teknisk funktion (10 %), exergibalans (9,5 %) och återförd fosfor som ersätter mineralgödsel (9,5 %). Både exergibalansen och återföringen av fosfor är systemskiljande, och har en hög vikt i multikriterieanalysen. Energianvändningen har varit en svårbedömd och betydelsefull fråga med stora osäkerheter t.ex. om hur värme skall värderas i framtiden. Återföring av fosfor och fosfors växttillgänglighet är också en svårbedömd fråga och har i känslighetsanalyserna visats vara av stor betydelse.

Projektgruppens metod för att sammanväga aspekterna är transparent och ger den intresserade läsaren möjlighet att pröva effekten av andra värderingar.

Vilket system eller vilka kombinationer av system är mest uthålliga – kan något eller några förkastas helt?

En tydlig slutsats är att Svartvattenalternativet kommer sämst ut vid jämförelserna. I övrigt är det små skillnader mellan de studerade systemalternativen. Enligt basvärderingen och känslighetsanalyserna kan följande sägas om systemalternativen:

- Svartvattensystemet (5) kommer sist i basvärdering och anses inte uppfylla de troliga framtida kraven.
- Källkontroll Kompostering (2) kommer aldrig med bland de fyra bästa systemen.
- Referensalternativet (1) kommer bara bland de bästa fyra alternativen om de i målbilden antagna förbättringarna i miljön inte inträffar, eller om vikten för kostnads-kriteriet sätts till minst 50 (av 100) för summan av alla värderingskriterier.
- Utvinningsystemet (6) är alltid bland de bästa systemen.

- Källkontroll Avfallskvarn (3) och Källkontroll Rötning (4) är bland de bästa systemen under förutsättningen att de antagna miljöförbättringarna inträffar.
- Deponeringsalternativet (8) innebär att fosfor inte återförs. Systemalternativet kommer ändå bäst ut om vikten för fosforåterföring i multikriteri-analysen sätts lägre än 30 (av 100) för resurskriteriet, motsvarande 6 (av 100) för summan av alla värderingskriterier.

Samtliga systemalternativ har potential för att ytterligare förbättras jämfört med de utformningar som har studerats.

Finns det åtgärder bland alternativen som är entydigt bra att vidta?

Åtgärder för att minska tillförseln av oönskade ämnen till avloppet är entydigt bra att genomföra (källkontroll). Sådana åtgärder minskar tillförseln av oönskade ämnen till recipienterna och, i de fall slam eller aska används på produktiv mark, även till marken. Kostnaderna för vissa av åtgärderna kan dock bli höga och tiden för genomförandet lång.

Detta innebär bland annat att åtgärder bör ske för att minska dagvattnets föroreningsinnehåll. Kommunikation med avlopps- och bioavfallssystemens brukare är viktig för att få till stånd en minskning av användningen av potentiellt miljöfarliga hushållskemikalier och läkemedel och allmänt ett ökat miljöansvar hos Göteborgsregionens medborgare.

Skall vi fortsätta att försöka att få slam till jordbruksmark eller kan näringsåterföringen bättre ske på annat sätt eller är den av mindre betydelse?

Näringsåterföring har tillagts stor vikt i detta projekt, på grund av att det finns ett nationellt miljömål för fosfor. Viktningen av fosforåterföringen är alltså till stor del politisk. Det är svårt att värdera betydelsen av fosforåterföringen på vetenskapligt sätt, dvs. på grund av tillgängliga resurser och jämfört med andra kriterier. Den intressanta parametern är fosfor som ersätter mineralgödsel, i högre grad än fosfor som återförs till produktiv mark.

Återföring av näringsämnen genom slam fordrar att ansträngningar görs för att minska tillförseln av oönskade ämnen till avloppssystemet, vilket till stor del kan antas ske genom en positiv samhällsutveckling. Därtill behövs specifika lokala källkontroll-åtgärder.

Alternativa vägar för näringsåterföring är genom utvinning vid reningsverket och genom förbränning med användning av askan. Både slam användning med källkontroll och utvinning föll bra ut, under antagandet att fosfor i slam och i den utvunna fosforprodukten är växttillgänglig till 100 %. Växttillgängligheten i gödsel-produkterna är en avgörande fråga för vilket system för näringsåterföring är bäst. På grund av osäkerheten kring växttillgängligheten går det inte att tydligt svara på frågan vilken väg till näringsåterföring är bäst. Dessutom har vägarna för näringsåterföring inte jämförts renodlade, men paketerade som systemalternativ.

Skall man intensifiera bortkoppling av "giftkällor", skall man fortsätta i samma takt som hittills eller skall man sluta med detta arbete eftersom man ändå inte skall recirkulera slammet?

Att intensifiera bortkopplingen av ”giftkällor” är entydigt bra från miljösynpunkt. De ”giftkällor” som lätt kan kopplas bort är dock i stort sett redan åtgärdade. Det som nu kan göras är lokala åtgärder som kräver större investeringar (t.ex. lakvattenrening), åtgärder som berör samhällssektorer utanför va-systemet och som därför inte är enkla att åtgärda, och åtgärder som kräver beslut av centrala nationella eller EU myndigheter. Det kommer därför att ta tid innan sådana åtgärder kan genomföras och ge förbättringar för miljön.

Skall separeringen av kombinerade system intensifieras?

En separering av hela det kombinerade systemet innebär mycket stora kostnader. Det innebär också nya utsläpp till lokala recipienter och kräver därför reningsåtgärder som ytterligare ökar kostnaderna. Samtidigt får man vinster i form av mindre föroreningar till Ryaverket och mindre frekventa källaröversvämningar. Bedömningar som gjordes i projektet är att det finns väsentligt mer kostnadseffektiva åtgärder som t.ex. bräddvattenrening vid Kodammarna, rening av dagvatten från kombinerat system och målning av takytor. Denna bedömning utesluter inte att det kan finnas delar av det kombinerade systemet där en separering kan vara lämplig.

Skall minskning av tillskottsvatten till spillvattenledningar intensifieras?

Åtgärder för att minska tillförseln av läck- och dränvatten till avloppssystemet med avsikt att få ett renare slam är inte kostnadseffektiva. Exempel på mer kostnadseffektiva åtgärder finns ovan.

Skall ledningsnätets grundprincip ändras? (ex. svartvattensystem, urinsortering, separat industrisystem etc.)

Det bedöms inte som fördelaktigt från hållbarhetssynpunkt att ändra avloppssystemets grundprincip, alltså avledning av blandat spillvatten till ett centralt reningsverk. Införandet av köksavfallskvarnar kan vara fördelaktigt när slammet återförs till produktiv mark.

Vid en översiktlig värdering av urinsortering studerades olika insamlingssystem för urin. Denna indikerade att urininsamling med ett ledningssystem inte var konkurrenskraftigt gentemot insamling med fordon antingen direkt vid egen fastighet eller efter koncentring lokalt för mindre områden. Dessutom bedömdes att urinsortering som enda åtgärd inte kan uppnå 60 %-målet för fosforåterföring som sätts i miljömålen. Urinsortering ingår därför inte i de undersökta systemalternativen.

8.2.2 Frågor som har uppstått under projektets gång

Bästa bioavfallshanteringen?

De fyra olika systemen för hantering av biologiskt avfall jämfördes separat i Bilaga 14. Detta gjordes eftersom det för de flesta kriterier som bedömdes i Kapitel 6 var avloppssystemet som dominerade med följden att de skillnader som trots allt fanns mellan bioavfallssystemen i systemalternativen sällan fick genomslag så att systemalternativen tilldelades olika

betyg. Undersökningen utfördes genom att bara betrakta bioavfallsflöden i systemstudiens URWARE modell.

I den särskilda jämförelsen mellan bioavfallssystemen blev skillnaden mellan de tre bästa alternativen små när alla kriterier vägdes samman. Källkontroll Rötning (4) fick det högsta sammanvägda betyget. Strax därefter kom Deponering (8) och Källkontroll Avfallskvarn (3). Källkontroll Kompostering fick det avgjort lägsta sammanvägda betyget av de fyra betraktade bioavfallssystemen (Bilaga 14).

Bästa näringsåterförande avlopps- och bioavfallssystem?

De systemalternativ som kommit bäst ut i ett helhetsperspektiv återför mellan 80 och 90 % av fosfor utom Utvinningsalternativet som återför drygt 60 %. Bedömningen blir annorlunda om det tas hänsyn till fosfors växttillgänglighet. Det är bara Svartvattenalternativet som återför nämnbara mängder kväve (ca 50 %).

Slamförbränning med eller utan återföring av askan?

Förbränning med deponering av askan innebär att inga oönskade ämnen förs till marken varför alternativet kommer bäst ut när enbart miljöaspekterna betraktas. I ett helhetsperspektiv kommer det betydligt sämre ut. Användning av askan innebär att en stor del av fosfor, inget kväve, inga organiska ämnen och en stor del av tungmetallerna förs till produktiv mark.

Skall man införa flödesstyrning och kvalitetsstyrning vid Ryaverket?

Utredningen indikerar vissa minskningar av metallinnehållet i det slam som genereras vid Ryaverket om kvalitetsstyrning införs så att flödena vid regnväder särbehandlas. Fortsatt fördjupad utredning kring möjligheterna att kvalitetsstyra inkommande avloppsvatten kan övervägas.

8.3 Behov av ytterligare utredningar

Studien visar att flera av de undersökta systemalternativen kan bli betydligt bättre än Referensalternativet, dvs. än nuvarande system. För att komma närmare en handlingsplan föreslås fördjupade studier av s.k. optimerade system. Dessa kan vara:

1. Utveckling av dagens system mot direkt användning av slam på produktiv mark med hjälp av utvalda, kostnadseffektiva källkontrollåtgärder. Hantering av bioavfall genom insamling med rötning, insamling med förbränning, eller nedmalning i köksavfallskvarnar.
2. Införandet av utvinningsteknik för fosfor, och eventuellt för kväve.

En fördjupad studie bör i så fall omfatta framtagandet av en tidplan för ett eventuellt genomförande, och detaljerade kostnadsberäkningar.

8.4 Behov av forskning

Enligt känslighetsanalysen gav växttillgängligheten av fosfor i olika gödselprodukter den största osäkerheten för bedömningen av systemalternativen. Ett antal studier finns dokumenterade i litteraturen, men slutsatserna skiljer mycket. En systematisk genomgång behövs för att beskriva fosforns växttillgänglighet och betydelsen för gödselprodukternas värde mera systematiskt.

9 Referenser

Ahlman, S., Kant, H., Karlsson, P, Malm, A. & Svensson, G. (2004) *Systemanalys Vasastaden i Göteborg – Avloppsvattensystemet*. Urban Water rapport 2004:5, Chalmers, Göteborg. pdf: www.urbanwater.org

Andersson, P. personlig kommunikation 2007-02, Surahammars Kommunalteknik

Andersson, Per-Göran, personlig kommunikation. Hushållningssällskapet

Ashbolt, N. J., S. R. Petterson, T. A. Stenström, C. Schönning, T. Westrell och J. Ottoson (2005) *Microbial Risk Assessment (MRA) Tool*. Urban Water rapport 2005:7. Chalmers, Göteborg. pdf: www.urbanwater.org

Azar, C. (2006) Bilder till intervju ”Energi - inte bara kroppens fysik!” med Christian Azar, Fysisk resursteori, Chalmers. Internetsida: Miljöportalen. Besökt 2006-10-20. www.miljoportalen.se/energi/framtidens-energi/energi-inte-bara-kroppens-fysik/plonearticle_image_popup?image_id=8d3cc197a1052f418cceab77bf0bf676

Bae Park, B., Yanai, R.D., Sahm, J.M., Lee, D.K. och Abrahamsson, L.P. (2005) Wood ash effects on plant and soil in a willow bioenergy plantation. *Biomass and Bioenergy* 28:355-365.

Baker, J. personlig kommunikation 2007-02, Disperator AB

Balmér, P., Book, K., Hultman, B., Jönsson, H., Kärrman, E., Levlin, E., Palm, O., Schönning, C., Seger, A., Stark, K., Söderberg, H., Tideström, H. and Åberg, H. (2002) *System för återanvändning av fosfor ur avlopp*. Rapport nr. 5221, Naturvårdsverket. pdf från naturvardsverket.se

Bartels, Craig (2006) Reverse osmosis membranes play key role in wastewater reclamation. *Water & Wastewater International*, December 2006. Nätpublikation, besökt 070330: http://www.pennnet.com/Articles/Article_Display.cfm?Section=ARTCL&PUBLICATION_ID=41&ARTICLE_ID=280814&C=Feat

Bengtsson, M., Lundin, M. och Molander, S. (1997) *Life Cycle Assessment of Wastewater Systems. Case Studies of Conventional Treatment, Urine Sorting and Liquid Composting in Three Swedish Municipalities*. Rapport 1997:9. Chalmers University of Technology, Technical Environmental Planning, Göteborg.

Bierman, P.M. och Rosen, C.J. (1994) Phosphate and trace metal availability from sewage-sludge incinerator ash. *Journal of Environmental Quality* 23:822-830.

Bjur, H. (1988). *Vattenbyggnadskonst i Göteborg under 200 år*.

- Bohlin, F. & Mårtensson, K. (2004) *Askåterföring till skog, vardande blir verklighet*. Rapport nr. 11, Institutionen för skogens produkter och marknader, SLU, Uppsala, ISSN: 1651-0704. pdf från Energimyndigheten, www.stem.se
- Business Region Göteborg, Gryaab, Göteborgs Energi, Kretsloppskontoret, Lantbrukarnas Riksförbund, Renova (2004) *Förstudie biogas*.
- Chauret, C., Springthorpe, S. & Sattar, S. (1999) Fate of *Cryptosporidium* oocysts, *Giardia* cysts, and microbial indicators during wastewater treatment and anaerobic sludge digestion. *Can J Microbiol*, 45(3): 257-262.
- Dalemo, M., Sonesson, U., Jönsson, H., Björklund, A. (1998) Effects of including nitrogen emissions from soil in environmental systems analysis of waste management strategies. *Resources, conservation and recycling* 24, 363-381
- Demeyer, A., Voundi Nkana, J.C. och Verloo, M.G. (2001) Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. *Bioresource Technology* 77:287-295.
- DHI (2005) *Utredning av effekterna av fosforutsläpp från Ryaverket*. Rapport, DHI Water and Environment samt Bohuskustens vattenvårdsförbund. pdf: www.bvvf.se
- Eriksson, J., Andersson, A. & Andersson, R. (1997) *Tillståndet i svensk åkermark. rapport*. Rapport 4778, Naturvårdsverkets Förlag, Stockholm. pdf: www.naturvardsverket.se.
- Fogelfors, H. (Red.) (2001) *Växtproduktion i jordbruket*. Natur och Kultur/LTs förlag.
- Fu-Shen, Z., Yamasaki, S. och Nanzyo, M. (2002) Waste ashes for use in agricultural production: 1. Liming effect, contents of plant nutrients and chemical characteristics of some metals. *The Science of the Total Environment* 284:215-225.
- German J, 2003. Reducing Stormwater Pollution – Performance of Retention Ponds and Street Sweeping. Department of Water Environment Technology, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Gryaab (2006) *Miljörapport 2005*, Publikation 2006:1. pdf: www.gryaab.se
- Göteborg 2050 (2006). Projektet Göteborg 2050. Hemsida (besökt 060818): www.goteborg2050.nu
- Göteborgs stad, Stadskansliet (2006). *Extrema vädersituationer – hur väl rustat är Göteborg?* Utredning, maj 2006.
- Göteborgs va-verk (1993) *Åtgärdsplan avlopp 1993 (ÅPA-93)*. Göteborgs va-verk heter sedan 2007 Göteborg Vatten.
- Göteborgs va-verk (2006) *Miljörapport 2005*. Göteborgs va-verk heter sedan 2007 Göteborg Vatten.

Heffer, P., Proud'homme, M.P.R., Muirheid, B. och Isherwood, K.F.(2006) *Phosphorus fertilisation: issues and outlooks*. Proceedings no. 586. The International Fertiliser Society. ISBN 978-0-85310-223-6

Herrmann, M. och Larsson, P.O. (1999) *Hushållens dricksvattenförbrukning i Halmstad*, Examensarbete, Institut för Teknik och Miljö, Malmö Högskola.

Hellström, D. (red) (2005) *Slutrapport från modellstad Hammarby Sjöstad*. Urban Water rapport 2005:4. Chalmers, Göteborg. pdf: www.urbanwater.org

Hult, A. (1998) *Dricksvattensituationen i Sverige*. Va-Forsk rapport 1998:15, Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen (VAV), numera Svenskt Vatten. Stockholm. Va-forsk heter numera ”Svenskt Vatten Utveckling” pdf: www.svensktvatten.se

HUR 2050 (2006) *Framtidens utmaning – tillsammans utveckla en hållbar region. En beskrivning av arbetet 2002-2005*. Sammanfattning juni 2006, HUR 2050 (hållbar utveckling för regionen med 2050 som horisontår). pdf-fil från GR hemsida www.gr.to. (GR = samarbetsorganisation för 13 kommuner i Västsverige).

HUR 2050 (2007) Hemsida till Göteborgsstudien 2050, genomförd av Göteborgs Stad och Chalmers. www.goteborg2050.nu

Höglund, C. (2001) *Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source-separated human urine*. PhD Thesis in Biotechnology and applied microbiology. Royal Institute of Technology (KTH), Stockholm.

IFA (2006) Hemsida, International Fertilizer Industry Association (besökt 061019) www.fertilizer.org

Jakobsen, P. och Willett, I.R. (1986) Comparisons of the fertilizing and liming properties of lime-treated sewage sludge with its incinerated ash. *Fertilizer Research* 9:187-197.

Jenefeldt, Camilla, personlig kommunikation 2005-12, Renova, camilla.jenefeldt@renova.se

Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D. and Kärrman, E. (2005) *Composition of urine, faeces, greywater and bio-waste for utilisation in the URWARE model*. Urban Water rapport 2005:6, Chalmers, Göteborg. pdf: www.urbanwater.org.

Kain, J.-H., Kärrman, E., van Moeffaert, D., Söderberg, H. och Åberg, H. (2005) *Integrerat beslutsstöd för uthålliga va-system. Fallstudier inom MIKA-projektet i Surahammar och Södertälje kommun*. Urban Water rapport 2005:13. Chalmers, Göteborg. pdf: www.urbanwater.org

Karlberg, T., Norin, E., (1999) *Köksavfallskvarnar -effekter på avloppsreningsverk. En studie från Surahammar*. Va-forsk rapport 1999:9. Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen (VAV), numera Svenskt Vatten. Stockholm. Va-forsk heter numera ”Svenskt Vatten Utveckling”. pdf: www.svensktvatten.se

Karlsson, S., Rodhe, L. (2002) *Översyn av statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket, uppdragsrapport*, Institutet för jordbruks- och miljöteknik (JTI), Uppsala.

pdf: www.sjv.se/download/18.7502f61001ea08a0c7fff20605/EmmissionerNH4_rapp.pdf

Kirchmann, H., Persson, J. och Carlgren, K. (1994) *The Ultuna Long-term Soil Organic Matter Experiment, 1956-1991*. Department of Soil Sciences. Reports and Dissertations 17. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU).

Kretsloppsnämnden (2006) Kretsloppsnämndens hemsida, besökt 2006-10-20. www.kretslopp.goteborg.se

Kvarnström, E. (2001) *Plant-Availability of Phosphorus Removed from wastewater by different processes*. Doktorsavhandling 2001:18. Department of Environmental Engineering. Luleå Tekniska Universitet.

Linderholm, K. (1997) *Fosfors växttillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel samt aska*. Va-forsk rapport 1997:6. Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen (VAV), numera Svenskt Vatten, Stockholm. Va-forsk heter numera "Svenskt Vatten Utveckling".

Lundin, M. (2003) *Indicators for measuring the sustainability of urban water systems – A life cycle approach*. Doktorsavhandling, Institutionen för miljösystemanalys, Chalmers, Göteborg.

Malmqvist, P.-A., Heinicke, G., Kärrman, E., Stenström, T.A. och Svensson, G. (red.) (2006) *Strategic planning of sustainable urban water management*. IWA Publishing, London. ISBN: 1843391058

Mathiasson m.fl. (2004) *Kanalerna i Göteborg Vatten och Fiskar – En mikrobiologisk studie*. Göteborgs va-verk.

Mattsson, J. (1999) *Provtagningar i referensområden. Etapp 5. Dag- och dränvatten*. Gryaab 1999-7 (opublicerad rapport).

Naturvårdsverket (1993) *Källsortering av hushållsavfall – kompostering och förbränning, Huvudrapport*. Rapport 4185, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (1994) *Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket*. SNFS 1994:2

Naturvårdsverket (2002a) *Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp*. Rapport 5214, Naturvårdsverket, Stockholm. pdf: www.naturvardsverket.se

Naturvårdsverket (2002b). *Ett ekologiskt omhändertagande av avfall*. Naturvårdsverket rapport 5177. www.naturvardsverket.se

Naturvårdsverket (2003) *Bara naturlig försurning*. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Rapport 5317. ISBN 91-620-5317-5. pdf från naturvårdsverket.se

Nilsson, M.-L., Kylin, H., Sundin, P. (2000) *Major Extractable Organic Compounds in the Biologically Degradable Fraction of Fresh, Composted and Anaerobically Digested Household Waste, 2000*. Acta Agric Scand, Sect B, Soil and Plant Sci. 2000:49

Nilsson, P., Hallin, P.-O., Johansson, J., Karlén, L., Lilja, G., Petersson, B.Å, & Pettersson, J. (1990) *Källsortering med avfallskvarnar. En fallstudie i Staffanstorps kommun*. FOU nr 54. Stiftelsen Reforsk, Lund.

NIVA (2005). *Utredning kring effekterna av minskat utsläpp av fosfor från Ryaverket*. Rapport LNR 4947-2005, Norsk institutt for vannforskning (NIVA) samt Bohuskustens vattenvårdsförbund. pdf: www.bvvf.se

Nordberg, U., Ej publicerat material. Institutet för jordbruks- och miljöteknik (JTI), Uppsala.

Olin, B., Kant, H. and Ramirez, J.-I. (2005) *Kostnadsmodell för strategiska vägval*. Va-Forsk rapport 2005-13. Svenska Vatten- och Avloppsverksförbundet (VAV), numera Svenskt Vatten, Stockholm. Va-forsk heter numera "Svenskt Vatten Utveckling". pdf: www.svensktvatten.se

Oljekommissionen (2006) *På väg mot ett oljefritt Sverige*. Rapport, kommissionen mot oljeberoende, Juni 2006.

Olofsson, B., Tideström, H., Willert, J. (2001) *Riskidentifiering av urbana Va-system*. Urban Water rapport 2001:2. Chalmers, Göteborg. pdf: www.urbanwater.org

Ottabong, E. (2003) *Fosfor i avloppsslam – växttillgänglighet och markreaktioner*. Va-Forsk report B 2003-101. Svenska Vatten- och Avloppsverksförbundet (VAV), numera Svenskt Vatten, Stockholm. Va-forsk heter numera "Svenskt Vatten Utveckling".

Ottoson, J., Hansen, A., Westrell, T., Johansen, K., Norder, H. & Stenström, T. (2006) Removal of noro- and enteroviruses, Giardia cysts, Cryptosporidium oocysts and faecal indicators at four secondary wastewater treatment plants in Sweden. *Water Environ Res*, 78(5)

Piekema P.G. (2004) The case study of a phosphorus recovery sewage treatment plant at Geestmerambrecht, Holland – design and operation. i: Valsami-Jones, E. (red) *Phosphorus in Environmental Technologies – Principles and Applications*. IWA Publishing, London.

Regeringen (2005) *Svenska miljömål – ett gemensamt uppdrag*, Regeringens proposition 2004/05:150. www.regeringen.se

Roeleveld, P., Loeffen, P., Temmink, H. och Klapwijk, B. (2004) Dutch analysis for P-recovery from municipal wastewater. *Water Science and Technology* 49:191-199.

SCB (2003) *Demografiska rapporter 2003:4*. Statistiska centralbyrån (SCB).

Schipper, W.J., Klapwijk, A., Potjer, B., Rulkens, W.H., Temmink, B.G., Kiestra, F.D.G., Lijmbach, A.C.M. (2001) Phosphate recycling in the phosphorus industry. *Environmental Technology* 22:1337-1345.

Skogforsk (2007) Hemsida, besökt 2007-04-16. *Återföring av aska kan ge tillväxtförluster*. Av Staffan Jacobson. www.skogforsk.se

Skruf, P. personlig kommunikation 2007-04, Renova.

Stark, K. (2005) *Phosphorus release and recovery from treated sewage sludge*, doktorsavhandling, Architecture and the Built Environment, KTH, TRITA-LWR PhD Thesis 1024, ISBN 91-7178-123-4. nedladdning: www.urbanwater.org, kommunikation, doktorsavhandlingar.

Stark, K., Plaza, E. och Hultman, B. (2006) Phosphorus release from ash, dried sludge and sludge residue from supercritical water oxidation by acid or base. *Chemosphere* 62(5):827-32.

Storbjörk, S. och Söderberg, H. (2003). *Plötsligt händer det. Institutionella förutsättningar för uthålliga va-system*. Urban water rapport 2003:1, Chalmers, Göteborg. pdf: www.urbanwater.org

STOWA (1995) *Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen*. Rapport 95-08, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) Dutch acronym for the Foundation for Applied Water Research, Nederländerna. www.stowa.nl

Svenskt Vatten (2004) *Dimensionering av allmänna avloppsledningar*. Publikation P90, Svenskt Vatten, Stockholm. ISSN: 1651-4947

Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut (2006) *Certifieringsregler för kompost*. SPCR 152

RVF (2000) *Kompostanvändning i jordbruket. En internationell utblick*. RVF Utveckling Report 00:6. Svenska Renhållningsverksföreningen.

RVF (2005) *Utvärdering av storskaliga system för kompostering och rötning av källsorterat bioavfall, bilaga 1c: Teknisk utvärdering komposteringsanläggningar*, RVF-rapport 2005:06. Svenska Renhållningsverksföreningen.

Söderberg, H., Hellström, D. och Etnier, C. (2002). *Att väga samman det ojämförbara – utvärdering av en syntesstrategier för val av uthålliga va-system*. Urban Water rapport 2002:1. Chalmers, Göteborg. pdf: www.urbanwater.org

Söderberg, H. (2003). *Organisation i en uthållig utveckling – verktyg för strategisk planering*. Va-forsk rapport nr 2003-3. Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen (VAV),

10 Ordlista

Bioavfall	Förkortning för biologiskt avfall. Avfall med biologiskt ursprung som genom sin struktur och sammansättning lätt bryts ner. Inkluderar avfall från hushåll, restauranger, storkök, butiker, livsmedelsindustri mm.
Dagvatten	Ytavrinnande regnvatten i tätorter, i huvudsak från hårdgjorda ytor.
Duplikat system	Områden med både spillvatten- och dagvattenledning.
Energibärare	Ett ämne eller system som lagrar energi.
Energimix	Den antagna andelen av olika energibärare som används för olika ändamål i en miljösystemanalys. Man antar specifika energimixar för el, värme och drivmedel. I URWARE kan man räkna med avvikande energimixar i bassystem respektive kompensatoriska systemet
Göteborgs Stad, Göteborg	Göteborgs kommun.
Göteborgsregionen	Begreppet används på flera olika sätt i rapporten: ibland synonymt med Gryaab-kommunerna, ibland med LAR, ibland med kommunalförbundet, ibland utan egentlig avgränsning.
Gryaab	Bolag för rening av avloppsvattnet i Göteborgsregionen. Gryaab ägs tillsammans av kommunerna: Ale, Göteborg, Härryda, Kungälv, Lerum, Mölndal och Partille.
Gryaab-kommunerna	Ale, Göteborg, Härryda, Kungälv, Lerum, Mölndal och Partille kommuner.
Inläckage	Grundvatten, dränvatten som läcker in i avloppsledningar.
Jordbruksmark	Mark för odling av alla former av livsmedel-, foder, industri eller energigrödor för kommersiellt bruk.
Kombinerat system	Områden där spillvatten och dagvatten avleds i samma ledning.
Marieholm (komposteringsanläggning)	Renovas komposteringsanläggning, belägen norr om Göteborgs centrum. Togs i drift 1998.
Produktiv mark	Mark för odling av alla former av livsmedel-, foder, industri eller energigrödor för kommersiellt bruk samt skogsmark.
Renova	Ett kommunalt ägd återvinnings- och avfallsföretag i Västsverige.
Rya(verket)	Gryaabs största avloppsreningsverk, beläget på Hisingen, ome delbart väster om Älvsborgsbron. Togs i drift 1972.
Sävenäs (förbränningsanläggning)	Renovas avfallsförbränningsanläggning, belägen nordost om Göteborgs centrum. Togs i drift 1972.
Separat system	Områden med endast spillvattenledning och där dagvattnet tas om hand via dike eller dylikt.
Strängkompostering	Komposteringsteknik där det biologiska avfallet läggs upp i strängar.
Svartvatten	Blandning av urin, fekalier och spolvatten.
Tillskottsvatten	Vatten som egentligen inte ska avledas i avloppssystemet, men som kommer in genom inläckage eller felaktiga anslutningar.

URWARE

Substansflödesmodellen som användes i systemstudien. UR-WARE är ett bibliotek av sammankopplade delmodeller för många behandlings- och produktionsprocesser samt transporter i vatten-, avlopps- och bioavfallssystemen.

Åkermark

Mark som används eller lämpligen kan användas till växtodling eller bete och som är lämplig att plöjas.