

R

APPORT / ECO-GUIDE projektet

Miljökonsekvensbeskrivning tillämpad på
alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund

MAJLIS STENBERG, ANN-CARIN ANDERSSON OCH ERIK KÄRRMAN

Rapport 1996:1

Dessutom har prioriteringar gjorts inom kategorin "Naturens villkor", med stöd av regionala miljömål i Göteborg och Västsverige, formulerade i Miljöfaktaboken (1995). De högst prioriterade miljöfrågorna enligt denna bok är:

- Försurning av mark och vatten
- Resurshushållning
- Övergödning av hav, sjöar, vattendrag och mark

Ingen viktning sker dock, utan parametrarna presenteras i disaggregerad form. Det bör poängteras att detta sätt att värdera har utvecklats i detta specifika projekt. Det finns emellertid ett flertal metoder inom MKB där olika aspekter värderas och viktas. Dessa metoder hanterar ofta värdering och viktning med hjälp av expertpaneler. Två exempel är *A Comprehensive Methodology for Assessing Environmental Impact* (Sondheim 1978) och *Panel Evaluation Method* (Stauth m fl 1993). Den sistnämnda metoden har också tillämpats i en separat studie med Bergsjön som fallstudie. Denna studie finns rapporterad i Andersson m fl (1996).

Utredningarna pekar mot att de källseparerade alternativet är det mest gynnsamma i Bergsjön och Hamburgsund. Orsakerna till detta är främst att urinsepareringen ger betydligt lägre utsläpp av kväve till recipient än för övriga alternativ, samt den i jämförelsen bästa återföringen av näringsämnen till jordbruket. I Hamburgsund är det lokala alternativet dock mest gynnsamt ur resurshushållningssynpunkt vad gäller energianvändning och i Bergsjön är det 0-alternativet som ger störst återvinning av energi. Värderingen m h a systemvillkor visar trots detta att källseparerat alternativ är fördelaktigast ur miljösynpunkt.

Rapportens utredningar är begränsade till att endast beskriva påverkan på miljö, hälsa och hushållning med naturresurser. Ekonomiska aspekter är helt utelämnade, liksom planfrågor, studier av människors accept av nya typer av toaletter m m. Denna avgränsning innebär att miljökonsekvensutredningar endast är en del av det beslutsunderlag som måste tas fram vid ett reellt beslut om en implementering av något alternativ.

FÖRORD

ECO-GUIDE projektets mål är att utveckla och tillämpa ett analys- och planeringsverktyg för bedömning av miljökonsekvenser och naturresursbehov av olika samhällsbyggnadsprojekt. Som fallstudier har valts samhällets avloppshantering. Angreppssättet har varit att beskriva avloppshanteringen på två specifika platser, att föreslå alternativ samt utvärdera existerande och alternativa system ur miljösynpunkt. De platser som studerats är Bergsjön, en förort till Göteborg med blandad bebyggelse, om än med tyngdpunkt på höghusbebyggelse och Hamburgsund som är ett kustsamhälle i Bohuslän, med ca hälften av befolkningen boendes i enfamiljshus och hälften i flerfamiljshus. De existerande systemen och den tekniska utformningen av alternativ till dessa finns beskrivna i en tidigare delrapport, se Malmqvist m fl (1995).

Utvärderingen av alternativen i Bergsjön och Hamburgsund har utförts med två olika angreppssätt, dels med metoder inom ramen för miljökonsekvensbeskrivning (MKB) och dels med livscykelanalys (LCA). I ett angränsande projekt görs dessutom en finansiell analys, samt en analys av alternativen med hjälp av metoden Naturekonomi. Föreliggande rapport omfattar miljökonsekvensutredningar av alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund.

Arbetet med utredning av miljökonsekvenser har utförts av:

Majlis Stenberg, VBB Viak AB
Ann-Carin Andersson, VBB Viak AB
Erik Kärrman, VA- teknik, Chalmers tekniska högskola

Arbetet med utredningarna har fortlöpande diskuterats i ECO-GUIDE projektets projektgrupp som, förutom de ovan nämnda, består av:

Per-Arne Malmqvist, VBB Viak AB, projektledare
Anne-Marie Tillman, Teknisk miljöplanering, Chalmers tekniska högskola
Gilbert Svensson, VA- teknik, Chalmers tekniska högskola
Mikael Svingby, Chalmers Industriteknik
Henrik Lundström, Chalmers Industriteknik
Hans Björkman, VBB Viak AB

Till projektet har en referensgrupp varit knuten, bestående av:

Peter Balmér, Göteborgsregionens Ryaverksaktiebolag (GRYAAB)
Lars Berggrund, Göteborgs Stadsbyggnadskontor
Clas Florgård, Sveriges Lantbruksuniversitet
Anders Schönback, Länsstyrelsen i Göteborgs- och Bohuslän
Torbjörn Svensson, Teknisk miljöplanering, Chalmers tekniska högskola samt Högskolan i Karlstad

ECO-GUIDE projektet har finansierats av Statens råd för byggforskning (BFR), VA-forsk samt Forskningsrådsnämnden.

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING		i
FÖRORD		iii
1 INLEDNING		1
2 MILJÖKONSEKVENSBESKRIVNINGAR TILLÄMPADE PÅ VA-SYSTEM		3
2.1 Allmänt om MKB		3
2.2 Miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) som process		3
2.3 Alternativ		5
2.4 Förstudie och utredning i MKB		6
2.5 Manualer och exempel inom VA		7
2.6 Värderingsmetoder		7
3 SYFTE OCH METODIK		
3.1 Syfte		9
3.2 Översikt över metodik i studien		9
3.3 Avgränsning		10
3.4 Identifiering av påverkan		11
3.5 Värdering		12
3.6 Slutsatser och rekommendationer		12
4 UTREDNING AV MILJÖKONSEKVENSER I BERGSJÖN OCH HAMBURGSUND		13
4.1 Utredning av miljökonsekvenser i Bergsjön. Studie av lokal påverkan		13
4.1.1 Användning av mark		17
4.1.2 Flora och fauna		17
4.1.3 Landskapsbild		18
4.1.4 Utsläpp till mark		18
4.1.5 Utsläpp till luft		20
4.1.6 Utsläpp till vatten		22
4.1.7 Buller		23
4.1.8 Lukt		24
4.1.9 Hälsa och säkerhet		24
4.1.10 Rekreation och fritid		25
4.1.11 Kulturvården		25
4.1.12 Värdering av de tre alternativen		25
4.2 Utvidgad utredning av miljökonsekvenser i Bergsjön. Studie av avloppshanteringens miljöpåverkan i ett resurshushållande perspektiv		28
4.2.1 Användning av naturresurser och energi		28
4.2.2 Värdering av de tre alternativen		32
4.3 Utredning av miljökonsekvenser i Hamburgsund. Studie av lokal påverkan.		34
4.3.1 Användning av mark		37
4.3.2 Flora och fauna		37
4.3.3 Landskapsbild		37

4.3.4	Utsläpp till mark	38
4.3.5	Utsläpp till luft	38
4.3.6	Utsläpp till vatten	39
4.3.7	Buller	39
4.3.8	Lukt	40
4.3.9	Hälsa och säkerhet	40
4.3.10	Rekreation och fritid	40
4.3.11	Kulturvärden	40
4.3.12	Värdering av de tre alternativen	40
4.4	Utvidgad utredning av miljökonsekvenser i Hamburgsund. Studie av avloppshanteringen i ett resurshushållande perspektiv.	42
4.4.1	Användning av naturresurser och energi	42
4.4.2	Värdering av de tre alternativen	46
5	SLUTSATS OCH REKOMMENDATIONER	47
5.1	Slutsats och rekommendationer för Bergsjön	47
5.2	Slutsats och rekommendationer för Hamburgsund	47
6	DISKUSSION	49
	REFERENSER	53

APPENDIX 1 - BERGSJÖN, Systembeskrivningar och miljökonsekvenser

APPENDIX 2 - HAMBURGSUND, Systembeskrivningar och miljökonsekvenser

APPENDIX 3 - TABELLER

1 INLEDNING

Projekt ECO-GUIDE syftar till att utveckla en metodik för värdering av hur väl olika avloppssystem ansluter sig till samhällets mål om slutna kretslopp och en uthållig utveckling.

I projektet har tänkta alternativa avloppssystem studerats för Bergsjön i Göteborg och Hamburgsund i Tanums kommun. För båda fallstudierna har befintligt avloppssystem jämförts med två alternativa naturnära VA-lösningar. I en första delrapport (Malmqvist m fl 1995) redovisas de tekniska lösningarna för varje alternativ liksom de befintliga VA-systemen. Här redovisas också en riktninganalys där översiktligt vissa systemegenskaper jämförs mellan alternativen. Nästa etapp i projektet omfattar en fördjupad jämförande utvärdering av alternativen. Jämförelsen görs genom två olika angreppssätt nämligen:

- Metoder inom ramen för miljökonsekvensbeskrivning (MKB)
- Livscykelanalys (LCA)

Föreliggande rapport omfattar miljökonsekvensutredningar av avloppslösningarna i Bergsjön och Hamburgsund. Det bör noteras att innehållet i denna rapport består av delar av vad fullständiga miljökonsekvensbeskrivningar skall innehålla, enligt en framväxande svensk MKB-praxis, se Naturvårdsverket (1995) och Riksantikvarieämbetet m fl (1996). Vår rapport avgränsas till att behandla de aspekter som angivits i miljöskyddslagens krav på miljökonsekvensbeskrivningar vid tillståndsprövning, nämligen inverkan på miljön, hälsan och hushållningen med naturresurser.

Med hjälp av utredningarna görs en värdering av alternativen utifrån uppställda miljömål.

De olika lösningarna som beskrivs är :

- 0-alternativet Befintligt system med de förändringar som planeras inom en 10-års period. Behandlingen i befintligt system är rening i konventionellt avloppsreningsverk.
- Lokal behandling Nuvarande ledningssystem och "toalettsystem" används men en lokal rening görs med naturnära metoder.
- Källseparerat avlopp Urinseparerande toaletter installeras. Urin samlas upp separat liksom även fekaliedelen. Avloppsvattnet från bad, disk och tvätt behandlas lokalt för sig.

I samtliga alternativ förutsätts att nya installationer av sanitetsporcelain, ledningar i fastigheten etc utförs i normal renoveringstakt.

De områden som studerats, Bergsjön och Hamburgsund, har helt olika karaktär och förutsättningar vad gäller lokalt omhändertagande av avloppsvatten.

Bergsjön är en stadsdel som domineras av höghusbebyggelse. Antalet invånare är ca 14 000. Hamburgsund är ett litet fiskarsamhälle i Bohuslän. Hälften av invånarna

bor i enfamiljshus och resten i flerbostadshus. Under sommartid fördubblas befolkningen eftersom orten har många fritidshus och även en campingplats. Vintertid uppgår befolkningen till ungefär 900 personer och sommartid närmare 2 000 personer.

Bergsjön är en stadsdel i nordöstra Göteborg och är anslutet till kommunens VA-nät. Via flera kilometer långa huvudledningar och avloppstunnlar avleds avloppsvattnet till kommunens reningsverk Ryaverket på Hisingen. Bergsjöns andel av inkommande avloppsvatten till Ryaverket är ca 2.5 %. Utrymmet för att anlägga lokala naturnära avloppslösningar inom stadsdelen är mycket begränsat eftersom området är tätbebyggt. I delrapport utgiven av Malmqvist m fl (1995) liksom i *Appendix 1* i denna rapport finns närmare beskrivet hur de alternativa VA-lösningarna är tänkta att se ut i Bergsjön.

Hamburgsund har ett lokalt konventionellt reningsverk. Strax söder om tätbebyggelsen finns ängs- och jordbruksmark som lämpar sig för naturnära lösningar i form av dammsystem och ytor för bevattning av olika grödor. I delrapporten (Malmqvist m fl 1995) liksom i *Appendix 2* beskrivs de olika lösningarna närmare.

Rapporten bör ses som ett systematiskt förfarande med vilket en utredare kan ta sig an de frågor som omfattas av miljöskyddslagens formulering av miljökonsekvensbeskrivningar. Utredningarna baseras på befintligt faktamaterial om områdena och de befintliga VA-systemen, samt på förutsägelser av förändringar när de alternativa systemen har beskrivits. Endast okulära fältundersökningar har gjorts inom ramen för projektet. Det finns endast en begränsad tillgång på lokala undersökningar av mark, flora, fauna och vattendrag i Bergsjön, varvid Bergsjöns närrecipienter är bristfälligt beskrivna. För Ryaverket och dess sidoanläggningar finns mycket material tillgängligt. I Hamburgsund finns ett bra underlag för bedömning av recipienten.

I projektets fallstudier befinner vi oss inte i verkliga beslutsprocesser. Detta har till följd att vi inte har haft möjligheter att genomföra fullständiga miljökonsekvensbeskrivningar. I en verklig MKB-process ingår framförallt ett samråd mellan utredaren och berörda parter, såsom markägare, intressegrupper, kommunen, länsstyrelsen och allmänheten. I en verklig tillståndsprovning enligt miljöskyddslagen fordras ofta en del fördjupade studier av bl a risker, finansiella underlag och social konsekvenser. Även detta faller utanför ramen av ECO-GUIDEs miljökonsekvensutredningar.

I en separat studie har dock en utvärderingsmetod kallad Panel Evaluation Method (Stauth m fl 1993) tillämpats på ECO-GUIDEs fallstudie i Bergsjön. Metoden medför att allmänheten har till uppgift att identifiera miljökonsekvenserna till följd av en förändring och en expertgrupp har till uppgift att värdera och vikta konsekvenserna. Studien genomfördes med en "simulerad allmänhet", bestående av kursdeltagare till en doktorandkurs på Chalmers tekniska högskola. Kursdeltagarna agerade också expertgrupp i en andra fas av studien. En utförlig beskrivning och analys av studien finns rapporterad av Andersson m fl (1996).

2 MILJÖKONSEKVENSBESKRIVNINGAR TILLÄMPADE PÅ VA-SYSTEM

2.1 Allmänt om MKB

Grunden till MKB är USAs National Environmental Policy Act (NEPA) från 1969. Syftet med NEPA var att deklarerera en policy bl a för att främja arbete för att eliminera skador på miljön, arbeta för att förbättra människors hälsa och välbefinnande samt att öka förståelsen för ekosystem och kunskapen om naturresurser. I NEPA deklarereras att vid varje rekommendation eller rapport som används som underlag för lagreglering som tydligt påverkar kvaliteten på människans miljö, så skall denna innehålla bl a en redogörelse om: miljöpåverkan till följd av den föreslagna aktiviteten, alla oönskvärdiga negativa miljöeffekter, alternativa lösningar till förslaget och användandet av ändliga och oersättliga resurser i den föreslagna aktiviteten.

Efter det att NEPA trädde i kraft år 1970 i USA har ett stort antal nationer formulerat sin egen MKB. Exempel på detta är Environmental Impact Assessment i Storbritannien och Miljö Effect Reportage i Nederländerna. År 1981 infördes krav på miljöeffektbeskrivning vid tillståndsprövning enligt den svenska miljöskyddslagen. MKB som begrepp infördes först år 1987 i den svenska vägslagen. År 1991 infördes MKB i ett tjugotal svenska lagar, däribland miljöskydds- och naturvårdslagen. Det saknas fortfarande en utvecklad praxis för en svensk MKB. En förbättring på detta område kan dock förväntas i och med utgivandet av "Boken om MKB" från Riksanstiftelsemyndigheten, Boverket och Naturvårdsverket. Boken finns ännu bara som remissupplaga, men utgivning kommer att ske under 1996.

Från 1970-talet och fram till nu har det skett en utveckling av MKB på olika håll i världen. Det är alltså inte helt entydigt idag vad MKB står för. Oberoende av språkbruk brukar MKB enligt Hilding-Rydevik (1990) stå för:

1. Att det finns en procedur (mer eller mindre formaliserad) som anger vilka aktiviteter som ska ingå i MKB och i vilken ordning de skall infalla (t ex när allmänheten ska delta och hur dokumentet skall cirkuleras och granskas).
2. Att miljökonsekvenserna dokumenteras (mer eller mindre formaliserat efter behov).

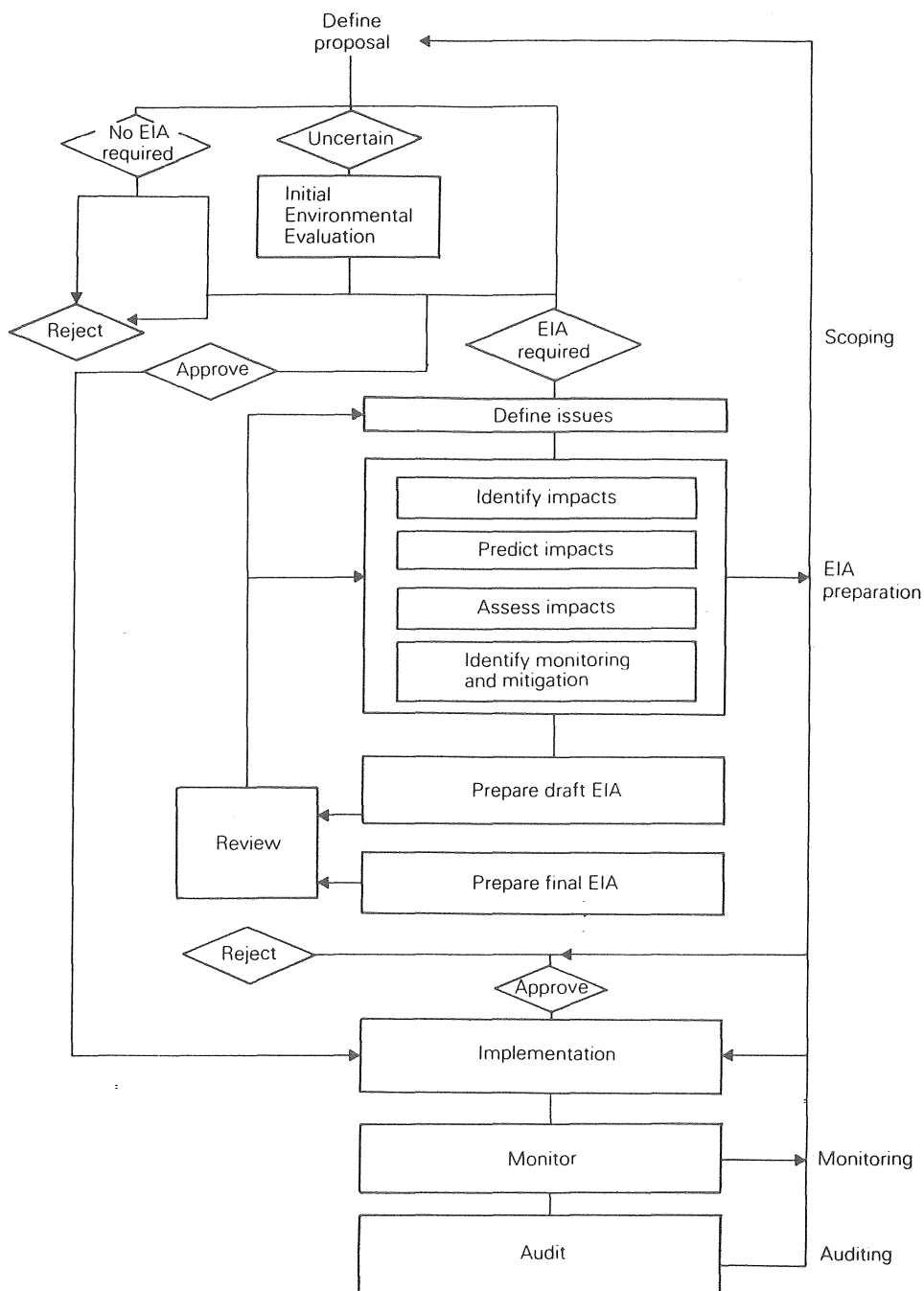
2.2 Miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) som process

Av Hilding-Rydeviks punkt 1 att döma, så har begreppet MKB en vidare betydelse än bara metodiken för att kunna prediktera miljöeffekterna av en aktivitet. I litteraturen som avhandlar en svensk MKB, betonas att MKB är en process, se t ex Roberts (1990), Carlman och Westerlund (1994) och Naturvårdsverkets Allmänna Råd om MKB i miljöskydds- och naturvårdslagen (1995).

Peter Wathern (1988) har beskrivit ett flödesschema för MKB-processen som kan sammanfattas i följande punkter:

1. En IDÉ till ett projekt föds och definieras (Define proposal).
2. En FÖRSTUDIE (Initial Environmental Evaluation) genomförs där ett kunskapsunderlag tas fram och man kan i detta läge 1) förkasta idén och bordlägga projektet, 2) Finna att kunskapsunderlaget visar mycket tydligt på att det föreslagna projektet har stora fördelar varvid förstudien kan duga som beslutsunderlag eller 3) man finner att idén kräver en djupare utredning. Man övergår i så fall till en djupare utredningsfas, men stannar först i en fas som kallas...
3. SCOPING. I och med scoping vänder man sig till allmänheten och intressenter i det aktuella projektet för att tillsammans komma fram till vilka systemgränser som skall gälla i den aktuella studien, vanligtvis handlar det om vilka aspekter som är relevanta att utreda och vilka gränser som skall gälla i tid och rum. Dessutom tar man fram fullgoda alternativ till det föreslagna projektet som också utreds, likaså ett nollalternativ som fungerar som referens, dvs beskriver "miljöpåverkan i det fall att projektet inte genomförs".
4. UTREDNING (EIA preparation). Utredningen innehåller tre huvudaktiviteter: Identifiering, förutsägelse och bedömning av miljöeffekter. I Watherns figur finns också en aktivitet med i utredningen som handlar om att man under utredningens gång finner lämpliga förbättringar på de formulerade alternativen. Man kan i det fallet se utredningen som ett itererande där man successivt förbättrar alternativen tills man har det beslutsunderlag som man är nöjd med. I detta läge överlämnas MKB-dokumentet (som man då har skrivit ihop) till beslutsfattarna. Dock skall MKBn genomgå granskning av allmänheten innan den är helt stutförd. I Watherns exempel ställs en preliminär rapport ut, varvid synpunkter kan lämnas som utredaren antingen beaktar eller också trycks synpunkterna som bilagor och medföljer i det slutliga MKB-dokumentet.
5. BESLUTSFATTANDE. Om det handlar om ett konkret VA-projekt som man har tänkt att genomföra så kommer MKBn att utgöra ett av flera beslutsunderlag i en tillståndsprövning där beslutsfattarna är tjänstemän på länsstyrelse eller koncessionsnämnd. Här bifaller eller avslås ansökan.
6. GENOMFÖRANDE (Implementation). Projektet kan genomföras.
7. KONTROLL (Monitoring) och GRANSKNING (Auditing). Projektet följs upp och MKB-dokumentet kan användas som jämförelse för att se hur anläggningen fungerar (mätningar stäms av med förutsagda värden i MKBn).

Flödesschemat enligt Wathern (1988) visas i figur 2.1



Figur 2.1. Flödesschema över MKB-processen, enligt Wathern (1988).

2.3 Alternativ

Arbetet med MKB utgår alltid från att det finns olika alternativ formulerade för den föreslagna aktiviteten. Det skall finnas alternativ både vad avser lokalisering och utformning. Dessutom skall alltid nollalternativet utredas. Med *alternativ lokalisering* avses enligt Naturvårdsverket (1995) alternativa geografiska lägen för den planerade verksamheten medan *alternativ utformning* avser både anläggningens utseende och hur verksamheten bedrivs. Det kan t ex vara fråga om vilken processteknik som kan komma ifråga, val av råvaror och energiformer, olika slag av skadeförebyggande åtgärder etc. *Nollalternativet* slutligen beskriver den troliga utvecklingen för det fall projektet inte genomförs.

2.4 Förstudie och utredning i MKB

MKB-processen som beskrivs ovan inkluderar inte någon formaliserad metodik, som beskriver exakt vilka miljöparametrar som skall studeras. Det ligger snarare som en del i förstudien att avgränsa MKB-arbetet till en rimlig omfattning m h t projektets art och omfattning. För att systematisera arbetet kan det dock vara lämpligt att använda sig av ett utredningsverktyg. Den enklaste varianten av ett sådant är en checklista. Roberts (1990) gjorde en bearbetning av en checklista från California Environmental Quality Act. Denna checklista innehåller nitton rubriker (Mark, Luft, Vatten, Växter, Djur osv). Under dessa rubriker finns olika tänkbara miljöeffekter listade. Metoden går ut på att man under förstudien sätter beteckningarna: nej (= *ingen betydelsefull effekt*), kanske (= *skadeförebyggande åtgärder möjliga?* eller *krävs djupare kunskaper?*), ja (= *kan skadeförebyggande åtgärder reducera effekterna?* eller *frågan kräver djupare studier*). Från förstudien tar man därmed med sig de parametrar som fått benämningarna "ja" och "kanske" till utredningen.

Det finns också mer sofistikerade metoder att använda i förstudien som t ex matrismetoder. Den mest kända matrismetoden är Leopoldmatrisen, Leopold m fl (1971). I Leopoldmatrisen finns på den vågräta axeln miljöeffekter listade som kan tänkas uppkomma till följd av en planerad aktivitet (resursuttag, förändring av mark, konstruktioner osv) och på den lodräta axeln finns listan över vad som kan påverkas (markanvändning, flora och fauna osv). I matrisens rutor skall storleken på en miljöeffekt först skall skrivas in. Detta sker på en skala från 1-10. Därefter ifylls också en värderad vikt för den förväntade effekten på en skala från 1-10. I de fall där den förväntade effekten blir noll, lämnas denna ruta blank. Metoden ger på så sätt en god överblick över var de stora och viktiga effekterna uppkommer. Metoden kan sägas vara en checklista kombinerad med utredarens egna värderingar. Matrisens systematiska utformning kan dels hjälpa utredaren i dennes ofta mycket omfattande arbete samt ge läsaren av MKB-dokumentet en god överblick över vad utredaren har tagit hänsyn till samt vilka prioriteringar han/hon har gjort. Det är annars lätt att drunkna i textmassan i ett MKB-dokument.

Utöver checklistor och matrismetoder så finns det också andra metoder, t ex nätverksmetoder och kartografiska metoder, beskrivna bland annat av Wathern (1988) samt datorsimuleringar, beskrivna bland annat av Bisset (1988). Dessa metoder beskrivs inte här. Det bör dock nämnas att kartografiska metoder är mycket använda inom MKB, speciellt vid lokaliseringssärenden.

När förstudien är genomförd vidtar utredningssteget. Förhoppningsvis har man under förstudien identifierat viktiga miljöeffekter som undersöks djupare. I själva namnet Miljökonsekvensbeskrivning annonseras att det är konsekvenserna av en planerad aktivitet som skall beskrivas. Vad som skiljer begreppen effekt och konsekvens är inte självklart. Naturvårdsverket (1995) anger att dessa två begrepp ofta används som synonymer. Man påpekar dock att i MKB-sammanhang används begreppet effekt för att beteckna den direkta verkan av en belastning eller dylikt som en verksamhet orsakar. När denna effekt värderas av intressenter, oavsett om det är samhället, organisationer eller enskilda, kan man tala om konsekvenser av förändringen.

I föreliggande rapport används begreppen effekt och konsekvens synonymt.

2.5 Manualer och exempel inom VA

Vid förändring eller nybyggnad av ett VA-system omfattas ärendet alltid av miljöskyddslagen. Detta innebär att en MKB alltid skall genomföras vid dessa tillfällen. Det visade sig dock vid en genomläsning av ett antal MKB, utförda i samband med VA-projekt, att de flesta inte lever upp till kraven på en MKB enligt den svenska Miljöskyddslagen, nämligen att: *möjliggöra en samlad bedömning av en planerad anläggnings, verksamhets eller åtgärds inverkan på miljön, hälsan och hushållningen med naturresurser*. En orsak till den varierande kvaliteten kan ha varit avsaknaden av en manual eller "allmänna råd" vid utförandet av en MKB (Malmqvist m fl 1995).

Det finns inga nationella riktlinjer för hur en MKB skall utföras, speciellt för ett VA-projekt. Som utgångspunkt för en MKB för ett planerat VA-projekt används lämpligen idag istället rapporten MKB i miljöskydds- och naturvårdslagen, allmänna råd 95:3, (Naturvårdsverket 1995).

Jernelöv och Marinov (1987) har dock formulerat metodbeskrivningar för MKB bl a för byggande av avloppsreningsverk som har 10 000-100 000 respektive över 100 000 anslutna abonnenter. Rapporten innehåller även en metodbeskrivning för MKB vid lokalisering av utsläppspunkt från ett avloppsledningsnät med fler än 100 000 anslutna abonnenter. Metodbeskrivningarna är indelade i olika rubriker. Dessa rubriker är för fallet ett avloppsreningsverk med mer än 100 000 anslutna abonnenter: *Beskrivning av föreslaget projekt, Beskrivning av miljön, Identifiering av förväntade effekter och Åtgärder för att förhindra, minska eller mildra de negativa effekterna av den föreslagna anläggningen*. Varje rubrik består av en checklista. I checklistorna finns det klart angivet vilka aspekter som skall beskrivas.

Ett sådant formaliserat verktyg som Jernelöv och Marinovs bör endast användas som en minneslista för vad som skall beskrivas. Inget projekt är det andra likt, så man måste alltid räkna med att det finns aspekter som inte finns med i checklistorna som är relevanta i det aktuella fallet. Jernelöv och Marinovs metod kan idag också uppfattas som något föråldrad. Den innehåller en ganska snäv avgränsning av avloppssystemet, där t ex inte transporter till och från anläggningen ingår. Dessutom diskuteras inte hushållningen med naturresurser (energianvändning, kemikalieanvändning, återföring av slam etc) som idag alltid skall ingå i en MKB.

2.6 Värderingsmetoder

Det som en MKB-utredning ofta utmynnar i, är en lista av kvantifierade och okvantifierade miljöparametrar. Dessa kan fungera som ett beslutsunderlag för beslutsfattarna. Ofta är det dock svårt för beslutsfattarna att bedöma ett stort faktaunderlag, därför kan det vara nödvändigt att använda någon form av värderingsmetod, där miljöparametrarna rangordnas och eventuellt viktas samman. Värderingsförfarandet kan ske m h a en expertpanel som bedömer hur parametrarna skall viktas i en s k delfistudie, Pill (1971) och Stauth et al (1993). Den sistnämnda metoden prövades under en doktorandkurs vid Chalmers under dec-95 till jan-96. En expertpanel fick värdera förändringen av avloppssystemet i Bergsjön från nollalternativet till det som i ECO-GUIDE projektet har benämnts alternativ 2 eller det källseparerade alternativet. Värderingen baserades på en positiv och en negativ lista av miljökonsekvenser som predikterats till följd av förändringen. Expertpanelens uppgift var att värdera och vikta konsekvenserna i de båda listorna. Expertpanelen bestod av drygt 20 deltagare i kursen. Samtliga arbetar med någon form av

miljöprojekt, de flesta som forskarstuderande. Delfistudien finns utförligt beskriven av Andersson m fl (1996).

I en svensk MKB betonas allmänhetens deltagande som ett krav av bl a Naturvårdsverket (1995) m fl. Det finns utvecklade metoder så att allmänheten kan delta i värderingsfasen. Sondheim (1978) har breddat tidigare delfimetoder i sin *A Comprehensive Methodology for Assessing Environmental Impact*. I denna metod har inte expertpanelen ansvaret för att vikta samman de ingående parametrarna i MKBn, det görs istället av en viktningspanel bestående av intressenter till det aktuella projektet, m a o allmänheten m fl. Om det i utredningen har använts något formaliserat utvärderingsverktyg, så kan det hända att olika parametrars betydelse bedöms och viktningskoefficienter bestäms under utredningens gång, så är t ex fallet om Leopold matrisen används (Leopold m fl 1971).

Värderingsmoment kan också ingå i andra typer av metoder som används i MKB-utredningen och som tidigare nämnts; nätverksmetoder, kartografiska metoder och datorsimuleringar.

3 SYFTE OCH METODIK

3.1 Syfte

I kapitel 4 redovisas utredningar av miljökonsekvenser för alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Syftet med studierna har varit att finna en utredningsmetodik för att utvärdera hur väl olika avloppssystem ansluter sig till samhällets mål om slutna kretslopp och en hållbar utveckling. Som grund för metodiken har formuleringen av miljökonsekvensbeskrivning i Miljöskyddslagen använts. Denna formulering lyder: miljökonsekvensbeskrivningen skall möjliggöra en samlad bedömning av en planerad anläggnings, verksamhets eller åtgärds inverkan på miljön, hälsan och hushållningen med naturresurser. I kapitel 4 används dock ej begreppet miljökonsekvensbeskrivningar, då detta enligt en framväxande praxis innehåller en process med ett flertal inblandade aktörer, se vidare kap 2.2. Angreppssättet i denna rapport kan användas av kommunala planerare eller VA-ingenjörer för att utvärdera befintliga avloppssystem och förslag på framtida lösningar. Utredningarna kan endast utgöra en del av det beslutsunderlag som måste tas fram i en reell beslutsprocess.

3.2 Översikt över metodik i studien

Miljökonsekvensutredningarna som presenteras i kapitel 4 innehåller den fas i MKB-arbetet som i kapitel 2 benämns *utredning*. Det som i kapitel 2 kallas *förstudie* och *scoping* motsvaras i stora drag av den första delrapporten i ECO-GUIDE projektet, Malmqvist m fl (1995), dvs framtagandet av alternativa lösningar och en grov uppskattning av alternativens förväntade miljöpåverkan. Dock har ej allmänhet och intressenter involverats, vilket hade varit ett krav om det hade gällt en reell beslutsprocess. Eftersom ECO-GUIDE projektet inte ingår i en formell beslutsprocess ingår naturligtvis inte heller de normala MKB-faserna *beslutsfattande*, *genomförande*, *kontroll* och *uppföljning* som finns beskrivna i kapitel 2.

I tabell 3.1 ges en översikt över de metoder som använts under utredningen. Tabellens indelning av aktiviteter har hämtats från Canter, (1993). De aktiviteter som Canter beskriver ryms inom de stegen i beslutsprocessen som i kapitel 2 benämns: *scoping*, *utredning* och *beslutsfattande*. Canters matris visar alltså inte hela MKB-processen men visar mer detaljerat vilka aktiviteter som ingår i främst utredningsfasen. Det är just utredningsfasen som fallstudierna i ECO-GUIDE främst är fokuserad på. Eftersom inte beslutsfattande ingår i ECO-GUIDE projektet så har denna aktivitet skuggats i tabell 3.1.

Tidigt i ECO-GUIDE projektet formulerades det övergripande ämnet som fallstudierna skulle belysa; nämligen omhändertagandet av hushållspillvatten. Efter detta formulerades de alternativa system som skulle jämföras med de befintliga systemen i Bergsjön och Hamburgsund. De alternativa systemen har formulerats med stöd av erfarenheter av analoga exempel och presenterats som flödesscheman. Dessa inledande frågor motsvaras i tabell 3.1 av aktiviteten *Definiera frågeställningen*. Denna första delen av ECO-GUIDE projektet finns rapporterat i Malmqvist m fl (1995). För att kunna genomföra aktiviteterna *Identifiera påverkan* och *Förutsäg påverkan* har för det första valet av studerade aspekter avgränsats av formuleringen av miljökonsekvensbeskrivning enligt Miljöskyddslagen, se vidare kapitel 3.3. Som

stöd för identifieringen av påverkan har en checklista, CEQA (1984 och 1986) använts, se vidare kapitel 3.4. Litteratur som beskriver miljösituationen regionalt, Rydberg (1993) och Nielsen m fl (1992), har använts för att identifiera, förutsäga och bedöma olika miljöeffekter. För att kunna gå vidare i bedömningen och kunna dra slutsatser om de olika alternativen, så har systemvillkor från Holmberg (1992) och regionala miljömål, Miljöfaktaboken (1995) använts, se vidare kapitel 3.5. Det bör poängteras att detta kan ses som aktiviteter som görs inom ramen för *Beslutsfattande* om projektet hade ingått i en reell beslutsprocess. Resultaten av miljökonsekvensutredningarna presenteras främst i text, men för överskådlighetens skull även i tabellform (Appendix 3) där de olika alternativen kan jämföras.

Tabell 3.1 Översikt över använda metoder i utredningarna

Använda metoder i utredningarna	Definiera frågeställningen	Identifiera påverkan	Beskriv det påverkade området	Förutsäg påverkan	Bedöm påverkan	Beslutsfattande	Presentation av resultat
Analoga exempel	x			x			
Checklistor		x					
Flödesscheman	x						x
Kartor			x				
Systemvillkor					x		
Litteraturstudier		x		x	x		
Tabeller							x
Miljömål					x		

3.3 Avgränsning

I kapitel 4 presenteras två olika utredningar för Bergsjön respektive Hamburgsund. I den första ligger tyngdpunkten på en utvärdering av avloppssystemens lokala påverkan på mark, vatten och luft. Denna utredning har i sin avgränsning mycket gemensamt med en sk miljöeffektbeskrivning som var ett obligatoriskt beslutsunderlag vid prövning enligt miljöskyddslagen, innan kraven på MKB infördes. Avloppssystemet avgränsas här som transport av råvaror in till anläggningen, uppsamlingen av avloppet från hushållen, transport för lagring eller behandling av avloppsvattnet/fraktionerna, utsläpp till recipient samt transporter av restprodukter till åker, deponi etc.

Enligt svenska miljölagar skall dock en miljökonsekvensbeskrivning också innehålla hushållningen med naturresurser. Därför finns också den andra typen av MKB presenterad som kallats *utvidgad utredning av miljökonsekvenser*. Avloppssystemet som tekniskt system är här avgränsat på samma sätt som ovan. Två tillägg finns dock beskrivna, nämligen hushållningen med resurser som är nödvändiga för driften (reningskemikalier, energi, exergi, filtersand osv) och återföringen av vissa ämnen från avloppet till jordbruket. Dessutom behandlar den utvidgade utredningen inte bara driften av systemet, utan också investeringen, dvs resursanvändningen vid byggandet av anläggningens alla komponenter. Den utvidgade utredningen begränsas dock till att endast omfatta energianvändningen för tillverkning av anläggningens komponenter.

När det gäller investeringar i systemen; dvs tillverkningen av systemkomponenter samt anläggandet av själva systemet, så är resursanvändningen utslagen per år. Miljöbelastningen är således angiven som medelvärden beroende på komponenternas tekniska livslängder. Detta sätt att ange miljöbelastningar medför att det inte blir några positiva effekter till följd av att befintliga komponenter återanvänds i ett nytt system.

3.4 Identifiering av påverkan

Utredningen har skett systematiskt med stöd av en checklista som är en överarbetning av den checklista som finns i California Environmental Quality Act (CEQA) och dess Guidelines från 1984 och 1986. Checklistan från CEQA är konstruerad för att användas i förstudien för att identifiera relevanta miljöaspekter. Tolv rubriker från checklistan har vi funnit vara relevanta att ha med i utredningen:

- 1 Användning av mark
- 2 Påverkan på flora
- 3 Påverkan på fauna
- 4 Påverkan på landskapsbild
- 5 Utsläpp till mark/ avfall
- 6 Utsläpp till luft
- 7 Utsläpp till vatten
- 8 Buller
- 9 Lukt
- 10 Hälsa och säkerhet
- 11 Rekreativvärden
- 12 Kulturvärden

I utvidgad utredning av miljökonsekvenser är checklistan utökad med två rubriker:

- 13 Användning av naturresurser vid drift av systemet
- 14 Energianvändning, exergianvändning

I CEQA's lista finns ytterligare punkter som vi valt att lämna utanför denna rapport, nämligen:

- Folkmängd: ändrad fördelning, täthet, ökning m m.
- Bostäder: påverkan på utnyttjandet av befintliga bostäder, påverkan på fastighetsvärde etc.
- Samhällsservice: påverkas behov av brandskydd, polis, skola etc.

Anledningen till detta är främst att vi försöker följa avgränsningen av MKB enligt svensk lag; inverkan på miljön, hälsan och hushållningen med naturresurser.

3.5 Värdering

Utredningarna innehåller en värderingsfas. Denna bygger på en överarbetning av de systemvillkor som angivits av Holmberg (1992). En övergripande indelning har gjorts i:

- Naturens villkor
- Människans villkor
- Genomförandefrågor.

Vissa punkter berör det som vi vanligtvis innefattar i begreppet miljö, dvs negativ påverkan på de livsuppehållande systemen (naturens villkor). Andra punkter rör direkt mänsklig hälsa lokalt i ett kortare perspektiv (människans villkor). I detta begrepp innefattas även faktorer som möjlighet till ett bra boende, fritidsupplevelser, bevarande av lokal kultur dvs förutsättningar för ett bra liv och inte bara överlevnad. Den tredje gruppens faktorer rör ekonomiska värden som fastigheters användning, samhällsservice och infrastruktur (genomförandefrågor).

I värderingssteget är aspekter sorterade under *naturens villkor* högst prioriterade följt av *människans villkor* och *genomförandefrågor*. Utredarna har med utgångspunkt av de olika aspekterna och systemvillkoren jämfört de olika alternativen.

Dessutom har prioriteringar gjorts inom kategorin *naturens villkor*, med stöd av regionala miljömål i Göteborg och Västsverige, formulerade i Miljöfaktaboken (1995). De högst prioriterade miljöfrågorna enligt denna bok är:

- Försurning av mark och vatten
- Resurshushållning
- Övergödning av hav, sjöar, vattendrag och mark

Ingen viktning sker dock, utan parametrarna presenteras i disaggregerad form. Det bör poängteras att detta sätt att värdera har utvecklats i detta specifika projekt. Det finns emellertid ett flertal metoder inom MKB där olika aspekter värderas och viktas. Dessa metoder hanterar ofta värdering och viktning med hjälp av expertpaneler. Två exempel är *A Comprehensive Methodology for Assessing Environmental Impact* (Sondheim 1978) och *Panel Evaluation Method* (Stauth m fl 1993). Den sistnämnda metoden har också tillämpats i en separat studie med Bergsjön som fallstudie. Denna studie finns rapporterad i Andersson m fl (1996).

3.6 Slutsatser och rekommendationer

Efter beskrivningarna av *utredning av miljökonsekvenser* och *utvidgad utredning av miljökonsekvenser* avslutas kapitlen om Bergsjön respektive Hamburgsund med att utredarna har dragit slutsatser om vilket alternativ som är att föredra för respektive område.

4 UTREDNING AV MILJÖKONSEKVENSER I BERGSJÖN OCH HAMBURGSUND

4.1 Utredning av miljökonsekvenser i Bergsjön. Studie av lokal påverkan.

Miljökonsekvensbeskrivningen som metod anvisar inte (eller begränsar) vilka faktorer som skall tas med. Denna utredning av miljökonsekvenser anger dock vad som är brukligt vid tillståndsansökningar för avloppsanläggningar och det speglar ett traditionellt tänkande på avloppverksamhetens miljöpåverkan.

Denna utredning bygger på det faktaunderlag som redovisas i *Appendix 1* och delrapport 1 från ECO-GUIDE-projektet (Malmqvist m fl 1995).

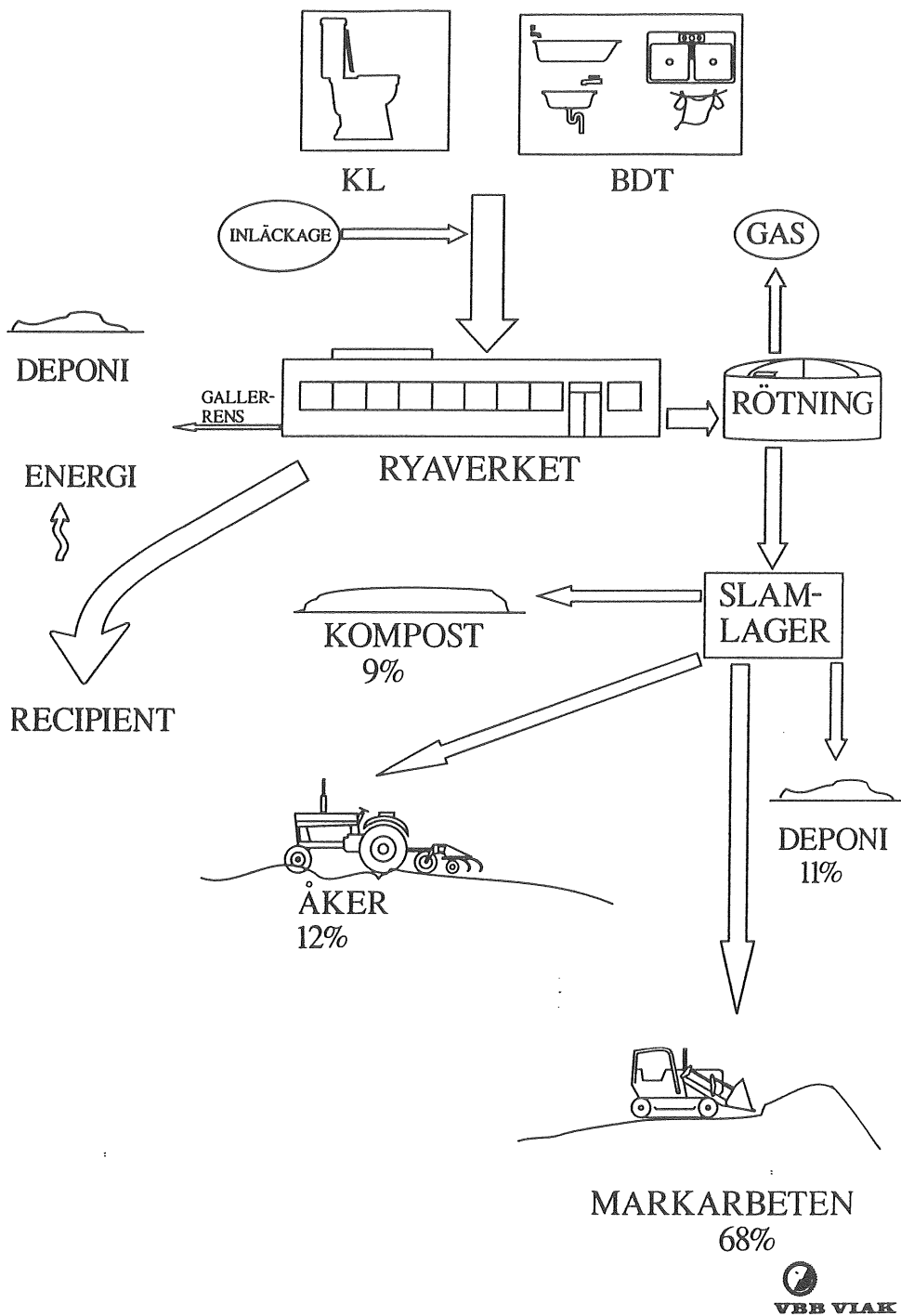
De alternativ som beskrivs har namngetts som nedan:

0-alternativet

Befintligt system med de förändringar som planeras inom en 10-års period. I alternativet förutsätts dock att nya installationer görs av sanitetsporlin, ledningar i fastigheterna etc.

Avloppsbehandlingen är konventionell dvs överföring sker av avloppsvattnet till ett kommunalt reningsverk. Avloppsvattnet från Bergsjön, som är en stadsdel i Göteborg, avleds till kommunens reningsverk Ryaverket. Avloppsreningsverket har mekanisk, kemisk, och biologisk behandling. För närvarande byggs reningsverket ut med ett kväverningssteg. Bergsjöns andel av inkommande avloppsvatten är ca 2,5 %. Slammet från Rya rötas och biogas utvinns. Större delen av det rötade slammet används för markbyggnadsarbeten och en mindre del i jordbruket. Ca 10 % av slammet deponeras årligen i en bergrumsanläggning vid Syrhåla på Hisingen. En mindre del av slammet som nyttjas för markarbeten har komposterats före användningen. Återvinning av energi ur avloppsvattnet sker med hjälp av värmepumpar.

I principskisserna nedan visas behandlingssystemen i de olika alternativen.



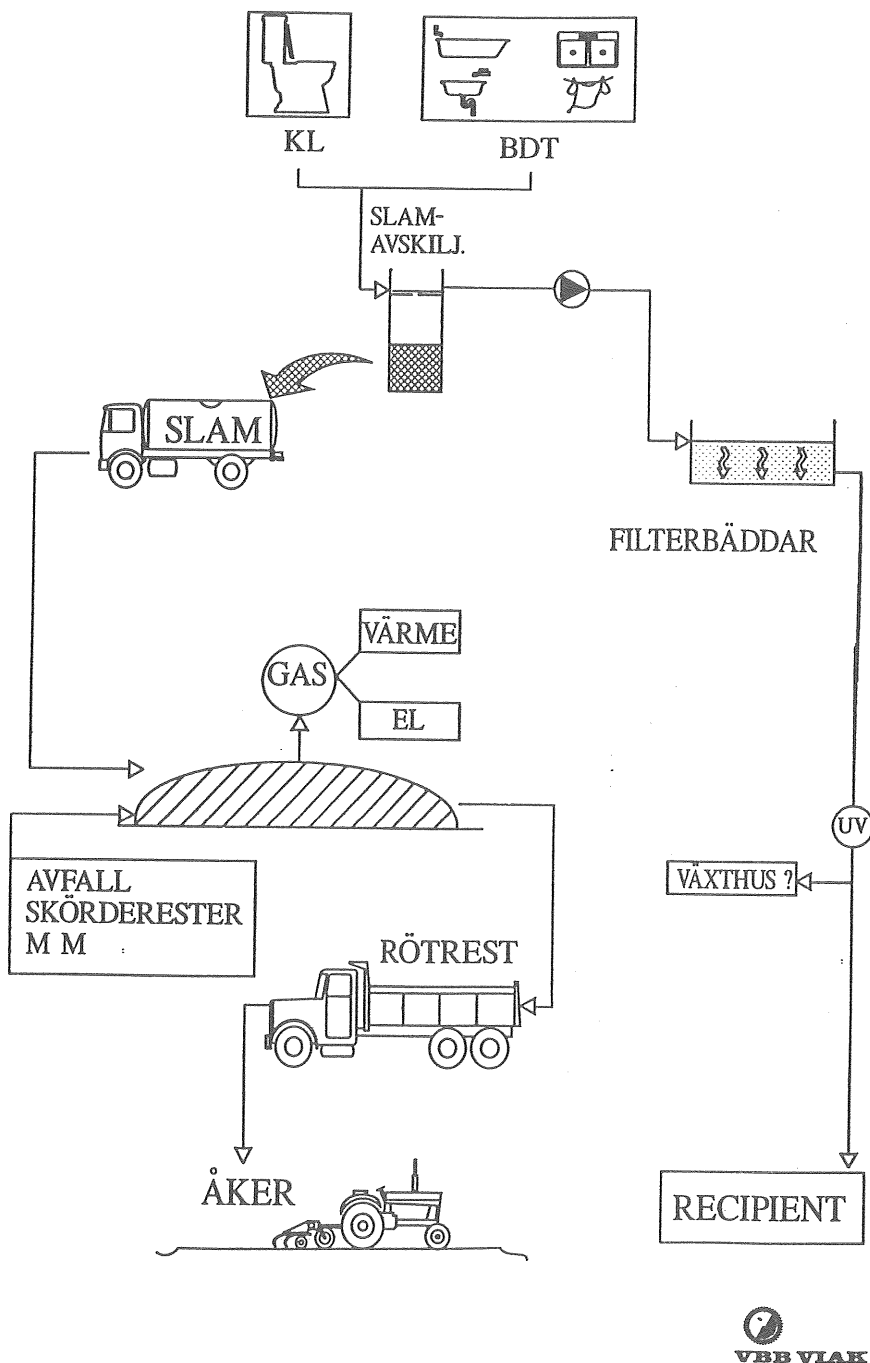
Figur 4.1

Flödesschema för alternativ 0 i Bergsjön.

Lokal behandling

Nuvarande ledningssystem och "toalettsystem" används men en lokal rening görs med naturnära metoder. I alternativet förutsätts dock att nya installationer görs av sanitetsporlin, ledningar i fastigheten etc. För avloppsbehandlingen placeras slamavskiljare inne i bostadsområdena. Vattenfasen från slamavskiljarna behandlas i öppna filterbäddar.

I Bergsjön sker utsläpp till lokala bäckar efter behandlingen i filterbäddarna. Slammet samrötas med hushållsavfall i en s k energilimpa där biogas utvinns. I *appendix 1* kallas detta alternativ för alt 1.

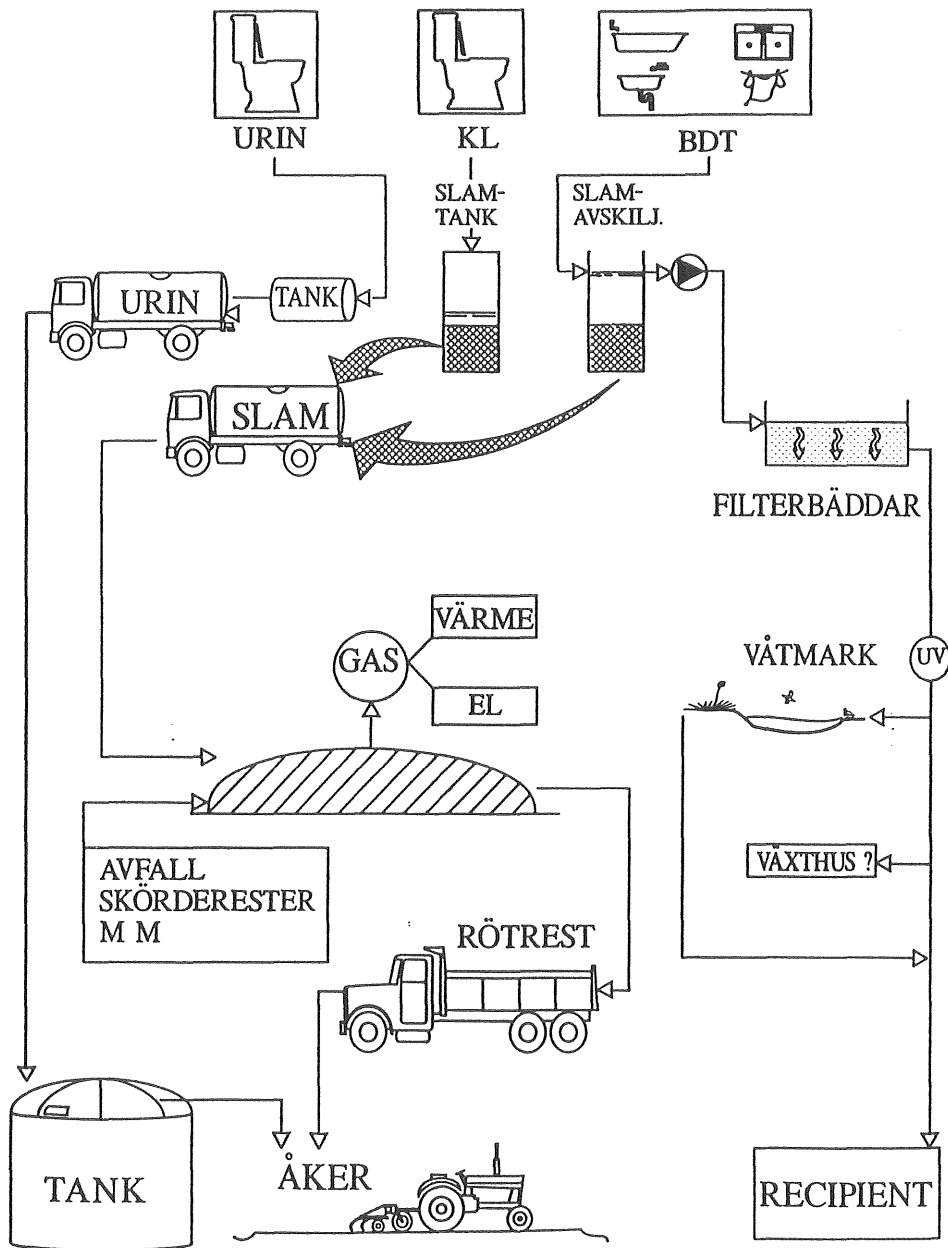


Figur 4.2

Flödesschema för alternativ 1 i Bergsjön.

Källseparerat alternativ

Ny typ av toaletter installeras, s.k urinseparerande toaletter. Urin samlas upp separat liksom även fekaliedelen. BDT-vattnet behandlas lokalt för sig. För transport av fekaliedelen från toalettstol till uppsamlingstank, med minsta möjliga mängd vatten, installeras vacuumsystem för avlopp. I det källseparerade alternativet krävs hämtning av de olika fraktionerna med slambil. Urinen används som gödning inom närliggande jordbruksmark. I Bergsjön sker samrötning med hushållsavfall som i lokala alternativet. BDT-vattnet renas med hjälp av slamavskiljare och öppna filterbäddar före utsläpp till närrecipienterna dvs lokala bäckar i Bergsjöfallet.



Figur 4.3

Flödesschema för alternativ 2 i Bergsjön.

4.1.1 Användning av mark

Erforderlig markyta som krävs för Ryaverkets (0-alternativet) anläggningar resp lokala anläggningar i Bergsjön är:

<u>0-alternativ</u>	<u>Lokalt alt.</u>	<u>Källsep. alt.</u>
0,3 ha	6,3 ha	6,6 ha

Ledningar och tunnlar är ej medräknade i något fall.

0-alternativet omfattar egentligen tre anläggningar geografiskt skilda från varandra, avloppsreningsverk, slamdeponi och kompostanläggning. Ryaverket är belägen på Hisingen intill Ryaskog som är fridlyst sedan 1928 och är naturreservat. En femtedel av fridlysningen upphävdes för att verket skulle komma till stand. Berggrumsanläggningen vid Syrhåla, där slam deponeras idag, utfördes ursprungligen för lagring av oljeprodukter. Kompostering är en ytkrävande verksamhet, belägen några kilometer från Ryaverket.

Ytorna används för byggnader, körytor och upplag och är ej tillgängliga för allmänheten. De är omgivna av andra verksamheter och industrier förutom Ryaskog som klassas som naturreservat och används för rekreation.

Lokala alternativet berör två delområden. Det ena är idag militärt område bestående av äng och ett skogsbeklätt bergsparti. Området är inhägnat och inte tillgängligt för allmänheten. Planering för bostadsändamål pågår. Området kan mycket väl med tanke på sitt ostörda läge hålla många arter av både djur och växter. Det andra delområdet fungerar som uppfyllnadsområde för industriändamål och saknar naturvärden. Anläggningarna kommer att bestå av ytor som är vegetationstäckta men inhägnade.

Källseparerade alternativet berör flera områden inom stadsdelen. Filterbäddsarean uppgår till totalt 4,7 ha fördelat på ca 10 filterbäddar inom bostadsområdet. Efter behandling släpps en viss mängd vatten till befintlig våtmark, bl a Gärds mossen som är markerat som skyddsvärt. Totalt berörs 1,3 ha våtmark. Det finns planer på restaurera den befintliga våtmarken vid Gärds mossen samt anlägga slätterängar m m. Avloppshanteringen kan ses som en del av den återställning som planeras och bedöms inte synligt ta mark i anspråk för annat än sitt naturliga användningssätt. Endast avloppsvatten från bad, disk och tvätt (BDT) hanteras. Det är främst fekaliefraktionen som medför risk för smittspridning via avloppsvatten. Trots detta bedöms en inhägnad vara nödvändig av filterbäddarna.

4.1.2 Flora och fauna

Rya skog är skyddat som naturreservat då det är en unik lokal för både djur och växter. Hur den befintliga anläggningen påverkar flora och fauna i Ryaskog finns ej redovisat men hur nu planerade utbyggnader skulle påverka finns undersökt. Rya skog är en unik ädellövskog med en organismvärld som fått sin spridning under värmetiden i Norden.

Inga redovisningar av flora och fauna i något av Bergsjöområdena har gått att finna. I Bergsjön kräver markanvändningen att befintliga förutsättningar för växter och djurliv tas bort där filterbäddar anläggs. Vissa förutsättningar för nyetablering finnas

dock då filterytorna delvis är vegetationstäckta och fåglar kan komma åt ytorna. Om detta är att betrakta som bra eller dåligt kan ej bedömas. Risk för mygg från filterbäddar bedöms inte föreligga då ytorna är torra.

Det lokala alternativet innebär att det inhägnade militära området till en del disponeras för filterbäddarna (ca 2,8 ha). Området är ett relativt orört naturområde även om inte hotade arter av djur eller växter förekommer. Den andra delytan samt energianläggningen upptar ca 3,4 ha och berör ett utfyllnadsområde som bedöms sakna värde ur detta perspektiv.

I källseparerade alternativet kan befintliga våtmarker användas utan bedömda större förändringar för flora eller fauna. Filterbäddarna i detta alternativ ligger utspridda på många mindre enheter som varierar från kalt berg till naturliga/anlagda vegetationsytor. Några skyddsvärda arter bedöms ej finnas eller hotas.

4.1.3 Landskapsbild

Beroende på om Ryaverket skall bedömas som en fortsättning på Ryaskog eller fortsättning på övriga industrier kommer resultatet att bli olika. I sig själv utgör naturligtvis själva verket och kompostanläggningen tydliga inslag i landskapet. Syrhåla, där slam deponeras i en bergrumsanläggning, påverkar ej landskapsbilden.

Lokala alternativet skall ses bredvid inhägnat militärt område och industriområde. Framtida alternativa användningar är bostäder och industri. Avloppsanläggningen bör bedömas som en industrianläggning även om den till stor del är vegetationstäckta. Förändringen av landskapsbilden bedöms vara begränsad.

I källseparerat alternativ utgör filterbäddarna ett främmande inslag i gatumiljön men behöver inte därför vara negativ om eventuell inhägnad görs varsamt. Användning av befintlig våtmark stämmer överens med nuvarande och planerad användning och skall snarare ses som positivt och tillför området naturvärden.

Värdering av om påverkan är negativ eller inte är i allra högsta grad subjektiv och beror på vad betraktaren värderar. Inga av anläggningarna (förutom tunnlarna och våtmarken Gärds mossen) lämnar ett orört intryck i landskapet.

4.1.4 Utsläpp till mark

Som utsläpp till mark räknas fast avfall inkl slam som ej har avsättning utan deponeras samt tillförsel av föroreningar till jordbruksmark i samband med slam- och uringödsling.

Nedan visas uppskattade avfallsmängder för de olika alternativen.

		<u>0-alternativ</u>	<u>Lokalt alternativ</u>	<u>Källseparerat alternativ</u>
Avfall till deponi	ton/år	60	0.1	0.1
Slam till deponi	ton/år	110	0	0

Enligt GRYAAB (Göteborgsregionens Ryaverks AB) kommer allt slam i framtiden dvs inom en 10-årsperiod att kunna avsättas inom jordbruket. Under 1993 var det ca 10 % som deponerades, 12 % som användes i jordbruket och 78 % som användes för markarbeten, parker mm. Vår bedömning är dock att ca 10 % av slammet även fortsättningsvis kommer att behöva deponeras. Deponering sker i ett bergrum i Syrhåla på Hisingen vilket bedöms vara en hantering som ger små miljöeffekter. Övrigt avfall, som består av gallerrens, byggavfall etc., deponeras på Tagene avfallsupplag. Avfallsupplaget har konventionell hantering för att förhindra t ex lakvattenspridning.

Lokalt alternativ och källseparerat alternativ bedöms ej ge upphov till några större mängder avfall varken under byggandet av anläggningarna eller under driftskedet.

Utsläpp till mark via gödsling med slam och urin har beräknats¹ för metallerna kadmium, koppar, kvicksilver och bly.

		<u>0-alternativet²</u>	<u>lokalt alternativ</u>	<u>källseparerat alternativ</u>
kadmium	kg/år	0.9	0.4	0.5
koppar	kg/år	124	28	29
kvick-silver	kg/år	0.5	0.3	0.4
bly	kg/år	14	12	12

Anledningen till de högre metallmängderna i 0-alternativet är troligtvis tillskottet via industriavlopp samt dagvatten till Rya.

Kadmiumtillförseln i det källseparerade alternativet är större än i det lokala alternativet. Anledningen till detta är att allt kadmium tillförs via fekalerna, som i det källseparerade alternativet hanteras utan vatten. Därmed blir utsläppet till recipienten noll och allt kadmium hamnar i slammet. I de övriga alternativen sker ett utsläpp av kadmium även till recipienten. Koppar härrör till största delen från

¹ CTH, avd för teknisk miljöplanering (Tillman m.fl 1996)

² Beräknat metallinnehåll i slam baseras på uppgifter från GRYAAB 1995

renvattenledningarna, medan övriga metaller härrör från födan som vi äter.

Metalltillförseln till jordbruksmark är störst för 0-alternativet men ungefär lika för de två andra alternativen.

4.1.5 Utsläpp till luft

Utsläpp av föroreningar, såsom t ex koldioxid sker från

- * transporter
- * förbränning av gas från rötningsanläggning
- * emissioner från bassänger, filterbäddar och energianläggning

Utsläpp från transporter till och från anläggningarna är beroende av bränsleförbrukning samt typ av bränsle för olika transporter både internt och externt, t ex varuleveranser. Utsläpp sker också i samband med förbränning av biogas i gasmotor- eller panna.

De transporter som ingår i beräkningarna är:

<i>0-alternativet</i>	<i>lokalt alternativ</i>	<i>källseparerat alternativ</i>
- kemikalietransporter till Rya	- transport av filterbäddsmaterial (till jordbruk resp från grustäkt, inom 15 km)	- transport av filterbäddsmaterial (till jordbruk resp från grustäkt, inom 15 km)
- drift av komposteringsanläggning	- transport av slam till energianläggning	- transport av slam till energianläggning
- transporter av slam till jordbruk (ca 100 km) markarbeten (inom 10 km)	- transport av rötrest till jordbruket (inom 15 km)	- transport av rötrest till jordbruket (inom 15 km)
		- transport av urin till jordbruket (inom 15 km)

Från Ryaverket anges emission av monoaromater. Om dessa härrör från industrier skulle det innebära att emissionerna ej finns i lokala alternativet och källseparerade alternativet i någon större utsträckning. Om de härrör även från hushåll bedöms emissionerna även uppstå i Bergsjö alternativen. Emissioner av kväve i form av kvävgas, lustgas eller ammoniak har ej redovisats i denna utredning.

Totalt beräknas utsläppen av CO₂, CH₄, NO_x, CO och SO₂ bli:

	<u>källa</u>		<u>0-alternativ</u>	<u>Lokalt alternativ</u>	<u>Källseparerat alternativ</u>
CO ₂	transporter	kg/år	6650	30800	56600
CH ₄	rötningsanl.	m ³ /år	?	8000	11400
CO	transporter	kg/år	25	120	220
	biogas- förbränning	kg/år	?	70	150
NO _x	transporter	kg/år	110	500	940
	biogas- förbränning	kg/år	75	50	110
SO ₂	transporter	kg/år	13	60	110
Svavel	biogas- förbränning	kg/år	0	10	20

Koldioxid från förbränning av biogas har ej medräknats, eftersom det härrör från ett biobränsle och ingår i ett kretslopp.

Emissioner från slamavskiljare och urinbrunnar särskilt i källseparerat alternativ bör finnas i form av svavelväte och ammoniak. Storleksordningen går ej att ange. Den tekniska utformningen skall vara sådan att detta undviks.

Spridning av slam eller urin på jordbruksmark kan ge utsläpp både till luft och grundvatten. Dessa utsläpp regleras precis som för konstgödsel eller stallgödsel och slam genom spridningsteknik, givornas storlek och tidpunkt för spridning.

Den mest osäkra punkten är förmodligen spridning av urin som kan ge utsläpp till luft i form av ammoniak.

Emissionerna till luft från transporter och biogasförbränning är lägst för 0-alternativet och högst för det källseparerade alternativet.

4.1.6 Utsläpp till vatten

Utsläppen till recipient efter behandling (inkl bräddat vatten) anges nedan:

Siffrorna inom parentes anger bräddad mängd till Kvibergsbäcken och Mellbybäcken i 0-alternativet.

		<u>0-alternativ</u>	<u>Lokalt alternativ</u>	<u>Källseparerat alternativ</u>
Totalfosfor	ton/år	1,6 (0,15)	3,6	1,5
Totalkväve	ton/år	32 (1,0)	45	3
Kalium	ton/år	38	35	21,5
BOD-7	ton/år	30 (8)	32	14
Kadmium	kg/år	0.7	0.8	0
Ökning av flödet	%	0	100	100
Recipient		Göta Älv	Kvibergs-/ Mellbybäcken	Kvibergs-/ Mellbybäcken, Lärjeån

Ur total utsläppssynpunkt är källseparerat alternativet klart gynnsammare än övriga förutom fosfor där den är lika bra som Rya.

Recipienten för utsläppet är dock olika i de tre alternativen.

Ryaverket har sitt utsläpp i Göta älv där en snabb utspädning sker av det behandlade avloppsvattnet. Ryaverkets andel (totalt) av kvävetransporten i Göta Älv uppgick till 12 % 1990 (Nielsen, Hasselrot m fl 1992). Efter utbyggnad av kväverenningsanläggningen beräknas utgående kvävemängd halveras dvs andelen blir ca 6 %. Den totala kvävetillförseln via Göta älv och Ryaverket ger eutrofieringseffekter i Göteborgs skärgård. Ovan angivna siffror för 0-alternativet gäller när kväverenningssteget tagits i drift.

Bräddning förekommer lokalt bl a till Kvibergsbäcken vilket framgår av siffrorna inom parentes ovan. Detta innebär att ca 50 % av de utsläpp av kväve och BOD som källseparerat alternativet innebär redan idag belastar Kvibergsbäcken och Säveån utan att det tidigare ha bedömts påverka negativt. Naturligtvis är det så att alla utsläpp medför en eutrofierande effekt på vattendragen vilket innebär en förändring för både växter och djur men förändringen är svår att kvantifiera.

Lokala alternativet har sina utsläpp till Mellbybäcken och Kvibergsbäcken som senare leder ut i Säveån.

För Säveån gäller:

utspädning:	22 gånger vid lägsta lågvattenföring
totalfosfor:	från 16 µg/l till 21 µg/l (30 % ökning vid medelvattenföring)
totalkväve:	från 1055 µg/l till 1120 µg/l (6 % ökning vid medelvattenföring)

En effekt på grund av ökad näring i bäckarna är ökad växtlighet vilket också medför att en mindre halt av näringsämnen når Göta älv. Halten syreförbrukande ämnen ökar men då bäckarna har bra fallhöjd gynnar detta en god syreinblandning och motverkar att vatten blir stillastående och syrefattigt. Medelflödet i Kvibergsbäcken och Mellbybäcken kommer att öka med det dubbla. Detta kan innebära risk för bl a erosion.

Källseparerat alternativ har sina utsläpp via Kvibergsbäcken, Mellbybäcken samt Fjällbodammen och vidare till Säveån (50 l/s). En mindre mängd avleds mot Lärjeån (7 l/s). Utspädningen i Säveån är som sämst 28 gånger vid lägsta lågvattenföring. Precis som ovan innebär ökad näringshalt i bäckarna en eventuell ökad växtlighet. Lärjeån har en bra fallhöjd och risken för syrebrist bedöms som små.

Medelflödet ökar med samma mängd som i lokala alternativet.

Källseparerat alternativ är gynnsammast totalt främst beroende på lägre BOD och kväveutsläpp. Förhållandena i bäckarna och Lärjeån bedöms vara sådana att utsläppspunkten för lokalt alternativ och källseparerat alternativ ej avgörande ger negativa effekter vad gäller utsläpp av näringsämnena.

Flödesökningen kan dock ge problem med erosion i vattendragen. Det finns också en risk för att bottenfaunan påverkas i bäckarna.

4.1.7 Buller

Vid Ryaverket har bullermätningar gjorts. På grund av omgivande buller från trafik är det svårt att visa att Rya är störande.

Lokala alternativet ger risk för bullerstörningar eftersom biltransporter nyttjas vid tömning av slamavskiljare. Totalt finns 160 slamavskiljare i området vilket medför ca 4 transporter per dag under en arbetsvecka om tömning sker 5 ggr/år. Vid varje bostadshus kommer slamhämtning därmed att ske varannan månad. Energianläggning och filterbäddar är belägna utanför bostadsområdena vilket gör att trafikbuller därifrån ej bedöms vara speciellt störande för de boende i Bergsjön.

Källseparerat alternativ ger risk för buller från fordon vid tömning av urintankar, slamtankar och slamavskiljare. Totalt 2680 tömningar per år innebär ca 14 tömningar/dag i området under en arbetsvecka. För varje bostadshus innebär det i medeltal en transport per månad för hämtning av slam, urin och fekalier. Mindre frekvent förekommer buller från transporter av filtersand från och till filterbäddarna i området.

Eftersom verksamheten flyttas ut i bostadsområdet för lokalt alternativ och källseparerat alternativ kommer störningen för de boende som vistas i området på dagtid att bli märkbar genom dagliga transporter på smågator i området. Störningen är momentan och kan inte jämföras t ex med fläktljud som har ett mer

konstant buller. Ingen trafik förekommer på kvällar, nätter eller helger. För att få en bedömning av störningens art och storlek bör nuvarande trafik från avfallshantering och varuleveranser utgöra jämförelse. Avfall bedöms hämtas 1g/vecka i varje fastighet. Varuleveransernas omfattning är inte känd men torde uppgå till ett flertal per dag.

4.1.8 Lukt

I 0-alternativet förekommer lukt tidvis vid Ryaverket. Övriga anläggningar ger inte upphov till störande lukt. Tidigare användes orötat slam vid framställning av kompost vilket gav upphov till lukt.

För lokalt alternativ och källseparerat alternativet bedöms lukt kunna uppstå främst vid tömning av tankar och slamavskiljare men även under löpande användning direkt från slam- och urintankar. Omfattningen av den dagliga förekommande lukten från tankarna bör rent praktiskt regleras genom placering och utförande.

Från filterbäddar bedöms risken för lukt vara liten. För källseparerat alternativ bedöms risken som mycket liten eftersom endast BDT-vatten hanteras.

Lukt kommer troligtvis att uppstå kring energianläggningen där avfall och slam hanteras. Anläggningen placeras dock inom ett industriområde och luktproblemen torde bli begränsade till närområdet.

4.1.9 Hälsa och säkerhet

För Ryaverket gäller att främst personal kommer i kontakt med avloppsvatten. Anläggningarna är utformade så att risken för personalen är liten. Kontroller sker av personalgruppen och arbetsplatsen regelbundet. Risken för allmänheten är mycket liten om inte olycka uppstår eller regelrätta intrång görs i VA-verkets anläggningar. Utanför verkets anläggningar kan smitta spridas vid bräddning. Detta gäller bl a samma vattendrag som för Bergsjöalternativen dvs Kvibergsbäcken och Mellbybäcken.

För lokalt alternativ och källseparerat alternativ hanterar en större grupp personer avlopp. Transportörer av slam m m kanske inte helt är införstådd med riskerna. Beaktas bör dock att motsvarande hämtningar sker på landsbygden idag och några kända sanitära problem från denna hantering har ej rapporterats. I övrigt är det främst i filterbäddarna i lokala alternativet där avlopp kan exponeras och smitta spridas. Därför bör dessa vara inhägnade. Fåglar kan komma i kontakt med avloppsvatten även om bäddarna är vegetationstäckta. Risken för överföring av smitta av typen salmonella eller campylobakter är minimal eftersom dessa sjukdomar ej är vattenburna. Vad gäller andra smittämnen har det aldrig varit något påtagligt problem med fåglar som sprider smitta. Före utsläpp till recipient skall risken för smitta vara eliminerad, ev genom desinficering genom UV-strålning. Bräddning kan dock förekomma.

I källseparerat alternativ hanteras inte fekalier i filterbäddar och därmed är en stor smittkälla eliminerad. Även BDT- vatten innehåller dock en viss mängd bakterier och andra mikroorganismer.

Övriga anläggningar i lokalt alternativ och källseparerat alternativ skall hanteras av personal som liksom Ryaverkets personal har utbildning och där kontroller görs regelbundet.

Inget av alternativen kan anses utgöra en fara för hälsa och säkerhet för personal eller allmänhet.

4.1.10 Rekreation och fritid

Utbyggnaden av nuvarande Ryaverk innebar att fridlysningen upphävdes för ca en femtedel av Rya skog. Rya skog i sin orörda del används för rekreation. Störning från Rya sker endast visuellt och t ex genom ev lukt och buller. Buller förekommer även från annan verksamhet.

För lokalt alternativ är berörda områden ej tillgängliga för allmänheten idag (militärt område resp industriområde). Rekreativsmöjligheterna påverkas därför inte varken direkt eller indirekt i någon större omfattning.

För källseparerat alternativ gäller att områden för filterbäddar berör ytor som idag kan beträdas och kan ha betydelse för barns lek i närområdet. Gärds mossen påverkas ej negativt i relation till dagens användning och planerna på dess utveckling påverkas snarare positivt av våtmarksbehandlingen.

4.1.11 Kulturvärden

Rya skog kan sägas utgöra ett exempel på ett kulturlandskap som behöver värnas. Här finns värdefulla biotoper, rester av ett äldre kulturlandskap med unik strandskog och sumpskog. Den aktuella utbyggnaden av kväveringsanläggningen vid Ryaverket var först tänkt att ske inom Rya skog. Inga fler intrång tillåts dock vilket innebar att utbyggnaden nu sker inom Ryaverket.

Inga kända kulturskyddade värden finns i något av de övriga alternativen.

Gärds mossens utveckling till våtmark och slåtteräng bedöms vara värdefullt för att återskapa ett natur och kulturlandskap. Avloppshanteringen i källseparerat alternativ motverkar inte denna utveckling utan snarare tvärtom.

4.1.12 Värdering av de tre alternativen

Värderingen utförs genom att dela upp de studerade parametrarna i tre olika grupper:

- | | | |
|---|-------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| A | Naturens villkor; | Negativ påverkan på de livsuppehållande systemen, såsom utsläpp till mark, vatten och luft, påverkan på flora och fauna samt hälsoaspekter i form av säkerhet. |
|---|-------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

- B Människans villkor; Hälsoaspekter i form av störningar såsom buller och lukt, intrång i landskapsbild, rekreation och kulturvärden.
- C Genomförande; Markbehov (här menas endast yta som fysisk parameter. Tas ytor i anspråk som påverkar t ex biologiskt mångfald negativt, värderas denna påverkan efter kategori A).

Parametrarna i grupp A har högsta prioritet.

För värderingen av alternativen kan man se vad Projekt "Miljö i Väst" anger som de mest angelägna miljöområdena för Göteborgsregionen och länet. Miljö i Väst var ett miljöprojekt som bedrevs t o m 1995 av Länsstyrelsen, Bohuslandstinget, Göteborgs stad och Göteborgsregionen. I Miljöfaktaboken (1995) anges tillståndet i regionen, viktiga regionala åtgärdsområden och målsättningar. Nio viktiga regionala åtgärdområden anges:

klimatpåverkande gaser
 uttunning av ozonskikt
 radon i bostäder och dricksvatten
 tätorters luftföroreningar och buller
 fotokemiska oxidanter/ marknära ozon
 försurning av mark och vatten
 övergödning av hav, sjöar, vattendrag och mark
 miljögifter
 resurshushållning

En tregradig skala användes för att bedöma vad som var viktigast med tanke på hälsa, naturresurser och biologisk mångfald. De miljöområden som fick flest "poäng" när det gäller naturresurser och biologisk mångfald var :

- Försurning av mark och vatten -nedfall av svavel och kväve
- Resurshushållning -markanvändning (biologisk mångfald bl a)
-avfallshantering
-avloppshantering (återanvändning av näringsämnen, slamkvalitén mm)
-energiförsörjning (koldioxidutsläpp bl a)
- Övergödning av hav, sjöar, vattendrag och mark -utsläpp till vatten och luft av kväve och fosfor

Om man ger ovanstående åtgärdsområden högsta prioritet när det gäller bedömning av alternativa avloppslösningar blir resultatet att:

Källseparerat alternativ är det bästa alternativet ur miljösynpunkt, om man ser till punkt "övergödning" ovan, eftersom utsläpp av kväve till recipienten är lägst jämfört med de två andra alternativen. Däremot är utsläppen till luft av koldioxid, kväveoxider och svaveldioxid störst för detta alternativ. Frågan är vilket som skall värderas högst minst utsläpp till luft eller minst utsläpp till vatten. En sätt är att jämföra utsläppen för respektive alternativ med utsläppen totalt i regionen.

Det totala kväveoxidutsläppet i Göteborgs kommun uppgår till ca 17 300 ton/år varav ca 7 600 ton/år

härifrån från trafiken (Nielsen, Hasselrot m fl 1992). För 0-alternativet uppgår andelen idag till 0,01 ‰. En ökning kan bli aktuell om fler slamtransporter sker till jordbruksmark. Lokala alternativet innebär en ökning av kväveoxidutsläppen i regionen med 0,02 ‰ och källseparerade alternativet en ökning med 0,05 ‰.

Totala kväveutsläppet till vatten från Göteborgs kommun uppgår till ca 2 500 ton/år varav Ryaverket står för ca 2 200 ton/år och resten är markläckage (Nielsen, Hasselrot m fl. 1992). Efter utbyggd kväverening kommer utsläppet från Rya att minska med 50 % vilket innebär ett totalt utsläpp från kommunen på 1500 ton/år varav Ryas andel är 75 %. O-alternativets andel blir 2 % av totala utsläppet i Göteborgsområdet, lokala alternativet 3 % och källseparerat alternativ 0,2 %.

Enligt redovisningen ovan har utsläpp av kväve till vattenrecipienten för de olika alternativen större betydelse procentuellt sett än utsläpp till luft av kväveoxider från trafiken.

Påverkan på flora och fauna är störst i 0-alternativet eftersom Ryaverket ligger nära Rya skog och påverkar indirekt förhållandena där.

Lokala alternativet och källseparerade alternativet ger mycket liten påverkan.

Sammanfattningsvis kan därmed det källseparerade alternativet anses som bäst ur miljösynpunkt eftersom utsläppen till framförallt vatten är lägst av de tre alternativen.

Parametrarna i grupp B bedöms mer subjektivt då resultatet beror på vad man jämför med och vem som gör bedömningen. De direkta störningarna i form av buller och lukt är mest uppenbara i källseparerade alternativet eftersom de förekommer inom bostadsområdet och minst uppenbara för 0-alternativet då anläggningen ligger i ett tungt belastat industriområde med trafikleder långt ifrån Bergsjön. Rya skog och dess besökare störs förmodligen lika mycket av andra verksamheter i området. Inga bostadsområden påverkas heller av Rya. Dock är bullret från Rya konstant då det kommer från fläktar och brus från bassänger. Trafikbuller i lokalt alternativ och källseparerat alternativ är momentant och aldrig nattetid.

Resonemanget om att jämföra med dagens verksamhet kan även tillämpas på trafik och buller i t ex källseparerat alternativ då hämtning av avfall förmodligen utgör ett större störning än tömning av avloppsanläggning.

Den känslomässiga upplevelsen av störningen bedöms dock som stor för lokalt alternativ och främst källseparerat alternativ då de boende säkert kommer att utsättas för luktstötter som upplevs som mindre angenäma för stadsbefolkning, även om det inte sker regelmässigt. Detta är knappast inte en faktor som kan mätas med t ex utsläpp till luft eller vatten och som påverkar den långsiktiga miljösituationen.

Sammanfattningsvis bedöms buller och lukt som likvärdiga för de tre alternativen.

Negativ påverkan på hälsa och säkerhet bedöms som minst för 0-alternativet även om det inte skall föreligga någon risk med de andra två om relevanta åtgärder sätts in i form av information och inhägnader.

Negativ påverkan på landskapsbild, rekreativliv och kulturvärden framstår som störst i 0-alternativet på grund av Rya skog. Landskapsbildens påverkas i alla alternativ och det beror på vad man jämför med. Rya är inte särskilt störande i förhållande till de omgivande anläggningarna. De tio filterytorna i källseparerat

alternativ kan vara ett främmande inslag i Bergsjön och det ändrar stadsbilden, men är knappast störande, speciellt inte om de är vegetationstäckta.

Den enda parametern i grupp C är behovet av mark. 0-alternativet har ett betydligt mindre markbehov än de övriga två alternativen. Hur detta behov skall värderas mer än som en kostnad lämnas öppet och är en fråga som bör penetreras i samband med samhällsplanering.

En slutlig värdering av miljökonsekvenserna ger dock att källseparerat alternativ tätt följt av 0-alternativet ger de minst negativa effekterna på miljön.

En avgörande skillnad mellan 0-alternativet och de övriga två är att de gör avloppet synligt för de boende genom att det tar plats, det kanske luktar och det drar till sig transporter. I första hand bedöms detta som negativt, man vill inte bli påmind av otrevliga saker. Det finns dock ett värde i att synliggöra avloppet och näringsämnenas kretslopp för att den enskilde skall ta ansvar för sitt beteende t ex vad man slänger i toaletten och vilka rengöringsmedel man använder. Detta kan jämföras med resonemanget med avfall och källsortering. De känslomässiga värderingarna med detta synliggörande skulle förmodligen få många att avråda från källsepareringsalternativet.

4.2 Utvidgad utredning av miljökonsekvenser i Bergsjön. Studie av avloppshanteringens miljöpåverkan i ett resurs- hushållande perspektiv.

4.2.1 Användning av naturresurser och energi

Här redovisas användning av naturresurser och återföring till kretsloppet av:

- * vatten
- * dieselolja
- * naturgrus
- * reningskemikalier
- * elenergi
- * fossil energi
- * energiåtervinning (avloppsvatten, biogas, gödningsmedel)
- * näringsämnen
- * avfall

I tabellform nedan redovisas aktuella förbrukade och återvunna mängder för respektive alternativ, liksom energianvändning.

Användning av naturresurser vad gäller material för tillverkning av byggnadsmaterial och komponenter i systemen har ej tagits med. Däremot ingår den energi som krävs för tillverkning och byggande av avloppssystemet.

I *Appendix 1* redovisas mer ingående vad som omfattas under de olika rubrikerna ovan.

		<u>0-alternativ</u>	<u>Lokalt alternativ</u>	<u>Källseparerat alternativ</u>
Vattenförbrukn.	Mm ³ /år	1	1	0.8
Dieselloja, totalt/transporter	l/år	20700/ 2370	30200/ 11000	45000/ 20400
Naturgrus	m ³ /år	0.00	3400	1400
Reningskemikalier	ton/år	160	0.00	0.00
Energi				
Elenergi förbrukn., drift / investeringar	MWh/år	770 ¹ / 30 tot. 5150 / 30	365 / 35	90 / 35
Fossil energi förbrukn. drift / investeringar	MWh/år	25 / 180	110 / 195	200 / 245
Energianvändning, totalt	MWh/år	1005 ¹ tot. 5385	705	570
värme från avloppsvatten och/ eller biogas	MWh/år	13890	490	1020
el från biogas	MWh/år	350		
handelsgödsel N-P-K besparing av tillverkning och transporter	MWh/år	115	155	300
Energiåtervinning, totalt	MWh/år	14355	645	1320
Energibalans	MWh/år	+ 8970	- 60	+ 750
Fosfor till kretslopp	ton/år	13,2	12,5	14,5
Kväve till kretslopp	ton/år	6,7	6,6	61,8
Kalium till kretslopp	ton/år	0,6	3,8	173
Besparing handelsgödsel				
Fosfor	ton/år	11,9	11,3	13,0
Kväve		2,7	2,6	24,7
Kalium		0,5	3,4	155
Avfall	ton/år	170	0,1	0,1

1 Siffran inom parentes anger Ryaverkets elenergiförbrukning inkl pumpning på nätet och exkl. värmepanläggningen.

Vattenförbrukning

Vattenförbrukningen är lika i 0-alternativet och lokalt alternativ. Den specifika vattenförbrukningen är densamma och samma typ av toaletter används i de båda alternativen. I källseparerat alternativ ger själva toalettsystemet lägre vattenförbrukning men användningen av BDT-vatten har antagits vara lika i alla alternativ. Eftersom BDT-vattnet utgör de stora flödena blir skillnaden i vattenförbrukning marginell i de olika alternativen.

Dieselolja

Förbrukningen av dieselolja är störst i källseparerat alternativ och lägst i 0-alternativet. Förbrukningen är mer än dubbelt så stor i källseparerat alternativ än i 0-alternativet.

Transporterna utgör ungefär 11 % i 0-alternativet, 36 % i lokala alternativet och 45 % i källseparerat alternativ.

Naturgrus

Som filterbäddsmaterial används i detta fall sorterat naturgrus i lokalt och källseparerat alternativ. Naturgrus är en mycket begränsad resurs i regionen och restriktioner mot uttag kommer att införas inom en snar framtid. Det är eventuellt möjligt att moränmaterial som tvättats och siktats kan användas som filtermaterial. Som ett alternativ till sand vad gäller fastläggning av t ex fosfor är lecakulor. Det är dock ur energisynpunkt en tveksam produkt eftersom framställningen av leca kräver mycket energi.

Störst åtgång på filtermaterial sker i lokalt alternativ eftersom utbyte av material skall ske vart 5:e år. I källseparerat alternativet sker byte vart 10:e år.

Utbytt filterbäddsmaterial skall läggas på jordbruksmark för att återföring av fosfor skall ske.

Reningskemikalier

Reningskemikalier används endast i 0-alternativet. De reningskemikalier som används i stor mängd är framförallt järnsulfat som flockningmedel. Järnsulfat är en restprodukt från tillverkning av titandioxid som används bl a inom färg- och pappersindustrin. Om avsättning inte fanns som reningskemikalie skulle järnsulfaten bli ett avfallsproblem.

Användning av energi

Beräkningarna av energianvändningen omfattar driften av VA-systemen samt investeringsdelen, dvs energianvändning för tillverkning av alla komponenter i systemet som t ex sanitetsporlin, vacuumsystem, ledningsnät och tankar. Framställning och transport av reningskemikalier till Ryaverket ingår i beräkningarna.

I 0-alternativet utgör investeringarna 20 % av totala energianvändningen (exkl värmepumpar). I lokala alternativet är motsvarande förhållande 30 % och i

källseparerat alternativ 50 %.

Elenergi

Den totala användningen av elenergi är störst i 0-alternativet antingen man räknar med värmepumparna eller ser enbart till Ryaverkets (inkl pumpar på nätet) energianvändning.

Ryaverket inkl pumpar på ledningsnätet använder nästan dubbelt så mycket elenergi som lokala alternativet och nästan 6 gånger mer än källseparerat alternativ. Källseparerat alternativ har således lägst energianvändning.

Fossil energi

Fossil energi omfattar huvudsakligen transporter per bil och båt. Framställning av byggnadsdelar av betong t ex kräver också fossil energi. Användningen av fossil energi är störst i källseparerat alternativ och lägst för 0-alternativet.

Energiåtervinning

återvinning av värme ur avloppsvatten och biogas från rötning av slam ger en stor fördel ur energisynpunkt. 0-alternativet och källseparerade alternativet ger mer energi räknat i kWh än vad som åtgår för drift och investeringar. I det lokala alternativet är däremot energiåtervinningen lägre än energianvändning. Energi finns i avloppsvattnet i form av värme och organiskt material. Beroende på vilken teknik som används för energiåtervinning och vilka avsättningsmöjligheter man har för återvunnen energi, kan systemen optimeras.

I posten energiåtervinning har även medtagits den energi som man slipper använda för tillverkning och transport av handelsgödsel i och med att slam och urin nyttjas i jordbruket eller grönytor. I *appendix 1* visas närmare hur beräkningar gjorts.

Om hänsyn tas till energins kvalitet (exergi) enligt resonemang i avhandling av John Holmberg (1995) kan slutsatsen dras att återvinning av värme ur avloppsvatten ger en stor förlust i exergi – högvärdig elenergi som insats i värmepumpar ger lågvärdig energi i form av vattenburen värme. Vad gäller dagens värmepumpar kan man då dra slutsatsen att dessa har för dålig verkningsgrad.

Energianläggningen i lokala alternativet och källseparerade alternativet förutsätter att avfall och slam samrötas i en typ av energilimpa. Om anläggande av denna typ av avfallsanläggning inte är möjlig kan istället en röttningsanläggning av reaktortyp byggas på samma ställe. Hanteringen blir mer sluten och risken för nedskräpning och andra störningar minskar. Energilimpan kan även placeras närmare jordbruksmark där samrötning kan ske av gödsel, jordbruksgrödor och slam.

Näringsämnen

När det gäller återföring av näringsämnen till jordbruksmark ger källseparerat alternativ den högsta återföringen av kväve, fosfor och kalium.

Jämfört med handelsgödsel har slam och även urin en lägre verkningsgrad som gödselmedel. Det innebär att en större giva av slam och urin krävs för att få samma skördeutfall som med handelsgödsel. Verkningsgraden vad gäller kväve har uppskattats till 0.4, fosfor 0.9 och kalium 0.9 jämfört med handelsgödselmedel.

För beräkning av hur mycket handelsgödsel som sparas, i och med "natur" gödslingen, tillämpas samma resonemang som ovan. I källseparerat alternativ t ex motsvarar en återförd kvävemängd på 60 ton således en kvävegödselmängd på 25 ton.

Eftersom förhållandena N:P:K i totalmängden slam/urin/filterbäddsmaterial inte stämmer överens med de givor som rekommenderas för t ex stråsåd innebär det att ett överskott kväve tillförs för varje anpassad fosforgiva. Eftersom verkningsgraden är lägre för kväve än för fosfor blir eventuellt givorna ändå rätt avpassade. Kunskapen om verkningsgrader vad gäller slam och uringödsling är bristfälliga varför en uppskattning gjorts efter de uppgifter som finns tillgängliga.

4.2.2 Värdering av de tre alternativen

Samtliga parametrar förs under gruppen:

A *Naturens villkor*

Detta får konsekvensen att de värderas högt.

Användningen av naturresurser och energi talar för det källseparerade alternativet eftersom det ger :

- lägst vattenförbrukning
- lägst energianvändning
- högst återföring av fosfor, kväve och kalium

Den faktor som belastar källseparerat alternativet är användning av fossilt bränsle (diesel) som ger stora emissioner till luft. Förbrukningen av fossil energi är dubbelt så stor i källseparerat alternativet som i 0-alternativet. Om annat bränsle t ex biogas användes för transporter av slam, urin m m skulle utsläppssituationen förändras. Utsläppen av koldioxid skulle ej räknas eftersom biogasen kommer från organiskt material där kolet ingår i ett kretslopp.

Om filterbäddssandens fosforinnehåll ej skulle kunna utnyttjas minskas återföringen till jordbruket radikalt vad gäller det lokala alternativet. I det källseparerade alternativet skulle fosforåterföringen halveras. 0-alternativet skulle därmed ge bäst utfall eftersom fosfor fastläggs effektivt i slammet vid kemisk fällning.

0-alternativet har högst energianvändning men också högst energiåtervinning av de tre alternativen. Med tanke på exergianvändningen i detta fall dvs kvaliteten på den energi man använder för att återvinna värme är det en tveksam återvinningsform. Den återvunna värmen förser fjärrvärmenätet med värme för uppvärmning. Om inte denna värme fanns att tillgå skulle alternativet vara att använda olja eller naturgas som bränsle i ett värmeverk.

I lokalt alternativ och källseparerat alternativ har möjligheten till återvinning av värme ur avloppsvatten undersökts. Det kan konstateras att det är tekniskt möjligt men

knappast ekonomiskt rimligt att idag installera värmepumpar i dessa avloppssystem. Om energiåtervinning vore möjlig i de lokala systemen skulle återvinningen ge mer energi totalt än vad som används för driften av anläggningarna.

I *Appendix 3* visas i tabellform en sammanställning av de viktigaste resultaten i siffror och förenklade värdeomdömen för vissa parametrar.

4.3 Utredning av miljökonsekvenser i Hamburgsund. Studie av lokal påverkan.

Miljökonsekvensutredningarna för avloppslösningar i Hamburgsund följer samma struktur som utredningen i Bergsjön.

Alternativen har namngetts på samma sätt för att underlätta förståelse i text och tabeller.

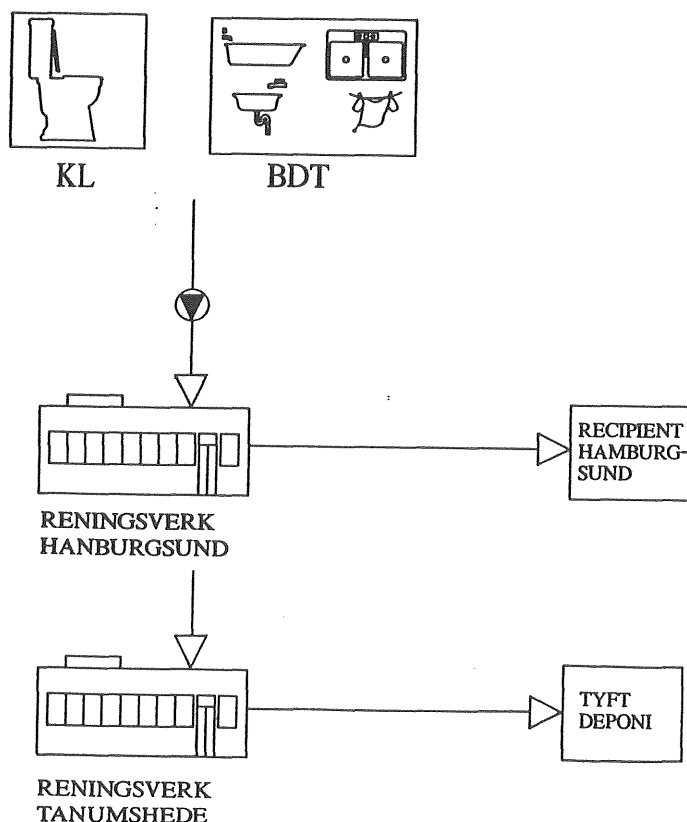
Utredningen bygger på det faktaunderlag som redovisas i *Appendix 2* samt delrapport 1 från ECO-GUIDE projektet (Malmqvist m fl 1995).

De olika alternativen kallas:

0-alternativet

Befintliga systemet med de förändringar som kan tänkas göras inom en 10-årsperiod. I alternativet förutsätts att nya installationer görs av sanitetsporcelain, ledningar i fastigheterna etc.

Avloppsbehandlingen är konventionell, dvs överföring sker av avloppsvattnet till ett avloppsreningsverk med mekanisk, kemisk och biologisk behandling. I Hamburgsund ligger reningsverket centralt i samhället. Slammet från reningsverket transporteras till Tanumshede avloppsreningsverk för avvattning. Tillsammans med slammet från Tanumshede transporteras det avvattnade slammet till deponi.



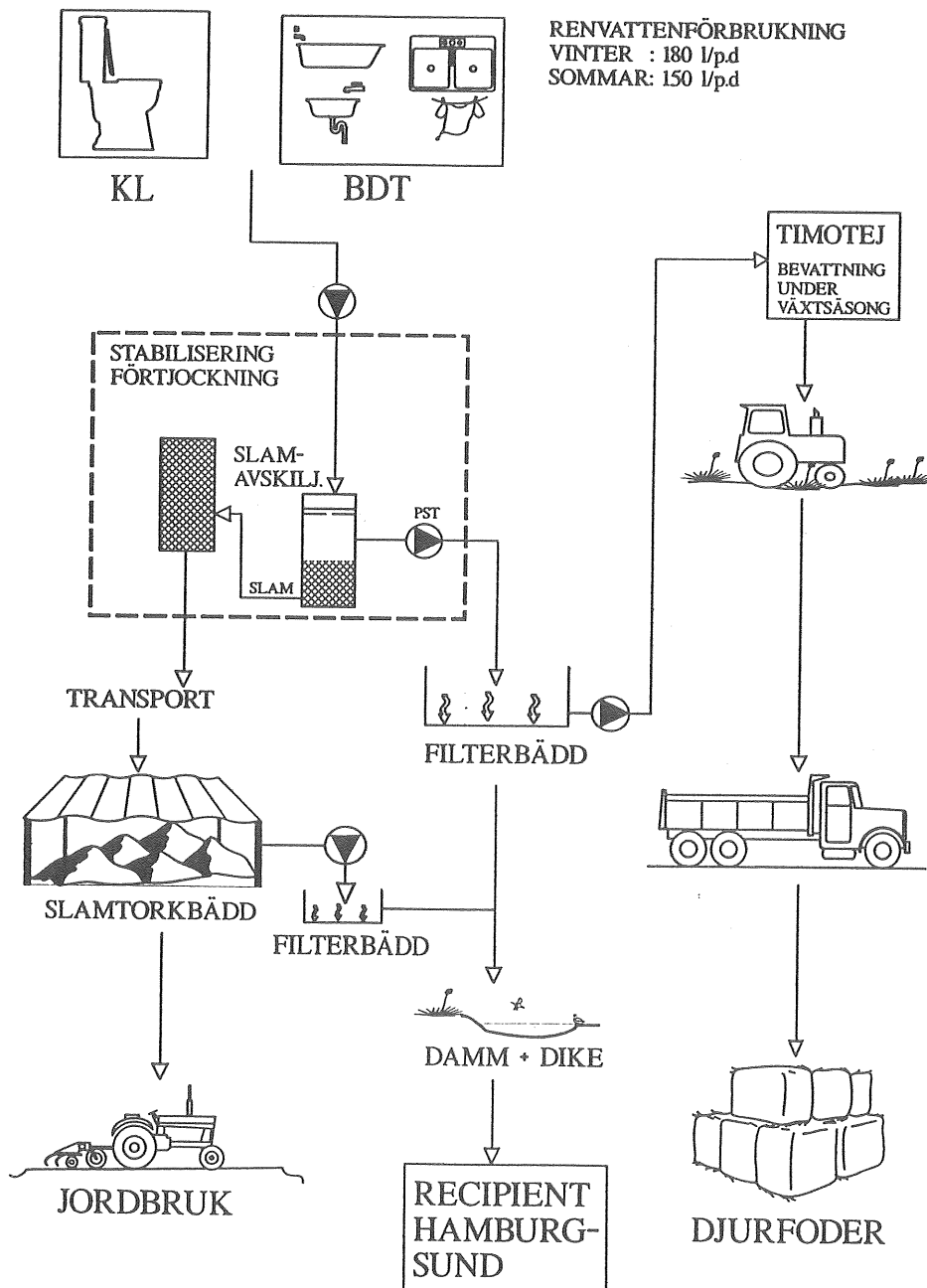
Figur 4.4 Flödesschema för alternativ 0 i Hamburgsund.

Lokalt alternativ

Nuvarande ledningssystem och "toalettsystem" används men en lokal rening görs med naturnära metoder. I alternativet förutsätts att nya installationer görs av sanitetsporlin, ledningar i fastigheten etc.

För avloppsbehandlingen placeras slamavskiljare inne i bebyggelsen. Vattenfasen från slamavskiljarna behandlas i öppna filterbäddar. I Hamburgsund efterbehandlas det renade avloppsvattnet i ett dammsystem före utsläpp till recipienten. En delström av vattnet används för bevattning av jordbruksgrödor (timotej).

Slammet torkas i slamtorkbäddar och nyttjas som gödning.

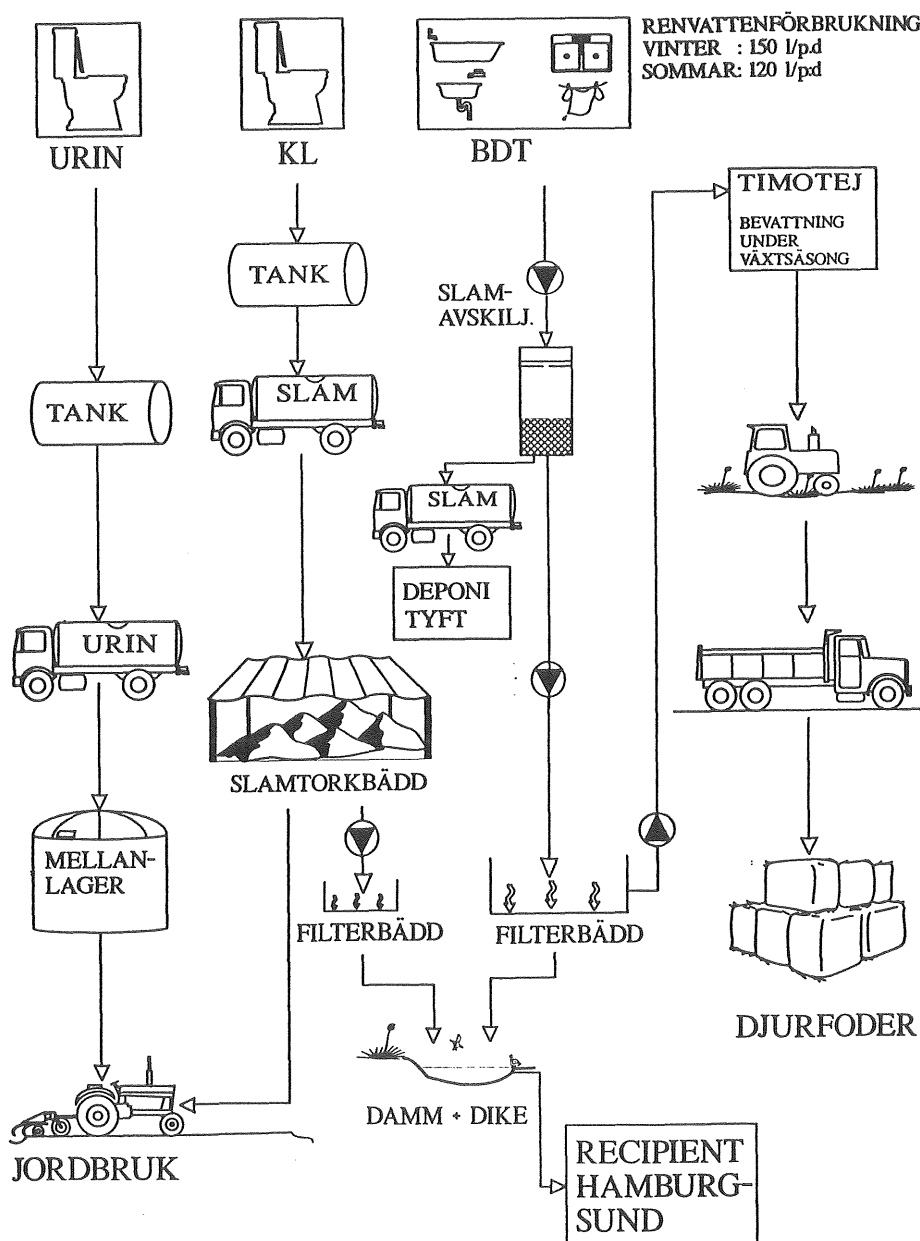


Figur 4.5 Flödesschema för alternativ 1 i Hamburgsund.

Källseparerat alternativ

En ny typ av toaletter installeras, s.k urinsorterande toaletter. Urin samlas upp separat i tankar liksom även fekaliedelen. BDT-vattnet behandlas lokalt för sig.

För transport av fekaliedelen från toalettstol till uppsamlingstank, med minsta möjliga mängd vatten, installeras vacumsystem för avlopp. Vissa enbostadshus i Hamburgsund får istället multrum. I källseparerade alternativet krävs hämtning av de olika fraktionerna med slambil. Urinen används som gödning inom närliggande jordbruksmark. I Hamburgsund torkas slammet på slamtorkbäddar före användning i jordbruket. BDT-vattnet renas med hjälp av slamavskiljare och öppna filterbäddar före utsläpp till recipienten. En delström av vattnet används för bevattning av grödor, övrigt vatten passerar ett dammsystem före utsläpp till recipienten.



Figur 4.6 Flödesschema för alternativ 2 i Hamburgsund.

4.3.1 Användning av mark

Erforderlig markyta som krävs för anläggningarna i de olika alternativen är:

<i>0-alternativ</i>	<i>lokalt alternativ</i>	<i>källseparerat alternativ</i>
0,3 ha	3,8 ha	3,8 ha

Den befintliga reningsanläggningen dvs 0-alternativet ligger på berg i anslutning till hamnområdet.

Det lokala alternativet innebär att produktiv jordbruksmark kommer att tas i anspråk för filterbäddar, dammar och diken. Det är inte känt om det är högproduktiv jordbruksmark. Den befintliga reningsanläggningen kommer att nyttjas som slamavskiljare. Den biologiska mångfalden och produktionsförmågan kommer att förändras på dessa ytor. Dammarna och diken innebär troligtvis en ökad artrikedom och ökad mängd vad gäller flora och fauna. Området närmast Rörvikkilen, som är recipient i detta alternativ, har karaktären av våtmark/strandäng.

Under växtsäsong kommer timotej att bevattnas med behandlat (filtrerat) avloppsvatten. Nuvarande jordbruksytor kommer att nyttjas för detta.

Källseparerat alternativet omfattar samma ytor för behandling som lokala alternativet. Samma effekter kan förväntas vid nyttjandet av markområdena.

4.3.2 Flora och fauna

För samtliga alternativ gäller att lokal påverkan på floran kan ske genom att marken bearbetas vid ledningsdragningar. Vad gäller 0-alternativet är reningsanläggningen placerad på plansprängt berg och påverkar knappast kringliggande flora eller fauna i någon större utsträckning.

Lokala alternativet och det källseparerat alternativet kan påverka befintlig flora och fauna genom anläggandet av dammar och diken i jordbruksmarken. Artrikedomen kommer troligtvis att öka både vad gäller flora och fauna i och runt diken och dammar. Filterbäddarna kommer spontant att bli täckta med vegetation med tiden.

4.3.3 Landskapsbild

Reningsverket i 0-alternativet ligger i anslutning till hamnområdet och ansluter väl till terrängen och bebyggelsen i övrigt. Anläggningen utgör ingen störning i landskapsbilden.

Lokala alternativet och källseparerat alternativ innebär att landskapsbilden förändras genom att annan växtlighet etableras. Troligtvis kommer landskapet att bli mer intressant och omväxlande.

4.3.4 Utsläpp till mark

Som utsläpp till mark räknas framförallt fast avfall och slam som deponeras samt föroreningar som finns i slam och urin och hamnar på jordbruksmark. Risken för läckage till grundvattnet av obehandlat avloppsvatten är minimalt i samtliga alternativ. Filterbäddarna placeras på "tät" botten dvs lera med ett dräneringsskikt som samlar upp och avleder filtratet. Risken för läckage blir därmed liten.

0-alternativet innebär att allt avloppsslam från Hamburgsund transporteras med bil till Tanumshede reningsverk. Slammet från Tanumshede avvattnas och deponeras på avfallsupplaget Tyft. Hamburgsunds andel uppgår till ca 130 ton per år (TS 25 %) av totalt 2200 ton som deponeras. Det är inte känt hur mycket övrigt fast avfall, t ex gallerrens, som uppkommer under driften. Deponin Tyft är ett kontrollerat upplag där uppsamling och kontroll av lakvatten sker.

I lokala alternativet och källseparerade alternativet förutsätts att allt slam kan nyttjas i jordbruket. Vad gäller fast avfall bedöms att mycket lite alstras under drifttiden.

Tillförda metaller till jordbruksmark i källseparerat och lokalt alternativ härrör från innehållet i fekalier och urin samt BDT-vatten. Innehållet i fekalier och urin kommer inte att ge någon systematisk ökning av jordbruksmarkens metallinnehåll eftersom det kommer att tas upp av grödan (timotej) och via djur och människa så småningom kommer tillbaka till jordbruksmarken. BDT-vattnet innehåller bl a koppar som tillkommit "externt" från ledningsnätet.

4.3.5 Utsläpp till luft

Utsläpp av föroreningar till luft sker framförallt vid biltransporter av reningskemikalier, slam, urin m m.

För dieseldrivna fordon kan utsläppen av SO₂, CO₂, NO_x och CO uppskattas till:

		<u>0-alternativ</u>	<u>Lokalt alternativ</u>	<u>Källseparerat alternativ</u>
CO ₂	kg/år	3395	3350	4100
CO	kg/år	13	13	18
NO _x	kg/år	56	55	77
SO ₂	kg/år	7	7	9

Emissionerna till luft är ungefär lika i det lokala alternativet och 0-alternativet. Källseparerat alternativ ger 20-40 % högre utsläpp än de övriga alternativen. Om slammet i 0-alternativet nyttjades på jordbruksmark i närområdet skulle transportarbetet minska väsentligt. 0-alternativet skulle då ge lägre utsläpp än lokala alternativet.

4.3.6 Utsläpp till vatten

Utsläpp av behandlat avloppsvatten sker i 0-alternativet via en utloppsledning till Hamburgsunds djupränna. Lokalt alternativ och källseparerat alternativ kommer att ha utsläpp i en mindre vik, Rörvikkilen, söder nuvarande utsläppspunkt.

Utsläppsmängderna i de olika alternativen är :

		<u>0-alternativ</u>	<u>Lokalt alternativ</u>	<u>Källseparerat alternativ</u>
Totalfosfor	ton/år	0.2	0.1	0.06
Totalkväve	ton/år	4.6	2.6	0.8
Kalium	ton/år	?	< 0-alt	< lokalt alt
BOD-7	ton/år	2.2	1.6	0.6
Kadmium	kg/år	?	< 0-alternativet	< lokalt alternativ

Källseparerat alternativ ger lägst utsläpp av kväve, fosfor, kalium, BOD och troligtvis även kadmium. 0-alternativet ger störst utsläpp.

Utsläpp i Rörvikkilen kan vara känsligare än utsläpp i Hamburgsund där vattenomsättningen är god. Utsläpp i område med låg vattenomsättning kan medföra en ökad alg tillväxt vilket påverkar artsammansättning och produktion av bottenlevande djur. Genom rätt teknisk utformning av utloppsledning kan dock problemen begränsas.

4.3.7 Buller

Reningsverket i 0-alternativet alstrar inget störande buller men biltransporter till och från verket kan uppfattas som störande för närboende. Transportfrekvensen för hämtning av slam och lossning av kemikalier är låg, ca 60 ggr per år, vilket gör att störningen bedöms som liten.

I lokala alternativet uppkommer buller under byggnadsskedet och under drift vid slamtransporter, utbyte av filtersand och skörd av timotej. Buller av detta slag är att hänföra till normalt "jordbruksbuller" som redan idag finns i området. Störningen bedöms som liten.

I källseparerat alternativ kommer biltransporterna att öka inne i bebyggelsen eftersom tankar för slam och urin skall tömmas regelbundet (2 ggr per år/tank). Antalet hämtningar uppgår totalt till ca 500 per år eller 10 per vecka. Hämtning vid fastigheten 4 gånger per år skall jämföras med avfallshämtning som sker en gång per vecka i tätorten. I centrum förekommer också industriverksamhet som ger upphov till trafik och buller. Slam- och urinhämtning kan därmed inte ses som något stort problem i sammanhanget.

4.3.8 Lukt

Lukt kan uppstå kortare stunder vid hämtning av slam i 0-alternativet men även i lokala alternativet då reningsverket används som slamavskiljare. Vid uppläggning av slammet på slamtorkbäddarna i lokala alternativet och källseparerat alternativet kan en viss lukt uppstå. Det blir dock endast ett fåtal människor som berörs eftersom anläggningen placeras utanför tätbebyggelsen.

Slam- och urintankar i källseparerat alternativ kan ge upphov till luktstötter om inga särskilda åtgärder vidtas för att förhindra detta.

4.3.9 Hälsa och säkerhet

Hälsorisker i samband med hantering av avloppsvatten och slam bedöms som små. Utbildad personal har tillsyn över reningsverket i 0-alternativet liksom i lokalt alternativ och källseparerat alternativ. Filterbäddar, dammar och diken skall "hägnas" in så att allmänheten inte kommer i kontakt med avloppsvattnet. Risken för smitta bedöms som liten i samtliga alternativ med den utformning av anläggningarna som angetts. I källseparerat alternativ är bakteriehalterna i utgående vatten väsentligt lägre än i 0-alternativet och lokala alternativet.

Vad gäller säkerhet i övrigt kommer riskerna i trafiken att ev att öka något i källseparerat alternativ eftersom trafikmängden kommer att öka i samhället.

4.3.10 Rekreation och fritid

Reningsverket i 0-alternativet ligger inom hamnområdet i Hamburgsund där småbåtshamn, gästhamn, idrottshall m m är belägna. Området är av riksintresse för friluftslivet. Anläggningen är dock knappast störande för rekreation och fritid.

I lokalt alternativ liksom källseparerat alternativ tillkommer anläggningar som filterbäddar och dammar. Dessa placeras på åkermark och strandängar söder om tätbebyggelsen och väster om väg 163. Detta område är klassat som riksintresse för friluftsliv. Ca 500 m söder om dammarna ligger en campingplats. Filterbäddar och dammar placeras på jordbruksmark som inte är tillgänglig för friluftsliv. Någon större inverkan på friluftslivet kommer därför inte reningsanläggningarna att utgöra.

4.3.11 Kulturvärden

Inga kulturvärden finns i områdena där de olika alternativen har planerats.

4.3.12 Värdering av de tre alternativen

Värderingen utförs genom att dela upp de studerade parametrarna i tre grupper enligt samma resonemang som för bergsjön, se avsnitt 4.1.12.

- | | | |
|---|-------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| A | Naturens villkor; | Negativ påverkan på de livsuppehållande systemen, såsom utsläpp till mark, vatten och luft, påverkan på flora och fauna samt hälsoaspekter i form av säkerhet. |
|---|-------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

- | | | |
|---|---------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| B | Människans villkor; | Hälsospekter i form av störningar såsom buller och lukt, intrång i landskapsbild, rekreation och kulturvärden. |
| C | Genomförande; | Markbehov (här menas endast yta som fysisk parameter. Tas ytor i anspråk som påverkar t ex biologiskt mångfald negativt, värderas denna påverkan efter kategori A). |

Parametrarna i grupp A har högsta prioritet. På samma sätt som för Bergsjön så har de regionala miljömålen från Miljöfaktaboken (1995) gett underlag för en prioritering av vissa miljöbelastningar som avloppssystemen genererar. Det som väger tyngst i grupp A är kväveutsläpp till vatten, jämfört med kväve- och svaveloxid-utsläpp till luft. För denna bedömning har samma resonemang övervägts som i Bergsjön, dvs att avloppssystemens andel av hela områdets kväveutsläpp till vatten är betydligt större än avloppssystemens andel av områdets luftutsläpp av kväve- och svaveloxider¹.

Det källseparerat alternativet ger det minsta utsläppet av närsalter och metaller till vatten. När det gäller utsläppspunkten för renat avloppsvatten i lokala alternativet och källseparerade alternativet så är den känsligare än i 0-alternativet. Med rätt teknisk utformning kan dock rätt spådningsförhållanden fås och risken för övergödning i Rörvikkilen minimeras.

I det källseparerade alternativet kommer utsläppen till luft att öka jämfört med utsläppen i 0-alternativet och lokala alternativet. Om biobränslen t ex biogas används istället för dieselolja vid transporter minskar utsläppen. Koldioxidutsläppen kan då försummas eftersom kolet ingår i ett kretslopp.

Samtliga alternativ har liten påverkan på flora och fauna.

Parametrarna i grupp B bedöms mer subjektivt än de i grupp A och C. Vad gäller hälsa och säkerhet är bedömningen att alternativen är likvärdiga eller möjligen något till källseparerat alternativet nackdel. Anledningen är alla biltransporter inne i bebyggelsen som eventuellt ökar risken för olyckor. Bullernivån kommer också att öka något i bebyggelsen i källseparerat alternativ.

Samtliga alternativ har ingen större påverkan på landskapsbild, rekreation eller kulturvärden.

I grupp C är markbehovet avgörande. 0-alternativet ger minst markbehov medan lokala alternativet och källseparerat alternativ har lika stort markbehov.

Den slutliga bedömningen blir att källseparerat alternativ är, med tvekan, bäst ur miljösynpunkt eftersom den ger minst utsläpp av framförallt kväve till ett vattenområde som redan är visar tecken på allmän övergödning.

¹ Egentligt belägg för detta resonemang finns inte framtaget. Data vad gäller totalt kväveutsläpp från Hamburgsundsregionen eller totalt utsläpp från trafiken har inte tagits fram.

4.4 Utvidgad utredning av miljökonsekvenser för Hamburgsund. Studie av avloppshanteringen i ett resurshushållande perspektiv.

4.4.1 Användning av naturresurser och energi

Här redovisas användning av naturresurser och återföring till kretsloppet av

- * vatten
- * dieselolja
- * naturgrus
- * reningskemikalier
- * elenergi
- * fossil energi
- * näringsämnen
- * avfall

I tabellform nedan redovisas aktuella förbrukade och återvunna mängder för respektive alternativ.

Användning av naturresurser vad gäller material för tillverkning av byggnadsmaterial och komponenter i systemen har ej tagits med. Däremot ingår den energi som krävs för tillverkning och byggande.

I *Appendix 2* redovisas mer ingående vad som omfattas under de olika rubrikerna ovan.

		<u>0-alternativ</u>	<u>Lokalt alternativ</u>	<u>Källseparerat alternativ</u>
Vattenförbrukn.	m ³ /år	67 000	67 000	59 000
Diesellojja, totalt/transporter	l/år	9600/ 1200	3500/ 750	7000/ 1470
Naturgrus	m ³ /år	0	150	70
Reningskemikalier	m ³ /år	30	0	0
Energi				
Elenergi förbrukn. drift/investeringar	MWh/år	152/4	60/4	54/6
Fossil energi förbrukn. drift/ investeringar	MWh/år	68/28	12/23	16/53
Total Energianvändning	MWh/år	250	100	130
Energiåtervinning: Handelsgödsel ¹	MWh/år	8	9	16
Energibalans	MWh/år	242	91	114
Fosfor till kretslopp	kg/år	0 (860) ²	875	930
Kväve till kretslopp	kg/år	0 (580)	1090	4300
Kalium till kretslopp	kg/år	0	>0-alternativet	> lokalt alternativ
Besparing handelsgödsel	kg/år			
Fosfor		0	790	840
Kväve		0	440	1720
Avfall	ton/år	130	0	0

Vattenförbrukning

Vattenförbrukningen är lägre i källseparerat alternativ än övriga alternativ eftersom vacuumsystem för fekalier installeras liksom multrumsmoduler. Eftersom mängden BDT-vatten förväntas vara densamma blir skillnaden i vattenförbrukning trots allt inte avsevärt lägre i detta alternativ.

1 Handelsgödsel man slipper tillverka och transportera när slam och urin används som gödning.

2 återförd mängd om slammet nyttjades i jordbruket

Dieselolja

Lokala alternativet har lägst förbrukning av dieselolja. 0-alternativet har störst förbrukning eftersom framställning och transport av reningskemikalier kräver mycket energi. Transporterna är också långa. Förbrukningen är nästan tre gånger så stor som lokala alternativet.

Naturgrus

Naturgrus är en mycket begränsad naturresurs i regionen. I 0-alternativet används inget grus under driftskedet. Lokala alternativet ger störst årlig förbrukning av filtersand. Det är inte känt hur stort uttaget är totalt i regionen och hur stor andel lokala alternativet respektive källseparerat alternativ skulle utgöra.

Reningskemikalier

I lokalt och källseparerat alternativ används inga reningskemikalier för driften. Det endast i 0-alternativet som reningskemikalier används för spillvattenreningen. Den kemikalie som används vid reningsverket i Hamburgsund är PAX 21 som består av aluminiumklorid. Produkten tillverkas av aluminiumhydroxid och saltsyra och tillverkningen sker i Helsingborg (Kemira). Aluminiumhydroxid utvinns från bauxit (vittringsprodukt som ej anses vara en ändlig naturresurs) och saltsyra från stensalt. Framställningen kräver framförallt fossil energi.

Kemikalier för produktion av renvatten har ej tagits med i sammanställningen.

Energianvändning

Elenergi

I energiberäkningarna ingår förutom driften av VA-systemen även energianvändningen för framställning av byggnadsmaterial och komponenter till avloppssystemet.

Källseparerat alternativ har den lägsta elanvändningen. Lokala alternativet innebär en något högre elenergianvändning än källseparerat alternativ. Elenergi används framförallt för drift av pumpar i systemet.

Elanvändningen är mer än dubbelt så hög i 0-alternativet än i de övriga alternativen. Elenergi används huvudsakligen för driften av reningsverket och pumpar på nätet.

Fossil energi

Användningen av fossil energi är lägst i lokala alternativet och högst 0-alternativet. I lokala alternativet och källseparerat alternativ utgör investeringsdelen ungefär 70 - 80 % och driften 30 - 20 % av totala fossila energianvändningen.

I 0-alternativet utgör investeringsdelen 30 % och driften 70 % av totala fossila energibehovet. Under driftskedet är det huvudsakligen framställning och transport av reningskemikalier som kräver mest fossil energi.

Återvinning av energi

Genom att använda slam och urin som gödningsmedel istället för handelsgödsel sparar man energi. Framställning och transport av handelsgödsel kräver framförallt fossil energi. Man kan alltså se detta som en form av energiåtervinning.

Återvinningen är störst i källseparerat alternativ eftersom framförallt kväve tas tillvara via uringödslingen.

Näringsämnen

Återföring av näringsämnen till jordbruket är störst källseparerat alternativ. Under växtsäsong bevattnas timotejodlingar och all näring tas tillvara. Om slammet i 0-alternativet kunde avsättas lokalt skulle återföringen av fosfor bli i samma storleksordning som lokala alternativet. Återföringen av kväve skulle däremot bli hälften av den i lokala alternativet. Källseparerat alternativ ger fyra gånger högre återföring av kväve än lokalt alternativ.

Om filterbäddssandens fosforinnehåll ej kan återföras till jordbruket kommer lokala alternativet att ge lägst återföring med 160 kg/år jämfört med källseparerat alternativ med 600 kg/år. Återföring av näringsämnen i lokalt alternativ sker huvudsakligen genom bevattningen av timotejodlingen.

Återföring av näringsämnen från avloppsvattnet ersätter handelsgödsel som annars skulle använts för odlingen. Verkningsgraden av "natur" gödning är lägre än den för handelsgödsel. Detta gäller framförallt för kvävegödselmedel som lätt tas upp av växter. Större givor erfordras därför av näringsämnen i slam och urin. Besparingen av handelsgödsel vad gäller kväve och fosfor (uppgifter om kalium saknas för Hamburgsund) som anges i tabellen är därför lägre än motsvarande mängd som anges gå tillbaka till kretsloppet. Besparing av handelsgödsel är störst i källseparerat alternativ.

Avfall

Avfallsmängden i 0-alternativet utgörs huvudsakligen av slam som idag deponeras. Slammets kvalitet är dock sådant att det skulle kunna användas i jordbruket enligt Naturvårdsverkets riktlinjer.

I de övriga alternativen uppkommer inget eller minimalt med avfall.

4.4.2 Värdering av de tre alternativen

Samtliga parametrar i den utvidgade utredningen förs under gruppen:

A Naturens villkor

Samtliga parametrar i denna grupp värderas högt.

Vad gäller hushållning med naturresurser som vatten, olja och grus, ger källseparerat alternativet lägst vattenförbrukning, lokala alternativet ger lägst dieseloljeförbrukning och 0-alternativet lägst grusuttag.

När det gäller hushållning med energi ger lokala alternativet den lägsta totala energianvändningen. 0-alternativet har 2.5 gånger högre energianvändning och källseparerat alternativet 1.5 gånger högre än lokala alternativet.

Återföring av näringsämnen är störst i källseparerat alternativ, framförallt gäller det kväve och kalium men även fosfor.

En av slutsatserna blir att 0-alternativet är sämst ur miljösynpunkt framförallt för att energianvändningen är hög och att slammet ej kan nyttiggöras. Även om slammet med dess näringsämnen tillfördes jordbruket skulle återföringen vara lägre än i övriga alternativ.

Valet står mellan lokalt alternativ och källseparerat alternativ. Det som överväger till lokala alternativets fördel är den något lägre totala energianvändningen och den lägre förbrukningen av dieselolja. Energianvändningen vad gäller driften av systemen i lokalt och källseparerat alternativ är ungefär lika. Det som skiljer är energianvändningen för framställning av delar och komponenter till VA-systemet i källseparerat alternativ. Genom att se över framförallt materialval av olika komponenter som brunnar, tankar m m skulle man kunna få ner den totala energianvändningen i det källseparerade alternativet. Skillnaden mellan lokalt och källseparerat alternativ ur energianvändningssynpunkt skulle därmed minska.

Återvinning av energi i form av handelsgödsel, som man slipper tillverka eftersom man gödslar med avloppsvatten, slam och urin, är störst i det källseparerade alternativet. Energibalansen i lokalt och källseparerat alternativ blir härmed ännu mer jämlika.

Dieselolja som är en begränsad resurs skulle kunna bytas ut mot ett biobränsle som t ex biogas. Denna parameter är därför inte avgörande vid val mellan lokalt och källseparerat alternativ.

Faktum kvarstår att källseparerat alternativ är bäst när det gäller återföring av näringsämnen till jordbruksmark. Ur resurssynpunkt är återföringen av fosfor den parameter som är viktigast eftersom fosfor är en begränsad resurs. Det källseparerade alternativet har en något högre fosforåterföring än lokala alternativet. Om fosfor i filterbäddsmaterialet inte skulle kunna nyttjas som gödning skulle källseparerat alternativ fortfarande ge högst återföring genom slam och uringödsling.

Slutsatsen blir att källseparerat alternativet är det bästa alternativet ur miljösynpunkt om man ser till hushållning med naturresurser och energi.

5 SLUTSATS OCH REKOMMENDATIONER

5.1 Slutsats och rekommendationer för Bergsjön

De studerade alternativen ger en tydlig indikation att källseparerat alternativ med urinseparerande system och lokal hantering av fekalier och BDT-vatten ger minst negativa effekter på miljön.

När en bedömning görs av lokala effekter närmast anläggningarna är källseparerat alternativ gynnsammast med knapp marginal. Utsläppen till närrecipienten kommer att öka både vad gäller flöde och näringsämnen vilket kan ge en viss påverkan. Trafiken inom bostadsområdena kommer att öka något vilket är negativt för de boende. Luktproblem kan tidvis uppstå. Ytor för rekreation och lek tas i anspråk för filterbäddar. Det som mest talar för källseparerat alternativet är att totala utsläppen till vatten av framförallt kväve kommer att minska jämfört med övriga alternativ.

När studien utökas till att bedöma resurshushållning och kretslopp av näringsämnen är källseparerat alternativ klart det mest gynnsamma. Ur energisynpunkt är systemet energisnålt vad gäller driften jämfört med 0-alternativet. 0-alternativet har högst energianvändning men också högst energiåtervinning av de tre alternativen. Med tanke på exergianvändningen i detta fall dvs kvaliteten på den energi man använder för att återvinna värme är det en tveksam återvinningsform.

Återföringen av näringsämnena fosfor, kväve och kalium blir störst i detta alternativ vilket också innebär att man spar in på tillverkning och transport av handelsgödsel.

5.2 Slutsats och rekommendationer för Hamburgsund

Slutsatserna från den "traditionella" utredningen och den utvidgade utredningen skiljer sig något när det gäller val av bästa lösning ur miljösynpunkt. Valet står mellan lokalt alternativ och källseparerat alternativ.

Den bästa lösningen kanske är en kombination av de två alternativen t ex att urinseparering införs men BDT-vatten och fekalier avleds till behandling i samma system (lokalt). Eftersom vi inte har optimerat systemen kan man bara spekulera i detta.

Källseparerat alternativ ger minst utsläpp till recipienten och bäst återföring av näringsämnen. De lokala effekterna framförallt av lukt, buller och bilavgaser inne i bebyggelsen kommer att bli märkbara och eventuellt störande. Källseparerat alternativ är därmed med tvekan det bästa alternativet när man ser till den lokala miljöpåverkan. Det som är mest positivt är att utsläppet av kväve till vattenrecipienten är litet.

Om man ser till resurshushållning är källseparerat alternativ bäst vad gäller att hushålla med vatten och naturgrus jämfört med lokala alternativet. Återföringen av näringsämnen är störst framförallt vad gäller kväve och kalium till jordbruket.

Systemet är dock något mer energikrävande än lokala alternativet eftersom investeringarna dvs byggnadsdelar och komponenter i systemet är fler och kräver energi för framställningen. Driften av systemen är ungefär lika när det gäller energianvändningen.

Slutsatsen blir att källseparerat alternativ är bäst ur miljösynpunkt och att en eventuell kombination av lokala alternativet och källseparerat alternativ eventuellt skulle ge en optimal lösning.

6 DISKUSSION

Nybyggnad eller förändring av avloppssystem är projekt som prövas enligt Miljöskyddslagen. Vid prövning enligt Miljöskyddslagen skall ansökan innehålla *en miljökonsekvensbeskrivning som möjliggör en samlad bedömning av en planerad anläggnings, verksamhets eller åtgärds inverkan på miljön, hälsan och hushållningen med naturresurser*. I detta arbete med utredning av miljökonsekvenser har strävan varit att följa denna formulering.

Med stöd av en checklista har aktiviteter som kan ha effekter på miljön beskrivits. Endast de som är relevanta för de aktuella projekten (förändring av avloppssystemen i Bergsjön och i Hamburgsund) har beskrivits. Aktiviteterna har så långt det är möjligt angivits i kvantitativa termer. Hur långt orsak-verkan kedjan har följts varierar beroende på vilken aspekt som studerats.

När det t ex gäller utsläpp av kväve till ett ytvatten så kvantifieras påverkan, dvs hur stor mängd kväve släpps ut från anläggningen i ton per år. Dessa utsläpp leder till miljöeffekter som t ex övergödning. Vidare i kedjan kan detta få konsekvenser för människorna genom att vattnet blir otrevligt att bada i eller att tillgången på fisk minskar. I utredningen från Bergsjön anges att kväveutsläpp i vattendrag har en eutrofierande effekt, men att det inte går att kvantifiera effekterna av detta utsläpp. Det är mycket svårt att förutsäga effekterna och konsekvenserna av en "kvävekälla" till ett vattendrag. Kväve tillförs vattendraget från ett antal källor. Dessa kan vara läckage från natur- och jordbruksmark, deposition från luften, utsläpp av dagvatten m m. Kväveutsläppet måste för det första ställas i relation till den totala tillförseln till vattendraget, dessutom måste vattendragets kondition vara känd, med andra ord: kritiska belastningar måste kunna uppskattas. Mot bakgrund av allt detta så har alltså endast utsläppen kvantifierats. När de olika alternativen jämförs så bedöms helt enkelt kväveutsläppen som "ju mindre desto bättre".

För andra aspekter, har bedömningar gjorts av konsekvenserna för människor. Ett sådant exempel är buller. Storleken på påverkan finns kvantifierad i termer av antal transporter och med vilken frekvens de återkommer inne i bostadsområdena. Med denna information som grund har en bedömning skett av huruvida personerna i området kommer att uppleva hanteringen som störande eller ej. Bedömningarna kan göras genom att det nämnda transportarbetet jämförs med dagens transportarbete för sophämtning.

I både utredningen för Bergsjön och Hamburgsund talar vi om "utvidgad utredning" när hushållningen med naturresurser beskrivs. Det är egentligen inte fråga om en utvidgning av MKB-begreppet (jämför formuleringen i miljöskyddslagen ovan). Vi kallar det ändå "utvidgad" p g a att vi ännu inte har hittat någon svensk MKB av VA-projekt, där annat än fragmentariskt hushållningen med naturresurser beskrivs. Inte heller i denna rapport kan vi göra anspråk på att fullständigt ha beskrivit hushållningen med naturresurser. Det som ingår är resurser som används vid driften av systemen. Detta kan vara kemikalier, naturligt grus, fossila bränslen, el m m. När det gäller investeringen i avloppssystemen så har endast resursanvändningen i form av energi beskrivits.

En komplex parameter som beskrivs i "utvidgad utredning" är energi. Energi används i samtliga alternativ både vid investeringen (byggandet av anläggningarna) och vid driften av systemen. Om vi tittar på energianvändningen för Bergsjön (utförligast

beskrivet i *Appendix 1*) så märks att den tunga energiposten är elanvändningen för drift i nollalternativet (främst till följd av luftningen i Ryaverket). Å andra sidan är lokala alternativet och i synnerhet källseparerat alternativ i hög grad baserade på fordonstransporter. Det avspeglas i en betydligt högre förbrukning av fossila bränslen än i nollalternativet.

En enkel jämförelse av energianvändningen mellan alternativen kan utföras genom att sätta 1 kWh el = 1 kWh fossil energi. Med denna förutsättning kan de "kritiska transportavstånden" för restprodukterna i lokalt alternativ och källseparerat alternativ beräknas. Med detta menas de transportavstånd som medför lika stor energianvändning som nollalternativet under givna förutsättningar. Resultatet blir då 140 km för lokalt alternativ och 70 km för källseparerat alternativ. I dessa transportavstånd ingår att återtransporten är tom, dvs lastbilarna kör egentligen dubbla sträckan. Slutsatsen av räkneexemplen blir alltså att restprodukterna från de två alternativen tål betydligt längre transportavstånd än vad som är förutsatt. Denna jämförelse gäller endast under förutsättning att det även i fortsättningen finns tillgång till billig energi för drivmedel.

De olika alternativen innehåller också återvinning av energi. Detta genom produktion av biogas i samtliga alternativ samt genom utnyttjandet av värme ur avloppsvatten till ett fjärrvärmenät i Bergsjöns nollalternativ. Om en jämförelse görs för biogasproduktionen i Bergsjön-alternativen, kommer man fram till att nollalternativet medför den effektivaste biogasproduktionen och med Ryaverkets rötningsanläggning. Det är dock så att en betydande del av biogasen producerad i nollalternativet används för uppvärmning av Ryaverkets lokaler. Detta medför att energiåtervinningen "el från biogas" är högre i övriga alternativ i *Appendix 3*.

En energiaspekt som vid första anblicken talar kraftigt för nollalternativet är värmeåtervinningen. Denna medför att en stor del av värmen i avloppsvattnet kan utnyttjas. Problemet är dock att värmepumpen förbrukar stora mängder el, vilket är en högkvalitativ energiform. Om energianvändning och energiåtervinningen slås samman utan hänsyn till energiformernas kvalitet i de tre alternativen i Bergsjön (givet de ursprungliga transportsträckorna), faller nollalternativet ut som överlägset gynnsammast följt av källseparerat alternativ och lokalt alternativ. Tar man dock hänsyn till energins kvalitet t ex genom att använda exergi som jämförande parameter, blir bilden helt annorlunda. Till följd av den stora elanvändningen samt att kvaliteten på återvunnen värme endast är 20 % i jämförelse med el, (Holmberg 1995), så blir ordningen omkastad mellan alternativen; källseparerat alternativ är gynnsammast följt av lokalt alternativ och sist nollalternativet.

Slutligen något om studien som helhet. Frågan är hur utredningarna fungerar som beslutsunderlag för miljöaspekterna av ett planerat projekt. En fördel med en utredning inom ramen för en MKB, är att man försöker beskriva alla relevanta miljöeffekter och konsekvenser som kan förutses. Detta medför att beslutsfattarna har ett brett underlag att fatta sina beslut på. En annan fördel med att presentera ett brett underlag, är att läsaren får en god insyn i hur utredningsarbetet har utförts och hur olika data har behandlats. En nackdel är att det krävs väldigt kunniga beslutsfattare, som har förmåga att värdera de olika aspekterna som finns dokumenterade i utredningen. För svenska MKBer som är utförda för prövning av ett projekt enligt miljöskyddslagen så är beslutsfattarna, som skall beakta en MKB, tjänstemän vid Länsstyrelse eller Koncessionsnämnden för miljöskydd. Med andra ord är beslutsfattarna professionella på att bedöma MKBer. Dock är det så att det är väldigt svårt för vilken person som helst att ställa olika aspekter mot varandra, som t ex buller

mot kväveutsläpp. För att lösa detta problem kan någon typ av värderingsmetod användas, där olika aspekter värderas och viktas samman utifrån några kriterier. Det bör dock nämnas att värderingsmetoder, utvecklade för MKB, inte används i stor omfattning.

I en kommande rapport görs en jämförelse mellan utredningarna i föreliggande rapport och utredningarna m h a av Livscykelanalys och Naturekonomi som har genomförts parallellt inom ramen för ECO-GUIDE projektet.

REFERENSER

Andersson, B., Kärrman, E. och Persson, J. (1996) Delfimetoden Panel Evaluation Method som värderingsmetod för tekniska åtgärder. Rapport 1996:2, Institutionen för VA-teknik, Chalmers tekniska högskola.

Bisset, R. (1988) "Developments in EIA methods." Environmental Impact Assessment - Theory and Practise, Academic Division of Unwin Hyman Ltd. New York. USA.

Canter, L. (1993) Advanced Environmental Assessment Methods. 14th International Seminar on Environmental Assessment and Management, 27 june-10 july 1993, University of Aberdeen.

Carlman, I. och Westerlund, S. (1994) "Miljökonsekvensbeskrivningar - forskning och utveckling". **Miljörättslig tidskrift** (2): 196-253.

California Environmental Quality Act (CEQA) (1984 och 1986) California Department of General Services.

Hilding-Rydevik, T. (1990). Miljökonsekvensbeskrivning i kommunal planering - Förutsättningar samt förslag till arbetsmetodik. Inst. för Mark- och vattenresurser. Kungl. Tekniska Högskolan. Stockholm.

Holmberg, J. (1992) Resursteoretiska principer för en bärkraftig utveckling. Institutionen för fysisk resursteori, Chalmers tekniska högskola. Göteborg.

Holmberg, J. (1995) Socio-Ecological Principles and Indicators for Sustainability. Institutionen för fysisk resursteori, Chalmers Tekniska Högskola. Göteborg.

Jernelöv, A. och Marinov, U. (1987). Environmental Impact Assessment, a practical approach. IVL rapport B859. Stockholm.

Leopold, L. B.; Clarke, F. E.; Hanshaw, B. B.; och Baldsley, J. R. (1971) A Procedure for Evaluating Environmental Impact. Geological Survey Circular 645, Department of the Interior, Washington DC, USA.

Malmqvist, P. A.; Björkman, H.; Stenberg, M.; Andersson, A. C.; Tillman, A. M. och Kärrman, E. (1995) Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Delrapport från ECO-GUIDE-projektet. VA-FORSK rapport 1995-03. Stockholm.

Miljöfaktaboken (1995). Miljö i Väst, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohuslän, Göteborgs Stad, Bohuslandstinget, Göteborgsregionen. Publikation 1995:16.

Naturvårdsverket (1995) MKB i miljöskydds- och naturvårdslagen. Allmänna råd 95:3 Stockholm.

Nielsen, B; Hasselrot, B; Duus, U.(1992). Kvävecykeln i Göteborg. Göteborgs stadsbyggnadskontor, Miljö- och Hälsoskyddsförvaltningen i Göteborg. Underlagsmaterial 1:92.

Pill, J. (1971) "The Delphi method: Substance, Context, a Critique and an Annotated Bibliography." **Socio-Econ. Plann. Sci.** (5): 57-71.

Riksantikvarieämbetet, Boverket och Naturvårdsverket (1995) Boken om MKB. (Remissupplaga).

Roberts, J. (1991) MKB Vad är det? Boverket. Karlskrona.

Rydberg, Selmer (1991). Effekter av näringstillförsel med Göta älv och från Ryaverket på Göta älvs mynningsområde. Avd för allmän och marin mikrobiologi, Göteborgs universitet samt Oceanografiska Institutionen, Göteborgs universitet.

Sondheim, M. W. (1978). "A Comprehensive Methodology for Assessing Environmental Impact." **J. Env. Mgmt** (6): 27-42.

Stauth R.; Sowman, M.; Grindley, S. (1993) "The Panel Evaluation Method: an Approach to Evaluating Controversial Resource Allocation Proposals." **Environ. Impact Assessment Review** (13): 13-35.

Wathern, P. (1988). "An Introductory Guide to EIA." Environmental Impact Assessment - Theory and Practise, Academic Division of Unwin Hyman Ltd. New York. USA.

Appendix 1

BERGSJÖN **Systembeskrivningar och miljökonsekvenser**

Majlis Stenberg, VBB Viak AB
Ann-Carin Andersson, VBB Viak AB

INNEHÅLL

BERGSJÖN

iii

1	Befintligt system - 0-alternativet	(Alt 0) 1
1.1	Systembeskrivning	(Alt 0) 1
1.2	Användning av naturresurser	(Alt 0) 5
1.3	Effekter på miljön	(Alt 0) 11
1.4	Störningar i närområdet	(Alt 0) 18
1.5	Hälsa och säkerhet	(Alt 0) 18
1.6	Övrigt	(Alt 0) 19
2	Lokal behandling - alternativ 1	(Alt 1) 21
2.1	Systembeskrivning	(Alt 1) 21
2.2	Användning av naturresurser	(Alt 1) 24
2.3	Effekter på miljön	(Alt 1) 29
2.4	Störningar i närområdet	(Alt 1) 33
2.5	Hälsa och säkerhet	(Alt 1) 34
2.6	Övrigt	(Alt 1) 34
3	Bergsjön alternativ 2	(Alt 2) 37
3.1	Systembeskrivning	(Alt 2) 37
3.2	Användning av naturresurser	(Alt 2) 41
3.3	Effekter på miljön	(Alt 2) 45
3.4	Störningar i närområdet	(Alt 2) 49
3.5	Hälsa och säkerhet	(Alt 2) 50
3.6	Övrigt	(Alt 2) 51
	Litteraturhänvisningar	(Alt 2) 53

BERGSJÖN

Stadsdelen Bergsjön i Göteborgs kommun är belägen ca 8 km nordost om Göteborgs centrum. Stadsdelen brukar delas in i västra och östra Bergsjön. I väster gränsar Bergsjön till stadsdelen Kortedala och i öster till industriområdet Ödegärdet (Partille kommun). Strax norr om Bergsjön ligger ett naturområde som sluttar ner mot Lärjeån. Söder om Bergsjön ligger Utby.

Bergsjön började byggas ut i slutet av 1960-talet med huvudsakligen flerfamiljshus i 6-7 våningar. Stadsdelen omfattar en yta på ca 4 km².

Bergsjön har som mest haft ca 14 000 invånare men för närvarande (1994) bor ca 12 600 personer i området. Antalet hushåll uppgår till cirka 6 400 varav 5 400 hushåll (lägenheter) finns i flerfamiljshus och 730 i småhus.

Bergsjön är beläget mellan Lärjeån och Säveån. Lärjeån ligger norr om och Säveån söder om stadsdelen. Vattendelaren mellan avrinningsområdena är belägen i stadsdelens norra del. Huvudsaklig ytvatten/dagvattenavrinning sker åt söder via Mellbybäcken och Kvibergs-bäcken till Säveån. En mindre delmängd av ytvattnet avrinner norrut via småbäckar till Lärjeån.

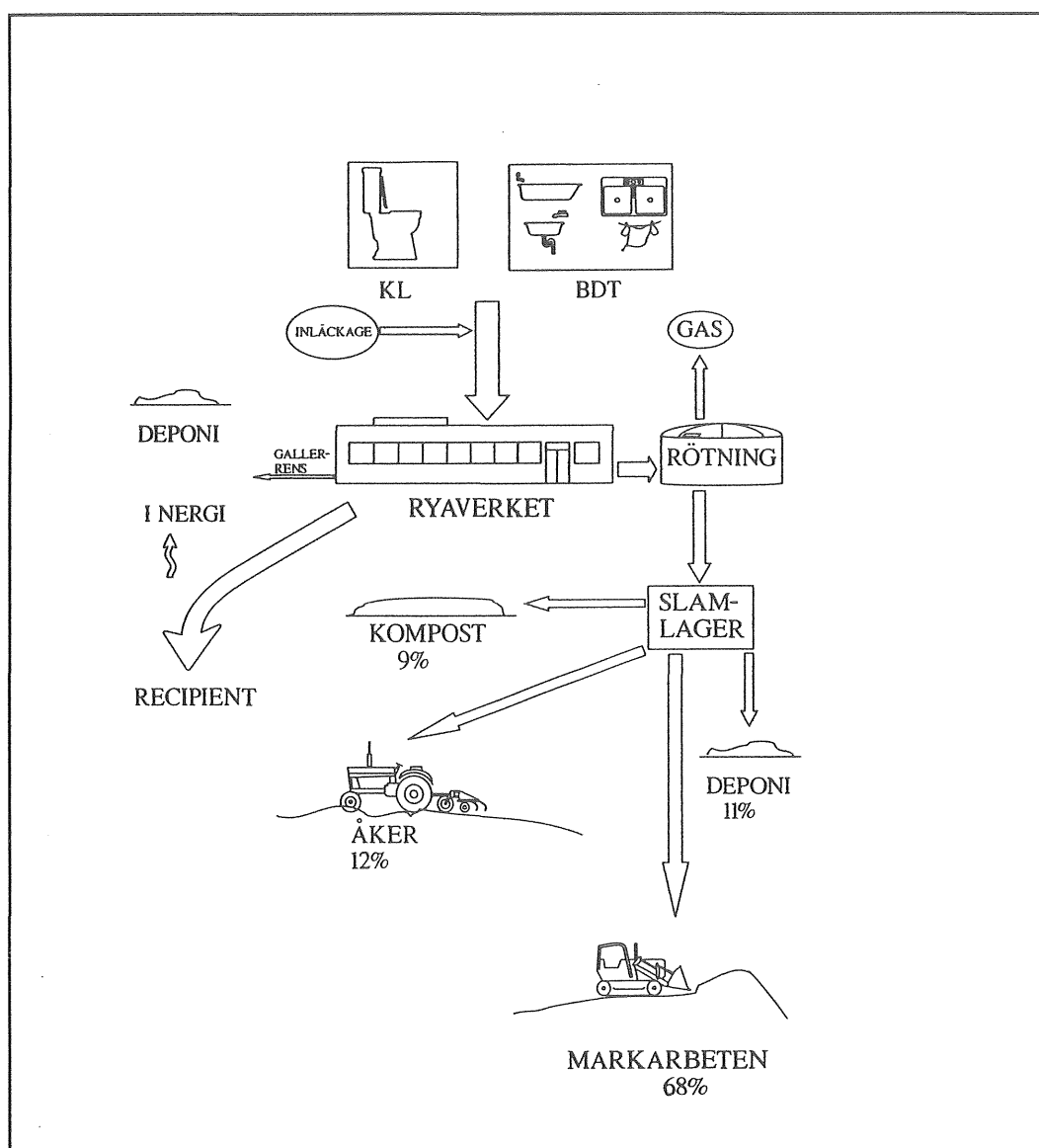
1 Befintligt system - 0-alternativet

0-alternativet beskriver det befintliga avloppssystemet i Bergsjön. Bergsjöns befolkning utgör ca 2.5 % av den totala befolkningen som är ansluten till reningsverket Rya på Hisingen. Ett 0-alternativ innebär att ändringar som planeras för en anläggning eller håller på att genomföras inom en 10-årsperiod skall tillgodoräknas vid vidare jämförande studier.

1.1 Systembeskrivning

Spillvattennät

Spillvattnet från Bergsjön avleds via två huvudavloppsledningar söderut till en större avloppsledning, som är gemensam för de östra stadsdelarna i Göteborg. Vattnet leds därefter till Göteborgs största pumpstation vid Kodammarna vid Sävveåns mynning, där det trycks under Göta Älv till den spillvattentunnel som leder till Rya avloppsreningsverk på Hisingen. Systemet visas principiellt i *Figur 1.1*.



Figur 1.1 Flödesschema för avloppssystem 0-alternativ, Bergsjön

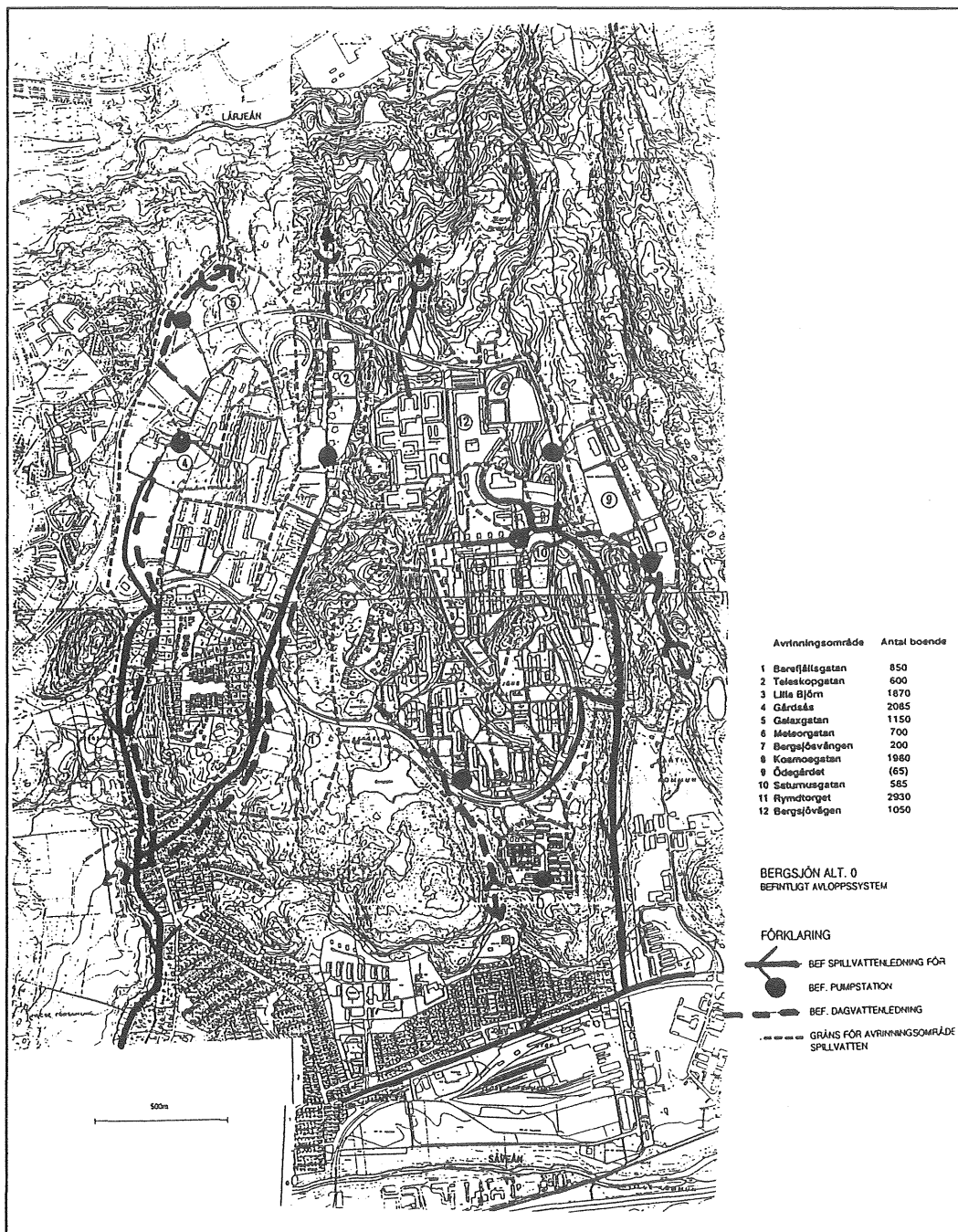
Dagvattennät

Dagvatten från hårdgjorda ytor samlas upp i dagvattenledningar som mynnar i:

Kvibergsbäcken sydväst om Bergsjön, avrinner till Säveån.
Mellbybäcken öster om Bergsjön, avrinner till Säveån.
Hjällbodammen söder om stadsdelen, avrinner till Säveån.
Bäckar norr om stadsdelen som avrinner mot Lärjeån.

Naturliga vattendrag inom området har kulverterats. Den största kulverten inom området har diametern 1000 m m.

En översikt över spill- och dagvattensystemet visas i *Figur 1.2*.



Figur 1.2 Översikt spill- och dagvattensystem.

Spillvattenrening

Totalt behandlades 120,1 Mm³ avloppsvatten vid Ryaverket under 1993 varav nettotillrinningen var 118 Mm³. Förutom avloppsvatten från Göteborgs kommun behandlas även vatten från kranskommunerna Ale, Kungälv, Härryda, Mölndal och Partille.

Av den totala avloppsvattenmängden utgör spillvatten från:

- hushållen	33 %
- industri och verksamheter	12 %
- inläckage	54 %

Totala antalet anslutna till Ryaverket uppgick till 553 900 personer under 1993 varav antalet anslutna inom Göteborg uppgår till 421 000 personer (GRYAAB 1993). Den specifika hushållspillvattenmängden beräknat på totala antalet anslutna blir 195 l/p,d.

Spillvattenmängden från industri och övriga verksamheter motsvarar ca 200 000 personekvivalenter (pe). Den totala belastningen på Ryaverket uppgår därmed till ca 754 000 pe.

Bergsjöns andel av totala antalet anslutna personer uppgår till ca 2,5 % för en folkmängd på 14 000 personer.

Avloppsvattenreningen omfattar mekanisk rening med galler och försedimentering, biologisk behandling med aktivt slam samt kemisk rening genom simultanfällning med järnsulfat. Renat avloppsvatten avleds till recipienten Göta Älv.

Under 1996/97 beräknas kväverenningssteget vara utbyggt och klart att tas i drift.

Vid för stora tillflöden till Ryaverket bräddas spillvattnet, efter det mekaniska reningssteget, till Göta Älv.

Utsläppskravet för Ryaverket är :

BOD-7	15 mg/l
Totalfosfor	0,5 mg/l
Totalkväve	50 % reduktion av ink. mängd efter utbyggnad

Uppnådd reningsgrad uppgår till:

BOD-7	94 %, utg. halt 8 mg/l
Totalfosfor	91 %, utg. halt 0,3 mg/l
Totalkväve	11 %, utg. halt 21 mg/l (före kväverening)
Kalium	2 %
Kadmium	84 %

De specifika föroreningarna i spillvattnet 1993 uppmättes till:

totalfosfor	3,2	g/p,d
totalkväve	13	g/p,d
BOD-7	70	g/p,d
kalium	7,6	g/p,d
kadmium	0,1	mg/p,d

Dessa uppgifter har använts för beräkningen av näringsbalansen m m. Sedan 1993 har den specifika fosformängden sjunkit betydligt, Mängden fosfor per person och dygn uppgick till ca 2.6 g 1994.

Slambehandling

Avskilt bio- och kemslam avvattnas och rötas i en biogasanläggning vid Ryaverket. Mängden rötat slam uppgick till 61 000 ton (TS-halt ca 28 %) eller 110 kg per ansluten person under 1993.

Av den totala slammängden 1993 användes 70 % (42 700 ton) till markbyggnadsarbeten, 8 % (4 880 ton) till kompost, 10 % (6 100 ton) deponerades i bergrum i Syrhåla på Hisingen och 12 % (7 300 ton) gick till jordbruket.

Slam som nyttjats i jordbruket har levererats till bl a Lidköping och Vara. Leveranser sker normalt inom ungefär 10 mil från Göteborg. Slam till markbyggnadsarbeten har levererats lokalt inom Göteborgsområdet.

Vid kompostframställningen blandas avvattnat avloppsslam och bark och läggs upp i strängar. Efter cirka två månader är komposten färdig att användas. Komposteringsanläggningen som drivs i privat regi ligger 3-4 km från reningsverket.

Slam som det ej finns avsättning för deponeras i ett bergrum i Syrhåla på Hisingen. Slammet pumpas från Ryaverket i en 6,9 km lång ledning till en avvattningsanläggning vid Syrhåla. Rejektvattnet leds tillbaka till Ryaverket. Biogas uttas ur bergrummet för användning inom anläggningen.

Energiåtervinning

Biogasen används för intern uppvärmning samt elproduktion. Värme återvinns ur avloppsvattnet med hjälp av värmepumpar. Värmen levereras till fjärrvärmenätet.

1.2 Användning av naturresurser

Naturresurser används under byggnationen av avloppsanläggningen samt under driften av avloppssystemet.

Under byggnationen används t ex:

- Byggnadsmaterial
- Schaktmassor
- Maskiner, fordon
- Drivmedel, energi.

Under driften används t ex:

- Vatten
- Energi, drivmedel
- Reningskemikalier
- Reservdelar

Till detta kommer avloppets primära innehåll av olika ämnen som näringsämnen, organiskt material, metaller m m.

De viktigaste naturresurserna bedöms nyttjas under driftskedet och är:

- Vatten
- Dieselolja
- Energi uppdelad på förbrukning av olika naturresurser
- Näringsämnen N-P-K
- Reningskemikalier

Vatten

Den vattenmängd som avleds i avloppssystemet (Bergsjöns andel) är ca 2,3 Mm³/år. Detta skall jämföras med den totala vattenförbrukningen i Bergsjön som är 1 Mm³/år. Av detta bedöms merparten användas för avloppsändamål (spillvatten, BDT-vatten).

Råvattentäkten i Göteborg är Göta Älv och rening sker i två reningsverk Alelyckan resp Lackarebäck.

Ur miljösynpunkt kräver renvattnet insatser i form av reningskemikalier och energiförbrukning vid transporter.

Dieselolja

Totala dieseloljeförbrukningen beräknas till 20 700 l per år¹. Diesel används huvudsakligen för framställning av byggnadsmaterial, reningskemikalier och för transporter.

Energianvändning

Energi räknat som elenergi och fossil energi används både under byggnadsskedet och driftsskedet.

¹ Beräknat på en total fossil energianvändning på 205 MWh/år, se avsnitt "Energianvändning"

Byggnadsskedet

Under byggnadsskedet används energi framförallt för framställning och tillverkning av utrustning och byggnadsdelar men även som drivmedel till maskiner och transporter.

Den energi som åtgår för investeringsskedet visas i *Tabell 1.1*. Energiberäkningarna har utförts med hjälp av uppgifter från tillverkare och tillgängliga databaser. I beräkningarna ingår även transporter till Bergsjön. Beräkningarna har utförts av Chalmers Industriteknik (CIT).

Beräkningarna baseras på att nyinstallation sker av:

7 506 st sanitetsutrustningar (toalettstolar, ledningsdragning inom fastigheten)
7 st pumpstationer
19 500 m ledningar inom Bergsjön
1 st avloppsanläggning för 14 000 personer motsvarande Ryaverkets reningsgrad.

Livslängden, vilket är detsamma som avskrivningstiden i detta fall, har ansatts till 15-50 år beroende på typ av utrustning.

Tabell 1.1 Energianvändning för investeringar (Beräkningar av CIT, 1995) Bergsjön, 0-alternativet.

Anläggning	Energi-källa	Förbrukn. MWh/år
Hushåll (sanitetsporcelain)	El	26
	Fossil	140
Transporter (pumpstationer, ledningar)	El	2
	Fossil	14
Avloppsren. verk	El	2
	Fossil	25
TOTALT		209

Driftsskedet

Energiförbrukning för att producera och distribuera renvatten till avloppssystemet har ej kvantifierats.

Uppgifter om energiförbrukningen för driften av Bergsjöns andel av avloppssystemet (årsförbrukningen 1993) framgår av *Tabell 1.2*. Energianvändningen för driften av den kommande kvävereringsanläggningen är medräknad (134 MWh/år).

Tabell 1.2 *Energianvändning för drift av Bergsjön. 0-alternativet.*

Anläggning	Energi-källa	Förbrukn. MWh/år
Ryaverket, inkl slampumpning	El	680
Drift av värme- pumpanläggning	El	4380
Pumpning spillvatten	El	91
Transport av slam till jordbruk/markarbeten	Fossil	6,6
Kompostanläggning, drift	Fossil	1,1
Avfall till deponi	Fossil	0,4
Tillverkning och transport av kemikalier till Rya	Fossil	18
TOTALT		5177

Återvinningen av energi ur avloppsvattnet (Bergsjöns andel) framgår av *Tabell 1.3*. Under 1994 installerades gasmotorer som levererar el och värme och drivs med gas från rötningsanläggningen. Den producerade elektriciteten används internt och även större delen av värmen.

Tabell 1.3 *Energiutvinning i befintligt avloppssystem i Bergsjön.*

Anläggning	Energi-källa	Utvinning MWh/år
Ryaverket varav producerad el/värme	Biogas	1180 (350/590)
Syrhåla, biogas varav nyttiggjord	Biogas	5,6 (2,3)
Värmepumpanläggning	Värme	13 300
TOTALT (nyttiggjord)		14 240

Den totala energianvändningen för investeringar och drift uppgår därmed till :

Elenergi 5 180 MWh/år

Fossil energi 205 MWh/år

Totalt 5 385 MWh/år

Återvinning av värme ur biogas och avloppsvattnet uppgår till 13 890 MWh/år och producerad el till 350 MWh/år..

Näringsämnen

Näringsämnen tillförs avloppsvattnet både genom klosettvattnet och BDT-vatten.

Flödet av näringsämnen från Bergsjön genom Ryaverket framgår av *Tabell 1.4*. Flödet har angivits dels som mängd per år, dels i procent av inkommande mängd. För total-kväve avses flödet efter det att nya kvävereduktionssteget tagits i drift 1996/97.

Tabell 1.4 Flödet av näringsämnen genom Ryaverket (Bergsjöns andel) efter utbyggd kväverening. (Bergsjön Alt 0).

	Total-fosfor		Total-kväve		Kalium	
	(ton/år)	(%)	(ton/år)	(%)	(ton/år)	(%)
Inkommande till reningsverk	16,1	100	66,4	100	38,8	100
Utgående till recipient	1,4	9	31,0	47	38,1	98,2
Återföring till kretsloppet (spridning av slam på åker)	1,8	11	0,9	6	0,08	0,2
Slam till markberedning /kompost	11,4	70	5,8	9	0,55	1,4
Till deponi (Syrhåla)	1,5	10	0,7	1	0,07	0,2
Till luft	0	0	28	42	0	0
Totalt ut ur kretsloppet		19		90		98

Enligt tabellen återförs endast 11 % av inkommande mängder total-fosfor direkt in i kretsloppet, dvs genom slamspridning på åkrar. För kväve och kalium är motsvarande siffror 1 % respektive 0,2 %.

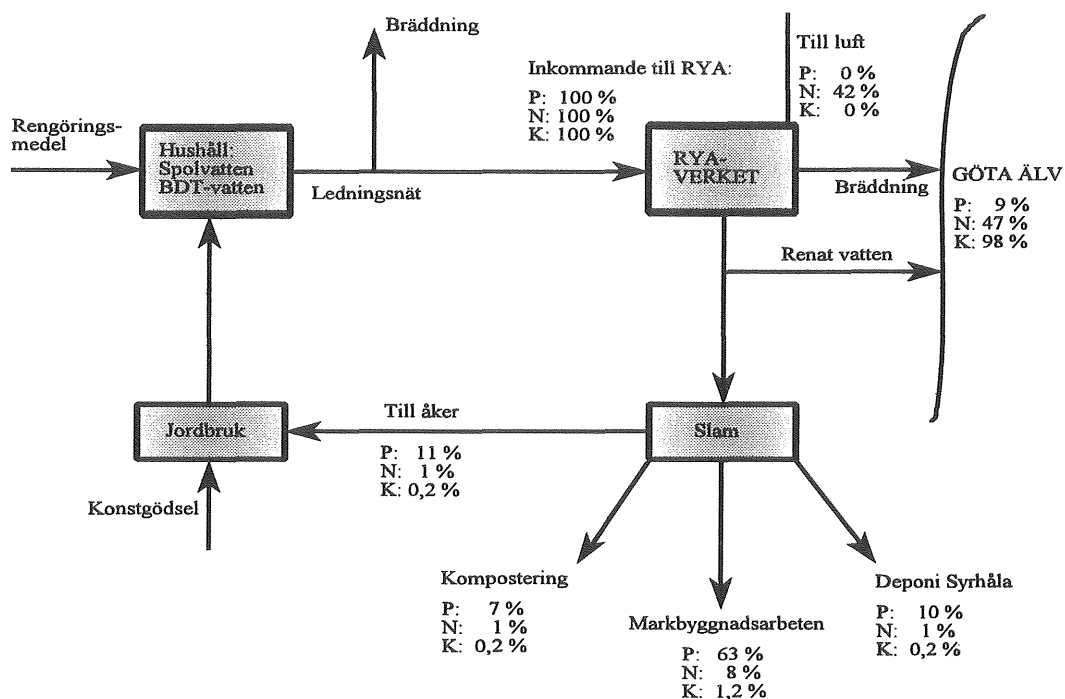
Det slam som tillförs vid markberedning är huvudsakligen ett jordförbättringsmedel men näringsämnena nyttiggörs dock på så sätt att gödsling ej behövs under ett par år. Detta är en användning som bara kan gälla som en parentes i historien och bör därför inte betraktas som en kretsloppslösning. Eftersom fosfor är en bristvara och krävs för livsmedels-framställning kan en sådan användning på sikt inte fortsätta.

Trots allt nyttiggörs näringsämnena när slam används för markberedning. I vidare beräkningar anses därför att fosfor, kväve m m ingår i kretsloppet även när de används som angetts ovan.

En betydligt större återföring av näringsämnen skulle vara möjlig, om allt slam kunde användas för gödsling av åkrar. I dagsläget är det tungmetallhalterna i slammet från Ryaverket som styr möjligheterna till slamspridning på åker. Tungmetallhalterna i slammet (sista kvartalet 1994) är lägre än gränsvärdena, som gäller från och med 1998 (SFS 1993:1271) för avloppsslam på jordbruksmark.

I Bergsjön finns ingen speciell industriverksamhet och därmed inte några anslutningar av industriavlopp till spillvattennätet. De specifika föroreningsbelastningarna för Ryaverket, speciellt vad gäller metaller, gäller därför troligtvis inte för Bergsjön. Framförallt torde kadmiumhalterna vara lägre i det hushållsspillvatten som avleds från Bergsjön. I hushållsspillvatten från bostadsområden har lägre metallhalter uppmätts än i det samlade avloppsvattnet som inkommer till Ryaverket. Undersökningarna har utförts av GRYAAB 1989.

Flödet av näringsämnen genom avloppshanteringen med nuvarande slamavvättning framgår av *Figur 1.3*.



Figur 1.3 Flödet av näringsämnen med dagens slamhantering. Bergsjön alt 0.

Markanvändning

Den totala yta som tas i anspråk för Bergsjöns andel av avloppshanteringen uppgår till 3 000 m². Häri ingår ytor för slamhantering i Syrhåla och komposteringsytor.

Förbrukning av reningskemikalier

Reningskemikalier används både vid vattenverk för att rena dricksvatten, och vid avloppsreningsverk för att rena spillvatten.

Vid vattenverken används bland annat aluminiumsulfat.

Vid Ryaverket används järnsulfat och polymerer som hjälpmedel för fällning och flockning av föroreningar i avloppsvattnet. Polymerer används vid slambehandlingen för att underlätta avvattningen av slammet. Natriumhypoklorit används för desinficering inom reningsverket. De reningskemikalier som används för avloppsvatten-reningen och slambehandlingen vid Ryaverket (Bergsjöns andel) framgår av *Tabell 1.5*.

*Tabell 1.5 Kemikalieanvändningen för rening av Bergsjöns avloppsvatten.
Bergsjön, Alt 0.*

Kemikalie	Användningsområde	Förbrukning ton
Järnsulfat	Flockningsmedel	141,4
Järnklorid	Flockningsmedel	0,1
Aluminiumklorid	Flockningsmedel	2,3
Natriumhypoklorit	Desinfektion	4,9
Polymer (Duromax)	Flockningsmedel	1,3
Litiumklorid	Spårämne	0,002
Smörjoljor	Maskindelar	0,03
	SUMMA	150.0 ton

Energi för framställning av produkterna samt transporter till Rya ingår i beräkningar som sammanställts i *Tabell 1.2*.

1.3 Effekter på miljön

Påverkan på mark

Påverkan på mark sker genom:

- Disponering av mark för byggnation och deponering av avfall. Detta kan påverka bland annat biologisk produktionsförmåga och biologisk mångfald.
- Utsläpp av föroreningar till mark.

Området där Ryaverket är beläget var före dess tillkomst fridlyst. Området heter Rya skog och har varit fridlyst sedan 1928. Fridlysningen upphävdes för en femtedel av området genom beslut av Kungl Maj:t 1960. Den resterade delen av Rya skog är idag naturreservat.

Ryaverket i Göteborg upptar en yta av ca 6 ha, vilket innebär ca 0,1 m² / ansluten person. Bergsjöns andel kan antas utgöra 0,14 ha.

Av *Tabell 1.6* framgår deponerade avfallsmängder från Ryaverket under 1993 (Bergsjöns andel).

Tabell 1.6 Deponerat avfall från Bergsjöns avloppssystem.

Anläggning	Avfallslag	Mängd
Deponi Tagene:	Rensgods Övrigt avfall	52 ton 1 ton
Deponi Gunnilse	Sand och grus	4 ton
Deponi Syrhåla	Slam	113 ton
Markarbeten	Sand och grus	4 ton
	SUMMA	174 ton

På området för reningsverket deponeras inget avfall.

Markområdet är avstängt och får ej beträdas av allmänheten.

En stor del av marken är bebyggd och hårdgjord, dvs den biologiska produktionsförmågan har minskat på området.

Även ledningar, tunnlar, pumpstationer och andra anläggningar på spillvattennätet upptar markyta eller påverkar marken genom schakter, förflyttning av jordmassor m m.

Utsläpp till luft

Utsläpp till luft avser utsläpp från hela avloppsanläggningen dvs utsläpp från Rya, Syrhåla, kompostanläggning och ledningsnät. De föroreningar som är aktuella är :

Emissioner under byggnadsskedet (damm, transporter)

Emissioner från avloppsbassänger.

Emissioner från skorsten vid förbränning av gas.

Emissioner från annan verksamhet under drift t ex maskiner, transporter, avfallshantering.

Utsläpp från byggnadsskedet har ej beräknats.

Från avloppsbassänger sker utsläpp av monoaromater. Årligen emitteras 1500 kg till den omgivande luften. Inkommande mängd är 3300 kg varvid mellanskillnaden avgår

till slam (ca 1650 kg) eller till vattenrecipienten (max 288 kg). Bergsjöns andel till luft är ev 38 kg monoaromater.

Från avloppsbassänger och vid slamhanteringen avgår kväve som kvävgas, lustgas och ammoniak. Enligt beräkningar i *Tabell 1.4* avgår totalt 28 ton totalkväve till luft per år. Ammoniak sprids inga långa vägar utan faller ner och bidrar till övergödning av mark och vatten. Lustgas är en växthusgas. Enligt Naturvårdsverket (Rapport 4309) är lustgasavgången från avloppsreningsverk i medeltal 0,15 % av inkommande mängder.

I en omgivningsbeskrivning av Ryaverket utförd av *Carlsson, Brandberg (1992)* konstateras att " Beräknade halter av svaveldioxid, kvävedioxid och kolväten är mycket små och ger endast marginella bidrag till omgivningsluften."

Avfall ca 1 ton/år från Ryaverket (Bergsjöns andel) förbränns i Sävenäs förbränningsanläggning.

För transporter av avloppsslam förbrukas diesel. Den totala dieselförbrukningen, för transport av Bergsjöns andel, uppgår till ca 740 liter per år:

Transport av reningskemikalier till Rya bedöms förbruka 1520 l diesel. För driften av komposteringsanläggningen (Bergsjöns andel) har 110 l dieselolja använts.

I *tabell 1.7* nedan visas en sammanställning av förbrukningen av diesel och motsvarande energimängd.

Utsläpp av föroreningar till luft på grund av dieselförbränning kan uppskattas med hjälp av emissionsfaktorer. Beräknade utsläpp samt använda emissionsfaktorer framgår av *Tabell.1.8*. Beräkningarna har baserats på en dieseloljeförbrukning på 2 370 l motsvarande 23,5 MWh/år¹ (84 600 MJ) för slam-, kemikalietransporter samt drift av komposteringsanläggningen.

Tabell 1.7

Transporter	Dieselolja l/år	Energi	
		MWh/år	MJ/år
Från Rya till: jordbruk	400	4	14400
markarbeten	300	3	10800
deponin	40	0,4	1440
Reningskemikalier till Rya	1520	15,0	54000
Drift av komposteringsanläggning	110	1,1	3960
SUMMA	2370	23,5	84600

¹ 1 liter diesel har energiinnehållet 9,92 kWh
1 kWh = 3,6 MJ

Tabell 1.8 Utsläpp till luft p g a dieselanvändning. (Emissionsfaktorer efter Tillman et al., 1991). Bergsjön, 0-alternativ.

Typ av emission	Emissionsfaktor g/MJ tillf. bränsle	Utsläpp till luft kg/år
SO ₂	0.154	13
NO _x	1.304	110
CO	0.3	25
HC	0.208	18
CO ₂	78.6	6650
Stoft	0.1	8
Aska	-	
Olja (aq)	0.0004	0.03
Fenol	0.000006	0.0005
COD	0.0012	0.1
tot-N	0.00019	0.02
	SUMMA	6824

Utsläpp på grund av förbränning och fackling av biogas motsvarande 1186 MWh/år (4 269 600 MJ) visas i Tabell 1.9. Utsläppsmängderna är baserade på schablonsiffror för en väl fungerande gaspanna.

Tabell 1.9 Utsläpp till luft på grund av biogasförbränning (muntlig info VBB Viak Stockholm). Bergsjön, 0-alternativ.

Typ av emission	Emissionsfaktor mg/MJ tillf. bränsle	Utsläpp till luft kg/år
CO	40	170
NO _x	30	75*
Svavel	5	0*
Summa		245

* Miljörapport 1994 GRYAAB

Utsläpp till vatten

Från bostadsområden i Bergsjön med kombinerat dag- och spillvattensystem sker bräddning till Kvibergsbäcken vid kraftiga regn. Bäckens är klassad som en känslig recipient. Årligen tillförs pga bräddning av spill- och dagvatten från Bergsjön:

total-fosfor	60	kg
total-kväve	400	kg
BOD-7	3 000	kg

Bräddning av avloppsvatten kan ske också till Mellbybäcken om avloppspumpstationen i Ödegärdet är ur funktion. Årligen tillförs pga bräddning av spill- och dagvatten från Bergsjön:

total-fosfor	90	kg
total-kväve	600	kg
BOD-7	5 000	kg

Renat avloppsvatten avleds till Göta Älv strax utanför reningsverket. Utgående mängder per år till recipienten (Bergsjöns andel) är:

tot-fosfor	1,4	ton
tot-kväve	31	ton (efter utbyggd kväverening)
kalium	38,1	ton
kadmium	86	g
BOD-7	21,5	ton
Vatten	2 300 000	ton

Undersökningar görs bl a i Göta älvs mynningsområde. Resultaten visar att fosforutsläppen är små i förhållande till fosforflödet i älvmynningen från inströmmande bottenvatten. Totalt kommer ca 3 ton fosfatfosfor per år uppströms från älven. Från Ryaverket tillförs ca 14 ton vilket skall jämföras med inströmmande bottenvatten som för 100-260 ton/år.

Motsvarande kvävebelastning (oorganiskt kväve) är 3 100 ton N/år från älven, 930 ton N/år från Rya (50 % kväverening) och från havet 2 350 ton/år. Från Göta älvs norra gren tillförs 8 860 ton/år. Mätningar visar att en betydande andel av det tillförda kvävet "försvinner" innanför den inre skärgården enligt Rydberg, Selmer (19..). "Försvinner" antyder att man inte kunnat fastställa om försvinnandet sker via planktonupptag, sedimentation och eventuell påföljande denitrifikation eller på annat sätt. Andra undersökningar visar att både Göta älvs södra gren och Nordre älv ger eutrofieringseffekter i hela Göteborgs skärgård. Undersökningar från Rivö-fjordens södra och norra sida ger att den norra sidan är i ett senare stadium av eutrofiering än den södra, vilket tolkas bero på närsalttillförsel och föroreningar från Göta älv och Rya.

Några negativa konsekvenser på grund av bräddningar har ej observerats.

Lokal påverkan på flora

Avloppsreningen påverkar marken lokalt genom ledningar/tunnlar, Rya-verket, kompostanläggning och vid Syrhåla. Detta påverkar den biologiska produktionsförmågan och den biologiska mångfalden på dessa ytor.

Påverkan sker genom att

- ursprunglig växtlighet tas bort
- marken bearbetas, hårdgörs eller jorden förlorar sin förmåga att ge växtlighet
- fuktförhållandena i jorden ändras

Inläckage i ledningar medför ändrade fuktförhållanden pga dränering. Ändrade fuktförhållanden kan medföra annan växtlighet.

Platsen där Ryaverket ligger, Rya skog, var tidigare fridlyst. I samband med att verket anlades upphävdes fridlysningen för en femtedel av området. Idag är resterande del av Rya skog naturreservat.

Under år 1993 pågick en tillståndsprovning vid Koncessionsnämnden för miljöskydd angående en eventuell utbyggnad av Ryaverket. Detta skulle i så fall innebära att en större yta av Rya skog skulle tas i anspråk. I samband med detta utfördes på uppdrag av GRYAAB en biologisk dokumentation av Rya skog (*Appelqvist, Bengtsson 1992*).

Angående flora och fauna så har hotade och hänsynskrävande arter indelats i följande hotkategorier:

Hotkategori 0	Försvunna
Hotkategori 1	Akut hotade
Hotkategori 2	Sårbara
Hotkategori 3	Sällsynta
Hotkategori 4	Hänsynskrävande

Av de arter som idag förekommer i Rya skog är en mossa och tolv svampar hotade eller hänsynskrävande. Siffran efter varje art anger hotkategori.

Mossor: Alsidenmossa 4.

Svampar: Hyphoderma echinocystis 1, Västlig rostticka 4, Rostticka 4, Fläckticka 4, Apelticka 2, Blekticka 4, Vararia gallica 3, Knippessprödskevling 3, Vinröd trådskevling 3, Violfotskremla 4, Lila nopping 3 och Lenteria byssiseda 4.

Dessa arter förekommer i Rya skog idag och hotas vid en eventuell utbyggnad. Vilka arter som har påverkats av den nuvarande anläggningen finns ej dokumenterat.

Det framgår av den biologiska dokumentationen att den typ av ädellövskog som finns i Rya skog bör skyddas. I ädellövskogarna finns många arter med dålig spridningsförmåga. Denna organismvärld fick sin spridning främst under varmetiden i Norden och kunde sedan leva kvar på inägomarkerna i landskapet. Deras utbredning är således av starkt relikartad karaktär idag och saknar förmåga att sprida sig från ett område till ett annat idag. Exempel på sådana arter kan vara lundvårlöken och lindens.

Kompostanläggningen är placerad några kilometer väster om Ryaverket inom ett område reserverat för industri och andra verksamheter. Anläggningen ligger på en tidigare ängsmark som troligtvis använts som betesmark en gång. Omgivande vegetation utgörs av olika gräs och buskar.

Deponering av slam i Syrhåla sker i ett bergrum. Bergöverytan har delvis tagits i anspråk för byggnader, hårdgjorda ytor och ledningsdragningar på mark. Bergrumsanläggningen, som totalt består av tre bergrum, byggdes för att användas som beredskapslager för oljeprodukter. Två av bergrummen står idag tomma och det tredje används alltså för slamdeponering. Strax väster om bergrumsanläggningen ligger Torsvikens avfallsupplag för deponering av behandlat miljöfarligt avfall (gråzonsavfall). Hela området inkl bergrumsanläggning är reserverat som tipplats för behandlat miljöfarligt avfall (Översiktsplan för Göteborg 1990). Inga skyddsvärda arter har iakttagits.

Lokal påverkan på fauna

Förutsättningar för ett naturligt djurliv saknas till stor del på marken inom Rya verket. Det finns dock ett djur och fågelliv som anpassat sig till området. I anslutning till bassängerna finns insekter och insektsätande fåglar som t ex forsärlor.

I den biologiska dokumentationen av Rya skog har en inventering av hotade och hänsynskrävande djur gjorts. Samma hotkategorier som för floran gäller.

Av de arter som idag förekommer i Rya skog är bl a flera fågelarter, skalbaggar, snäckor och fjärilar hotade eller hänsynskrävande.

Vilka arter som eventuellt försvunnit eller skadats vid byggandet av Ryaverket är okänt.

Även ett mindre intrång i Ryaskog kan innebära att biotoper försvinner eller förändras.

Kompostanläggningen och deponin i Syrhåla påverkar ej några hotade djurarter.

Landskapsbild

Landskapsbilden måste värderas antingen genom att konstatera att Ryaverket ligger omgiven av tung industri och trafikleder eller att Ryaverket har tagit en del av Rya skog i anspråk.

Kompostanläggningen är också placerad mellan industrianläggningar och väl synlig från Torslandavägen som är huvudleden mot Öckerö m fl öar.

Deponin i Syrhåla är ej synlig från Torslandavägen förutom byggnaderna ovan bergrummet.

1.4 Störningar i närområdet

Buller

Buller uppkommer från transporter till och från reningsverket samt från maskiner, fläktar och brus från bassänger. Ryaverket ligger i ett industriområde med stora trafikleder omkring och den ena ljudkällan kan vara svår att skilja från den andra.

Buller från driften förekommer som punktkällor i form av maskiner och fläktar och som ljud från bassängerna i form av forsande luftinblåsning. Mätningar har utförts och redovisats i den omgivningsbeskrivning som utfördes 1992 (*Carlsson, Brandberg 1992*).

En av punktkällorna har den högsta ljudnivån. Inga bostäder finns i närheten som får ljudnivåer över 40 dBA från Ryaverket. Dessa bostäder är dock störda av trafikbuller från Västerleden.

Komposteringsanläggningen alstrar buller genom att dieselfordon används för driften på anläggningen samt transporter till och från anläggningen. Inga bostäder finns i närheten som blir störda av anläggningen.

Deponin i Syrhåla ger inte upphov till något störande buller.

Pumpar och pumpstationer på nätet ger inga störande ljudnivåer.

Lukt

Besvärande luktförhållanden kan uppstå vid Ryaverket även vid normal drift. Närliggande bostäder kan drabbas då speciella vind- och temperaturförhållanden föreligger.

Ljusförhållanden

Ljusförhållandena för omkringliggande fastigheter har ej påverkats av Ryaverket, kompostanläggningen eller Syrhåladeponin.

1.5 Hälsa och säkerhet

Vid Ryaverket arbetar ca 50 personer. Den dagliga driften av Göteborgs avloppsnät sköts av ca 25 personer och reparationer vid ledningsbrott ca 20 personer. Det är således ett begränsat antal personer som kan komma i kontakt med avloppsvatten.

De som arbetar med avlopp är medvetna om riskerna, har utbildning och utrustning för att minimera riskerna för smitta.

Utsläpp av renat avloppsvatten och bräddat avloppsvatten sker i Göta älv där spädningen blir stor. Bakteriehalterna i avloppsvattnet reduceras kraftigt vid behandlingen i reningsverket men bräddning medför att bakterier och virus i stor

mängd förs ut i recipienten. Badplatser runt och utanför Göta Älvs mynning har tidvis höga bakteriehalter under sommartid. Speciellt är badplatserna längs västra Hisingen utsatta eftersom strömmarna går norrut längs med kusten. Bakterier och virus i älvvattnet kommer även från andra källor uppströms Ryaverket.

Vid källaröversvämningar kommer berörd allmänhet i kontakt med avloppsvatten. Uppgifter om i vilken omfattning det sker har inte tagits fram.

Allmänt kan dock sägas att hälsoriskerna vad gäller avloppsvattenbehandlingen är relativt små.

Säkerhetsrisker gäller framförallt transporter av kemikalier och ev explosionsrisker vid rötning av slammet.

Transporter till Ryaverket sker på större trafikleder fram till anläggningen. Ombyggnad (tunnelbyggnad) av trafikleder på Hisingssidan är under utförande. Omläggning av trafikleden görs med tanke på att minska miljöstörningarna i form av buller, föroreningar, säkerhet m m från den täta och tunga trafiken till industriområdena på Hisingen. Säkerhetsriskerna för allmänheten kan anses som små efter utbyggnaden vad gäller transporter.

Rötningsanläggningens utförande antas vara sådan att risken för explosioner är minimala.

1.6 Övrigt

Rekreation

Rya skog är ett mycket omtyckt utflyktsmål för många människor och har därför högt värde som rekreativ område. Speciellt välbesökt är skogen under vårarna i vitsippstider, framhålls i den biologiska dokumentationen av Rya skog.

Övriga anläggningsdelar dvs kompostanläggning och deponin i Syrhåla har inget större värde som rekreativ områden.

Kulturvärden

I den biologiska dokumentationen av Rya skog av *Appelqvist, Bengtsson (1992)* tas ädellövskogen kulturhistoriska värden upp. Ädellövskogen har under årtusenden dominerat landskapsbilden inom den södra lövskogsregionen samt präglat landskapet även inom södra basskogsregionen. Utan ädellövskogen skulle det sydsvenska landskapet mista mycket av sin karaktär.

Övriga sociala, kulturhistoriska och pedagogiska värden som framhålls i rapporten är att Rya skog är ett relativt väl fungerande lövskogssystem med lång historia som lövträdsbevuxen mark. Detta plus områdets tillgänglighet gör att Rya skog är ett område för undervisning.

De gamla ekarna i Rya skog utgör monument från den tid då området var mer öppet och åtminstone delvis utnyttjades som fodermark. Dessa ekar tjänar därför som intressanta kulturminnesmärken från tidigare epoker i vår historia och kan bidra till förståelsen för hur markresurser utnyttjades i gårdagens samhälle.

Rya skog är det äldsta naturreservatet i länet och dessutom beläget mitt i ett högexploaterat stadsområde. Detta gör att reservatets existens blir mer påtagligt för folk i allmänhet och naturvårdsintresserade i synnerhet, jämfört med många andra mer perifert belägna naturreservat. Därför har Rya skog ett högt symbolvärde för naturvården.

Områdena där kompostanläggningen och deponin Syrhåla är belägna saknar idag kulturvärden.

Planfrågor

Framtida markanvändning berörs direkt genom anläggningarnas fysiska utbredning samt genom att de är störande för näraliggande verksamheter dvs skyddsavstånd krävs. Dessutom påverkas markanvändningen vid en eventuellt nedläggning av verksamheten beroende av hur anläggningen kan återanvändas eller demonteras.

Dessa frågor bör vara berörda i samband med planläggning av området. Detta är främst en ekonomisk fråga. Markdispositionens miljöpåverkan berörs under andra punkter.

Behov av infrastruktur

Inga ytterligare behov av infrastruktur finns vad gäller nuvarande avloppsanläggningar eller framtida utbyggnader.

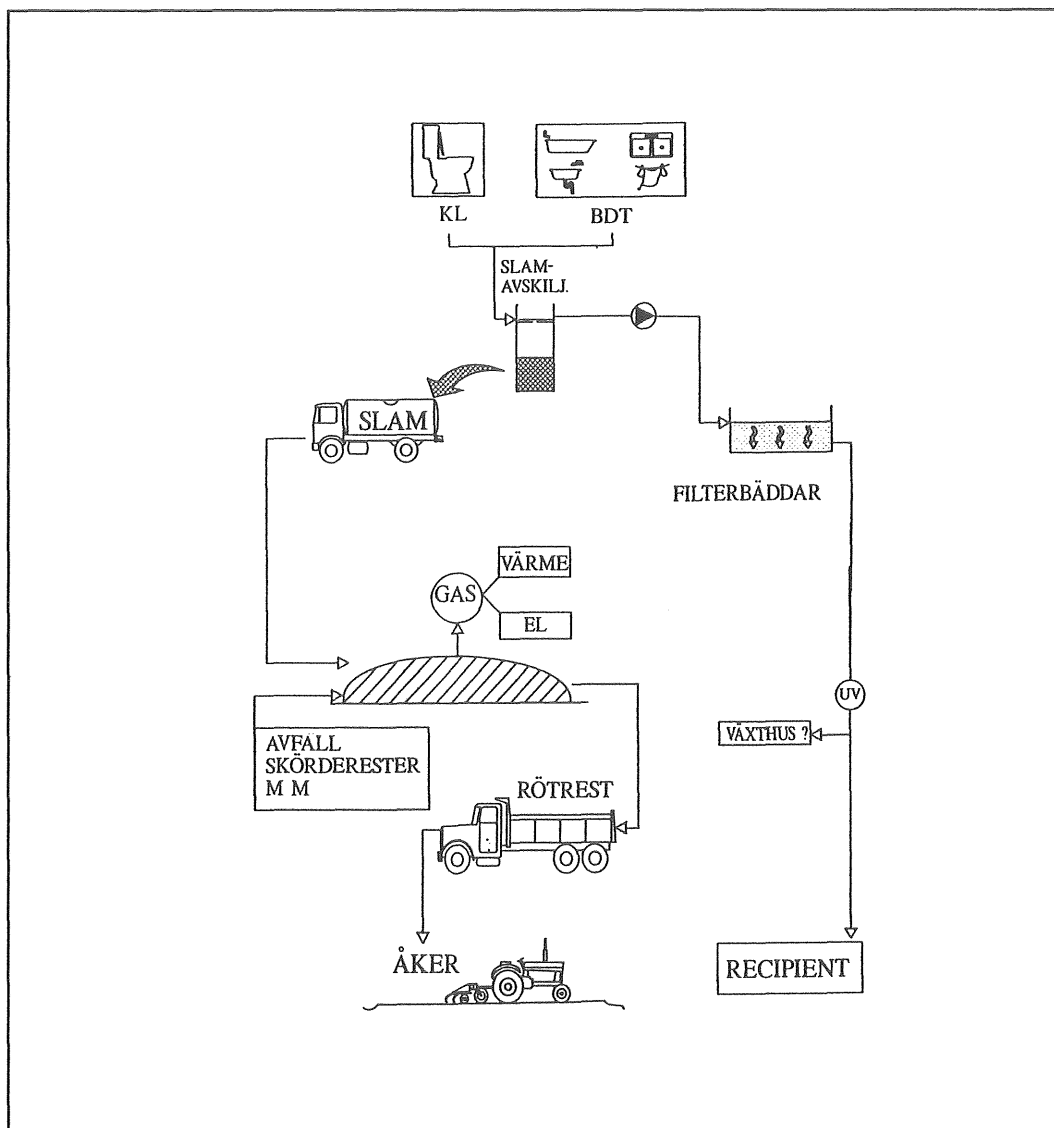
2 Lokal behandling - alternativ 1

I alternativ 1 förutsätts att inga ändringar utförs i lägenheterna i Bergsjön vad gäller avloppssystemet. Vattenförbrukningen förutsätts vara densamma som gäller i dag, och befintligt ledningsnät i Bergsjön ska användas i så stor utsträckning som möjligt. Spillvattnet renas dock lokalt i området.

2.1 Systembeskrivning

Spillvattnet från lägenheterna avleds till slamavskiljare som placeras i gatan så nära fastigheterna som möjligt. Vattenfasen från slamavskiljarna avleds till öppna filterbäddar. Efter att ha passerat filtret leds vattnet ut till närrecipienten. Slammet som sedimenterat i slamavskiljaren hämtas med slamsugningsbil och transporteras till en energianläggning, där det samrötas med hushållsavfall. Rötresten transporteras till åkermark eller deponi.

Ett flödesschema för systemet visas i *Figur 2.1*.



Figur 2.1 Flödesschema för avloppssystem alternativ 1, Bergsjön.

Spillvattenrening

De specifika föroreningarna i spillvattnet antas vara desamma som i 0-alternativet, dvs totalkväve 13 g/p,d, totalfosfor 3,2 g/p,d, BOD-7 70 g/p,d, kalium 7,6 g/p,d, kadmium 0,1 mg/p,d.

Behandling av slam

Spillvatten från hushållen avleds till slamavskiljare som placeras i mark i anslutning till fastigheten. Slamavskiljaren består av en betongbrunn med volymen 20 m³. En slamavskiljare per 100 personer (25 hushåll) skulle i princip medföra en brunn för varje uppgång i en hyresfastighet. Slammet hämtas 5 ggr per år med slamsugningsbil, som har en volym på ca 8 m³. Vid dimensioneringen av slamavskiljarna för Bergsjön har antagits att det är denna typ av bil som används och att släp ej är påkopplat, eftersom

manöverutrymmet mellan husen är mycket begränsat. Slammet transporteras till en energianläggning där det samrötas med hushållsavfall. Rötresten transporteras till åkermark eller deponi.

Energianläggningen består av en energilimpa, i vilken biogas bildas och utvinns. Energilimpan består av hushållsavfall som läggs upp i form av en limpa 3-4 m hög, 50 m lång och 10 m bred. I botten av limpan placeras uppsamlingsledningar för lakvatten. I toppen av limpan placeras ett ledningssystem för återföring av lakvatten. Limpan tätas, och efter några månader kan biogas börja utvinnas. Eftersom en relativt hög fukthalt måste hållas för en optimal gasutvinning, måste vätska tillföras under driften. Tillförsel av slam med hög vattenhalt skulle ge en ökad produktion av gas.

Efter 5 år beräknas det mesta vara utrötat och energilimpan rivs. Kvarvarande material siktas och delas in i olika fraktioner. Kompostfraktionen kan användas i jordbruket, brännbart material körs till förbränningsanläggning och övrigt går till deponering.

Hushållsavfallet (källsorterat med avseende på glas, papper, miljöfarliga ämnen) som samlas in från Bergsjön uppgår idag till ungefär 4 000 ton per år vilket motsvarar en energimängd av 4 000 MWh per år. Genom slamtillförseln kan ytterligare energi utvinnas.

Om en gasmotor installeras kan el produceras. Gasen kan också användas för till exempel uppvärmning av växthus, uppvärmning av vatten för anslutning till fjärrvärmenätet eller som drivmedel. Om gasen skall användas som drivmedel krävs en reningsanläggning för gasen.

Energilimporna kräver en effektiv yta på minst 5 000 m². Förutsättningen är då att 2 limpor anläggs per år. Efter 5 år rivs den första limpan och en ny byggs upp i dess ställe.

Behandling av vätskefas

Den vattenmängd som ska behandlas är ca 2,3 Mm³/år. Avloppsvattnet innehåller mycket bakterier och risk finns att smittämnen följer med vattnet. Eftersom området är tätbebyggt och reningsanläggningar av typen filterbäddar är utrymmeskrävande har därför en lösning valts där reningsanläggningen placeras utanför bostadsområdena.

För bästa möjliga skydd av yt- och grundvatten placeras anläggningarna på "täta" ytor dvs markytor som underlagras av lera där en okontrollerad infiltration till grundvattnet ej kan ske.

Området med filterbäddar bör inhägnas på grund av de kemiska riskerna med denna öppna lösning. Utgående vatten är så gott som partikelfritt och kan därmed desinficeras

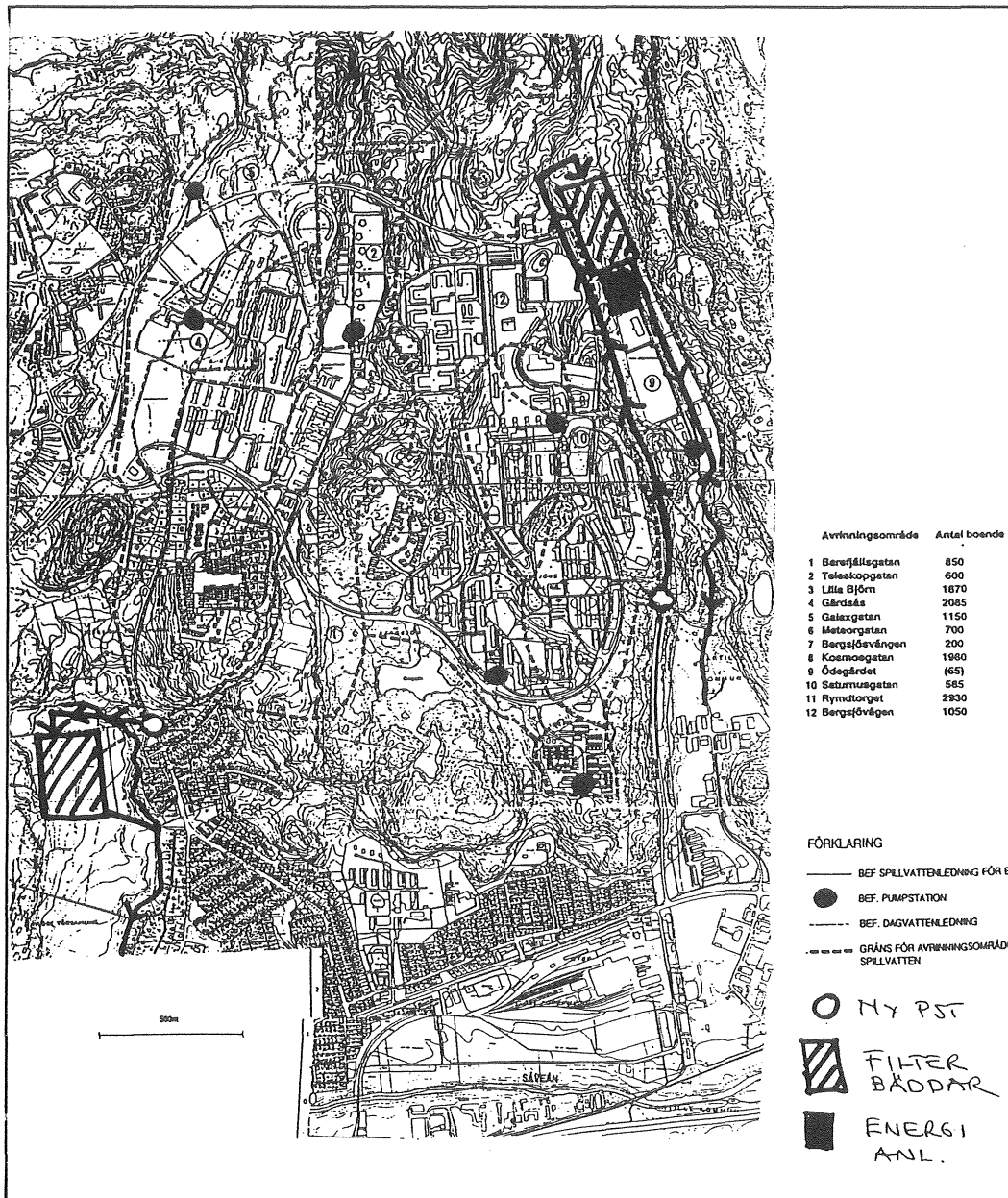
med UV-strålning om så erfordras före utsläpp till närrecipienten.

Utgående vatten kan också användas för bevattning i till exempel växthus.

Filterbäddarna föreslås placeras dels öster om Bergsjön, strax norr om Ödegårdets industriområde, dels sydväst om Bergsjön inom Kvibergs övningsområde. Anläggningarnas placering i Bergsjön visas i *Figur 2.2*. Erforderlig effektiv filterbäddsyta uppgår till cirka 5,2 ha för en specifik spillvattenmängd på 450 l/p,d. Det översta skiktet av filterbädden, ca 30 cm, skall bytas ungefär vart 5:e år

för att funktionen skall upprätthållas. Den använda filtermassan innehåller näringsämnen, framförallt fosfor, som kan nyttjas som gödning på åkermark.

Det reade avloppsvattnet släpps till närrecipienterna Mellbybäcken resp Kvibergsbäcken som båda mynnar i Sävån.



Figur 2.2 Översikt avloppssystemet alternativ 1, Bergsjön.

2.2 Användning av naturresurser

De viktigaste naturresurserna som nyttjas för driften är :

Vatten
Dieselolja

Energi
Näringsämnen N-P-K
Markytor
Naturgrus

Vatten

Den vattenmängd som driver avloppssystemet är ca 2,3 Mm³/år. Detta skall jämföras med den totala vattenförbrukningen i Bergsjön som är 1,0 Mm³/år. Vattenförbrukningen antas vara 200 l/p,d och inläckaget uppskattas till 250 l/p,d.

Ur miljösynpunkt kräver renvattnet insatser i form av energi vid transporter och tillverkning av reningskemikalier.

Diesololja

Totala förbrukningen av diesololja uppskattas till 30 200 l per år. (Beräknat på total fossil energianvändning = 300 MWh.) Se även avsnitt "*Energianvändning*".

Energianvändning

Energi i form av el och fossilt bränsle används under byggnadsskedet och driftsskedet av avloppssystemet.

Byggnadsskedet

Under byggnadsskedet används energi framför allt som drivmedel till maskiner för markarbeten och för framställning av byggnadsmaterial.

Byggnadsmaterialet utgörs av utrustning som t ex sanitetsporslin och pumpar samt övriga installationer som ledningssystem, brunnar och filterbäddar.

Transporter under byggnadsskedet omfattar bland annat utrustning, övrigt byggnadsmaterial och schaktmassor.

Den energi som åtgår i form av fossil energi och elenergi för investeringarna visas i *Tabell 2.1*. Energiberäkningarna har utförts med hjälp av uppgifter från tillverkare och tillgängliga databaser.

Tabell 2.1 *Energianvändning för investeringar (Beräkningar av CIT, 1995)*
Bergsjön, alt 1.

Anläggning	Energi- källa	Förbrukn. MWh/år
Hushåll (sa- nitetsporstin, vacumsystem m m)	El	26
	Fossil	141
Transporter (pumpstationer,	El	2
	Fossil	15
Behandling (filter- bäddar, slamavskilj. energianl. m m)	El	6
	Fossil	38
TOTALT		228

Investeringarna omfattar installation och byggande av:

- 7 506 st sanitetsutrustningar (toalettstolar, ledningsdragn.)
- 160 st slamavskiljare i betong
- 19,5 km ledningar inom Bergsjön
- 7 st pumpstationer
- 1 st energianläggning
- 5,2 ha filterbäddar

Driftsskedet

Energiförbrukningen för driften av ett avloppssystem i Bergsjön enligt alternativ 1 framgår av *Tabell 2.3*. Elenergi används för drift av pumpar huvudsakligen Fossil energi används för biltransporter av slam, filterbäddsmaterial och rötrest.

Mängden fossil energi baseras på förbrukning av dieselolja enligt nedan:

Tabell 2.2 *Energianvändning för transporter under drift*
(Beräkn. av CIT, 1995) Bergsjön, alt 1.

Transporter	Dieselolja l/år	Energi- förbrukn. MWh/år
Slam från slamavskiljare till energianläggning	2500	24
Filterbäddsmaterial till jordbruket och nytt material från grustag till Bergsjön	8500	84
Rötrest från energianläggning till jordbruk	70	0,7
SUMMA (avrundad)	11000	109

Tabell 2.3 *Energianvändning under drift, Bergsjön enligt alternativ 1.*

Anläggning	Energi-källa	Förbrukn. MWh/år
Pumpning	El	365
Transporter	Fossil	109
TOTALT		474

Återvinningen av energi sker genom utvinning av biogas ur slammet. Insamlad mängd gas uppskattas till 70 000 m³ per år motsvarande 490 MWh/år.

Den årliga totala energianvändningen uppgår således till:

<i>Elenergi</i>	<i>400 MWh</i>
<i>Fossil energi</i>	<i>300 MWh</i>
<i>Totalt</i>	<i>700 MWh</i>

Återvinning av energi

Återvinning av energi genom uttag av biogas uppgår till 490 MWh/år. Genom att näringsämnen i avloppsvattnet nyttjas som gödning ersätter det handelsgödsel som annars skulle använts. För framställning och transport av motsvarande mängd näringsämnen via handelsgödsel krävs totalt ca 155 MWh/år¹. Detta kan ses som en form av energiåtervinning

Återvinning av värme ur avloppsvattnet med hjälp av värmepumpar är tekniskt möjligt. Utvunnen värme skulle kunna ge ett tillskott till fjärrvärmenätet. Det är dock tveksamt om investeringen i värmepumpar är rimlig. I detta fall skulle det bli fråga om två värmepumpanläggningar, en efter varje filterbäddssystem.

Näringsämnen

Näringsämnen tillförs avloppsvattnet både genom klosettatten och BDT-vatten.

Flödet av näringsämnen från Bergsjön genom avloppssystemet framgår av *Tabell 2.3*. Flödet har angivits dels som mängd per år, dels i procent av utgående mängd.

¹ Beräkningar CTH, avd för teknisk miljöplanering.

Tabell 2.4 Flödet av näringsämnen från Bergsjön, alt 1.

	Total-fosfor		Total-kväve		Kalium	
	(ton/år)	(%)	(ton/år)	(%)	(ton/år)	(%)
Utgående från hushållen	16.1	100	66.4	100	38.8	100
Till recipient	3.6	22	44.8	67	35,0	90
Filterbäddssand till åker	10.9	68	0	0	0	0
Rötrest till åker	1.6	10	6.6	10	3,8	10
Till luft	0	0	15,0	23	0	0
Totalt ut ur kretsloppet		22		90		90

Enligt tabellen kan 78 % av inkommande mängder total-fosfor återföras direkt in i kretsloppet, dvs genom spridning på åkrar. För kväve och kalium är motsvarande siffror 10 %.

Fosfor är huvudsakligen fastlagd i filtersanden.

Markytor

Den totala markytan som tas i anspråk uppgår till 6.3 ha. Häri ingår ytor för filterbäddar med kringytor och energianläggningen.

Naturgrus

Filtersand till filterbäddarna erhålls ur siktat material från grustag inom rimligt avstånd. Den mängd sand som byts i filterbäddarna i medel per år uppskattas till 3 400 m³. Byte av det översta skiktet (30 cm) bör ske vart 5:e år. För uppbyggnaden av filtren åtgår 57 000 m³ sand.

Uttaget av naturgrus från grusåsar och liknande medför att en ändlig resurs används. Tillgången på grus inom regionen är mycket begränsad och uttag i framtiden kommer att ske under stora restriktioner. Grusåsar utgör också en viktig resurs när det gäller grundvattenbildning och grundvattenförekomst.

Filtersand är det bästa naturmaterialet när det gäller filtrering och rening av avloppsvatten. Andra möjliga material finns dock t ex lecakulor, som dock kräver mycket energi för fram-ställningen.

2.3 Effekter på miljön

Påverkan på mark

Påverkan på mark sker genom:

Nyttjande av mark (naturresurs) för framför allt filterbäddar vilket påverkar bland annat biologisk produktionsförmåga och biologisk mångfald.
Utsläpp av föroreningar till mark (från t ex avfall)

Frågor som bör beaktas är:

Kan marken fungera "normalt" för växter och djur? Bibehålls den biologiska produktionsförmågan och mångfalden?
Kan marken fungera i landskapet dvs beträdas eller är den avstängd?
Släpps främmande ämnen ut på marken?
Vad händer när projektet avslutas, kan marken ta sin gamla naturroll då?

Erforderlig filterbäddsyta uppgår till ca 5,7 ha med kringytor. Erforderlig yta för energianläggningen uppgår till ca 0,6 ha. Det totala behovet av markyta uppgår därmed till 6,3 ha.

Markområdena för filterbäddar och energianläggning bör vara inhägnade och får ej beträdas av allmänheten på grund av smittrisken.

Även ledningar, tunnlar, pumpstationer och andra anläggningar på spillvattennätet upptar markyta eller påverkar marken genom schakter, förflyttning av jordmassor m m.

Två större filterbäddskomplex placeras i sydväst resp nordost om själva stadsdelen. Området i nordost består idag av fyllnadsmassor av varierande slag där växtligheten håller på att etablera sig. Området i sydväst består av ett markområde som tillhört Lv6 och som använts som militärt övningsområde. Området där filterbäddsanläggningen placerats utgörs av ängsmark.

Filterbäddsytorerna kommer delvis att bli bevuxna med spontant etablerad växtlighet. Energilimporna kommer också att vara bevuxna med t ex gräs under drifttiden. Det innebär således att alla anläggningsytorna kommer att kunna vara produktiva ytor dvs grönytor.

Ytor där filterbäddarna skall anläggas är relativt täta eftersom undergrunden består av lera. Risken för förorening av grundvattenrecipienten är därmed liten. Ett dräneringssystem under filterbäddarna samlar upp och avleder det renade avloppsvattnet till ytvattenrecipienten.

Utsläpp av föroreningar till mark sker via avgaser från transporter under driftskedet. Tyngre föroreningar som t ex olja, stoft, tungmetaller hamnar huvudsakligen på gatumark. Vid nederbörd följer föroreningarna med dagvattnet ut i närrecipienterna.

Utsläpp till luft

Utsläpp till luft avser utsläpp av föroreningar från hela avloppsanläggningen inklusive rötningsanläggning, slamhämtning m m.

Emissioner sker lokalt :

under byggnadsskedet (damm, transporter)
från avloppsanläggning
från annan verksamhet t ex maskiner, transporter.

Globalt sett sker också utsläpp vid tillverkning av byggnadsmaterial och utrustning som sanitetsporlin, slamavskiljare etc.

De utsläpp som troligtvis har störst påverkan på miljön är de från biltransporter under drifttiden samt utsläpp från avloppshanteringen/behandlingen. Vid förbränning av diesel sker emissioner av framförallt koldioxid och kväveoxider. Utsläpp från avloppsanläggningarna gäller kväve, diffust utsläpp av biogas och förbränning av biogas vid rötningsanläggningen. Totalt beräknas transporterna uppgå till 18 500 km per år, motsvarande ca 11 000 l dieseloilja eller 109 MWh (392 400 MJ) per år. Utsläppen till luft p g a dieselanvändningen kan uppskattas med hjälp av emissionsfaktorer. Beräknade utsläpp samt använda emissionsfaktorer framgår av *Tabell 2.5*.

Tabell 2.5 Utsläpp till luft p g a dieselanvändning. (Emissionsfaktorer efter Tillman et al., 1991). Bergsjön alt 1.

Typ av emission	Emissionsfaktor (g/MJ tillf. bränsle)	Utsläpp till luft (kg/år)
SO ₂	0,154	60
NO _x	1,304	500
CO	0,300	120
HC	0,208	80
CO ₂	78,6	30 800
Stoft	0,10	40
Aska	-	-
Olja (aq)	0,00040	0,2
Fenol	0,000006	0,002
COD	0,0012	0,5
tot-N	0,00019	0,10

Rötningsanläggningen ger dels diffusa utsläpp av metangas och koldioxid vid rötningsprocessen dels sker utsläpp vid förbränning av biogasen om den används för el eller värmeproduktion. Totalt uppskattas det diffusa gasutsläppet till 10 % av den producerade gasmängden. Vid förbränning av biogasen sker utsläpp av framförallt koldioxid, kolmonoxid, kväveoxider och svavel.

Mängden metangas vid diffust gasutsläpp kan uppskattas till 8 000 m³ per år. Koldioxiden härrör från biologiskt material ingår i ett kretslopp och tas därför inte med i beräkningarna.

Vid förbränning av den insamlade gasen (70 000 m³ /år motsvarande 1 764 000 MJ) i en väl fungerande panna blir utsläppen enligt *Tabell 2.6*.

Tabell 2.6 Utsläpp till luft på grund av biogasförbränning (muntlig info VBB Viak, Stockholm).

Typ av emission	Emissionsfaktor (mg/MJ tillf. bränsle)	Utsläpp till luft (kg/år)
CO	40	70
NO _x	30	50
Svavel	5	10
Summa		130

Från filterbäddarna kan kväve avgå till luft i form av ammoniak och kvävgas. Mängden total-kväve som avgår till luft uppskattas till 15 ton per år. Eftersom förhållandet kvävgasavgång/ammoniakavgång inte är känt tas dessa parametrar inte med som en luftförorening.

Från Ryaverket anges emissioner av monoaromater. Om dessa härrör från industrier skulle det innebära att emissionerna ej finns i Bergsjön-alternativet. Om de härrör även från hushåll bedöms emissionerna även uppstå i Bergsjön.

Emissioner från slamavskiljare bör kunna förekomma i form av svavelväte och ammoniak. Storleksordningen går ej att ange. Den tekniska utformningen skall vara sådan att detta undviks.

Utsläpp till vatten

Utsläpp av renat avloppsvatten sker till Mellbybäcken respektive Kvibergsbäcken som mynnar i Sävån.

Vid haveri i pumpstationer som beskickar filterbäddarna kommer bräddning att ske förbi bäddarna och ut i närrecipienten. Avloppsvattnet är då slamavskilt.

Vid normal drift kommer vattenföringen, mätt som årsmedelvärde, att öka i närrecipienterna med över 100 %, från totalt ca 60 l/s till ca 130 l/s. Detta kan medföra risk för erosion beroende på jordarter, lutningar, befintlig växtlighet m m.

Utsläpp av näringsämnen, syreförbrukande ämnen m m i närrecipienten kommer att öka väsentligt.

Utgående mängd från filterbäddarna anges i *Tabell 2.7*.

Tabell 2.7 Utsläpp till vatten, Bergsjön alt 1.

Typ av emission	Utsläpp till vatten kg per år
Total-fosfor	3 600
Total-kväve	44 800
Kalium	35 000
BOD-7	32 000
Kadmium	0,1

Förväntad reningsgraden från källan (lägenheten) till utloppet från filterbäddarna blir enligt nedan :

Totalfosfor	88 %
Totalkväve	33 %
BOD-7	91 %
Kalium	10 %

Eftersom terrängen är kuperad och avrinningen kommer att ske relativt snabbt till Sävån kommer den lokala effekten troligtvis inte att bli stor på grund av utsläppen. Vattnet luftas under vägen till den större recipienten och någon risk för syrebrist torde inte föreligga.

Tillflödet av näringsämnen och syreförbrukande substans kan påverka vattenkvaliteten i Sävån under perioder med låg vattenföring. Vid ett lägsta uppmätta flöde i Sävån på 1.6 m³/s skulle utspädningsfaktorn bli 1:22. Fosforhalten i Sävån kommer att öka med 30 % vid medelvattenföring och kvävehalten med 6 %.

Lokal påverkan på flora

Avloppsreningen påverkar marken lokalt genom anläggandet av ledningar/tunnlar, energianläggning och filterbäddar.

Det sydvästra filterbäddsområdet ligger på ett f d militärt övningsområde. Området har under många inte varit tillgängligt för allmänheten. Det militära området består av en äng och ett skogsbeklätt bergsparti. Filteranläggningarna placeras på ängsområdet. Med tanke på att området varit relativt ostört kan det finnas en artrikedom både vad gäller flora och fauna. Ängsområdet har dock nyttjats för olika ändamål och ytan verkar något nedsliten. Det har ej undersökts om det finns några skyddsvärda växter i området.

Markytan för det nordöstra filterbäddsområdet består av nyligen påförda fyllnadsmassor av framförallt lera och kan knappast ha någon skyddsvärd flora.

Lokal påverkan på fauna

Inga observationer av sällsynta, skyddsvärda arter har registrerats.

Fåglar kan komma i kontakt med avloppsvattnet eftersom filterbäddarna är öppna.

I övrigt kommer faunan att påverkas i och med att tillgängliga ytor för bete m m (rådjur, harar t ex) kommer att minska framförallt inom Lv6's område.

Landskapsbild

Erforderlig filterbäddsyta uppgår till totalt 5,7 ha och energianläggningens yta uppgår till 0,6 ha. Den totala markyta som tas i anspråk är 6,3 ha. Sydvästra filterbäddsområdet kommer att omfatta en yta på totalt ca 2,6 ha och nordöstra delen 3,1 ha.

Filterbäddarna kommer att placeras in och anpassas till terrängförhållandena. Ytorna kommer efter en viss tid i drift att bli bevuxna (självsådd). Inhägnaden behöver inte nödvändigtvis utgöras av stängsel utan täta snabbväxande häckar kan tjäna samma syfte. Landskapsbilden kommer därför inte att ändras radikalt på grund anläggandet av filterbäddar.

Energianläggningen kommer att ligga inom nuvarande ytor reserverade för industriändamål. De täckta energilimporna kommer att synas men knappast påverka landskapsbilden negativt. Vid energianläggningen hanteras dock avfall och risk för nedskräpning finns runt anläggningen.

2.4 Störningar i närområdet

Buller

Buller uppkommer framför allt vid biltransporter och drift av energianläggningen.

Den tyngre biltrafiken kommer att öka något i området i och med att slamavskiljarna skall tömmas ungefär varannan månad. Ljudnivån kommer troligtvis inte att öka i området.

Energianläggningen kommer att alstra något buller eftersom blåsmaskiner eller kompressorer används för utsugning av gas. Maskinen kan byggas in och ljudisolerats för att minimera ljudnivån. Anläggningen ligger inom ett industriområde och bostadsbebyggelsen kommer inte att störas.

Lukt

Besvärande lukt från filterbäddarna ska vid normal drift inte förekomma. Vid tömning av slamavskiljare kan dock viss lukt uppstå inom bostadsbebyggelsen.

Vid energianläggningen finns stor risk för luktolägenheter eftersom komposterbart avfall och slam hanteras öppet. Anläggningen ligger dock utanför bostadsområdena och torde inte ge några problem där.

Ljus

Ljusförhållandena för omkringliggande fastigheter påverkas ej av filterbäddar, rötningsanläggning m m.

2.5 Hälsa och säkerhet

Bakterier i stor mängd finns i det fekala materialet och återfinns därmed i slammet i slamavskiljare och i avloppsvattnet som pumpas till filterbäddarna.

Hämtning av slam sker med slambilar där sugslangen antingen kopplas direkt till slamavskiljaren eller sänks ned i brunnen. Personal som tömmer tankarna kommer i viss mån i kontakt med slammet vid hantering av förorenad utrustningen på slambilen.

Vid tömning /injektering av slammet i energilimpan är risken troligtvis större för kontakt med bakterier.

Avloppsvatten som passerat filterbäddarna innehåller stora mängder bakterier. Om filterbäddarna görs otillgängliga för allmänheten är risken för ev smitta liten. Eftersom beskikning av filterbäddarna sker nära filtrets överyta kommer ingen aerosolbildning att ske och därmed spridning av bakterier via luften. Vid rensning och byte av filtermaterial kommer personal i direkt kontakt med ev bakterier. Filterbädden bör ha varit ur drift ett par månader före bytet av material. Eftersom personal som hanterar slam nu skall vara utbildad och känna till riskerna med hanteringen bör risken för smitta vara minimal.

Explosionsrisk finns där biogas bildas och lagras t ex vid energianläggningen. Åtgärder vidtas dock för att minimera riskerna.

Transporterna inom bostadsområdena kommer att öka något vilket eventuellt medför att olycksriskerna ökar för de boende.

2.6 Övrigt

Rekreation

Områdena för planerade filterbäddar utgör idag inte rekreativområden. Det f.d militära övningsområdet kan tänkas bli attraktivt som strövområde när detta blir mer tillgängligt för allmänheten.

Kulturvården

Filterbäddarna kommer inte att inkräkta nämnvärt på området. Fornminnen som finns inom stadsdelen kommer ej att beröras av anläggningarna.

Planfrågor

Framtida markanvändning berörs direkt genom anläggningarnas fysiska utbredning samt genom att de är störande för näraliggande verksamheter dvs skyddsavstånd krävs. Dessutom påverkas markanvändningen vid en eventuell nedläggning av verksamheten beroende av hur anläggningen kan återanvändas eller demonteras.

Dessa frågor bör vara berörda i samband med planläggning av området. Detta är främst en ekonomisk fråga. Markdispositionens miljöpåverkan berörs under andra punkter.

Behov av infrastruktur

Enklare vägar kan behövas anläggas fram till filterbäddarna. I övrigt finns inget behov av utbyggt vägnät.

3 Bergsjön alternativ 2

3.1 Systembeskrivning

Förutsättningarna för alternativ 2 är att urin, fekalier och BDT-vatten (bad, disk, tvätt) ska separeras vid källan. Praktiskt kan detta genomföras genom att separerande toaletter installeras i lägenheterna.

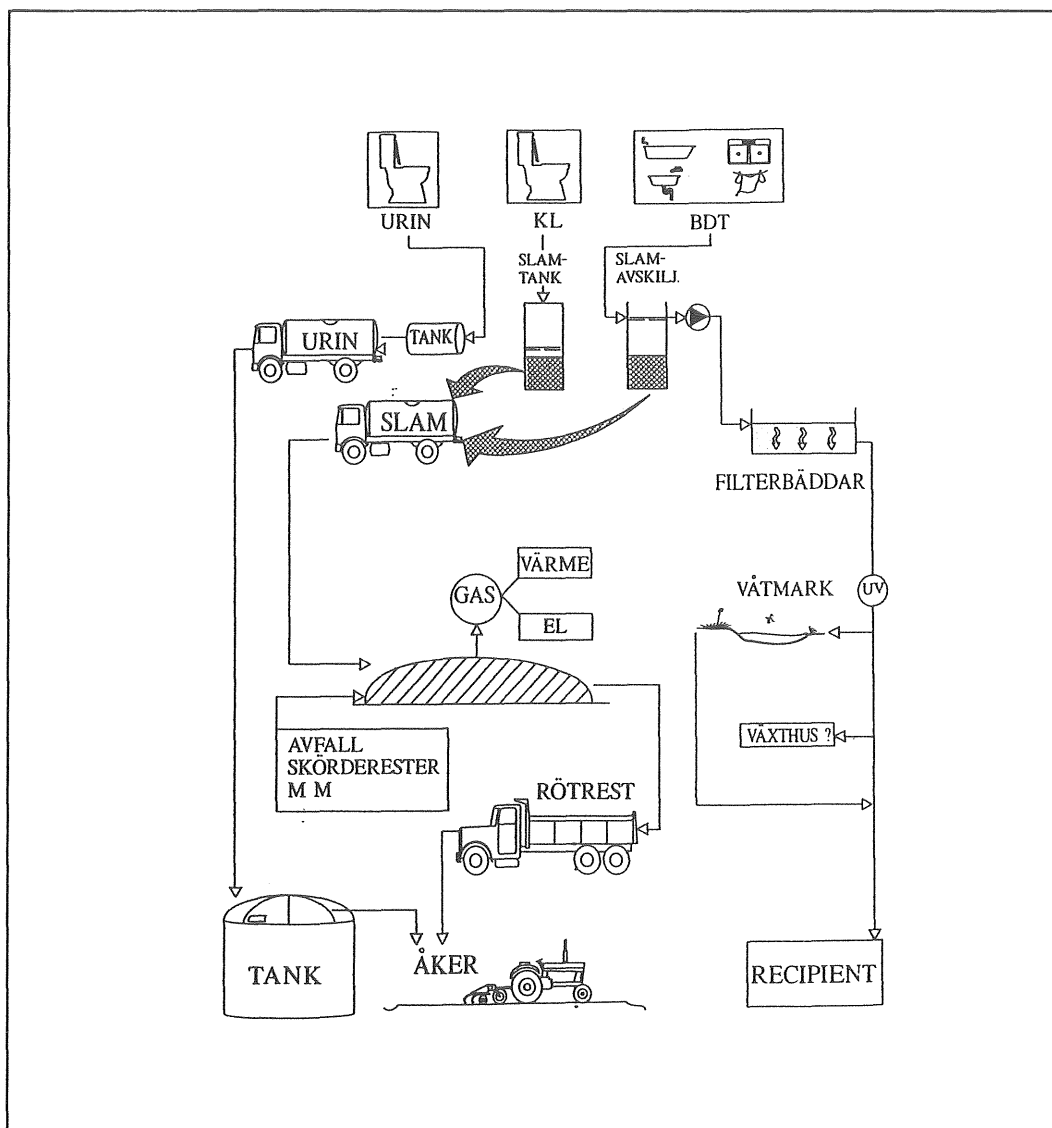
Urin leds med självfall till en uppsamlingstank som placeras under mark vid fastigheten eller i fastigheten. En mindre mängd vatten förutsätts användas för spolning. Urinvattnet hämtas med slamsugningsbil och transporteras till ett mellanlager i närheten av den jordbruksmark där det ska spridas.

Fekalier och spolvatten sk svartvatten samlas också upp i en sluten tank som placeras under mark eller i fastigheten. Svartvatten transporteras till uppsamlingstanken med hjälp av ett vacumsystem.

BDT-vattnet passerar en slamavskiljare innan det avleds via det befintliga spillvattenledningsnätet till en filterbädd. Vattnet filtreras i filterbädden och filtratet släpps ut i närrecipienten. En delström av det behandlade BDT-vattnet kan släppas till befintlig eller anlagd våtmark.

BDT-vattnet transporteras i befintligt spillvattennät, vilket innebär att inläckage och dräneringsvatten måste tas med i beräkningarna. Om inga åtgärder görs på befintligt nät kan inläckaget antas uppgå till ca 200 l/p,d, och den totala BDT-vattenmängden blir 350 l/p,d. Årsmedelflödet av BDT-vatten från Bergsjön kan därmed beräknas till 57 l/s.

Ett flödesschema för systemet visas i *Figur 3.1*.



Figur 3. 1 Flödesschema för avloppssystem alternativ 2, Bergsjön.

Spillvattenrening

De specifika föroreningarna i spillvattnet antas vara desamma som i alternativ 0, dvs totalkväve 13 g/p,d, totalfosfor 3,2 g/p,d, BOD-7 70 g/p,d, kalium 7,6 g/p,d, kadmium 0,1 mg/p,d.

Urin

Mängden urin och spolvatten per person och år uppgår till ca 900 l, varav urinmängden uppgår till ca 500 l. En urintank på 8 m³ för 25 lägenheter (100 personer) innebär att tanken måste tömmas 10 gånger per år.

För att undvika att kvävet i urinet (urea) omvandlas till ammoniak kan vegetabilisk olja tillsättas i tankarna eller i mellanlagertanken. Oljan hindrar att syret får tillträde och urean därmed bryts ner.

Urinvattnet späds med vatten innan det sprids på åkermarken. Spridningen bör ske under växtsäsongen, för att inte utlakning av näringsämnen skall ske.

Fekalier

Fekalierna antas transporteras med en minimal mängd vatten. Den minsta vattenmängd som erfordras är 1,2 l per spolning om vacuumledning används som transportmedel. I konventionella toaletter erfordras 6-7 l per spolning.

Den totala slammängden per person och år har beräknats till ca 500 l.

Fekalier och spolvatten samlas upp i slutna tankar på 8 m³ som töms 10 gånger per år. Tankarna töms av en slambil, som transporterar slammet till energianläggningen.

BDT-vatten

BDT-vattnet passerar slamavskiljare innan det pumpas till filterbäddarna. Tömning av slamavskiljare sker 1 gång per år. Slammet transporteras med slambil till energianläggningen för rötning.

Avskiljningen vad gäller näringsämnen är låg för en slamavskiljare. Reduktionen vad gäller totalfosfor, totalkväve och BOD har antagits vara 10 %.

Filterbäddarna i alternativ 2 placeras inom respektive avrinningsområde inom stadsdelen. Anledningen är att anläggningsytorna kan minskas eftersom vattenmängderna som skall behandlas minskar något jämfört med alternativ 1. Men framförallt minskar risken för smittspridning av bakterier och virus avsevärt eftersom fekalier ej finns med. Bakteriehalterna har dock visat sig vara förvånansvärt höga i BDT-vatten i allmänhet.

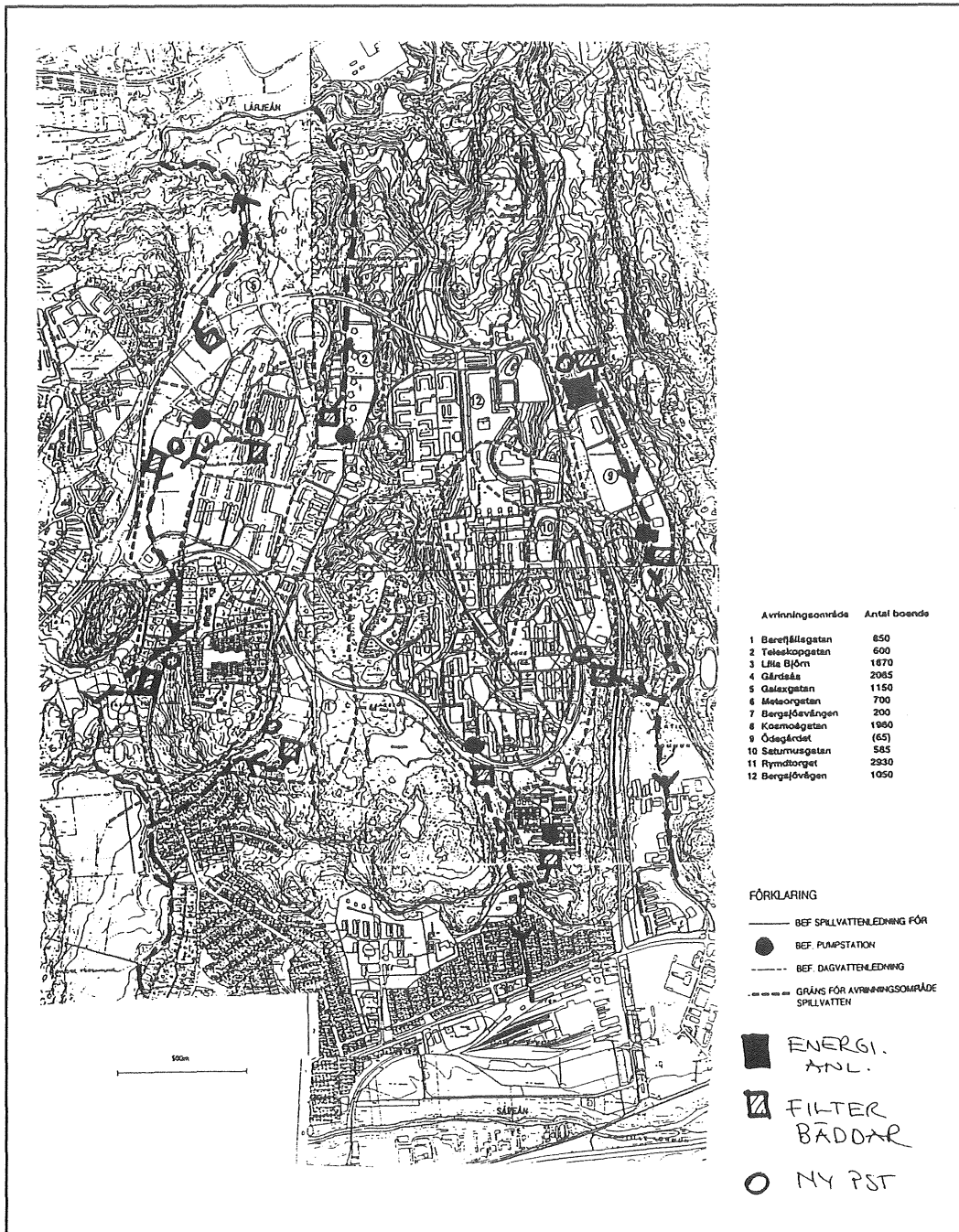
Slambehandling

Slam från slamavskiljare och fekalietankar hämtas med slamsugningsbilar och transporteras till en energianläggning, där det samrötas med hushållsavfall.

Energianläggning placeras i östra delen av Bergsjön norr om Ödegärdet. Den tillförda slammängden motsvarar 385 ton TS (torrs substans) per år.

Energilimpans utformning och drift beskrivs i *Avsnitt 2.1*.

Om en gasmotor installeras kan el produceras. Gasen kan också användas för till exempel uppvärmning av växthus, uppvärmning av vatten för anslutning till fjärrvärmenätet eller som drivmedel. Om gasen skall användas som drivmedel krävs en reningsanläggning för gasen.



Figur 3.2. Översikt avloppssystemet alternativ 2, Bergsjön.

3.2 Användning av naturresurser

De viktigaste naturresurserna som bedöms utnyttjas för driften är:

- Vatten
- Diesellojla
- Energi
- Näringsämnen N-P-K
- Markytor
- Naturgrus

Vatten

Den specifika vattenmängd som driver avloppssystemet är ca 350 l/p,d, vilket innebär 1,8 Mm³/år. Detta skall jämföras med den totala vattenförbrukningen som har antagits bli 0,78 Mm³/år.

Ur miljösynpunkt kräver renvattnet insatser i form av energi vid transporter och framställning av reningskemikalier.

Diesellojla

Den totala förbrukningen uppskattas till 45 000 l per år. (Beräknat på fossila energianvändningen = 446 MWh/år.)

Energianvändning

Energi i form av el och fossilt bränsle används under byggnadsskedet och driftsskedet av avloppssystemet.

Byggnadsskedet

Under byggnadsskedet används energi framför allt som drivmedel till maskiner, för markarbeten och för framställning av byggnadsmaterial.

Byggnadsmaterialet utgörs av utrustning som t ex sanitetsporcelain, vacuumsystem och pumpar samt övriga installationer som ledningssystem, brunnar, tankar och filterbäddar.

Transporter under byggnadsskedet omfattar bland annat utrustning, övrigt byggnadsmaterial och schaktmassor.

Den energi som åtgår i form av fossil energi och elenergi för investeringarna visas i *Tabell 3.1*. Energiberäkningarna har utförts med hjälp av uppgifter från tillverkare och tillgängliga databaser.

Tabell 3.1 *Energianvändning för investeringar (Beräkningar av CIT, 1995), Bergsjön alt. 2.*

Anläggning	Energi-källa	Förbrukn. MWh/år
Hushåll (sanitetsporcelain, vacumsystem m m)	El	25
	Fossil	173
Transporter (pumpstationer, ledningar)	El	2
	Fossil	15
Behandling (filterbäddar, slamavskilj. energianl. m m)	El	8
	Fossil	56
TOTALT		279

Investeringarna omfattar installation och byggande av :

- 7 506 sanitetsutrustningar (separerande toaletter, ledn. dragning för 3 olika fraktioner) vacumsystem för "svartvatten"
- 126 st slamavskiljare i betong
- 160 st urintankar i glasfiber
- 93 st slamtankar (för fekalier) i glasfiber
- 19,5 km ledningssystem i Bergsjön
- 9 st pumpstationer energianläggning
- 4,7 ha filterbäddar

Livslängden på installationerna har ansatts till 15-50 år beroende på typ av utrustning.

Driftsskedet

Energiförbrukningen för driften av ett avloppssystem i Bergsjön enligt alternativ 2 framgår av *Tabell 3.3*. Elenergi används för drift av pumpar samt vacumsystemet. Fossil energi används för biltransporter av urin, slam, filterbäddsmaterial och rötrest.

Nedan i *Tabell 3.2* anges förbrukning av dieselolja och motsvarande energiinnehåll.

Tabell 3.2 *Energianvändning för transporter under driftsskedet, Bergsjön alt 2.*

Transporter	Dieseloilja l/år	Energi- förbrukn. MWh/år
Urin från tankar till jordbruk	13200	131
Slam från tankar och slamavskiljare till energianläggning	3200	32
Filterbäddsmaterial till jordbruk, nytt material från grustag	3900	38
Rötrest från energianläggning till jordbruk	130	1,3
SUMMA	20400	202

Tabell 3.3 *Energianvändning för driften i Bergsjön, alternativ 2.*

Anläggning	Energi- källa	Förbrukn. MWh/år
Pumpning m m ¹	El	91
Transporter	Fossil	202
TOTALT		293

Återvinningen av energi sker genom att biogas utvinns ur avlopp och avfall. En insamlad gasmängd på 146 000 m³ (slammets andel) motsvarar energimängden 1 020 MWh/år.

Återvinning av värme ur avloppsvattnet med hjälp av värmepumpar är tekniskt möjligt. Utvunnen värme skulle kunna ge ett tillskott till fjärrvärmenätet. Men eftersom det skulle bli frågan om ett flertal värmepumpanläggningar, en efter varje filterbäddssystem, har det inte bedömts som rimligt att installera dessa.

Den totala årliga energianvändningen för investeringar och drift uppgår således till :

<i>Elenergi</i>	<i>126 MWh</i>
<i>Fossil energi</i>	<i>446 MWh</i>
<i>Totalt</i>	<i>572 MWh</i>

¹ Uppgiften om vacumsystemets elförbrukning har reviderats sedan utgåvan av VAV-rapporten nr 1995-03. En annan typ av vacumsystem har valts vilket innebär väsentligt lägre energiförbrukning.

Återvinningen av energi

Återvinningen av energi genom uttag av biogas uppgår till 1 020 MWh per år.

Genom att näringsämnen i avloppsvattnet nyttjas som gödning ersätter det handelsgödsel som annars skulle använts. För framställning och transport av motsvarande mängd näringsämnen via handelsgödsel krävs totalt ca 300 MWh/år¹. Detta kan ses som en form av energiåtervinning.

Näringsämnen

Det översta skiktet av filterbädden, ca 30 cm, skall bytas ungefär vart 10:e år för att reningsfunktionen skall upprätthållas. Den använda filtermassan innehåller näringsämnen, framförallt fosfor, som kan nyttjas som gödning på åkermark.

Flödet av näringsämnen från Bergsjön genom avloppssystemet framgår av *Tabell 3.4*. Flödet har angivits dels som mängd per år, dels i procent av utgående mängd.

Tabell 3.3 Flödet av näringsämnen från Bergsjön, alt 2.

	Total-fosfor		Total-kväve		Kalium	
	(ton/år)	(%)	(ton/år)	(%)	(ton/år)	(%)
Utgående från hushållen	16,1	100	66,4	100	38,8	100
Till recipient	1,6	10	2,8	4	21,5	55
Kompost/rötrest	3,4	20	10,7	16	2,5	6
Jordbruk (urin, filtermtrl)	11,4	70	51,1	77	14,8	38
Till luft	0	0	1,8	3	0	0
Totalt ut ur kretsloppet		10		4		55

Enligt tabellen kan ca 70 % av inkommande mängder total-fosfor återföras direkt in i kretsloppet, dvs genom spridning på åkrar. För kväve och kalium är motsvarande siffror 77 % respektive 38 %. Den kompostfraktion som erhålls ur rötresten kan också nyttjas i jordbruket. I hanteringen av slam, BDT-vatten och urin kommer en del av kvävet att avgå till luft. Mängden kväve som avgår till luft via filterbäddar och våtmark har uppskattats till 3 % av inkommande mängder.

Markytor

Den erforderliga filterbäddsarean uppgår till 4.7 ha vilket fördelats på 11 filteranläggningar inom stadsdelen. Den totala markytan som tas i anspråk uppgår till 6.6 ha.

¹ Beräkningar CTH, avd för teknisk miljöplanering.

Naturgrus

Filtersand till filterbäddarna erhålls ur siktat naturgrus från grustag. Den mängd sand som byts i filterbäddarna i medel per år uppskattas till 1 400 m³. Byte av det översta skiktet (30 cm) bör ske vart 10:e år. För uppbyggnaden av filtren åtgår 47 000 m³ sand.

3.3 Effekter på miljön

Påverkan på mark

Markförhållandena där filterbäddarna skall planeras anläggas är av varierande natur. Filterbäddarna skall anläggas på tillgängliga täta ytor mellan och i anslutning till bostadshusen.

Filterbäddarna skall utformas så att läckage till undergrunden undviks. Ytan där energianläggningen anläggs skall tätas om inte den naturliga tätningen anses tillräcklig.

Reningsanläggningarnas påverkan på markförhållandena är lokal.

Utsläpp till luft

Utsläpp till luft avser emissioner från hela avloppssystemet, från tillverkning av sanitetsporlin till transport av näringsämnen till jordbruket.

Utsläpp av föroreningar till luft sker lokalt:

- under byggnadsskedet (damm, transporter)
- från avloppsanläggningarna (energianläggning, filterbäddar bl a)
- från transporter under drifttiden

Utsläpp sker också "globalt" vid t ex :

- tillverkning av utrustning typ, sanitetsporlin, vacumsystem, slamavskiljare, pumpstationer.

De utsläpp som troligtvis har störst påverkan på miljön är de från biltransporter under drifttiden samt utsläpp från avloppshanteringen/behandlingen. Vid förbränning av diesel sker emissioner av framförallt koldioxid och kväveoxider. Utsläpp från avloppsanläggningarna gäller kväve, diffust utsläpp av biogas och förbränning av biogas vid rötningsanläggningen

Utsläpp från tillverkning av delar och komponenter i avloppssystemet har ej beaktats.

Totalt beräknas transportererna uppgå till 52 100 km per år vilket ger en förbrukning av ca 20 400 l dieselolja. Energiinnehållet i dieseloljan motsvarar 202 MWh/år (727 000 MJ). Alla transporter under drifttiden beräknas ske inom en radie på 15 km

från nordöstra delen av Bergsjön. Utsläppen till luft pga dieselanvändningen kan uppskattas med hjälp av emissionsfaktorer. Beräknade utsläpp samt använda emissionsfaktorer framgår av *Tabell 3.5*.

Tabell 3.5 Utsläpp till luft p g a dieselanvändning. (Emissionsfaktorer efter Tillman et al., 1991). Bergsjön alt 2.

Typ av emission	Emissionsfaktor (g/MJ tillf. bränsle)	Utsläpp till luft (kg/år)
SO ₂	0,154	110
NO _x	1,304	940
CO	0,300	220
HC	0,208	150
CO ₂	78,6	56 600
Stoft	0,10	70
Aska	-	-
Olja (aq)	0,00040	0,3
Fenol	0,000006	0,004
COD	0,0012	0,9
tot-N	0,00019	0,14

Rötningsanläggningen ger dels diffusa utsläpp av metangas och koldioxid vid rötningsprocessen dels utsläpp vid förbränning av biogasen för el eller värmeproduktion. Totalt uppskattas det diffusa gasutsläppet till 10 % av den producerade gasmängden. Vid förbränning av biogasen sker utsläpp av framförallt koldioxid, kolmonoxid, kväveoxider och svavel.

Mängden metangas vid diffust gasutsläpp kan uppskattas till 11 400 m³ per år. Koldioxiden härrör från bioenergi och ingår i ett kretslopp och tas inte med i beräkningarna.

Vid förbränning av den insamlade gasen (avloppsslammets andel: 145 700 m³/år, motsvarar 1020 MWh/år (3 700 000 MJ)) i en väl fungerande gaspanna blir utsläppen enligt *Tabell 3.6* nedan:

Tabell.3.6 *Utsläpp till luft på grund av biogasförbränning (muntlig info VBB Viak, Stockholm) Bergsjön alt 2.*

Typ av emission	Emissionsfaktor (mg/MJ tillf. bränsle)	Utsläpp till luft (kg/år)
CO	40	150
NO _x	30	110
Svavel	5	20
Summa		280

Från filterbäddarna kan kväve avgå till luft i form av ammoniak och kvävgas. Mängden total-kväve som avgår till luft uppskattas till 1.8 ton per år. Eftersom fördelningen kvävgas-/ammoniakavgång ej kan anges tas dessa utsläpp ej med i någon sammanställning.

Utsläpp till vatten

En viss mängd filtrerat BDT-vatten kan släppas till befintliga eller anlagda våtmarker. Det är framförallt Gärds mossen som lämpar sig för en anlagd våtmarksanläggning. Den tillgängliga ytan när det gäller våtmarker uppskattas till 1.3 ha. Reduktion sker framförallt av kväve (denitrifikation). Den beräknade reduktionen i våtmarken vad gäller kväve är 50 % och fosfor 20 %.

Utsläpp av renat avloppsvatten sker till mindre bäckar och vattendrag inom stadsdelen. Dessa vattendrag mynnar i Mellbybäcken och Kvibergsbäcken, som i sin tur mynnar i Säveån, samt Lärjeån.

Vid haveri i pumpstationer som beskickar filterbäddarna kommer bräddning att ske förbi bäddarna och ut i närrecipienten. Avloppsvattnet (BDT-vattnet) har då passerat slamavskiljare.

Vid normal drift kommer vattenföringen, mätt som årsmedelvärde, att öka i närrecipienterna med nära 100 %, från totalt ca 60 l/s till ca 120 l/s. Detta kan medföra risk för erosion beroende på jordarter, lutningar, befintlig växtlighet m m.

Utsläpp av näringsämnen, syreförbrukande ämnen m m i närrecipienten kommer att öka väsentligt.

Utgående mängd från filterbäddarna anges i *Tabell 3.7*.

Tabell 3.7 Utsläpp till vatten i alt. 2, Bergsjön.

Typ av emission	Utsläpp till vatten kg per år
Total-fosfor	1 450
Total-kväve	2 800
Kalium	21 500
BOD-7	13 500
Kadmium	0

Eftersom terrängen är kuperad och avrinningen kommer att ske relativt snabbt till Sävån resp Lärjeån kommer den lokala effekten inte att bli stor på grund av utsläppen. Vattnet luftas under vägen till de större recipienterna och någon risk för syrebrist torde inte föreligga.

Tillflödet av näringsämnen och syreförbrukande substans kan påverka vattenkvaliteten i Sävån under perioder med låg vattenföring. Vid ett lägsta uppmätta flöde i Sävån på 1.6 m³ /s skulle utspädningsfaktorn bli 1:28.

Från källan (fastigheten) till utloppet från filterbäddarna är reningsgraden för:

Totalfosfor	90 %
Totalkväve	96 %
BOD-7	96 %
Kalium	45 %

Lokal påverkan på flora

Inga redovisningar av flora och fauna finns gjorda i Bergsjöområdet.

Där filterbäddarna anläggs kommer förutsättningarna att ändras för den befintliga floran och faunan. Vissa förutsättningar för nyetableringar finns dock då filterytorna blir vegetationstäckta och fåglar kan komma åt ytorna. Om detta är bra eller dåligt kan inte bedömas. Risk för mygg från filterbäddarna bedöms inte föreligga då bäddytorna under större delen av drifttiden är torra.

Där utsläpp av renat avloppsvatten sker i befintlig våtmark kommer floran att påverkas. Den växtlighet som etablerar sig kommer att gynnas av framförallt tillgängligt kväve i vattnet. I det fallet där våtmark restaureras (Gärdsåsmossen) kommer den biologiska mångfalden att öka.

Lokal påverkan på fauna

Inga observationer av sällsynta eller skyddsvärda arter har registrerats i området. Ingen påverkan på faunan bedöms ske.

Landskapsbild

Filterbäddarna kommer att placeras in och anpassas till terrängförhållandena. Ytorna kommer efter en viss tid i drift att bli bevuxna (självsådd). Inhägnaden behöver inte nödvändigtvis utgöras av stängsel utan täta snabbväxande häckar kan tjäna samma syfte. Landskapsbilden kommer därför inte att ändras radikalt på grund anläggandet av filterbäddar.

Energianläggningen kommer att ligga inom nuvarande ytor reserverade för industriändamål. De täckta energilimporna kommer att synas men knappast påverka landskapsbilden negativt. Anläggningen hanterar dock avfall, vilket kan medföra risk för nedskräpning.

Värdering av om påverkan är negativ eller inte är i allra högsta grad subjektiv och beror på vad betraktaren värderar. Inga anläggningar lämnar ett orört intryck i landskapet.

3.4 Störningar i närområdet

Buller

Buller uppkommer framför allt vid biltransporter och drift av vacumsystem och energianläggning.

Vacumsystemet som installeras i fastigheterna kommer troligtvis att ge upphov till visst buller vid drift. Genom isolering och andra åtgärder kan dock ljudnivån troligtvis hållas låg.

Den tyngre biltrafiken kommer att öka området i och med att urin och slam skall hämtas regelbundet.

Slamavskiljare	126 st töms 1 gång/ år
Urintankar	160 st töms 10 ggr/år
Slamtankar	93 st töms 10 ggr/år

Totala antalet tömningar uppgår till 2 660 per år vilket innebär ca 10 tömningar per dag under en arbetsvecka.

Eftersom verksamheten flyttas ut i bostadsområdet kommer störningen för de boende som vistas i området på dagtid att bli påtaglig genom dagliga transporter inne mellan husen. Störningen är mest att betrakta som ett tillskott till stadens brus med diffusa transporter. Störningen är momentan och kan inte jämföras t ex med fläktljud som har ett mer konstant buller. Ingen trafik förekommer på kvällar, nätter eller helger. För att få en bedömning störningens art och storlek bör nuvarande trafik från avfallshantering

och varuleveranser utgöra jämförelse. Avfall bedöms hämtas 1 g/vecka i varje uppgång i flerfamiljshus. Varuleveranser sker till de två större centra som finns i området. Omfattningen är inte känd.

Energianläggningen kommer att alstra buller eftersom blåsmaskiner eller kompressorer används för utsug av gasen. Maskinen kan byggas in och ljudisolerats för att minimera ljudnivån. Eftersom anläggningen ligger inom ett industriområde bedöms bostadsbebyggelsen inte störas.

Lukt

Besvärande lukt kan tidvis komma från slam/urintankar och slamavskiljare vid normal drift. Vid tömning av tankar och slamavskiljare är risken större att lukt uppstår. Daglig lukt från tankar och slamavskiljare kan regleras praktiskt genom lämplig placering och utförande.

Risken för lukt från filterbäddarna är liten under normal drift.

Luktolägenheter kan uppstå vid energianläggningen, eftersom avfall (komposterbart) och slam hanteras öppet. Lukten bedöms inte nå närliggande bostadsområden.

Ljus

Ljusförhållandena för omkringliggande fastigheter påverkas ej av filterbäddar, röttningsanläggning m m.

3.5 Hälsa och säkerhet

Bakterier i stor mängd finns i det fekala materialet och återfinns därmed i slamtankarna. Hämtning sker med slambilar där sugslangen kopplas direkt till slamtanken. Personal som tömmer tankarna kommer därmed inte att behöva komma i direktkontakt med slammet. Vid tömning /injektering av slammet i energilimpan är risken troligtvis större för kontakt.

Motsvarande hämtningar sker på landsbygden idag och några kända sanitära problem från denna hantering har ej rapporterats.

BDT-vatten innehåller också bakterier men inte i den storleksordning som i det fekala materialet. Om filterbäddarna görs otillgängliga för allmänheten är risken för ev smitta mycket liten. Eftersom beskickning av filterbäddarna sker nära filtrets överyta kommer ingen aerosolbildning att ske och därmed spridning av bakterier via luften.

Vid rensning och byte av filtermaterial kommer personal i direkt kontakt med ev bakterier. Filterbädden bör därför ha varit ur drift ett par månader före bytet av material.

Explosionsrisk finns där biogas bildas och lagras t ex vid energianläggningen. Åtgärder vidtas dock för att minimera riskerna.

Biltransporterna inom bostadsområdena kommer att öka vilket eventuellt medför att olycksriskerna ökar för de boende.

3.6 Övrigt

Rekreation

Områdena där filterbäddarna placeras utgörs idag delvis av rekreativområden. Den negativa påverkan är därför att markytorna ej blir tillgängliga för allmänheten.

Kulturvården

Gärdåsmossen har tidigare brukats för slåtter och bete. I kommunens (stadsdelsnämnden) planer finns önskemål att återställa detta område. Filterbäddarna kommer inte att inkräkta nämnvärt på området. Fornminnen som finns inom stadsdelen kommer ej att beröras av anläggningarna.

Planfrågor

Framtida markanvändning berörs direkt genom anläggningarnas fysiska utbredning samt genom att de är störande för näraliggande verksamheter dvs skyddsavstånd krävs. Dessutom påverkas markanvändningen vid en eventuellt nedläggning av verksamheten beroende av hur anläggningen kan återanvändas eller demonteras.

Dessa frågor bör vara berörda i samband med planläggning av området. Detta är främst en ekonomisk fråga. Markdispositionens miljöpåverkan berörs under andra punkter.

Behov av infrastruktur

Enklare vägar kan behövas anläggas fram till filterbäddarna i vissa områden. I övrigt finns inget behov av utbyggt vägnät.

Litteraturhänvisningar

Rydberg, Selmer (1991). Effekter av näringstillförsel med Göta älv och från Ryaverket på Göta älvs mynningsområde. Avd för allmän och marin mikrobiologi, Göteborgs universitet samt Oceanografiska Institutionen, Göteborgs universitet.

Carlsson, Brandberg (1992). Omgivningsbeskrivning av Ryaverket. Miljötekniska enheten, Miljö och hälsoskydd, Göteborgs stad.

Appelqvist, Bengtsson (1992). Biologisk dokumentation av Rya skogs norra del samt en naturkonsekvensbeskrivning av ett eventuellt intrång i denna del i samband med en utbyggnad av Ryaverket. Pro Natura.

Holmberg, J (1995). Socio-Ecological Principles and Indicators for Sustainability. Institutionen för fysisk resursteori, Chalmers Tekniska Högskola. Göteborg.

Appendix 2

HAMBURGSUND Systembeskrivningar och miljökonsekvenser

Majlis Stenberg, VBB Viak AB
Ann-Carin Andersson, VBB Viak AB

INNEHÅLL

HAMBURGSUND

iii

1	Befintligt system - 0-alternativet	(Alt 0) 1
1.1	Systembeskrivning	(Alt 0) 1
1.2	Användning av naturresurser	(Alt 0) 4
1.3	Effekter på miljön	(Alt 0) 7
1.4	Störningar i närområdet	(Alt 0) 10
1.5	Hälsa och säkerhet	(Alt 0) 10
1.6	Övrigt	(Alt 0) 11
2	Lokal behandling - alternativ 1	(Alt 1) 13
2.1	Systembeskrivning	(Alt 1) 13
2.2	Användning av naturresurser	(Alt 1) 14
2.3	Effekter på miljön	(Alt 1) 18
2.4	Störningar i närområdet	(Alt 1) 21
2.5	Hälsa och säkerhet	(Alt 1) 21
2.6	Övrigt	(Alt 1) 22
3	Källseparerat system - alternativ 2	(Alt 2) 23
3.1	Systembeskrivning	(Alt 2) 23
3.2	Användning av naturresurser	(Alt 2) 24
3.3	Effekter på miljön	(Alt 2) 28
3.4	Störningar i närområdet	(Alt 2) 30
3.5	Hälsa och säkerhet	(Alt 2) 30
3.6	Övrigt	(Alt 2) 30

HAMBURGSUND

Hamburgsund är ett typiskt bohuslänskt samhälle som ligger ca 30 km norr om Lysekil. Samhället delas av ett sund, Hamburgsund, som skiljer Hamburgön i väster från Hamburgsund i öster. Som i flertalet andra bohuslänska samhällen ökar invånarantalet markant under semesterperioden. I Hamburgsund bor ca 900 personer permanent. Under högsäsong ökar befolkningen till nära 2000 personer. Med högsäsong avses här månaderna juni, juli och augusti.

Bebyggelsen utgörs dels av äldre fastigheter, ofta med en källardel av sten, dels av modernare villor som byggts som suterränghus eller med platta på mark. Ungefär hälften av de fast boende invånarna bor i något av de 7 st flerfamiljshus som finns i Hamburgsund. Någon industri finns inte i Hamburgsund.

Området kring Hamburgsund utgörs mestadels av berg i dagen med mellanliggande lågområden med finkorniga jordarter, främst lera. Bergen kring samhället når upp till ca 50 meter över havet. Berggrunden utgörs av bohusgranit.

Vattenområdet ingår i det riksintressanta området Fjällbackakusten. Både naturvård och friluftsliv utgör riksintresse. Grundområden inom djupintervallet 0 - 6 meter är av riksintresse för yrkesfisket, på grund av reproduktionen av fisk. Strömmen i Hamburgsund är till övervägande del nordgående. Sundet är väl exponerat för väst-och sydvästvindar.

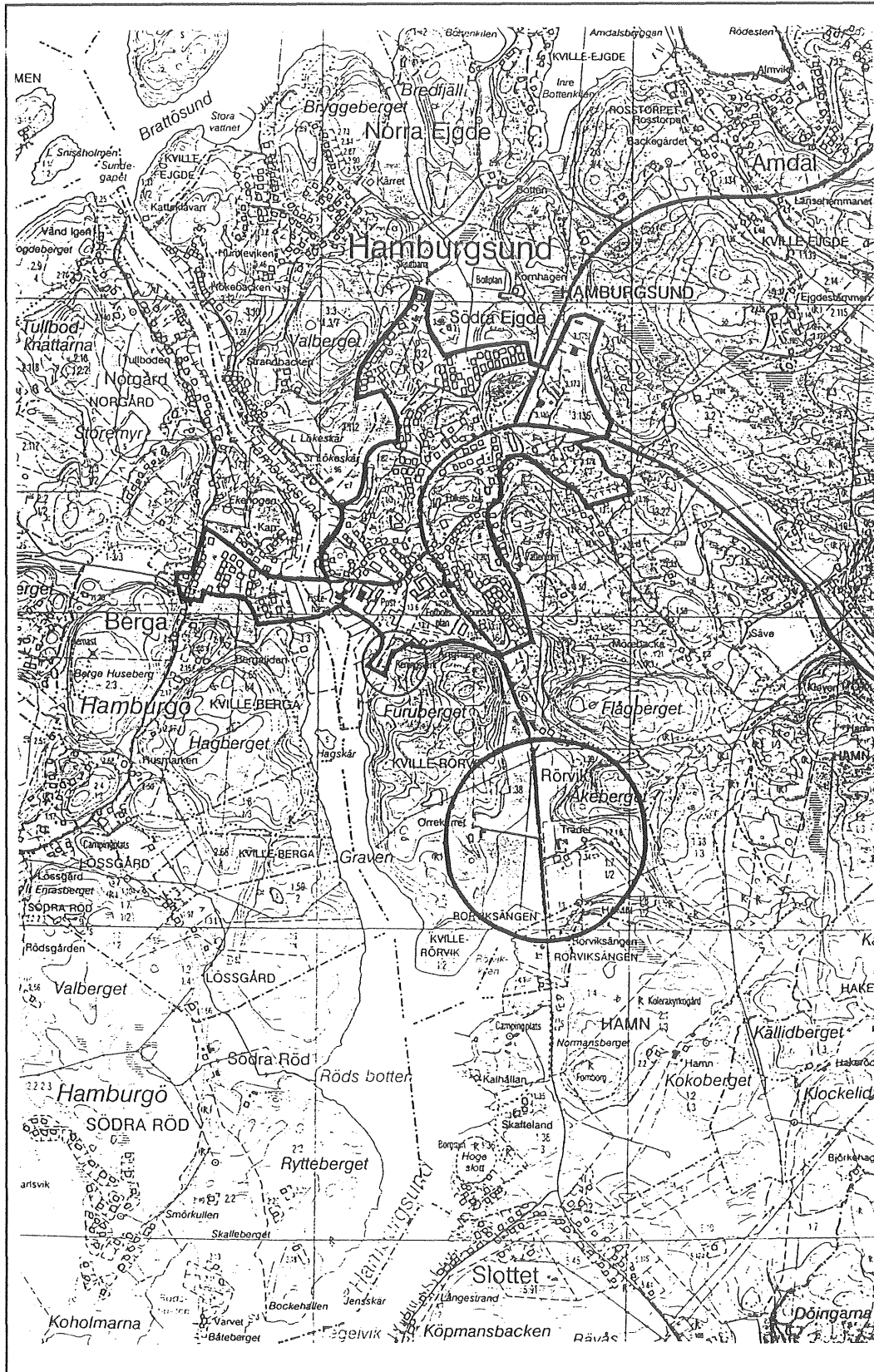
1 Befintligt system - 0-alternativet

1.1 Systembeskrivning

Spillvattennät

För närvarande finns ett väl utbyggt avloppsnät i Hamburgsund. Spillvattnet från fastigheterna samlas i självfallsledningar och pumpas via 7 pumpstationer till reningsverket i samhällets södra del. Även Rörviks campingplats, cirka 1,5 km söder om samhället är anslutet till avloppsreningsverket. Den totala ledningslängden uppgår till 7 km.

En översiktskarta över Hamburgsund visas i *Figur 1.1*.



Figur 1.1 Översiktskarta Hamburgsund, 1:20 000

Spillvattenrening

Utgående avloppsvattenflöde från avloppsreningsverket mäts och registreras dagligen liksom mängden levererat dricksvatten från ytvattenverket vid Bolsjön. Dricksvattenförbrukning, avloppsvattenmängd och inläckage under 1993 sammanfattas i *tabell 1.1*

Tabell 1.1 Vattenförbrukningen, avloppsvattenmängd och inläckage under 1993 i Hamburgsund

	Dricksvatten		Avloppsvatten	Inläckage
	l/pd	m ³ /d	m ³ /d	m ³ /d
Lågsäsong	180	160	605	445
Högsäsong	150	260	530	275
Totalt, m³/år		67000	214000	147000

Det kan noteras att inläckaget ökar markant under vintermånaderna. Enligt uppgift inträffar de största inläckagen i samband med högt vattenstånd i havet.

Inget industri- eller processvatten tillförs reningsverket.

Hamburgsunds avloppsreningsverk uppfördes 1973-74 och moderniserades 1993. Avloppsreningsverket har kapacitet för 2500 pe (personequivalerter).

Verket är utrustat med mekanisk, kemisk, biologisk rening. Som fällningskemikalie används PAX 21 som är aluminiumbaserad. Det reade spillvattnet släpps genom en 100 meter lång utloppsledning som mynnar i Hamburgsund. I sundet mynnar även bräddavloppen från två pumpstationer. Utsläppskraven är fastställda till 15 mg/l BOD och 0,5 mg/l fosfor.

Analysresultat för utgående vatten visar att reduktionen i reningsverket kan under 1993 beräknas till:

Fosfor 81 %
Kväve ca 20 % (framräknad med ledning av värden från 1992)
BOD 91 %

Slambehandling

Under 1993 producerades ca 1100 m³ slam med en TS-halt på ca 3 %. Det producerade slammets mellanlagras i två slambassänger varifrån det transporteras med slambil, ca 25 km, till Tanumshede ARV för avvattning till en TS-halt på ca 20 %. Slammets transporteras därefter i container med bil till Tyfts avfallsdeponi ca 8 km från Tanumshede.

1.2 Användning av naturresurser

Vatten

Råvatten för produktion av dricksvatten tas från Bolsjön i kommunens norra del. Vattnet distribueras till Tanumshede, där det renas och leds vidare till Hamburgsund via Fjällbacka. Ledningssträckan mellan Bolsjön och Tanumshede är ca 8 km, och mellan Tanumshede och Hamburgsund ca 35 km. På sträckan tryckstegras vattnet först vid Bolsjön, sedan i Tanumshede och under sommartid även i Fjällbacka.

Vattenförbrukningen i Hamburgsund uppgår till 180 l/p,d under lågsäsong (900 inv) och 150 l/p,d under högsäsong (1700 inv). Den totala vattenförbrukningen kan därmed beräknas till ca 67 000 m³ per år.

Tillrinningen till avloppsreningsverket uppgår till 147 000 m³ per år beroende på stort inläckage i ledningssystemet.

Dieselolja

Förbrukningen av dieselolja för biltransporter av slam beräknas uppgå till ca 1 600 l per år. Diesel används också för framställning av reningskemikalier och för tillverkning av byggnadsdelar. Totalt uppskattas förbrukningen av dieselolja till 9 600 l per år¹.

Energianvändning

Energi används både under byggnadsskedet och under driftskedet. I sammanställningen nedan har energislaget specificerats i fossil energi och elenergi.

Byggnadsskedet

Under byggnadsskedet används energi i form av fossilt bränsle framförallt som drivmedel till maskiner och transporter.

Investeringarna utgörs av utrustningar och fasta byggnader som t ex sanitetsporlin i hushållen, pumpstationer, ledningssystem och reningsverket.

Den energi som åtgår i form av fossil energi och elenergi för investeringarna visas i *tabell 1.2*. Energiberäkningarna har utförts med hjälp av uppgifter från tillverkare och tillgängliga databaser. I beräkningarna ingår även transporter från tillverkare till byggnadsplatsen dvs Hamburgsund.

¹ Beräknat från den totala fossilenergianvändning som är 96 MWh/år. (1 l diesel motsvarar 9,92 kWh)

Beräkningarna baseras på att nyinstallation sker av :

634 st toaletter inkl ledningsdragning i fastigheten
7 st pumpstationer
7 000 m ledningar
1 st avloppsanläggning i Hamburgsund

Livslängden dvs i detta fall avskrivningstiden ,efter vilken årsförbrukningen beräknats, har ansatts till 15-50 år beroende på typ av utrustning.

*Tabell 1.2 Energianvändning för investeringar
(Beräkningar av CIT, 1995), Hamburgsund 0-alt.*

Anläggning	Energi- källa	Förbrukn. MWh/år
Hushåll (sanitetsporcelain)	El	2.3
	Fossil	13.7
Transporter (pumpstationer, led- ningar)	El	0.7
	Fossil	5.1
Avloppsren. verk	El	0.8
	Fossil	9.4
TOTALT		32

Driftskedet

Energianvändningen vid drift av avloppsreningsverk och slambehandling visas i *tabell 1.3*.

Elenergi används framförallt för driften av reningsverk och pumpstationer på ledningsnätet.

Fossil energi, i detta fall dieselolja, används vid transporter av slam. Under 1993 beräknas den totala transportsträckan till 3 160 km. Förbrukning av dieselolja uppskattas till 1 600 l per år vilket motsvarar 16 MWh/år¹. Uppgifter om elförbrukning och transportsträckor har erhållits från Tanums kommun.

För produktion och transport av reningskemikalier används fossil energi. Uppgifter om energianvändning vid produktionen har erhållits från tillverkare och tillgängliga databaser.

¹ 1 l dieselolja har energiinnehållet 9,92 kWh.

Tabell 1.3 *Energianvändning för drift av bef. avloppssystem i Hamburgsund. (Beräkningar av CIT 1995)*

Anläggning	Energi-källa	Förbrukn. MWh/år
Pumpning	El	26
Avloppsreningsverk inkl kemikalier	El	126
	Fossil	52
Transporter till Tanumshede ARV / Tyft	Fossil	16
TOTALT		220

Ingen återvinning av energi sker ur avloppsvatten eller slam. Installation av en värmepump är tekniskt möjligt men för avsättning av energin krävs ett fjärrvärmenät.

Den totala energianvändningen för investeringar och drift uppgår därmed till :

Elenergi 156 MWh/år

Fossil energi 96 MWh/år

Totalt 252 MWh/år

Näringsämnen

Näringsämnen tillförs avloppsvattnet genom klosettvattnet och BDT-vatten.

Flödet av näringsämnen i Hamburgsund visas i *tabell 1.4*.

Kaliumhalten har ej analyserats i inkommande eller utgående behandlat avloppsvatten.

Tabell 1.4 *Flödet av näringsämnen genom avloppsreningsverket i Hamburgsund*

	Total-fosfor		Total-kväve	
	kg/år	%	kg/år	%
Inkommande till reningsverk	1060	100	5800	100
Utgående till recipient	200	19	4640	80
Återföring till kretsloppet (spridning av slam på åker)	0	0	0	0
Till deponi Tyft	860	81	580	10
Till luft	0	0	580	10
Totalt ut ur kretsloppet		100		100

För närvarande sker ingen återföring av näringsämnen till jordbruket. Anledningen är att de livsmedelsföretag som lantbrukarna leverera varor till (t ex Arla) inte godkänner gödsling med avloppsslam även om föroreningshalterna är mycket låga. Analyser på slammet med avseende på metallerna Hg, Cd, Pb, Cr, Ni, Cu och Zn visar halter som understiger SNV's rekommendationer för 1998.

Om slammet kunde nyttiggöras på jordbruksmark skulle återföringen av näringsämnen fosfor och kväve bli:

Totalfosfor	81 %
Total-kväve	10 %

Någon utbyggnad av kväverenningssteg är ej aktuellt för närvarande i Hamburgsund.

Markanvändning

Den totala yta som tas i anspråk för avloppshantering uppgår till 3 000 m². Häre ingår ytor för reningsverk och pumpstationer.

Förbrukning av reningskemikalier

Vid reningsverket används en fällningskemikalie PAX 21 som är aluminiumbaserad. Totalt förbrukas ca 30 m³ per år. Vid slambehandlingen i Tanumshede används även kemikalier för slamstabilisering/förtjockning för att underlätta avvattningen. De kemikalier som används är Zetag 59 och Duromax EM365. Slammet från Hamburgsund utgör 6 % av totala slammängden i Tanumshede, räknat på TS-innehåll. Totalt förbrukas ca 1 ton Zetag 59 och ca 300 kg Duromax EM365. Hamburgsunds andel utgör därmed 60 kg Zetag 59 och 18 kg Duromax.

1.3 Effekter på miljön

Påverkan på mark

Påverkan på mark sker bl a genom :

- Utnyttjande av ytor för byggnation och ytor för deponering av avfall. Detta påverkar den biologiska mångfalden och produktionsförmågan.
- Utsläpp av föroreningar på mark.

Den yta som tas i anspråk för byggnader mm när det gäller avloppshantering uppgår till 3 000 m². Deponering sker idag av avloppsslammet. Slammet bryts ner i upplaget under bildning av metangas, koldioxid mm. Slammet är relativt rent vad gäller tungmetallinnehåll. I upplaget fastläggs metallerna så länge metanjäsningsfasen pågår.

Nedbrytningsprodukterna når så småningom uppsamlingsystemet för lakvatten.

Utsläpp till luft

Utsläpp av föroreningar till luft från avloppshanteringen sker vid bl a :

- byggnadsskedet (transporter, damm)
- från avloppsvattnet
- andra verksamheter t ex transporter av slam, maskiner

De utsläpp som troligtvis har störst påverkan är biltransporter av slammet till reningsverket i Tanumshede och deponin Tyft.

Transportarbetet under drifttiden, som beräknats motsvara ca 12 MWh (43 200 MJ), ger upphov till emissioner enligt *tabell 1.5* .

Tabell 1.5 Utsläpp till luft p g a dieselanvändning. (Emissionsfaktorer efter Tillman et al., 1991).

Typ av emission	Emissionsfaktor g/MJ tillf. bränsle	Utsläpp till luft kg/år
SO ₂	0,154	6,6
NO _x	1,304	5,6
CO	0,300	13
HC	0,208	9
CO ₂	78,6	9,5
Stoft	0,10	4,3
Aska	-	-
Olja (aq)	0,00040	0,02
Fenol	0,000006	0,0002
COD	0,0012	0,05
tot-N	0,00019	0,01

Utsläpp till vatten

Renat avloppsvatten avleds via en ca 100 m lång utloppsledning till recipienten som är Hamburgsund. Utsläppet sker på 3 - 6 m djup i sundets djupränna. Bräddning av avloppsvatten sker ett par gånger under året via två pumpstationer på nätet. Orenat avloppsvatten avleds då till Hamburgsund. Utsläppen orsakas främst av driftstörningar såsom elavbrott eller pumpfel och inte av kapacitetsskäl.

Följande mängder avleds årligen till recipienten (bräddat avloppsvatten ingår ej) :

Total-fosfor 200 kg
Total-kväve 4 640 kg
BOD 2 150 kg

Sundet mellan Hamburgö och fastlandet, Hamburgsund, är väl exponerat för västliga och sydvästliga vindar. Vatten strömmar ständigt genom sundet. Strömmen är till övervägande del nordlig. På grund av god vattenomsättning och därmed god inblandning av det renade avloppsvattnet, bedömer kommunbiologen på Miljö och Hälsa (MoH) påverkan på recipienten som förhållandevis liten.

Eventuella effekter av utsläppen har inte närmare utretts. De provtagningar i vattenområdena som görs är dels vid en badplats i norra änden av sundet, dels i havsvattnet norr om Fjällbacka. Resultaten från dessa provtagningar är inte relevanta för detta projekt, på grund av det stora avståndet till provtagningspunkterna.

Den inventering av faunan på grunda och djupa bottnar som har utförts mellan Fjällbacka och Bottnefjorden 1983, (Länsstyrelsen, Naturvårdsenheten 1988:6) visar att bottnarna i Hamburgsund till största delen utgörs av mjukbottnar bestående av lera med hög organisk halt. Lokala områden med *Zostera marina* (ålgrens) förekommer söder om samhället Hamburgsund.

Den undersökning av "Utbredning och produktion av fintrådiga alger i grunda mjukbottenområden i Göteborgs och Bohus län", som utfördes under sommaren 1994 av Kristinebergs Marina Forskningsstation (Länsstyrelsen, Miljöavdelningen, 1995:10) visar att grundområdena längs hela kusten och främst i norra Bohuslän har drabbats av kraftig tillväxt av snabbväxande fintrådiga grönalger under sommarmånaderna. Orsaken till detta är den ökade närsaltsbelastningen i kustvattnen. Undersökningen visar att utbredningen av alger inte var koncentrerad till lokala utsläpp, utan alger påträffades i stora mängder i alla undersökta kustområden.

Lokala utsläpp i områden med låg vattenomsättning medför givetvis en ökad algutväxt lokalt och får inte förbises, eftersom algmängden påverkar artsammansättning och produktion av bottenlevande djur i grundområdena. Dessutom påverkas bestånden av flera kommersiellt viktiga fiskarter vid ökad algproduktion.

Lokal påverkan på floran

Lokal påverkan på floran kan ske genom att marken bearbetas vid ledningsdragningar och byggande av själva reningsanläggningen.

Området där reningsverket ligger är beläget inom fastställt naturvårdsområde enligt kommunens översiktsplan. Området är också beläget inom strandskyddat område.

Reningsverket är anlagt invid Hamburgssundet, i samhällets södra del. Troligen har endast ringa påverkan på floran i området skett vid anläggandet eftersom byggnaden är anlagd på plansprängt berg.

Påverkan på floran orsakad av reningsverkets drift är idag endast marginell eftersom reningsverket ligger i direkt anslutning till hamnområdet med båtupplag och småbåtshamn samt övrig bebyggelse.

Lokal påverkan på faunan

Den naturliga faunan i området påverkas ej nämnvärt av avloppsanläggningen, eftersom anläggningen utgör en integrerad del av samhällsstrukturen i Hamburgsund.

Landskapsbilden

Reningsverket ligger i södra delen av samhället intill sundet. Vid anläggandet har berget troligen plansprängts, och byggnaden grundlagts på berg. Placeringen av reningsverket ansluter väl till terrängen, hamnområdet och övrig bebyggelse. Landskapsbilden störs inte av reningsverket.

1.4 Störningar i närområdet

Buller

Reningsverket alstrar inte störande buller. Buller kan däremot alstras vid lastning och lossning av slam och kemikalier till och från verket. Likaså kan buller från trafiken uppfattas som störande för närboende eftersom all trafik till och från reningsverket sker genom centrum bland annat förbi ett sevicehus för äldre och även förbi skolan i Hamburgsund. Med tanke på den låga frekvensen som slamtransporter (ca 60 ggr/år) och kemikalietransporter sker med, bedöms bullerstörningarna från trafiken och från hanteringen vid verket som små.

Lukt

Störande lukt kan uppstå korta stunder i samband med lastning av slam. Eftersom slamtransporterna sker med slutna slamtankar begränsas luktolägenheterna till närområdet intill verket.

För slamhanteringen vid Tanumshede avloppsreningsverk och för slamdeponi på Tyft kan sägas att slamtillskottet från Hamburgsund, vilket endast utgör ca 6 % av totala slammängden räknat som torrs substans, endast utgör en liten del i ett större problem.

1.5 Hälsa och säkerhet

Det är en person (maskinist) som har hand om driften av Hamburgsunds reningsverk. Maskinisten sköter även verken i Rabbalshede, Gerlesborg och Kville. Han handhar även all provtagning på kommunens samtliga reningsverk.

Risk för smitta genom luften, aerosolbildning, kan ske från exempelvis luftningsbassänger, mammutpumpar etc. I Hamburgsund finns inte några luftningsbassänger. Evakuering från mammutpumpar och grovrens leds troligen till biobädden. Någon risk för aerosolbildning torde därför inte finnas.

Bräddning av orenat avloppsvatten, sker vid driftstörningar från två avloppspumpstationer med nödutlopp i Hamburgsund. Nödutlopp från reningsverket är placerat efter grovrensningen. Risk för smitta hos badande bedöms som mycket liten av MoH.

De biltransporter som sker till och från reningsverket utgör ett visst riskmoment eftersom transporterna passerar låg- och mellanstadieskolan i Hamburgsund, samt ett servicehus för äldreboende. Kommunen har för några år sedan byggt om tillfartsgatan till reningsverket, vilket har ökat trafiksäkerheten både för skolbarnen och övriga berörda.

1.6 Övrigt

Rekreation

Reningsverket ligger inom område för riksintresse för friluftslivet. Reningsverkets närområde utgörs av hamnområde med en småbåtshamn, gästhamn, båtservice samt ytor för upplag för vinterförvaring av småbåtar. Strax intill finns även en lekplats, fotbollsplan samt en idrottshall med tennisbanor.

Kulturvärden

En stor del av samhället Hamburgsund utgör ett område som ingår i kommunens kulturminnesvårdsprogram från 1984. Området där reningsverket ligger ingår inte i detta område.

Planfrågor

I de rekommendationer som görs i kommunens översiktsplan framgår att hela Hamburgsund med områden söder, öster och norr om befintlig samhällsstruktur samt hela Hamburgö skall utgöra samhällsområde. Inom dylikt område skall bygglov för nybyggnad endast ske med stöd av detaljplan.

Behov av infrastruktur

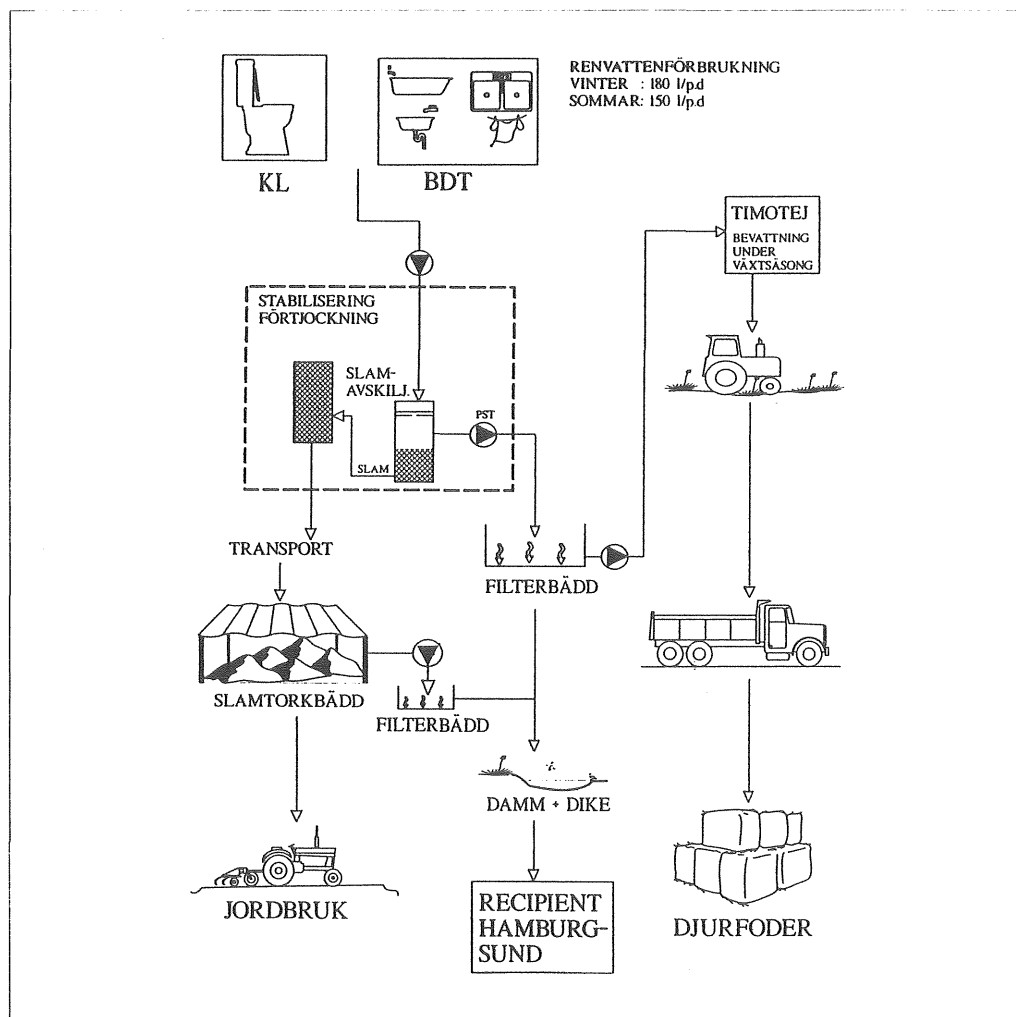
Behov av vägutbyggnad för befintliga avloppsanläggningar bedöms att ej behövas inom de närmaste 10 åren. Behov av vägutbyggnad kan bli aktuell om anslutning av nya områden skall göras.

2 Lokal behandling - alternativ 1

2.1 Systembeskrivning

Den lokala lösningen i alternativ 1 föreslås utgöras av slamavskiljning, öppen filterbädd, serpentindike, grunda dammar och slutligen bevattning under växtsäsongen, se figur 2.1.

Det befintliga reningsverket föreslås byggas om till att omfatta endast mekanisk och biologisk behandling, varvid inga fällningskemikalier behövs. Slamm stabiliseras genom luftning, och förtjockas med paddelomrörare i slamstabiliseringsbassängen, varefter slamm lagras i ett slamlager. Slamm transporteras därefter till slamtorkbäddar placerade vid filterbäddarna. Rejektvatten behandlas i separat filterbädd innan utsläpp sker efter den första dammen. Efter sex månader anses slamm vara hygieniserat och återförs till jordbruket. En av bassängerna i befintligt reningsverk byggs om till pumpstation med en relativt stor volym, vilken används för beskickning av de efterföljande filterbäddarna.



Figur 2.1 Principskiss alternativ 1, Hamburgsund.

Efter slamavskiljning och luftning behandlas vattenfasen i öppna filterbäddar. De öppna filterbäddarna ger möjlighet till återföring av fosfor till jordbruket om det översta skiktet byts ut med jämna mellanrum.

Efterföljande behandling sker i serpentindiken och tre dammar före utsläpp till recipienten. Recipienten är Rörvikskilen i Hamburgsund.

I den första av dammarna installeras en pumpstation för bevattning av timotej under växtsäsongen. Timotejen nyttjas lokalt som djurfoder.

2.2 Användning av naturresurser

De största uttagen och nyttjande av naturresurserna bedöms ske under driften av avloppssystemet. Det är framförallt:

- Renvatten
- Diesellojla
- Energi (el- och fossil energi)
- Näringsämnen N-P-K
- Markytor
- Naturgrus

Under byggnationen av anläggningsdelarna används också råvaror och energi för framställning av byggnadsdelar och komponenter till va-systemet samt transporter. Under denna rubrik "*Användning av naturresurser*" tas dock inte med de resurser som krävs i form av mängd material utan enbart energianvändning för framställningen. Det har bedömts som den viktigaste posten att ta med i beskrivningen.

Vatten

Den vattenmängd som driver avloppssystemet är densamma som i det befintliga systemet dvs 214 000 m³ per år. Vattenförbrukningen uppgår till 67 000 m³ per år dvs 30 % av det totala flödet. Inläckaget, som huvudsakligen är havsvatten, till avloppssystemet är således betydande.

Diesellojla

Den totala förbrukningen av diesellojla uppskattas till 3 500 l per år. (Beräknad total fossil energianvändning = 34,5 MWh.)

Energianvändning

Byggnadsskedet

Tillverkning av sanitetsporlin, ledningar i hus och mark, pumpstationer för spillvatten, anläggning av filterbäddar m fl installationer kräver energi i form av el- och fossil energi.

Den energi som åtgår för investeringsdelen visas i *tabell 2.1*. Energiberäkningarna har har, som i avsnitt 1.2, genomförts med hjälp av uppgifter från tillverkare samt tillgängliga databaser. Antagna livslängder är också desamma som i 0-alternativet.

*Tabell 2.1 Energianvändning för investeringar alternativ 1
(beräkningar av CIT 1995)*

Anläggning	Energi-källa	Förbrukn. MWh/år
Hushåll (sanitetsporlin, ledn. system)	El	2,3
	Fossil	13,7
Transporter (pumpstationer, ledningar)	El	0,8
	Fossil	5,9
Behandling (ombyggnad ARV, filterbäddar, slamtorkbäddar)	El	0,5
	Fossil	6,6
Transport till recipient (dammar, diken)	El	0
	Fossil	0,1
TOTALT		29,9

Investeringarna vad gäller hushåll ovan innebär att 634 nya toalettstolar installeras. Ingen separering av avloppet sker inom fastigheten vilket innebär att ledningsbehovet är detsamma som i 0-alternativet.

"Transporter" i *tabell 2.1* ovan avser anläggning av 7 000 m ledning samt 7 pumpstationer vilket är detsamma som i 0- alternativet. Dessutom tillkommer anläggning av en ny 800 m lång tryckledning från reningsverket till filterbäddarna. Biltransport används för tömning av slam.

"Behandling" avser ombyggnad av reningsverket till slamavskiljare samt anläggning av slamtorkbäddar och filterbäddar.

Transporter till recipient resp dammar och diken anger energianvändningen för anläggning av desamma.

Driftskedet

Energiförbrukningen för driften framgår av *tabell 2.2*. Elenergi används framförallt vid pumpning av spillvatten på ledningsnätet och för att beskicka filterbäddar och odlingsytor. Fossil energi, i form av dieselolja, används för transport av slam och filterbäddsmaterial till jordbruket. Mängden dieselolja för transporter beräknas till 1 200 l (1 980 km) per år. Energiinnehållet motsvarar 11,8 MWh per år.

*Tabell 2.2 Energianvändning under driftskedet ,
Hamburgsund alternativ 1*

Anläggning	Energi- källa	Förbrukn. MWh/år
Pumpning	El	41,9
Luftning av slam	El	18
Transporter	Fossil	11,8
TOTALT (avrundat)		72

För rening av råvattnet krävs kemikalier som i sin tur kräver energi i framställningsprocessen. Elenergi åtgår för pumpning av renvatten från råvattentäkt till behandlingsanläggningen i Tanumshede och vidare till Hamburgsund. Inga uppgifter har dock tagits fram om detta.

Den totala årliga energianvändningen blir således:

<i>Elenergi</i>	<i>63,5</i>	<i>MWh</i>
<i>Fossil energi</i>	<i>34,5</i>	<i>MWh</i>
<i>Totalt</i>	<i>98</i>	<i>MWh/år</i>

Återvinning av energi

Ingen återvinning av energi ur avloppsvattnet har tagits med i beräkningarna. Det är dock tekniskt möjligt att installera t ex en värmepump på utgående vatten före eller efter filterbäddarna. Ett fjärrvärmenät krävs dock för att kunna nyttja utvunnen värme externt

Genom att näringsämnen i avloppsvattnet nyttjas som gödning ersätter det handelsgödsel som annars skulle använts. För framställning och transport av motsvarande mängd näringsämnen via handelsgödsel krävs totalt ca *9 MWh/år*¹. Detta kan ses som en form av energiåtervinning.

¹ Beräkningar CTH, avd för teknisk miljöplanering.

Näringsämnen

Flödet av näringsämnen genom avloppssystemet i Hamburgsund visas i *tabell 2.3*.

Tabell 2.3 Flödet av näringsämnen i Hamburgsund, alternativ 1

	Total-fosfor		Total-kväve	
	kg/år	%	kg/år	%
Utgående från hushållen	1060	100	5800	100
Till recipient	135	13	2630	45
Filterbäddsand till åker	715	67	0	0
Bevattning/slam till åker	160	15	1090	19
Till luft /fastläggning i sediment	50	5	2080	36
Totalt ut ur kretsloppet		18		81

Återföringen av näringsämnen blir:

Total-fosfor	82 %
Total-kväve	19 %

Bevattning av timotejodling på 5 ha förväntas ge en skörd på ca 30 ton per år. Avloppsvattnets sammansättning innebär att kväve tillförs odlingen i överskott, ca 600 kg/år.

Markanvändning

Befintligt avloppsreningsverk byggs om och används för slamavskiljning. Ytan kommer att vara densamma som i 0-alternativet dvs 3 000 m². Filterbäddarnas yta och efterföljande dike och dammar inklusive en skyddszon på 10 m omfattar en yta på 3,5 ha. Den totala behandlingsytan uppgår därmed till 3,8 ha.

Naturgrus

Filterbäddarna är uppbyggda av filtersand som siktats fram ur naturgrus. För uppbyggnad av filtren åtgår 2 400 m³ filtersand. För att ta tillvara näringsinnehållet dvs fosfor som fastlagts i sandmaterialet, skall översta skiktet av bädden bytas ut vart 5:e år. I genomsnitt blir omsättningen 150 m³ per år.

Naturgrus är en i allra högsta grad begränsad naturresurs i Bohuslän. Ett övergripande regionalt mål är att minska uttaget av naturgrus. Naturgrus skall bara användas i de fall där det av kvalitetsskäl inte kan ersättas med t ex material från bergkross.

2.3 Effekter på miljön

Påverkan på mark

Påverkan på mark sker bland annat genom att produktiva ytor nyttjas för anläggande av byggnader (bef. ARV) filterbäddar, diken och dammar. Den biologiska mångfalden och produktionsförmågan kommer att förändras även om den kanske inte kommer att minska nämnvärt. Ytorna där filterbäddar, diken och dammar, liksom där planerad timotejodling placerats utgörs idag av produktiv jordbruksmark.

Utsläpp av föroreningar på mark där transport sker ner till grundvattnet kan ske t ex om undergrunden till filterbäddarna ej är tät eller om bevattnade ytor överbelastas hydrauliskt. Risker är i detta fall liten eftersom undergrunden består av lera.

Utsläpp till luft

Utsläpp till luft sker bl a under byggnadsskedet då diverse arbetsfordon används och biltransporter sker av byggnadsmaterial. Under driftskedet är det framförallt utsläpp i samband med transporter av slam och filterbäddsmaterial. Transportarbetet under drifttiden har uppskattats till 11,8 MWh per år (42 500 MJ) , se *tabell 2.2*. Utsläppen på grund av dieselanvändning anges i *tabell 2.3* .

Tabell 2.3 *Utsläpp till luft p g a dieselanvändning. (Emissionsfaktorer efter Tillman et al., 1991). Hamburgsund Alternativ 1*

Typ av emission	Emissionsfaktor g/MJ tillf. bränsle	Utsläpp till luft kg/år
SO ₂	0,154	6,5
NO _x	1,304	55
CO	0,3	13
HC	0,208	9
CO ₂	78,6	3350
Stoft	0,1	4
Aska	-	0
Olja (aq)	0,0004	0,02
Fenol	0,000006	0,0003
COD	0,0012	0,05
tot-N	0,00019	0,008

Utsläpp till vatten

De avloppsutsläpp som sker idag i Rörvikkilen är från ett 10-tal fastigheter, med varierande typ av rening, som ligger i det naturliga avbördningsområdet till Rörvikkilen. Den campingplats som ligger söder om Rörvikkilen, Rörviks camping, pumpar idag sitt avlopp till kommunens reningsverk.

Vid ett genomförande av alternativ 1 avleds renat avloppsvatten efter filtrering till ett serpentindike och efterföljande dammsystem. Uppehållstiden i dammarna är 2 veckor räknat på ett årsmedeltillflöde.

Under vegetationssäsong (maj-sep) beräknas ca 250 m³ /d användas som bevattningsvatten. Medeltillrinningen är ca 400 m³ /d. Teoretiskt skulle därmed 150 m³ /d avledas till recipienten. Under vintertid avleds således i medel 400 m³ /d. Vid behov kan avloppsvatten bräddas direkt till serpentindike och dammar vilket är ett bättre alternativ än att brädda direkt ut i havet.

Följande mängder av fosfor, kväve och BOD beräknas avledas ut i recipienten, Rörvikkilen, årligen (bräddat avloppsvatten ingår ej):

Total-fosfor 135 kg
 Total-kväve 2620 kg
 BOD 1560 kg

Utsläppspunkten till recipienten i detta alternativ är föreslagen till Rörvikkilen, som är en grund vik i sundet Hamburgsund ca 1.2 km söder om utsläppspunkten för 0-alternativet. Rörvikkilens vattendjup är mindre än 3 m ca 250 m ut från land, där sundets djupränna börjar. Djuprännan är ca 200 m bred med vattendjup större än 3 m, och knappt 100 m bred med vattendjup större än 6 m. Största vattendjupen i rännan varierar mellan 7 och 12 m i detta parti.

Var och hur utsläppet i Rörvikkilen skall ske har inte närmare studerats. Synpunkter från kommunbiologen på MoH och från Leif Pihl på Kristinebergs Marina Forskningsstation är att man skall vara försiktig med punktutsläpp, speciellt i grunda vikar med låg vattenomsättning, främst med tanke på risken för ökad alg tillväxt och därmed försämrade villkor för allt levande i den grunda viken. Det kan finnas fördelar med utsläpp under språngskiktet för att minimera påverkan. Möjligheterna till utsläpp i vikens yttre delar bör undersökas. Detta för att snabbt blanda utsläppsvattnet med friskt vatten och därmed undvika algmattsbildning och att alger samlas i viken och ruttar, med luktproblem som följd.

Enligt botteninventeringen 1983 (Länsstyrelsen 1988:6) består Rörvikkilens botten närmast land av sandblandad gyttja utan nämnvärd vegetation. Ca 20 m från land övergår botten till lera med hög organisk halt där vegetationen består av *Fucus* (blåstång mm). Ca 300 m från land, i kanten av djuprännan, finns ett smalt bälte med *Zostera marina* (ålgräs) som är värdefullt främst ur fiskeribiologisk synpunkt. *Zosterabottnar* är känsliga för yttre belastning då syrefria förhållanden annars lätt uppstår.

I ett verkligt läge bör kompletterande studier göras både med avseende på vattenomsättning och bottenarnas nuvarande utseende. Att observera vid bedömningen är att utsläppens totala mängd väsentligt minskar jämfört med 0-alternativet.

Lokal påverkan på floran

Lokal påverkan på floran kan ske genom att marken bearbetas vid ledningsdragningar och byggande av själva reningsanläggningen.

Området där filterbäddar, serpentindiken och dammar samt timotejodling föreslås ligga är idag produktiv åkermark. Området vid Rörvikkilen har karaktären av våtmark/strandäng. Ett mindre vattendrag mynnar i Rörvikkilen.

Området väster om väg 163 ingår i område av riksintresse för naturvård. Delar av anläggningarna hamnar inom fastställt naturvårdsområde (19 § NVL) och inom område för strandskydd (15 § NVL).

Beroende på den förändrade markanvändningen påverkas även floran, dels genom plantering vid byggandet men även genom naturlig spridning. Man kan förvänta sig såväl en ökad artrikedom som en ökning av antalet växter.

Lokal påverkan på faunan

Den naturliga faunan i området kommer också att påverkas av att områdets karaktär förändras. En rikare flora medför en rikare fauna.

Landskapsbilden

Landskapsbilden kommer att förändras något. Filterbäddar, dammar och serpentindiken kommer att medföra ett växtrikare landskap. Planteringar mm bör göras så att områdets karaktär påminner om karaktären längs vattendrag och liknande i området i övrigt.

2.4 Störningar i närområdet

Buller

Något buller alstras inte av anläggningen i sig. Det buller som kan förekomma är under byggnadsskedet och under drift vid slamtransporter, utbyte av filtersand och skörd av timotejen. Buller av detta slag är att hänföra till normalt "jordbruksbuller" och förekommer redan idag vid jordbruksarbetet inom området.

Lukt

Störande lukter uppkommer inte vid normal drift av denna typ av anläggningar. Möjligen kan viss lukt uppstå vid hanteringen av slam vid slamtorkbäddarna.

Utformning och placering av utsläppsanordning i Rörvikkilen är väsentlig för eventuella luktproblem - se punkten utsläpp till vatten.

2.5 Hälsa och säkerhet

Tillsyn och skötsel av reningsanläggningen kommer att kräva något mindre personalbehov än för 0-alternativet.

Risk för smitta genom aerosolbildning i det ombyggda verket kommer ej att finnas. Aerosolbildning vid spridning av avloppsvatten på filterbäddarna utomhus medför ej några kända smittorisker.

Filterbäddar mm kommer att inhägnas med "viltstängsel" för att förhindra tillträde av större djur och människor, främst för att förhindra skadegörelse, men även av hygieniska skäl.

Bräddning av orenat avloppsvatten direkt till recipienten bör undvikas eftersom viss risk för smitta hos eventuella badande i Rörvikkilen eller dess omedelbara närhet kan uppstå. Rörvikkilen används inte som badplats idag. Området gränsar dock till Rörviks camping.

2.6 Övrigt

Rekreation

Området där reningsanläggningen skall ligga är idag jordbruksmark. Området väster om väg 163 ligger inom område av riksintresse för friluftsliv.

Omedelbart söder om Rörvikkilen ligger en campingplats. Dess badplats är belägen ut mot djupdelen av sundet enligt uppgift från kommunen.

Kulturvården

Inga kända fornminnen förekommer i området för de planerade anläggningarna. Avseende befintligt reningsverk gäller samma som för 0-alternativet.

Planfrågor

Enligt rekommendationerna i kommunens översiktsplan föreslås området väster om väg 163 ingå i samhällsområde för Hamburgsund. Inom samhällsområde ges bygglov endast med stöd av detaljplan.

Enligt översiktsplanen skall området kring väg 163 hållas byggnadsfritt intill ett avstånd av 30 m från vägområde.

Kommunens huvudvattenledning och tryckavloppsledningen från Rörviks camping är belägna på västra sidan av väg 163. Området är reserverat för underjordiska ledningar.

Behov av infrastruktur

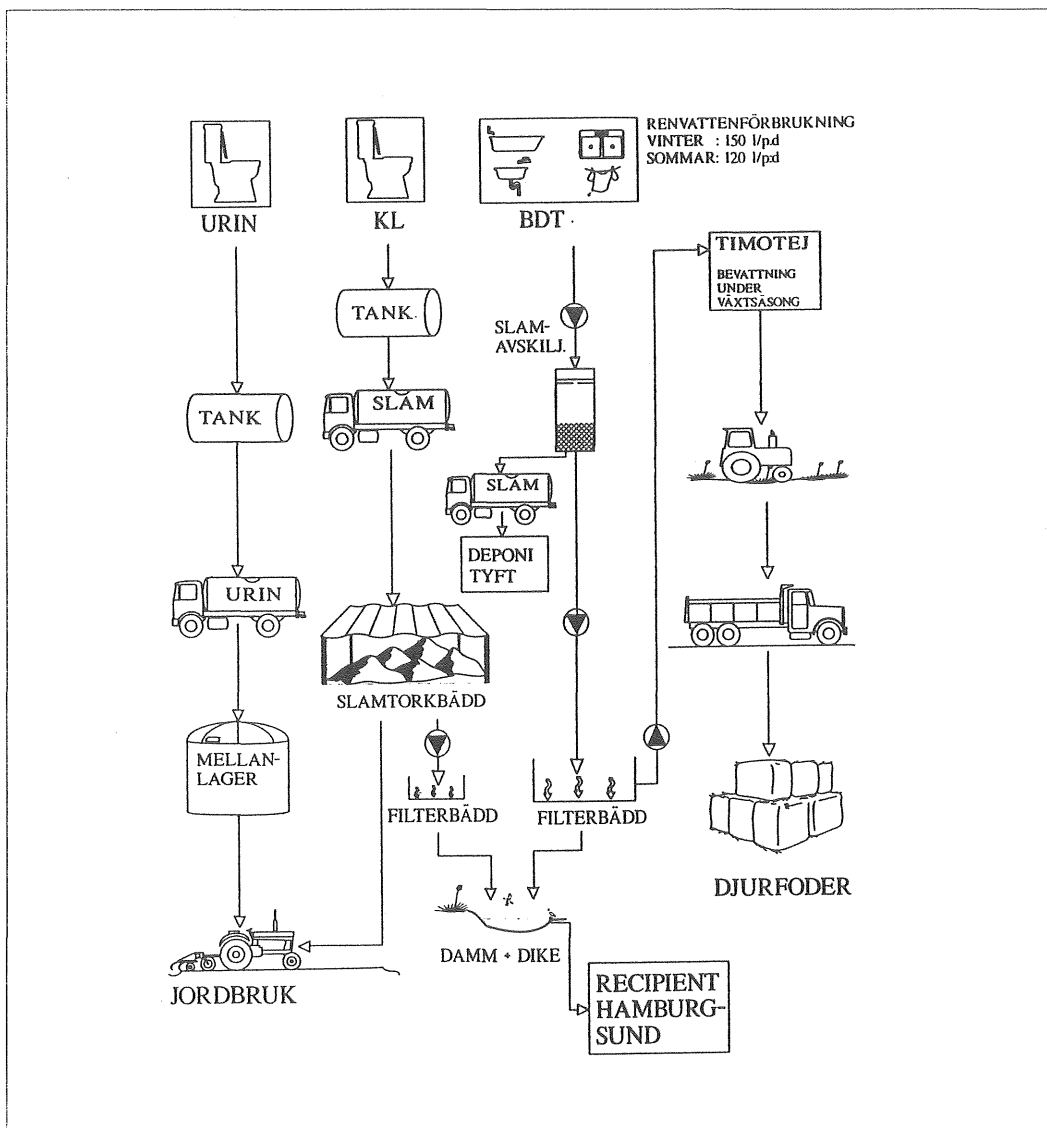
För avloppsanläggningens interna behov byggs vägar i samband med anläggandet. Övrigt vägbehov lika 0-alternativet.

3 Källseparerat system - alternativ 2

3.1 Systembeskrivning

Alternativ 2 innebär att avloppssystemet skall separera fekalier, urin och BDT-vatten vid källan. Vidare skall systemet vara energisnålt och gynna det lokala kretsloppet.

En principskiss av separationsalternativet visas i *figur 3.1*.



Figur 3.1 Principskiss för lokal avloppslösning, alternativ 2, Hamburgsund

Separering av de olika fraktionerna innebär ett ingrepp i fastigheterna. Installation av separerande system sker därför lämpligen vid nybyggnation eller vid ombyggnation. En övergång till separerande system sträcker sig troligen över ett relativt stort antal år. I Hamburgsund finns olika typer av bebyggelse vilket innebär att separationslösningarna blir olika beroende på hustyp. De olika hustyperna indelas i enfamiljshus med källare eller krypgrund, enfamiljshus utan källare och flerfamiljshus.

Urinseparering

Urinseparering sker på samma sätt i de olika hustyperna. Urinen leds från separations-toaletter via klana ledningar till uppsamlingstankar i källaren eller nedgrävda utanför huset. Urintankarna töms två gånger per år av en lokal entreprenör som transporterar urinen till mellanlagring innan det tillförs jordbruket.

Fekalier

Vid separering av fekalierna måste olika system användas beroende på hustyp. För hus med källare eller krypgrund föreslås användning av någon typ av multrum som installeras under toaletten. Något spolvatten behövs alltså inte eftersom fekalierna faller ned i kärlen. Kärnen byts efterhand som de blir fulla, och ställs åt sidan för efterkompostering/indunstning.

För att inte lukt skall spridas i huset, skapas ett undertryck i multrumsmodule genom en fläkt som suger ned luft genom toalettstolen. Det komposterade materialet kan efter 6 månaders kompostering anses vara hygieniserat och färdig att användas i den egna trädgården, eller genom entreprenör transporteras till slamtorkbädden.

För hus utan källare krävs att fekalierna spolas till en tank eller slamavskiljare som placerats bredvid huset. Den enklaste lösningen är att använda sig av en trekammarbrunn och leda vattenfasen till BDT-nätet.

När det gäller flerfamiljshus föreslås att vacuumsystem för fekaliehanteringen installeras i husen. Fekalierna förs genom evakueringspumpar från vacuumtanken till uppsamlingstankar som placerats utanför huset. Tömning av uppsamlingstankarna sker med slambil två gånger per år för transport till slamtorkbäddarna.

BDT-vatten

För omhändertagande av BDT-vattnet nyttjas det befintliga ledningsnätet med pumpstationer för samtliga hustyper.

Även i detta alternativ byggs det befintliga reningsverket om så att slamavskiljare och pumpstation inryms i befintliga ytor. Någon luftning av slammet utförs inte. Den efterföljande behandlingen av spillvattnet utförs som i alternativ 1, i öppna filterbäddar, dike, dammar och bevattning.

Det renade vattnet släpps till Rörvikskilen i Hamburgsund.

3.2 Användning av naturresurser

De största uttagen och nyttjande av naturresurserna bedöms ske under driften av avloppssystemet. Det är framförallt:

Renvatten
Dieselolja
Energi (el- och fossil energi)
Näringsämnen N-P-K
Markytor
Naturgrus

Under byggnationen av avloppsanläggningen används också råvaror och energi för framställning av byggnadsdelar samt transporter.

Vatten

Vattenförbrukningen skulle sjunka med ca 20 % om separationstoalletter införs. Den totala vattenförbrukningen blir 55 000 m³ per år och den vattenmängd som driver avloppssystemet 200 000 m³ per år. Eftersom befintligt avloppsnät kommer att användas för transport av BDT-vatten kommer ju inläckaget att vara detsamma som i föregående alternativ.

Dieselolja

Den totala förbrukningen av dieselolja uppskattas till ca 7 000 l. (Beräknat efter totala fossila energianvändningen = 70 MWh/år.)

Energianvändning

Byggnadsskedet

Tillverkning av sanitetsporlin, ledningar i hus och mark, vacuumsystem, pumpstationer för spillvatten, anläggning av filterbäddar m fl installationer kräver energi i form av el- och fossil energi.

Den energi som åtgår för investeringsdelen visas i *tabell 3.1*. Energiberäkningarna har, som i avsnitt 2.2, genomförts med hjälp av uppgifter från tillverkare samt tillgängliga databaser. Antagen livslängd på anläggningsdelarna varierar mellan 15 och 50 år beroende på utrustningstyp.

Tabell 3.1 *Energianvändning för investeringar Hamburgsund alternativ 2
(beräkningar av CIT 1995)*

Anläggning	Energi- källa	Förbrukn. MWh/år
Hushåll	El	2,3
	Fossil	15,4
Lokal uppsamling	El	2,3
	Fossil	25,2
Transporter (pump- stationer, ledningar)	El	0,8
	Fossil	6
Behandling (ombyggnad ARV, filterbäddar,slamtork- bäddar)	El	0,5
	Fossil	6,6
Transport till recipient (dammar, diken)	El	0
	Fossil	0,2
TOTALT		59,3

Investeringarna vad gäller "Hushåll" ovan innebär att 634 nya separerande toalettstolar installeras inkl ledningar samt att vacuumsystem installeras i flerbostadshus.

"Lokal uppsamling" innebär att 190 st mindre och 7 större urintankar installeras, 90 slamavskiljare anläggs, 139 multrumsmoduler och 7 fekalietankar installeras.

"Transport" i tabell 3.1 ovan avser anläggning av 7 000 m ledning samt 9 pumpstationer vilket är 2 mer än i 0-alternativet. Dessutom tillkommer anläggning av en ny 800 m lång tryckledning från reningsverket till filterbäddarna.

"Behandling" avser ombyggnad av reningsverket till slamavskiljare, anläggning av slamtorkbäddar och filterbäddar.

"Transporter till recipient" avser dammar och diken och anger energianvändningen för anläggning av desamma.

Driftskedet

Energiförbrukningen för driften framgår av tabell 3.2. Elenergi används framförallt vid pumpning av BDT-vatten och i vacuumsystem. Fossil energi används för transport av urin och filterbäddsmaterial till jordbruket samt fekalieslam till slamtorkbäddarna. Transportbehovet beräknas bli 3 200 km per år vilket motsvarar en dieselmängd på 1 650 l (16,4 MWh/år).

Tabell 3.2 *Energianvändning under driftskedet ,
Hamburgsund alternativ 2*

Anläggning	Energi- källa	Förbrukn. (MWh/år)
Pumpning	El	40,3
Vacuumsystem ¹⁾ , mult- rumsfläktar	El	13,6
Transporter	Fossil	16,4
TOTALT		70,3

Den årliga totala energianvändningen blir således :

Elenergi 59,8 *MWh*

Fossil energi 69,8 *MWh*

Totalt 129,6 *MWh/år*

Återvinning av energi

Genom att näringsämnen i avloppsvattnet nyttjas som gödning ersätter det handelsgödsel som annars skulle använts. För framställning och transport av motsvarande mängd näringsämnen via handelsgödsel krävs totalt ca 9 *MWh/år*². Detta kan ses som en form av energiåtervinning.

Näringsämnen

Flödet av näringsämnen genom avloppssystemet i Hamburgsund visas i *tabell 3.3*.

¹ Uppgifterna om energiförbrukning för vacuumsystem (avlopp) har reviderats efter det att delrapport 1 (ECO-guide VAV) utkommit. Annat val av vacuumutrustning ger väsentligt lägre elförbrukning.

² Beräkningar CTH, avd för teknisk miljöplanering.

Tabell 3.3 Flödet av näringsämnen i Hamburgsund, alternativ 2

	Total-fosfor		Total-kväve	
	kg/år	%	kg/år	%
Utgående från hushållen	1060	100	5800	100
Till recipient	60	6	840	15
Filterbäddsand till åker	310	29		0,00
Bevattnings/slam/urin till åker	620	58	4300	74
Till luft /fastläggning i sediment	70	7	660	11
Totalt ut ur kretsloppet		13		26

Återföring av näringsämnen till jordbruksmark blir:

Total-fosfor 87 %

Total-kväve 74 %

Bevattnings av timotejodling på 5 ha förväntas ge en skörd på ca 5 ton per år. För att få samma skördeutfall som i alternativ 1 måste tilläggsgödsling ske av fosfor och framförallt kväve.

Markanvändning

Befintligt avloppsreningsverk byggs om och används för slamavskiljning för BDT-vatten. Ytan kommer att vara densamma som i alternativ 0 dvs 3 000 m². Filterbäddarnas yta och efterföljande dike och dammar inklusive en skyddszon på 10 m omfattar en yta på 3,5 ha. Den totala behandlingsytan uppgår därmed till 3,8 ha.

Naturgrus

Filterbäddarna är uppbyggda av filtersand som siktats fram ur naturgrus. För uppbyggnad av filtren åtgår 2 400 m³ filtersand. För att ta tillvara näringsinnehållet dvs fosfor som fastlagts i sandmaterialet, skall översta skiktet av bädden bytas ut vart 10:e år. I genomsnitt blir omsättningen 70 m³ per år.

3.3 Effekter på miljön

Påverkan på mark

Samma förhållanden råder, vad gäller risk för utsläpp till mark, som i alternativ 1.

Utsläpp till luft

Transportarbetet kommer att öka avsevärt jämfört med befintliga förhållanden och alternativ 1. Hämtning av urin och slam sker regelbundet med slambil och filterbäddsmaterial byts med 10-års intervall. Utsläpp på grund av dieselanvändning anges i tabell 3.4.

Det totala transportarbetet under driftskedet har uppskattats till 3 900 km/år vilket motsvarar 16,4 MWh (59 000 MJ).

Tabell 3.4 Utsläpp till luft p g a dieselanvändning. (Emissionsfaktorer efter Tillman et al., 1991). Alternativ 2 Hamburgsund

Typ av emission	Emissionsfaktor (g/MJ tillf. bränsle)	Utsläpp till luft (kg/år)
SO ₂	0,154	9
NO _x	1,304	77
CO	0,3	18
HC	0,208	12
CO ₂	78,6	4600
Stoft	0,1	4
Aska	-	0
Olja (aq)	0,0004	0,02
Fenol	0,000006	0,0004
COD	0,0012	0,07
tot-N	0,00019	0,01

Utsläpp till vatten

Från avloppsanläggningen sker utsläpp i Rörvikkilen. BDT-vattnet har då passerat filter, serpentindike och ett dammsystem. Eftersom det är huvudsakligen BDT-vatten som transporteras i befintligt ledningsnät innebär bräddningar från pumpstationer och reningsverk (slamavskiljare) en mindre mängd föroreningar till recipienten jämfört med befintligt system och alternativ 1. Storleken på utsläppen (bräddning ej medräknat) bedöms bli :

Total-fosfor	60 kg
Total-kväve	840 kg
BOD	640 kg

Lokal påverkan på floran

Samma förhållanden råder, som i alternativ 1.

Lokal påverkan på faunan

Samma förhållanden råder, som i alternativ 1.

Landskapsbilden

Samma förhållanden råder, som i alternativ 1.

3.4 Störningar i närområdet

Buller

Biltransporterna att öka inne i bebyggelsen eftersom tankar för slam och urin skall tömmas regelbundet (2 ggr per år/tank). Antalet hämtningar uppgår totalt till ca 500 per år eller 10 per vecka. Hämtning vid fastigheten 4 gånger per år skall jämföras med avfallshämtning som sker en gång per vecka i tätorten. I centrum förekommer också industriverksamhet som ger upphov till trafik och buller. Slam- och urinhämtning kan därmed inte ses som något stort problem i sammanhanget.

Lukt

Lukt kan uppstå kortare stunder vid hämtning av slam i reningsverket, som kommer att fungera som en slamavskiljare. Vid uppläggning av slammet på slamtorkbäddarna kan en viss lukt uppstå. Det blir dock endast ett fåtal människor som berörs eftersom anläggningen placeras utanför tätbebyggelsen. Slam- och urintankar kan ge upphov till luktstötter om inga särskilda åtgärder vidtas för att förhindra detta.

3.5 Hälsa och säkerhet

Samma förhållanden råder, som i alternativ 1.

3.6 Övrigt

Rekreation

Samma förhållanden råder, som i alternativ 1.

Kulturvärden

Samma förhållanden råder, som i alternativ 1.

Planfrågor

Samma förhållanden råder, som i alternativ 1.

Behov av infrastruktur

Lika som i alternativ 1. Möjligen att vissa sämre lokala vägar behöver rustas upp.

APPENDIX 3 – TABELLER

Alternativa avloppssystem i Bergsjön; jämförande tabell

		0-alternativ		Lokalt alternativ		Källseparerat alternativ	
A: NATURENS VILLKOR							
Vatten- och energi användning							
Vatten	Mm ³ /år	1		1		0,8	
Diesellolja	l/år	20700		30200		45000	
Elnergi	MWh /år	5180 (800) ¹		400		125	
Fossil energi	MWh /år	205		300		446	
Naturgrus (filtersand)	m ³ /år	0		3400		1400	
Energiåtervinning							
El från biogas	MWh /år	350					
Värme ur biogas	MWh /år	590		490		1020	
Värme ur avloppsvatten	MWh /år	13300		0		0	
Handelsgödsel N-P-K, besparing	MWh /år	115		155		300	
Näringsämnen							
Fosfor - till åker, markarb.	ton/år	13,2	(81 %)	12,5	(78 %)	14,5	(90 %)
- till recipient		1,4	(9 %)	3,6	(22 %)	1,6	(10 %)
- till övrigt		1,5	(10 %)	0	(0 %)	0	(0 %)
Kväve - till åker, markarb.	ton/år	6,7	(15 %)	6,6	(10 %)	61,8	(93 %)
- till recipient		31,0	(47 %)	44,8	(67 %)	2,8	(4 %)
- till övrigt		29	(43 %)	15,0	(23 %)	1,8	(3 %)

Siffran inom parentes anger Ryaverkets elenergiförbrukning inkl pumpning på nätet.

Alternativa avloppssystem i Bergsjön; jämförande tabell

		0-alternativ		Lokalt alternativ		Källseparerat alternativ	
Kalium - till åker, markarb. - till recipient - till övrigt		0,6	(1,6 %)	3,8	(10 %)	17,3	(45 %)
		38,1	(98 %)	35,0	(90 %)	21,5	(55 %)
		0,07	(0,2 %)	0	(0 %)	0	(0%)
Reningskemikalier	ton/år		160		0		0
Avfall till deponi	ton/år		174		0		0
Utsläpp till mark							
Kadmium	kg/år		0,9		0,4		0,5
Koppar	kg/år		124		28		29
Kvicksilver	kg/år		0,5		0,3		0,4
Bly	kg/år		14		12		12
Utsläpp till luft pga transp. och förbränn. av gas							
SO ₂	kg/år		13		60		110
NO _x	kg/år		185		550		1050
CO	kg/år		25		190		370
HC	kg/år		18		80		150
CO ₂	kg/år		6650		30800		56600
Stoft	kg/år		8		40		70
Svavel	kg/år		0		10		20
Metangas	m ³ /år		?		800		11 400
Utsläpp till vatten							

Alternativa avloppssystem i Bergsjön; jämförande tabell				
		0-alternativ	Lokalt alternativ	Källseparerat alternativ
Total-fosfor	ton/år	1,6 (0,15) ¹	3,6	1,5
Total-kväve	ton/år	32 (1,0) ¹	45	3
Kalium	ton/år	38	35	22
Kadmium	kg/år	0,7	0,8	0
BOD ₇	ton/år	30 (8) ¹	32	14
Lokal påverkan				
Erf. markyta	ha	0,3	6,3	6,6
Påverkan på flora		liten	liten	liten
Påverkan på fauna		liten	liten	liten
Landskapsbild		mellan/liten	liten	liten

1 Siffror inom parentes anger bräddad mängd till Kvibergsbäcken och Mellbybäcken.

Alternativa avloppssystem i Bergsjön; jämförande tabell

		0-alternativ	Lokalt alternativ	Källseparerat alternativ
B: MÄNNISKANS VILLKOR				
Störningar i närområdet				
Buller		lite	lite	lite
Lukt		lite	lite	lite
Ljus		ingen påverkan	ingen påverkan	ingen påverkan
Hälsa och säkerhet				
Bakterier, smittrisk		liten	liten	liten
Hälsorisker av emissioner		liten	liten	liten
Explosionsrisk		liten	liten	liten
Kemikalietransporter		liten	ingen risk	ingen risk
Nödutsläpp		liten/ingen risk	liten	liten/ingen
Påverkan på rekreatiomsområden		liten	liten	liten
Påverkan på kulturvärden		liten	ingen	ingen
Behov av utbyggd infrastruktur		nej	lite	lite

Alternativa avloppssystem i Hamburgsund; jämförande tabell

		0-alternativ		Lokalt alternativ		Källseparerat alternativ	
A: NATURENS VILLKOR							
Vatten- och energianvändning							
Vatten	m ³ /år	67 000		67 000		59 000	
Dieselloja	l/år	9 600		3 500		7 000	
Elenergi	MWh/år	156		64		60	
Fossil energi	MWh/år	96		35		64	
Naturgrus (filtersand)	m ³ /år	0		150		70	
Energiåtervinning							
Handelsgödsel N-P-K besparing	MWh/år	0		9		16	
Näringsämnen							
Fosfor - till åker, markarb. - till recipient - till övrigt	kg/år	0 200 860	(0 %) (19 %) (81 %)	875 135 50	(82 %) (13 %) (5 %)	930 60 70	(87 %) (6 %) (7 %)
Kväve - till åker, markarb. - till recipient - till övrigt	kg/år	0 4640 1160	(80 %) (20 %)	1090 2630 2080	(19 %) (45 %) (36 %)	4300 840 660	(74 %) (15 %) (11 %)
Kalium - till åker, markarb. - till recipient - till övrigt		0		> 0- alternativet		> lokalt alternativ	
Reningskemikalier	m ³ /år	30		0		0	
Avfall till deponi	ton/år	130 (TS 25%)		0		0	

Alternativa avloppssystem i Hamburgsund; jämförande tabell

		0-alternativ	Lokalt alternativ	Källseparerat alternativ
Utsläpp till luft pga transp. och förbränn. av gas				
SO ₂	kg/år	7	7	9
NO _x	kg/år	56	55	77
CO	kg/år	13	13	18
HC	kg/år	9	9	12
CO ₂	kg/år	3395	3350	4100
Stoft/aska	kg/år	4	4	6
Olja	kg/år	0,02	0,02	0,02
Fenol	kg/år	200 • 10 ⁻⁶	300 • 10 ⁻⁶	400 • 10 ⁻⁶
COD	kg/år	50 • 10 ⁻³	50 • 10 ⁻³	70 • 10 ⁻³
Tot-N	kg/år	10 • 10 ⁻³	8 • 10 ⁻³	10 • 10 ⁻³
Utsläpp till vatten				
Total-fosfor	ton/år	0,2	0,1	0,06
Total-kväve	ton/år	4,6	2,6	0,8
Kalium	ton/år	?	< 0- alt	< lokalt alt
Kadmium	g/år	?	< 0- alt	< lokalt alt
BOD ₇	ton/år	2,2	1,6	0,6
Lokal påverkan				
Erf. markyta	ha	0,3	3,8	3,8
Påverkan på flora		ingen	liten	liten
Påverkan på fauna		ingen	liten	liten

Alternativa avloppssystem i Hamburgsund; jämförande tabell

		0-alternativ	Lokalt alternativ	Källseparerat alternativ
Landskapsbild		ingen	liten	liten
B: MÄNNISKANS VILLKOR				
Störningar i närområdet				
Buller		liten	liten	medel
Lukt		liten	liten	medel
Ljus		ingen	ingen	ingen
Hälsa och säkerhet				
Bakterier, smittrisk		liten	liten	liten
Hälsorisker av emissioner		liten	liten	liten
Explosionsrisk		–	–	–
Kemikalietransporter		liten	–	–
Nödutsläpp		liten	liten	liten
Påverkan på rekreationsområden		liten	liten	liten
Påverkan på kulturvärden		liten	liten	liten
Behov av utbyggd infrastruktur		ej	ej	ej

