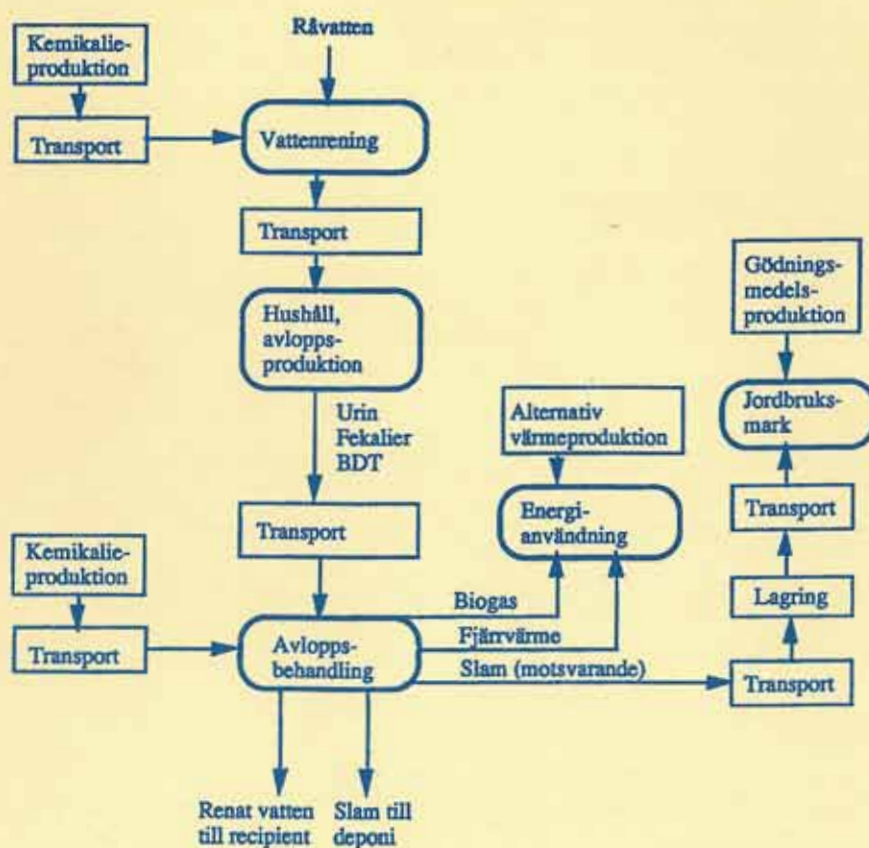




Alternativa avloppssystem i
Bergsjön och Hamburgsund.
Delrapport från
ECO-GUIDE-projektet

Per-Arne Malmqvist, Hans
Björkman, Majlis Stenberg,
Ann-Carin Andersson, Anne-
Marie Tillman, Erik Kärrman



VA-FORSK

VA-FORSK är kommunernas eget FoU-program om kommunal va-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande en krona per kommuninnevärdare och år. Avgiften är frivillig och intresset från kommunernas sida har varit mycket stort. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-FORSK initierades gemensamt av Kommunförbundet och VAV. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning inom det kommunala va-området. Projekt bedrivs inom hela det va-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-FORSK styrs av en kommitté, som utsetts gemensamt av VAV och Kommunförbundet. Kommittén är underställd VAVs styrelse. Under perioden 1993-1995 har kommittén följande sammansättning:

Hans Mattsson, ordförande	Södertälje
Professor Peter Balmér	GRYAAB, Göteborg
Driftchef Sture Bergström	Gatukontoret, Skellefteå
Kommunalråd Bert-Ove Bäckman	Lycksele
Sektionschef Jan Söderström	Sv kommunförbundet
Tekn dr Jan Hultgren	Stockholm Vatten AB
Kommunalråd Caisa Hörberg	Lidingö
Thure Larsson	Visby
Tekn chef Peeter Maripuu	Lysekil
Va-chef Bengt L Persson	VA-verket Malmö
Lars Jansson	VAV
Forskningsledare Jan Falk, sekreterare	VAV

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande VAVs ståndpunkt.

VA-FORSK
Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV
Regeringsgatan 86
111 39 STOCKHOLM
Tel: 08-23 29 35
Fax: 08-21 37 51



Alternativa avloppssystem i
Bergsjön och Hamburgsund.
Delrapport från
ECO-GUIDE-projektet

Per-Arne Malmqvist, Hans
Björkman, Majlis Stenberg,
Ann-Carin Andersson, Anne-
Marie Tillman, Erik Kärrman

VA-FORSKs rapportserie

Rapportens titel:	Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund Delrapport från ECO-GUIDE-projektet
Title of the report:	Alternative sewage systems in Bergsjön and Hamburgsund Subreport from the ECO-GUIDE project
Rapportens beteckning Nr i VA-FORSK-serien:	1995-03
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-88392-57-0
Författare:	Per-Arne Malmqvist, VBB Viak, Göteborg, Hans Björkman, VBB Viak, Vänernsberg, Majlis Stenberg, VBB Viak, Göteborg, Ann-Carin Andersson, VBB Viak, Jönköping, Anne-Marie Tillman, CTH, Teknisk miljöplanering, Erik Kärman, CTH, VA-teknik
Utgivare:	Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV
VA-FORSK projekt nr:	94-102
Projektets namn:	ECO-GUIDE – Analys- och planeringsverktyg för avloppshantering
Projektets finansiering:	VA-FORSK, Bygghälsningsrådet, Forskningsrådsnämnden
Rapporten beställs från:	Svensk Byggtjänst, Litteratortjänst, 171 88 Solna, tel 08-734 51 00
Rapportens omfattning	
Sidantal:	116
Format:	A4
Upplaga:	1600
Sökord:	Avlopp, avloppssystem, alternativ, utvärdering, miljökonsekvensbeskrivning, livscykelanalys, riktninganalys
Keywords:	Sewage, sewage systems, alternatives, evaluation, Environmental impact assessment, Life cycle assessment
Sammandrag:	I rapporten beskrivs avloppssystemen i Bergsjön, Göteborg och Hamburgsund, Tanum. För vardera området planeras två alternativa avloppssystem. För vart och ett av alternativen beskrivs systemens konsekvenser för miljön, hälsan, brukarna och ekonomin med hjälp av så kallad riktninganalys. Rapporten ligger som underlag för kommande utvärderingar med MKB och LCA-metoder.
Abstract:	The report describes the present sewage systems in Bergsjön, Göteborg and Hamburgsund, Tanum. Two alternative systems are planned for each area. The alternatives are evaluated regarding consequences for environment, public health, users, and economy, using so called direction analysis. The report will be the basis for further evaluations by means of EIA- and LCA-methods.
Målgrupper:	Kommunala va-planerare Tillsynsmyndigheter Forskare
Utgivningsår:	1995
Pris 1995:	200 kr, exkl moms

SAMMANFATTNING

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 studerats alternativa avloppssystem i Hamburgsund, Tanums kommun, och Bergsjön, Göteborgs kommun. I båda fallen har de existerande avloppssystemen jämförts med två alternativ, ett där reningsverket har ersatts av naturnära, lokala reningsmetoder, och ett andra där vi också går in i fastigheterna och installerar urinseparering. Vi har vid utformningen av alternativen strävat efter att uppnå väl fungerande system med avseende på *Hygien, Miljöskydd, Kretslopp, Ekonomi och Brukaraspekter*.

De framtagna alternativen redovisas i denna rapport, kapitel 4 och 5. Härfter vidtar nästa skede i projektet, en jämförande värdering av alternativen. Denna jämförelse görs med tre olika angreppssätt: 1. Riktninganalys, 2. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) samt 3. Livscykelanalys (LCA). I rapporten finns en Riktninganalys redovisad, strukturerad enligt följande systemvillkor:

A. Naturens villkor (Stabila och tillräckligt låga halter av ämnen från jordskorpan; Tillräckligt låga halter av ämnen från samhällets produktion; samt Bevarat fysiskt underlag för naturens kretslopp och mångfald)

B. Människans villkor (Effektiv och rättvis resursomsättning samt Fysisk och psykisk hälsa)

C. Genomförande (Organisation, Juridik, Ekonomi, Brukaraspekter samt Sårbarhet och säkerhet).

En mycket summarisk jämförelse mellan alternativens systemegenskaper visar

- att den totala energianvändningen för driften av anläggningarna inte på ett markant sätt skiljer alternativen åt. Möjligheterna att återvinna energi i form av värme (och i viss mån gas) ökar med anläggningens storlek, och gynnar de befintliga systemen.

- att utsläppen till vattenrecipient inte på ett avgörande sätt skiljer alternativen åt. De alternativa systemen kan utformas och dimensioneras så, att samma utsläppsvillkor som för den befintliga anläggningen uppfylls. Dock skall noteras, att det är andra vattendrag som blir recipienter.

- att de alternativa systemen ger större möjligheter till slutna kretslopp, med återföring av näringsämnen till odlingsmark. Båda alternativen ger möjlighet till återföring av fosfor, alternativet med urinseparering även till återföring av kväve.

- att smittskyddsaspekterna inte på ett avgörande sätt skiljer alternativen åt.

- att anläggningskostnaderna blir lägre för de alternativa systemen i Hamburgsund, men högre eller något högre i Bergsjön. Kostnader för ombyggnad av husen i alternativen med urinseparering tillkommer. Dessa kostnader måste dock ses utslagna under lång tid.

Projektet genomförs av VBB Viak, Chalmers Tekniska Högskola och Chalmers Industriteknik.

FÖRORD

Föreliggande rapport är en delrapport från projektet ECO-GUIDE, och redovisar alternativa avloppssystem i Hamburgsund, Tanums kommun och Bergsjön, Göteborgs kommun. En Riktninganalys ingår i rapporten, men det huvudsakliga värderings- och analysarbetet ligger framför oss. Dit hör också att belysa alternativen med avseende på ekonomi, brukaraspekter och genomförandefrågor i allmänhet, vilka endast översiktligt behandlats i Riktninganalysen..

Vi har vid utarbetandet av de alternativa avloppssystemen följt vissa uppställda systemkrav så långt det varit möjligt. Vi har haft vissa svårigheter när det gäller systemavgränsningarna (vad ingår i avloppssystemet, vad måste räknas till andra system?). Vi hoppas att våra val av systemavgränsningar framgår av rapporten, och att de är ändamålsenliga i det fortsatta arbetet.

Vid framtagningen av de alternativa systemen har vi i stor utsträckning grundat oss på de kunskaper och erfarenheter som vi har om de alternativa teknikerna. Det har då inte kunnat undvikas att vi i vissa stycken har varit tvungna att göra antaganden och värderingar, som kan diskuteras. Vi har också noterat kunskapsluckor inom flera områden, där vi då har gjort rimliga antaganden. Vår mening är dock att vi har utarbetat alternativ, som är praktiskt genomförbara och som så långt möjligt uppfyller de systemkrav vi ställt upp.

Finansiellt stöd har tacksamt mottagits av Byggforskningsrådet, Forskningsrådsnämnden och VA-FORSK. Tanums och Göteborgs kommuner har deltagit i projektet med råd och synpunkter och deltagande i möten, samt genom att tillhandahålla erforderligt underlagsmaterial.

Rapporten har sammanställts och bearbetats av Per-Arne Malmqvist. Kapitel 3.1.2 *Miljökonsekvensbeskrivning* har skrivits av Ann-Carin Andersson, kapitel 3.1.3 *Livscykelanalys* av Anne-Marie Tillman, kapitel 4 *Alternativa avloppssystem i Hamburgsund* av Hans Björkman, kapitel 5 *Alternativa avloppssystem i Bergsjön* av Majlis Stenberg, och kapitel 7 *Miljökonsekvensbeskrivningar tillämpade på projekt inom va-området i Sverige* av Erik Kärrman.

Göteborg april 1995

Per-Arne Malmqvist
VBB Viak
Projektledare

INNEHÅLL

1.	BAKGRUND	1
2.	SYFTE	1
3.	PROJEKTBEKRIVNING	3
3.1	Metodbeskrivning	3
3.1.1	<i>Riktninganalys</i>	4
3.1.2	<i>Miljökonsekvensbeskrivning</i>	5
	3.1.21 Mål	5
	3.1.22 Genomförande	5
3.1.3	<i>Livscykelanalys</i>	6
	3.1.31 Förstudie - energianalys	7
	3.1.32 Studier på komponentnivå	7
	3.1.33 Studier på systemnivå	8
	3.1.34 Avgränsningar mot projektets Miljökonsekvensbeskrivning (MKB)	10
3.2	Genomförande	10
4.	ALTERNATIVA AVLOPPSSYSTEM I HAMBURGSUND, TANUMS KOMMUN	13
4.1	Inledning	13
4.2	Hamburgsund	13
4.3	Geohydrologiska förhållanden	15
4.4	Möjligheter till alternativa avloppslösningar	15
4.5	Alternativ 0, befintlig avloppslösning	15
4.5.1	<i>Systembeskrivning</i>	15
4.5.2	<i>Flöden</i>	16
4.5.3	<i>Specifik föroreningsmängd</i>	17
4.5.4	<i>Spillvattenbehandling</i>	17
4.5.5	<i>Utsläpp till recipient</i>	19
4.5.6	<i>Slambehandling</i>	19
4.5.7	<i>Återföring av näringsämnen</i>	19
4.5.8	<i>Energianvändning</i>	20
4.5.9	<i>Transporter</i>	20
4.5.10	<i>Kostnader</i>	20

4.6	Alternativ 1	21
4.6.1	Systembeskrivning	21
4.6.2	Flöden och föroreningsmängder	22
4.6.3	Spillvattenbehandling	22
4.6.4	Utsläpp till recipient	25
4.6.5	Slambehandling	25
4.6.6	Återföring av näringsämnen	25
4.6.7	Energianvändning	26
4.6.8	Transporter	26
4.6.9	Kostnader	26
4.7	Alternativ 2	29
4.7.1	Systembeskrivning	29
4.7.2	Flöden och föroreningsmängder	31
4.7.3	Spillvattenbehandling	32
4.7.4	Utsläpp till recipient	34
4.7.5	Slambehandling	34
4.7.6	Återföring av näringsämnen	34
4.7.7	Energianvändning	35
4.7.8	Transporter	35
4.7.9	Kostnader	35
5.	ALTERNATIVA AVLOPPSSYSTEM I BERGSJÖN, GÖTEBORGS KOMMUN	39
5.1	Inledning	39
5.2	Geohydrologiska förhållanden	40
5.3	Recipientförhållanden	41
5.4	Förutsättningar för alternativa lösningar	42
5.5	Alternativ 0 - nuvarande avloppshantering	43
5.5.1	Systembeskrivning	43
5.5.2	Avloppsflöden	44
5.5.3	Dagvattensystem	46
5.5.4	Spillvattenrening	47
	5.5.41 Spillvattenbehandling	47
	5.5.42 Slambehandling	48
	5.5.43 Kemikalieförbrukning	49
	5.5.44 Avfallshantering	50
5.5.5	Utsläpp till recipienten	50
5.5.6	Återföring av näringsämnen	51
5.5.7	Energianvändning	53
	5.5.71 El	53
	5.5.72 Återvinning av energi	54
	5.5.73 Transporter	55

5.5.8	<i>Markanvändning</i>	56
5.5.9	<i>Kostnader</i>	56
5.6	Alternativ 1	57
5.6.1	<i>Systembeskrivning</i>	57
5.6.2	<i>Avloppsflöden</i>	59
5.6.3	<i>Spillvattenrening</i>	59
	5.6.31 Spillvattenbehandling	59
	5.6.32 Slambehandling	62
	5.6.33 Kemikalieförbrukning	63
	5.6.34 Avfallshantering	63
5.6.4	<i>Utsläpp till recipienten</i>	63
5.6.5	<i>Återföring av näringsämnen</i>	64
5.6.6	<i>Energianvändning</i>	66
	5.6.61 Elenergi	66
	5.6.62 Återvinning av energi	66
	5.6.63 Transporter	67
5.6.7	<i>Markanvändning</i>	67
5.6.8	<i>Kostnader</i>	67
5.7	Alternativ 2	67
5.7.1	<i>Systembeskrivning</i>	67
5.7.2	<i>Avloppsflöden</i>	68
5.7.3	<i>Spillvattenrening</i>	69
	5.7.31 Urin	69
	5.7.32 Fekalier	69
	5.7.33 BDT-vatten	69
	5.7.34 Slambehandling	70
5.7.4	<i>Utsläpp till recipienten</i>	71
5.7.5	<i>Återföring av näringsämnen</i>	72
5.7.6	<i>Energianvändning</i>	75
	5.7.61 Elenergi	75
	5.7.62 Återvinning av energi	76
	5.7.63 Transporter	76
5.7.7	<i>Markanvändning</i>	76
5.7.8	<i>Kostnader</i>	76
6.	RIKTNINGSANALYS	77
6.1	Inledning	77
6.2	Systemvillkor A. Naturens villkor	78
6.2.1	<i>Stabila och tillräckligt låga halter av ämnen från jordskorpan</i>	78
	6.2.11 Energianvändning	78
	6.2.12 Näringsämnena fosfor och kväve	80
6.2.2	<i>Tillräckligt låga halter av ämnen från samhällets produktion</i>	83
6.2.3	<i>Bevarat fysiskt underlag för naturens kretslopp och mångfald</i>	86

6.3	Systemvillkor B. Människans villkor	88
6.3.1	<i>Effektiv och rättvis resursomsättning</i>	88
6.3.2	<i>Fysisk och psykisk hälsa</i>	88
6.3.21	Smittspridning via direkt kontakt med avloppsvatten eller slam	88
6.3.22	Diffus smittspridning	89
6.3.23	Sammanfattning	90
6.4	Genomförandefrågor	90
6.4.1	<i>Organisation</i>	90
6.4.2	<i>Juridik</i>	90
6.4.3	<i>Ekonomi</i>	92
6.4.4	<i>Brukaraspekter</i>	93
6.4.5	<i>Sårbarhet, säkerhet</i>	93
6.5	Sammanfattning	94
7.	MILJÖKONSEKVENSBESKRIVNINGAR (MKB) TILLÄMPADE PÅ PROJEKT INOM VA-OMRÅDET I SVERIGE	97
7.1	Vad ingår i en MKB och hur skall en MKB utföras?	97
7.2	Tillämpningar av MKB inom VA-området i Sverige	98
7.3	Framtida områden för MKB inom VA-området	101
8.	REFERENSER	103
9.	FÖRKORTNINGAR	105

1. BAKGRUND

Behov finns att utveckla och tillämpa en metod där planeraren och ingenjören på ett systematiskt sätt använder sig av en helhetssyn i sitt arbete, med syftet att erhålla ett från resurs- och miljösynpunkt bättre resultat. Detta har tidigare ej alltid varit fallet, dels därför att lämplig metod inte funnits tillgänglig, dels därför att snäva tids- och kostnadsramar ofta förhindrat ett sådant angreppssätt. Med ett analys- och planeringsverktyg som ECO-GUIDE kan olika samhällsbyggnadsprojekt prövas från resurs- och miljösynpunkt.

Som första etapp har valts samhällets avloppshantering. Inom detta område pågår en livaktig diskussion om en förändring av synsättet - från storskaliga teknologiska lösningar till småskaliga och naturliga. Det finns då många aspekter på en sådan övergång: miljömässiga, resursutnyttjande, sanitära, ekonomiska med flera. Man kan med nuvarande kunskaper inte självklart avgöra vilka metoder som är generellt "bäst", utan situationen och de lokala förutsättningarna måste avgöra. För att i det enskilda fallet kunna komma fram till rätt val av system från en miljö- och resurssynpunkt, behövs ett nytt sätt att tänka och arbeta. Ett analys- och planeringsverktyg härför beskrivs i detta projekt. Inför det slutliga valet av lösning i ett aktuellt fall måste givetvis även många andra samhällsfaktorer vägas in.

2. SYFTE

Projektets syfte är att utveckla en metodik för värdering av hur olika avloppssystem ansluter sig till samhällets mål om slutna kretslopp och en uthållig utveckling.

3. PROJEKTBESKRIVNING

3.1 Metodbeskrivning

Projekt ECO-GUIDE inleds med studier av alternativa avloppssystem i Hamburgsund, Tanums kommun, och Bergsjön, Göteborgs kommun. I båda fallen jämförs de existerande avloppssystemen med två alternativ, ett där reningsverket har ersatts av naturnära reningsmetoder, och ett andra där vi också går in i fastigheterna och förändrar toaletterna och avloppsstammarna (urinseparering). Vi har vid utformningen av alternativen strävat efter att uppnå ett väl fungerande system med avseende på

1. Hygien. De sanitära förhållandena måste vara godtagbara för brukarna, va-personalen och allmänheten.

2. Miljöskydd. Vi eftersträvar minsta möjliga påverkan på ytvatten, grundvatten och mark.

3. Kretslopp. Vattnet och de nyttigheter som finns i vattnet (fosfor, kväve, kalium, humus...) bör återföras till odlingsmark och därmed inordnas i korta kretslopp.

4. Ekonomi. Resursförbrukningen bör minimeras, till exempel vad gäller energi (exergi), ändliga råvaror, markyta, tid (arbetstid och fritid) och pengar.

5. Brukaraspekter. Hänsyn tas till människors bekvämlighet, valfrihet, säkerhet, trivsel, engagemang, estetiska värderingar med mera.

De framarbetade alternativen redovisas i denna rapport, kapitlen 4 och 5. Härfter vidtar nästa skede i projektet, nämligen en jämförande värdering av alternativen. Denna jämförelse görs med tre olika angreppssätt:

1. Rikttningsanalys
2. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB)
3. Livscykelanalys (LCA)

Nedan görs en kortfattad beskrivning av de tre metoderna för värderingen. I kapitel 6 redovisas den rikttningsanalys som projektgruppen genomfört på grundval av tillgängliga uppgifter.

Efter genomförd analys kommer resultaten att jämföras och en utvärdering om användbarheten och behov av kompletteringar och vidare utveckling att göras.

En viktig begränsning är det faktum, att varken MKB eller LCA är egentliga planeringsmetoder. De kan ingå som aktiva delar i planeringsprocessen men är i grunden korrigeringsinstrument. Planeringen som helhet är en komplex, dynamisk och kreativ process.

I det fortsatta arbetet kommer också uppmärksamheten att ägnas åt fördjupningar bland annat vad gäller ekonomi och brukaraspekter.

3.1.1 Riktninganalys

Begreppet "riktninganalys" har inte givits någon enhetlig definition, utan används i olika bemärkelser i olika sammanhang.

I Svenska kommunförbundets minirapport nr 6 (1991) används begreppet riktninganalys för att besvara frågan "Hur vet man om en åtgärd är lösningsförökande eller problemförökande i relation till en uthållig utveckling?" För att besvara frågan ges i rapporten de sex råden:

Råd 1: Minska energianvändningen!

Råd 2: Öka naturens mångfald!

Råd 3: Slut kretsloppen!

Råd 4: Ta reda på naturens gränser!

Råd 5: Lös flera problem samtidigt!

Råd 6: Försiktighetsprincipen!

I rapporten sägs vidare: " Om man inför varje större projekt eller kapitalinvestering gör en lista över för- och nackdelar enligt dessa kriterier och sedan jämför resultatet med andra sätt att tillgodose samma behov - då har man ett beslutsunderlag, som är en RIKTNINGSANALYS. Blir miljön bättre eller sämre?"

Underlaget för Kommunförbundets råd är hämtat från Miljövårdsberedningens "Kretslopp - basen för hållbar utveckling" (SoU 1992:42), där frågorna formuleras:

1. Minskar energianvändningen och övergår vi till att använda flödande energikällor?
2. Ökar naturens mångfald och resursuppbyggande kapacitet?
3. Sluter vi kretsloppen?
4. Håller vi oss inom gränserna för vad människan och naturen tål?
5. Löser vi fler problem än vi skapar?
6. Tillämpas försiktighetsprincipen?

De generella frågorna är allmänna och kan vara svåra att använda i projektets tillämpningsexempel. De passar kanske också bättre för ett nyanläggningsprojekt som till exempel byggandet av en väg. De kan dock användas i en relativ studie där man jämför två alternativ. Alternativt kan de fyra villkoren som definierats av Det Naturliga Steget (Robèrt 1993) användas (som dock har den nackdelen att den biologiska mångfalden utelämnas):

1. Ändliga lagerresurser såsom olja, metaller och andra mineraler får inte förbrukas och spridas ut som föroreningar.
2. Vi får inte tillverka och sprida långlivade och naturfrämmande ämnen och produkter.
3. Naturens produktiva ytor får inte systematiskt skadas eller undanträngas.
4. Naturens kretslopp har en begränsad kapacitet som inte får överskridas av våra krav på resursomsättning.

Dessa frågor kan möjligen ställas för de olika komponenterna eller aktiviteterna i ett avloppssystem, och besvaras i syfte att jämföra två system.

Mer konkreta och operativa målbeskrivningar finns i Naturvårdsverkets rapport 4207 "Vatten, avlopp och miljö" (1993) och rapport 4234 "Ett miljöanpassat samhälle" (1993).

I ECO-GUIDE-projektet har vi diskuterat användbarheten av dessa och andra kriterier för en riktninganalys, och fastnat för de systemvillkor som formulerats av Holmberg (1992). Detta utvecklas vidare i kapitel 6 nedan.

3.1.2 Miljökonsekvensbeskrivning

3.1.21 Mål

Delprojektets mål är att jämföra de studerade avloppssystemen genom att göra miljökonsekvensbeskrivningar och med denna metod värdera vilket system som bäst uppfyller de ställda miljömålen.

Det övergripande miljömålet är att uppfylla kravet om ett hållbart samhälle. För att uppnå detta mål kan fyra systemvillkor formuleras:

- Minimalt utnyttjande av ändliga materialresurser
- Minimal användning av naturfrämmande ämnen
- Bevarande av biologiska mångfald
- Effektiv resursomsättning

Detta innebär krav på materialkretslopp. Om systemvillkoren uppfylls medför detta också god hälsa och en långsiktigt god ekonomi.

3.1.22 Genomförande

I ett första skede måste klargöras vad en miljökonsekvensbeskrivning egentligen är eller skall innehålla. Lagstiftningen eller direktiv från myndigheter ger inte något svar på denna fråga. Den rapport från Naturvårdsverket som varit ute på remiss under hösten, "Allmänna råd om MKB, Miljöskyddslagen och Naturvårdslagen" (SNV 1994), har ännu inte givits ut och hunnit få genomslag. Även denna bygger i stor utsträckning på CEQAs (California Environmental Quality Act, 1984 och 1986) checklista, se nedan.

Med utgångspunkt från Naturvårdsverkets/Boverkets skrift "Miljökonsekvens-beskrivningar" (Naturvårdsverket informerar, 1990) kan följande ledord särskiljas:

- En MKB kan avse en åtgärd eller en verksamhet.
- En MKB skall redovisa inverkan på miljöförhållandena av åtgärden eller verksamheten och konsekvenser för hushållning med naturresurser.
- Inverkan avser mark, vatten och luft.
- En MKB kan användas för övergripande frågor och politiska beslut men även för marknadsbeslut om varor och produkter.
- Man jämför MKB och miljövarudeklarationer.
- Det enskilda fallet och dess sammanhang skall styra vad MKBn skall innehålla.

I Miljöskyddslagen om MKB står det att MKB skall redovisa inverkan på miljön, hälsan och hushållningen med naturresurser.

I förordningen om MKB står det att myndigheten i ärendet skall ange vad MKB skall innehålla.

För att täcka upp litteraturen inom området i Sverige skall en litteraturstudie utföras (se vidare kapitel 7).

En checklista har ställts upp och återfinns i CEQA. En svensk version har tagits fram av Boverket och återfinns som bilaga i "MKB-Vad är det?" (Boverket 1991). Den bör kunna vara ett utgångsläge som tillsammans med projektets miljömål blir en relevant checklista för ett avloppsprojekt. Om denna checklista görs beskrivande kommer den att likna en riktninganalys. Om den kompletteras med fakta om förbrukningar och utsläpp av material och energi kommer den att närma sig livscykelanalysen.

Man bör skilja på hur en MKB *kan* se ut om den används på ett bra sätt och *hur* den används idag. Därför har en inventering gjorts på ett par länsstyrelser av inlämnade avlopps-MKB, se kapitel 7 nedan.

I det praktiska arbetet görs en relativt enkel MKB för de olika delprojekten, utgående från en framtagen checklista. Härfter diskuteras resultaten för de olika systemen. Går projekten att rangordna efter vad som är en bra respektive mindre bra utveckling från miljösynpunkt? Utgående från svaret får metodiken förfinas. Slutprodukten bör utmynna i ett förslag på hur en MKB bör se ut för att ge svar på de miljömål som ställts.

Följande aktiviteter ingår i delprojektet:

- Formulering av miljömål
- Litteraturstudie
- Inventering av avlopps-MKB
- Formulering av checklista
- Framtagning av MKB för varje delprojekt med checklistan som bas
- Analys av metoden
- Revideringar
- Rekommendationer

3.1.3 Livscykelanalys

ECO-GUIDE-projektet omfattar jämförande livscykelanalyser (LCA) av de föreslagna avloppssystemen. LCA-studierna genomförs dels som analyser av vilken "investering" i miljöpåverkan som tillverkning av de i systemen ingående komponenterna orsakar, dels som studier av vilken miljöpåverkan som driften av de alternativa systemen har. I det senare fallet tas hänsyn till de effekter som erhålls i omgivande system. Detta angreppssätt utgör en utvidgning av frågeställningen i den ursprungliga projektplanen, som endast gällde frågor på komponentnivå. Effekter i omgivande system bedöms dock ha större inverkan på de totala miljökonsekvenserna. Studierna på komponentnivå görs därför mindre detaljerade.

Som funktionell enhet används: omhändertagande av avloppsvatten från en person under ett år.

3.1.31 Förstudie - energianalys

Med syfte att utreda riktigheten av bedömningen att drift av avloppssystem och deras effekter på omgivande system ger en större miljöbelastning än etablering av systemen, görs en inledande uppskattning av energibehovet för investering i, respektive drift av, de olika systemen. Energiförbrukning är en central parameter i LCA, dels på grund av att många utsläpp är energirelaterade, dels därför att energi ges stor vikt vid utvärderingen av LCA. Det är dessutom i allmänhet lättare att finna energidata för processer än utsläppsdata.

3.1.32 Studier på komponentnivå

Denna del av studien utgör en kvantifiering av vilken investering i miljöbelastning som behövs för de olika alternativen. Avloppssystemets komplexitet gör att studien inte kan bli alltför detaljerad, utan de olika ingående komponenterna måste slås samman till produktgrupper. En möjlig indelning är:

Transportsystemet:

- Rör m m av betong, plast, stål etc
- Mekaniska delar som pumpar m m
- Installationer av porslin, plast m m
- Elektriska anläggningar och installationer

Reningsystemet:

- Anläggningar av betong
- Anläggningsdelar av stål, plast m m
- Mekaniska delar som pumpar etc
- Elektriska anläggningar och installationer

Analysen skall beakta de olika produktgruppernas miljöbelastning under deras hela livscykel exklusive drift, det vill säga inkluderande råvaruuttag, processer, transporter, tillverkning/anläggning och avfallshantering. Miljöbelastning under drift belyses i studien på systemnivå.

Miljöaspekter som beaktas är:

- Resursförbrukning som energibärare och råvaror
- Utsläpp till vatten
- Utsläpp till luft
- Fast avfall

De indata som behövs för studien hämtas från studierna i Hamburgsund och Bergsjön, och kompletteras med generella data för olika typer av transporter, emissionsfaktorer för olika typer av förbränning etc. Redan tillgängliga data används. För miljöbelastning av elproduktion är dataunderlaget bristfälligt (beträffande miljöbelastning från vattenkraft och kärnkraft). Detta kan hanteras på tre olika sätt: a/ Befintliga, men ofullständiga data används; b/ Elkonsumtionen som sådan används som parameter i LCA, och elförbrukningen följs således inte tillbaka till "vaggan"; c/ Ett marginalresonemang tillämpas, där varje extra kWh el respektive varje sparad kWh el anses vara på marginalen, och består av dansk kolkondenskraft. Data för marginalet finns tillgängliga. Ett val görs i projektet mellan dessa tre alternativ.

För miljöbelastningen av olika material används befintliga data i största möjliga utsträckning, till exempel beträffande cementtillverkning, PVC-framställning (finns till och med PVC-granulat) och stålproduktion. Ytterligare data kommer att behöva införskaffas för vissa material, eller för vidarebearbetning av vissa material (till exempel betong från cement, PVC-

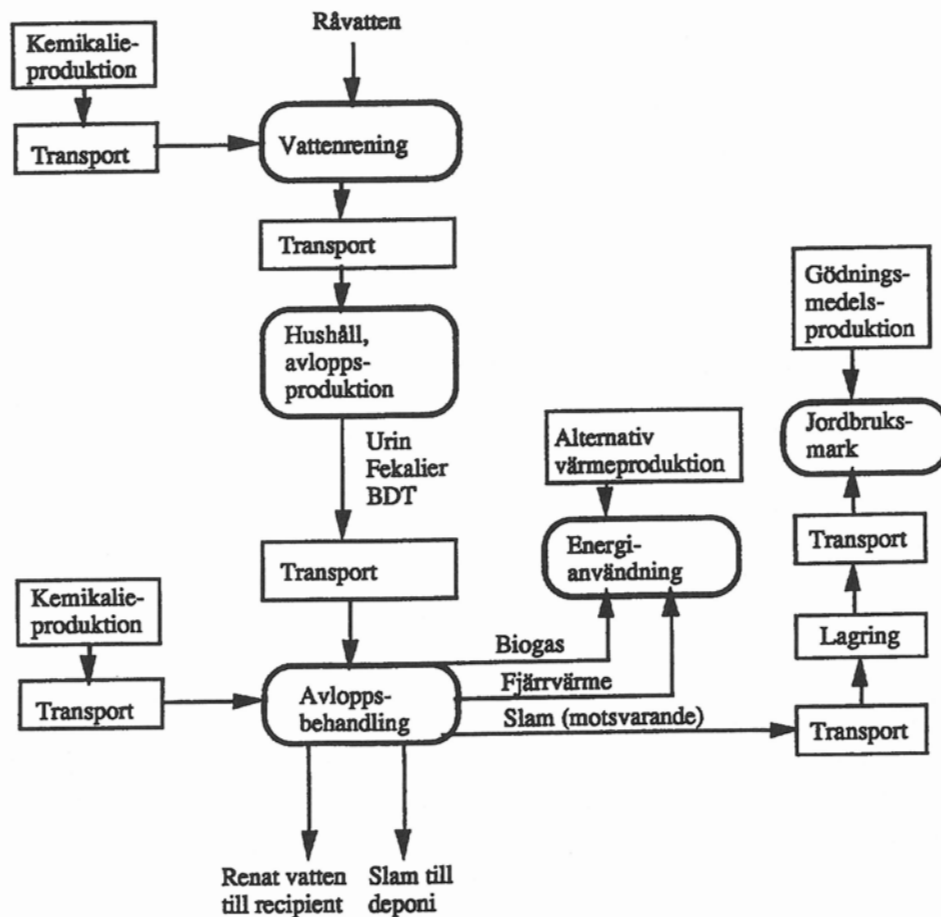
rör från PVC-granulat etc). För material som ingår i elektriska anläggningar och installationer bedöms mängden redan tillgängliga data vara liten. Utgående från de mängdangivelser som avloppsplanerna ger, görs en bedömning om elektriska installationer utgör en stor del av de totala materialmängderna. Om denna del är liten, föreslås att endast driften av installationerna studeras. Detta tas vidare upp i delstudien på systemnivå.

Baserat på mängduppgifter och miljöbelastning beräknas den totala miljöbelastningen för att etablera de olika alternativa avloppssystemen. Belastningen beräknas i termer av resursparametrar som råvarubehov och energibehov, utsläppsparametrar till luft och vatten samt avfallsgenerering. De sålunda genomförda inventeringsanalysen utvärderas med hjälp av de utvärderingsmetoder för LCA som finns utarbetade. Relevansen av dessa utvärderingsmetoder diskuteras inom projektet, liksom det också finns möjligheter att utföra en kvalitativ utvärdering oberoende av formaliserade utvärderingsmetoder.

3.1.33 Studier på systemnivå

Denna del av studien är avsedd att beskriva den miljöbelastning som uppstår vid *drift* av de olika alternativa avloppssystemen. Hänsyn tas till effekter i omgivande system som till exempel renvattenproduktion, jordbruk och energisystem.

Figur 3.1 visar ett principiellt flödesschema för hantering av avloppsvatten från hushåll. De mest centrala aktiviteterna i figuren är de som beskriver behandling av avloppsvattnet och hushållen med deras avloppsproduktion. Beroende av hur dessa utformas erhålls effekter på de omgivande systemen. Hit hör vattenförbrukning, eftersom olika avloppssystem har olika vattenbehov. Likaså erhålls effekter på konsumtionen av gödningsmedel om näringsämnen från avlopp som förs till jordbruksmark ersätter andra gödningsmedel. Om biogas produceras kan den förutsättas ersätta en alternativ bränsleproduktion liksom en värmeproduktion i värmepump kan förutsättas ersätta en alternativ värmeproduktion. Förutsättningarna för ett sådant resonemang är att det finns ett faktiskt behov av näringsämnen respektive energi som tillfredsställs på något sätt, oberoende av avloppssystemets utformning. För att kunna kvantifiera effekterna i angränsande system krävs att antaganden görs om vilket det alternativa bränslet är, respektive vilka de ersätta gödningsmedlen är.



Figur 3.1 Principiellt flödesschema för hantering av avlopp från hushåll, med hänsyn tagen till effekter på omgivande system.

Baserat på avloppsplanerna för Hamburgsund och Bergsjön ritas flödesscheman liknande det i figur 3.1 för de olika alternativen. Antaganden görs beträffande vilka de ersatta gödningsämnen respektive energibärarna är. Det sistnämnda blir aktuellt bara om alternativ med värme- eller biogasproduktion ingår i systemen.

När grundläggande antagande är gjorda vidtar införskaffandet av data. Erforderliga data hämtas från studierna i Hamburgsund och Bergsjön i denna rapport, och kompletteras med generella data vid behov. Beroende på hur arbetskrävande dataskaffningen visar sig vara, kan det bli nödvändigt att avstå att följa samtliga flöden tillbaka till "vaggan". Detta kan i så fall hanteras genom att i inventeringsresultatet ange konsumtionen av ett material eller en kemikalie istället för mängd råvara och miljöbelastningen för att konvertera denna till aktuell insatsvara. Vid datainsamlingen prioriteras huvudflödena.

När systemen är avgränsade och data införskaffade beräknas den totala miljöbelastningen för de olika alternativen i termer av resursparametrar som råvarubehov, arealbehov och energibehov, utsläppsparametrar till luft och vatten samt avfallsproduktion. Den sålunda genomförda inventeringsanalysen utvärderas med hjälp av de olika utvärderingsmetoder för LCA som finns utarbetade. Relevansen av dessa utvärderingsmetoder diskuteras inom projektet. En kvalitativ oberoende utvärdering bör utföras, där resultaten av LCA:n ställs samman med dem från miljökonsekvensbeskrivningen.

De olika alternativen bör ha inverkan på flödet av metaller i det studerade systemet. Även vid ett antagande att det studerade avloppsvattnet inte innehåller vare sig industriavlopp eller dagvatten, kommer avloppsvattnet att innehålla metaller, som kommer att hamna i recipienten eller på jordbruksmark. Även konstgödning innehåller metaller, i första hand kadmium. Studien bör innehålla analys av flödet av vissa metaller. Ett urval av metaller som är relevanta att inkludera i studien görs som en del av arbetet. Förslagsvis studeras i första hand kadmium, bly och koppar.

3.1.34 Avgränsningar mot projektets Miljökonsekvensbeskrivning (MKB)

En LCA är mer generell och mer platsoberoende än en MKB. Den här planerade LCA:n kan dock förutses bli mer platsanknuten än vad som vanligen är fallet, eftersom lokaliseringen av de studerade systemen är så väl definierad. En LCA är också mer kvantitativ än en MKB.

Det finns dock aspekter som en LCA inte kan täcka, men som kan tas upp i en MKB. De metoder för beskrivning av miljöeffekter som finns utarbetade för LCA är i hög grad generella och icke platsanknutna. De tar således till exempel mycket liten hänsyn till skillnader mellan olika recipienter. I detta fall känner vi väl till vilka de huvudsakliga recipienterna är. I projektets MKB-del bör förväntade effekter i de specifika recipienterna bättre kunna beskrivas än vad som är möjligt med de LCA-metoder som står till buds.

En LCA går heller inte särskilt långt i sin beskrivning av effektkedjor. De effekterrelaterade parametrar som är aktuella är av typen koldioxidekvivalenter, försurningsekvivalenter och eutrofieringsekvivalenter. För globala effekter som växthuseffekten och ozonnedbrytning fungerar detta bra, men ju mer lokal effekten blir desto sämre fungerar LCA. Här bör en MKB komma längre.

Likaså när det gäller vissa resursparametrar bör en MKB kunna komma längre. En LCA kan ta hänsyn till vilket arealbehov olika alternativ har, men säger inget om vilka kvaliteter den i anspråktaga marken har eller förlorar.

3.2 Genomförande

Projektet genomförs av en projektgrupp från VBB Viak, Chalmers samt Chalmers Industriteknik. Personer som deltar i arbetet är:

Ann-Carin Andersson, VBB Viak Jönköping, ansvarig för MKB-studien

Hans Björkman, VBB Viak Vänersborg, ansvarig för studien i Hamburgsund

Erik Kärrman, Chalmers VA-teknik, MKB-studien

Per-Arne Malmqvist, VBB Viak Göteborg, projektledare

Anne-Marie Tillman, Chalmers Teknisk miljöplanering, ansvarig för LCA-studien

Majlis Stenberg, VBB Viak Göteborg, ansvarig för Bergsjö-studien

Gilbert Svensson, Chalmers VA-teknik

Göran Svensson, Chalmers Industriteknik

Mikael Svingby, Chalmers Industriteknik, LCA-studien

I projektet har hållits ett antal projektmöten, där större delen av projektgruppen deltagit. Vid dessa möten har projektläget gått igenom, och riktlinjer för det fortsatta arbetet dragits upp. Vid ett internatmöte under två dagar strukturerades och genomfördes till stora delar riktninganalysen.

Till projektet har knutits en referensgrupp, som hittills har samlats vid två tillfällen. I referensgruppen ingår:

Peter Balmér, GRYAAB

Lars Berggrund, Göteborgs stadsbyggnadskontor

Clas Florgård, SLU

Torbjörn Svensson, Högskolan i Karlstad

Anders Schönbeck, Miljöförvaltningen i Tanum och Länsstyrelsen i O län.

Möten för politiker och tjänstemän har hållits i Tanums kommun och i Bergsjöns stadsdelsnämnd. Vid dessa möten har resultaten presenterats, och synpunkter inhämtats. Ett allmänt möte hölls på Chalmers i november 1994, där resultaten och planerna inför fortsättningen presenterades inför en relativt stor församling, inkluderande bland andra representanter från Naturvårdsverket, SLU, VAV med flera.

Viktiga synpunkter har under projektets gång lämnats av ett flertal personer, bland andra Kåre Ström, kommunekolog i Göteborg, Claes Wångsell, Göteborgs Va-verk, och Mats Tillander, Tekniska kontoret Tanums kommun.

Projektet går nu in i ett värderande och analyserande skede. Delrapporter från MKB- och LCA-studierna planeras till årsskiftet 1995/96 och slutrapport under våren 1996.

Projektet finansieras av Byggforskningsrådet, Forskningsrådsnämnden och VA-FORSK.

4. ALTERNATIVA AVLOPPSSYSTEM I HAMBURGSUND, TANUMS KOMMUN

4.1 Inledning

Projekt ECO-GUIDE är en jämförande studie av konventionella och alternativa avloppssystem. Hamburgsund utgör det ena av de båda områden där alternativa avloppsplaner upprättats och som skall utvärderas genom miljökonsekvensbeskrivningar och livscykelanalyser. Det andra området är Bergsjön i Göteborg.

Följande tre avloppssystem kommer att beskrivas för Hamburgsund:

- Alternativ 0: Befintligt avloppsreningsverk (ARV) med ledningsnät och pumpstationer.
- Alternativ 1: Ett system där det befintliga avloppsreningsverket ersätts med en mer naturanpassad lösning men det befintliga ledningsnätet nyttjas.
- Alternativ 2: Ett källsorterande avloppssystem där urin, fekalier och BDT-vatten (bad, disk och tvätt) separeras vid fastigheten.

För de alternativa avloppssystemen gäller att de i största utsträckning skall uppfylla följande krav:

1. Hygien
2. Miljöskydd
3. Kretslopp
4. Ekonomi
5. Brukarvänlighet

De alternativa systemen har inte utförts och kommer sannolikt inte heller att byggas inom överskådlig framtid för spillvattenhanteringen i Hamburgsund.

4.2 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, se *figur 4.1*. Som i flertalet andra bohuslänska samhällen ökar invånarantalet markant under semesterperioden. I Hamburgsund bor ca 900 personer under lågsäsong vilket under högsäsong ökar till 1700 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 invånarna bor i något av de 7 st flerfamiljshus som finns i Hamburgsund. Någon industri finns inte i Hamburgsund. En stor del av fastigheterna i Hamburgsund ligger inom kommunens verksamhetsområde för VA (vatten och avlopp), se *figur 4.1*.



Figur 4.1. Översiktskarta, skala 1:20 000. Heldragen linje visar verksamhetsområdet.

4.3 Geohydrologiska förhållanden

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 som genomsatts av gångbergarter i nord-sydlig riktning.

Vattenområdet ingår i det riksintressanta området Fjällbackakusten. Både naturvård och friluftsliv utgör riksintresse.

Strömmen i Hamburgsund är till övervägande del nordgående. Sundet är väl exponerat för väst- och sydvästvindar. Utsläpp från det befintliga avloppsreningsverket och nödutlopp från två pumpstationer sker till sundet.

4.4 Möjligheter till alternativa avloppslösningar

Alternativa avloppssystem utgörs vanligen av ett eller möjligen en kombination av olika system såsom infiltration, markbäddar, befintliga eller anlagda våtmarker, rotzonanläggningar, bevattning, dammar mm. Gemensamt för alternativa behandlingsmetoder är att de som regel är arealkrävande.

I Hamburgsund medger inte de geologiska förhållanden infiltration annat än i mycket liten omfattning. Det finns däremot stora arealer jordbruksmark i närområdet som kan nyttjas för andra lokala system. Närheten till stora arealer jordbruksmark möjliggör även återföring av näringsämnen utan alltför långa transporter.

4.5 Alternativ 0, befintlig avloppslösning

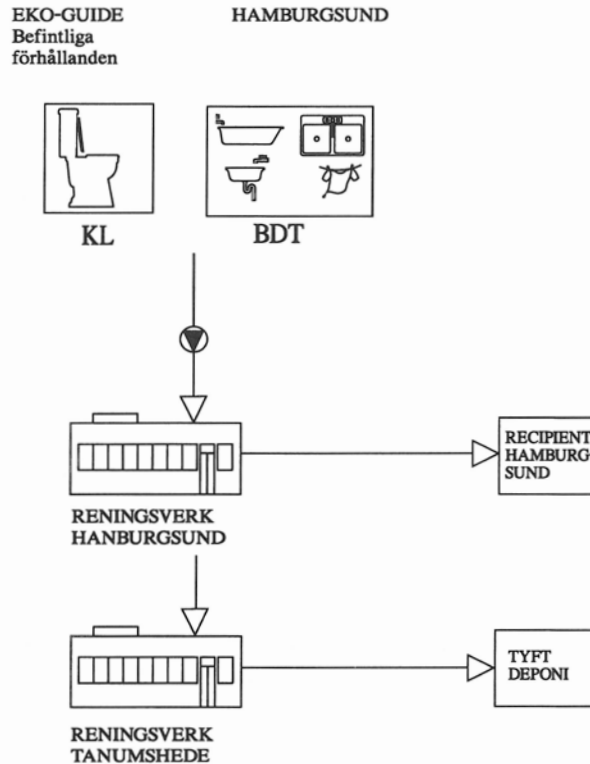
4.5.1 Systembeskrivning

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.

En principskiss av avloppssystemet ges i *figur 4.2*.

Hamburgsunds avloppsreningsverk uppfördes 1973-74 och moderniserades 1993.

Utsläppskraven är fastställda till 15 mg/l BOD och 0,5 mg/l fosfor. Provtagning av inkommande och utgående spillvatten sker som dygnsprov en gång per månad.



Figur 4.2. Principskiss av befintligt avloppssystem.

4.5.2 Flöden

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 4.1.

Tabell 4.1 Vattenförbrukningen, avloppsvattenmängd och inläckage under 1993

	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, m ³ /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.

4.5.3 Specifik föroreningsmängd

De specifika föroreningsmängderna för BOD, fosfor och kväve i Hamburgsund har räknats fram med hjälp av analysresultaten från 1993, se *tabell 4.2*. När det gäller kväve har endast tre analyser gjorts på det inkommande spillvattnet under 1993. Med hjälp av 1992 års värden har behandlingseffekten i ARV räknats fram för att därefter användas till att bedöma inkommande kvävehalter under 1993.

Tabell 4.2 Specifika föroreningsmängder

	BOD, g/pd	Fosfor, g/pd	Kväve, g/pd
Lågsäsong	71	2,8	16
Högsäsong	41	2,4	12
Årsmedel	60	2,7	14,5

Det kan noteras att de specifika föroreningsmängderna är lägre under högsäsong. Förklaringen är troligen ett rörligare friluftsliv och möjligen en annorlunda kosthållning under denna period. Det kan också noteras, att kvävemängderna är ovanligt höga under lågsäsong.

4.5.4 Spillvattenbehandling

Verket är utrustat med mekanisk, kemisk, biologisk rening. Som fällningskemikalie används PAX 21, en aluminiumbaserad fällningskemikalie. Totalt bedöms 30 m³ PAX 21 ha använts under 1993. Det renade spillvattnet släpps genom en 100 meter lång utloppsledning som mynnar i Hamburgsund. I sundet mynnar även bräddavloppen från två stycken pumpstationer.

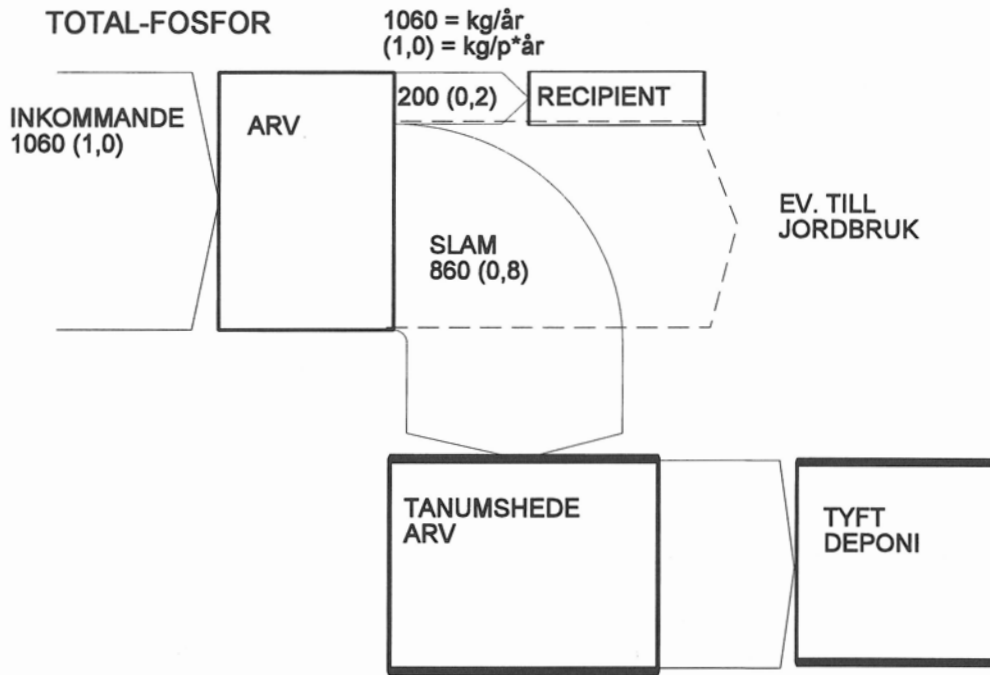
Med ledning av de specifika föroreningsmängderna har produktionen av näringsämnen under 1993 beräknats till:

Fosfor 1060 kg/år (1,0 kg/p,år)
Kväve 5800 kg/år (5,3 kg/p,år)
BOD 24000 kg/år (22 kg/p,år)

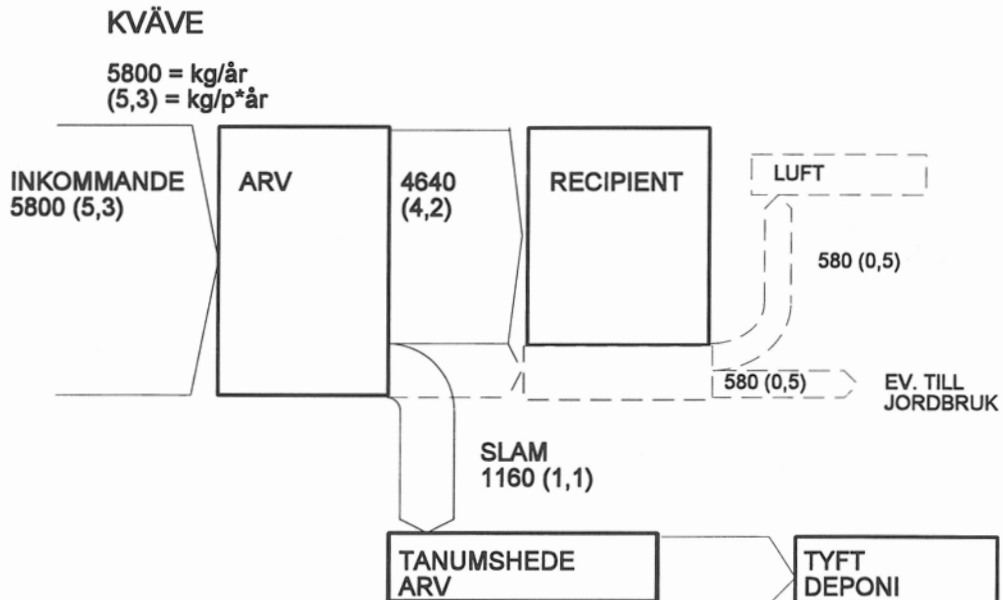
Analysresultat visar att reduktionen i ARV kan beräknas till:

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

Fosfor- och kvävebalansen redovisas i figur 4.3 och 4.4.



Figur 4.3 Fosforbalans.



Figur 4.4 Kvävebalans.

De streckade flödena i *figur 4.3 och 4.4* markerar mängder som eventuellt kan återföras till jordbruket.

Nedlagd arbetstid för skötsel av ledningsnät och pumpstationer bedöms till 1 dag/vecka och för driften av ARV till 2,5 dagar/vecka. Totalt åtgår således 3,5 dagar/vecka.

ARV med tillhörande ytor upptar ca 0,3 ha.

4.5.5 Utsläpp till recipient

Från ARV släpps det renade spillvattnet via en utloppsledning till recipienten som är Hamburgsund. Under 1993 har följande mängder släppts till recipienten:

Fosfor	200 kg
Kväve	4640 kg
BOD	2150 kg

Bräddning från verket har skett vid två tillfällen under året. Utsläppta mängder är inte medräknade i ovanstående sammanställning.

4.5.6 Slambehandling

Under 1993 producerades ca 1100 m³ slam med en TS-halt på ca 3 %. Det producerade slammet mellanlagras i två stycken slambassänger varifrån det senare transporteras med slambil, ca 25 km, till Tanumshede ARV för avvattning till en TS-halt på ca 20 %. Slammet transporteras sedan för deponering till Tyft avfallsdeponi ca 8 km från Tanumshede.

4.5.7 Återföring av näringsämnen

För närvarande sker ingen återföring av näringsämnen till jordbruket. Anledningen är att de livsmedelsföretag som lantbrukarna leverera varor till (till exempel Arla) inte godkänner gödsling med avloppsslam även om föroreningshalterna är mycket låga i slammet. Analyser på slammet med avseende på metallerna Hg, Cd, Pb, Cr, Ni, Cu och Zn visar halter som understiger SNV's rekommendationer för 1998. De streckade flödena i *figur 4.3 och 4.4* anger de mängder fosfor och kväve som skulle kunnat återföras till jordbruket genom att påföra slam. Det bedöms att endast ca 50 % av kväveinnehållet i slammet kan återföras som gödning, resterande del avgår framförallt som kvävgas under lagrings- och komposteringsstiden (muntlig information från jordbruksverket).

Återföring av näringsämnen kan ske via slam till jordbruket. Kväveinnehållet i slammet bedöms vara reducerat med 50 % efter hantering. För att kunna jämföra återföringsgraden i de olika alternativen redovisas återförd mängd näringsämnen med och utan användning av slammet. Vid antagandet att ca 80 % av den producerade fosformängden och 10 % av kvävet kan nyttjas, kan arealbehovet (enligt jordbruksverket) beräknas till 34 ha (1993).

	Med slam	Utan slam
Fosfor	880 kg (83 %)	0 kg
Kväve	580 kg (10 %)	0 kg
Areal	34 ha	0 ha

4.5.8 *Energianvändning*

Den energi som används i den nuvarande avloppshanteringen utgörs av elenergi för processer i ARV och till pumpstationer samt dieselförbrukning vid slamtransporter.

Den totala elförbrukning under 1993 uppgick till 148 400 kWh eller 135 kWh/pe,år (totalt 1 100 pe) och fördelade sig enligt följande:

Avser	Energiförbrukning (kWh/år)	
	kWh/år	kWh/pe,år
Pumpstationer på ledningsnätet	26 400	24
Avloppsreningsverket	122 000	111
Totalt	148 400	135

Energiförbrukning vid transporter beräknas till 11 750 kWh eller 11 kWh/pe,år, se *avsnitt 4.5.9*. Totalt under året förbrukades således 160 150 kWh eller 146 kWh/pe,år.

4.5.9 *Transporter*

Under året har slam från Hamburgsund ARV körts till Tanumshede ARV vid 60 tillfällen. Sträckan är 50 km tur och retur. Beräkningsmässigt bedöms en slamvolym motsvarande mängderna från Hamburgsund ha transporterats från Tanumshede ARV till Tyft deponi vid 7 tillfällen, en sträcka på 16 km tur och retur. Total transportsträcka under 1993 beräknas till 3160 km. Transporter har skett både med lastbil med släp och utan släp. Energiberäkningarna baseras på följande uppgifter:

En tung lastbil med släp (nettolast 35 ton) beräknas ha en dieselförbrukning på 0,6 l/km. En tung lastbil utan släp (nettolast 10 ton) har en dieselförbrukning på 0,33 l/km. Energiinnehållet i diesel är 9,92 kWh/l.

4.5.10 *Kostnader*

Kostnad för ledningsnät med pumpstationer har inte beräknats eftersom detta används i samtliga tre alternativ i denna jämförande studie. Investeringskostnad vid nybyggnad av Hamburgsunds ARV bedöms till 10 400 000 kr. I denna kostnad inkluderas markarbete, byggnad, bassänger, maskin, el och yttre ledningar inom tomtmark.

Kostnader för fällningskemikalier beräknas till 35 000 kr/år.

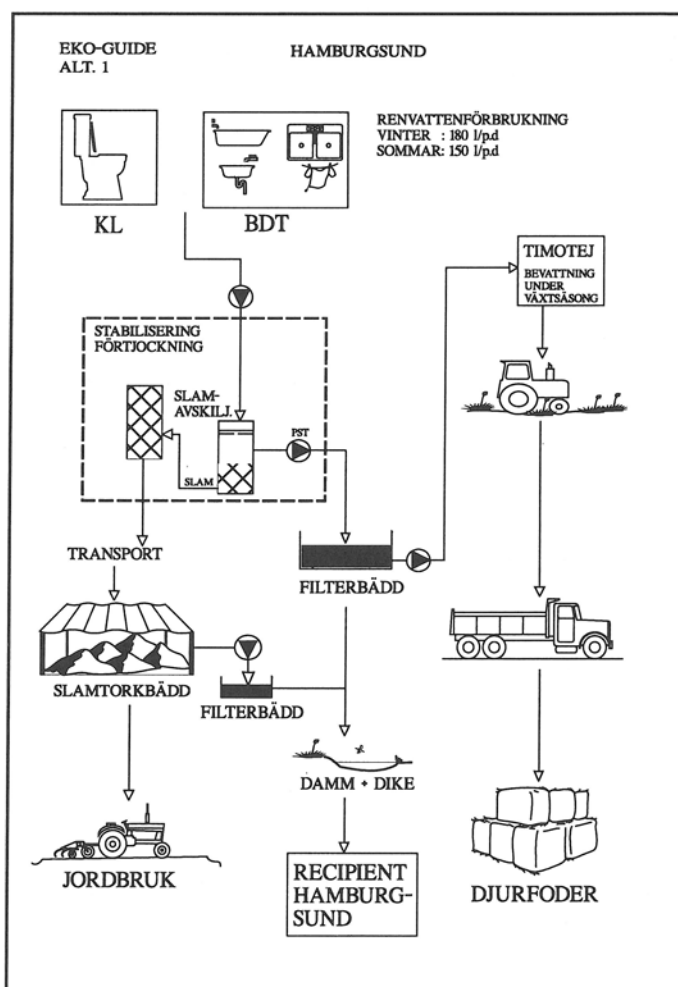
4.6 Alternativ 1

För den första alternativa avloppslösningen är förutsättningen att det befintliga ledningsnätet med pumpstationer skall användas men att ARV ersätts med ett system för lokalt omhändertagande av spillvattnet. Anläggningen skall förbruka så lite energi och kemikalier som möjligt och gynna kretsloppet av näringsämnen.

4.6.1 Systembeskrivning

Den lokala lösningen i alternativ 1 föreslås utgöras av slamavskiljning, öppen filterbädd, serpentindike, grunda dammar och slutligen bevattning under växtsäsongen, se *figur 4.5*.

Det befintliga reningsverket föreslås byggas om till att omfatta endast mekanisk och biologisk behandling, varvid inga fällningskemikalier behövs. Slammet stabiliseras genom luftning, och förtjockas med paddelomrörare i slamstabiliseringsbassängen, varefter slammet lagras i ett slamlager. Slammet transporteras därefter till slamtorkbäddar placerade vid filterbäddarna, se *ritning 1*. Rejektvattnet behandlas i separat filterbädd innan utsläpp sker efter den första dammen. Efter sex månader anses slammet vara hygieniserat och återförs till jordbruket. En av bassängerna byggs om till pumpstation med en relativt stor volym, vilken används för beskickning av de efterföljande filterbäddarna.



Figur 4.5 Principskiss för lokal avloppslösning, alternativ 1.

Efter slamavskiljning och luftning föreslås behandlingen ske i öppna filterbäddar, som kan sägas vara en utveckling av det som normalt betecknas markbädd. Fördelen med öppna filterbäddar är att dessa kan belastas med en större mängd spillvatten per ytenhet vilket minskar ytbehovet till 20-25 % är en konventionell markbäddsyta. Även i förhållande till andra alternativa avloppslösningar tas en förhållandevis liten yta i anspråk. Behandlings-effekterna i öppna filterbäddar, med avseende på reduktion/fastläggning av fosfor, BOD och bakterier är höga året runt, även under den kalla årstiden. Slam och annat lägger sig på filterytan och kan enkelt avlägsnas istället för att sätta igen spridningsrör vilket blir fallet i en markbädd. Ur kretsloppssynpunkt ger öppna filterbäddar möjlighet att återföra fosfor till jordbruket genom att med jämna mellanrum byta ut och tillvarata fosformättad filtersand. Ett stort antal öppna filterbäddar är i drift sedan många år vilket gör att lösningen numer kan betraktas som en beprövad avloppslösning. Filterbädden finns i drift i bland annat Undersåker och Storvallen vid Storlien i Åre kommun (Bäärnhjelm 1993).

En efterföljande behandling av framförallt fosfor och BOD sker i serpentindike och dammar före utsläpp till recipienten som utgörs av en liten vik i Hamburgsund, Rörvikskilen. Ytterligare kvävereduktion bedöms framförallt ske genom denitrifikation i tre grunda dammar, där vegetation efterhand naturligt får etablera sig. I den första av dammarna installeras en pumpstation för bevattning av timotej under växtsäsongen. Timotejen nyttjas lokalt som djurfoder (vilket kan ifrågasättas från smittsynpunkt, se nedan).

Den lokala avloppsanläggningen föreslås placeras ca 1 km söder om samhället, se *ritning 1*. I detta gleset befolkade område finns en relativt stor sammanhängande areal jordbruksmark med en väl definierad avrinning mot Rörvikskilen. Jordarten utgörs framförallt av lera vilket minskar infiltrationen av avloppsvatten och möjliggör en relativt billig läggning av spillvattentryckledning från reningsverket. Området ligger relativt nära samhället vid en större befintlig väg.

4.6.2 Flöden och föroreningsmängder

Jämfört med befintliga förhållanden sker ingen förändring av flöden eller producerade föroreningsmängder:

Fosfor	1060 kg
Kväve	5800 kg
BOD	23800 kg

4.6.3 Spillvattenbehandling

Efter slamavskiljning pumpas spillvattnet via en pumpstation i reningsverket till filterbäddarna. Pumparna har en kapacitet av 30 l/s och pumpar vattnet i en 800 meter lång tryckledning PE Ø200.

Filterbäddarna är uppbyggda av väldefinierad sand och har en total yta av 2400 m² uppdelad i 8 separata ytor vilka beskickas intermittent. Den intermittenta driften utförs med hjälp av motorventiler som regleras via en styrcentral.

Fosforreduktionen i ett sandfilter sker till stor del genom adsorption till sandpartiklar. Efterhand som filtret mätts med fosfor avtar reduktionen. För att upprätthålla en hög

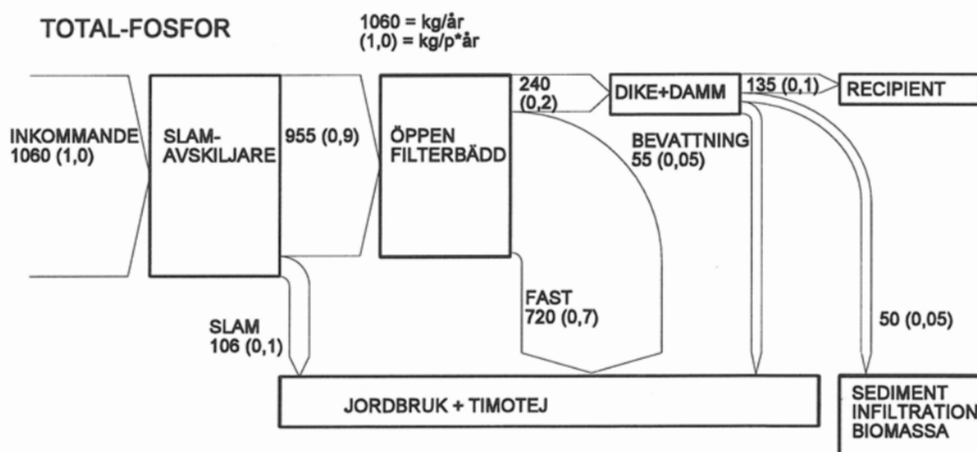
fosforreduktion under lång tid kan övre delen av sandfiltret ersättas, uppskattningsvis vart 5:e år och den fosforrika sanden användas för näringtillskott i jordbruket.

Via självfall rinner det reade spillvattnet för efterföljande behandling i ett 400 meter långt serpentindike med litet fall. Vattendjupet i diket är ca 0,5 meter och slänterna har lutningen 1:3. Troligen sker endast en marginell kvävereduktion i diket medan reduktionen av fosfor och BOD kan vara betydande (muntlig information från Vetlanda kommun). Reduktion av fosfor sker framförallt genom inlagring i sedimenten i diket men även i dammarna. De tre dammarna har en total yta på 7500 m² vilket innebär en teoretisk uppehållstid på ca 2 veckor. Även dammarna utförs grunda för att möjliggöra en naturlig etablering av vegetation. Efter några år har dammarna förvandlats till små våtmarker.

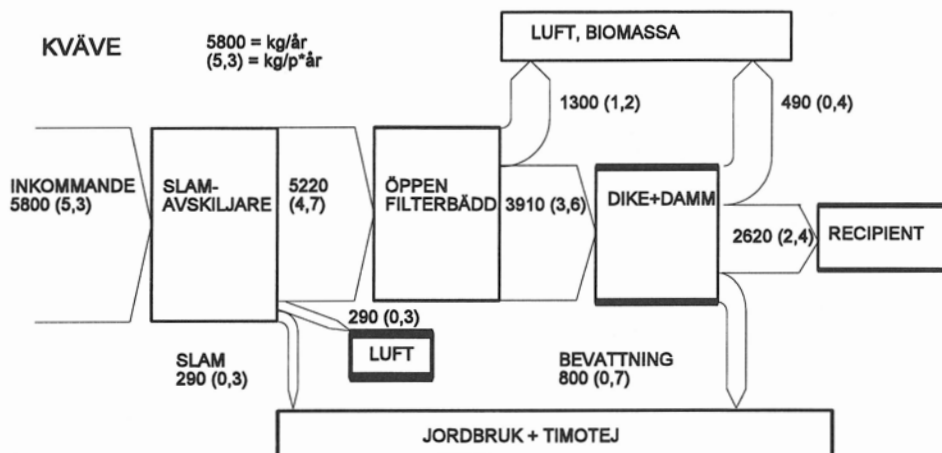
Under växtsäsongen sker bevattning av timotej för att producera djurfoder för lokal användning. Ur hygienisk synpunkt kan det vara tveksamt att bevattna grödor för användning som djurfoder. Uppgifter gör gällande att ett endast slamavskilt vatten som inte lagrats under lång tid är olämpligt för ändamålet. Andra uppgifter säger att de flesta organismer avdödas av solens UV-ljus inom en treveckorsperiod. Uppgifterna går således isär, vilket visar ett behov av att ytterligare belysa frågan.

Bakterie- och virusantalet är mycket högt i ett slamavskilt vatten. Bakteriereduktionen är mycket hög i en öppen filterbädd (normalt minst 99 %). Vatten till bevattning tas därför efter filterbäddarna ur den första dammen trots att detta innehåller en mindre mängd näringsämnen. Bevattningsytan uppgår till ca 5 ha och bevattnas med 5 mm/d under juni, juli, augusti och med 3 mm/d under maj och september. Bevattningspumpen styrs av bevattningsbehovet genom att nederbörden mäts. Enligt uppgifter från jordbrukverket kan 8-10 ton/år skördas per hektar.

Fosfor-kväve balansen redovisas i figur 4.6 och 4.7.



Figur 4.6 Fosforbalans.



Figur 4.7 Kvävebalans.

Behandlingseffekterna i slamavskiljare och öppna filterbäddar är väl kända. I ovanstående balansräkningar används uppgifter från Naturvårdsverket (1991) och opublicerat material från VBB VIAK. En bedömning av behandlingseffekten av fosfor i dike och dammar görs med stöd av resultat från bland andra Vetlanda kommun och Tidaholms kommun. En sammanfattning av bedömda behandlingseffekter i de olika behandlingstegen ges i *tabell 4.3*:

Tabell 4.3 Bedömda behandlingsresultat

	Slamavskiljare	Filterbädd	Damm+dike	
			mörk årstid	sommar
Fosfor	10 %	75 %	25 %	50 %
Kväve	10 %	25 %	10 %	40 %
BOD	10 %	90 %	10 %	20 %

Fosforreduktionen är störst i filterbäddens övre del (Bäärnhielm, 1993; Nilsson och Englov, 1979). För att upprätthålla en hög fosforreduktion under lång tid krävs att de övre decimetrarna filtersand ersätts med jämna mellanrum, troligen i storleksordning vart 5:e år.

Av hygieniska skäl inhägnas i stort sett hela avloppsanläggningen, även timotejodlingen, med ett 1,5 km långt viltstängsel.

Den föreslagna avloppslösningen upptar en total yta av 3,5 ha. Ytan har framräknats genom att lägga en skyddszon på 10 meter kring filterbäddar, torkbäddar, dike och dammar. Timotejodlingen räknas som odlingsyta för återföring av näringsämnen.

För skötsel av ledningsnät, pumpstationer, filterbäddar och slambehandling bedöms arbetstiden vara 1,5 dagar/vecka. I denna tid inräknas inte slamtransporter.

4.6.4 Utsläpp till recipient

Från avloppsanläggningen kommer utsläpp att ske till Rörvikskilen, en vik i Hamburgsund. Vi bedömer, att utsläppen till recipient med den föreslagna avloppsanläggningen under 1993 skulle ha blivit:

Fosfor	135 kg
Kväve	2620 kg
BOD	1560 kg

4.6.5 Slambehandling

Slambehandling föreslås ske genom att det befintliga ARV byggs om till slamavskiljning med efterföljande slamstabilisering genom luftning under 10 dygn. Luftningen syftar främst till att minska lukt från slammet och för att reducera transportbehovet. Slammförtjockning sker med paddelomrörare i stabiliseringsbassängen, vilket ökar TS halten från 2 % till 4 %. Slamvolymerna minskar då till 500 m³. Slammet lagras därefter i ett slamlager med en volym på ca 30 m³, och transporteras därefter med slambil till två 500 m² slamtorkbäddar med tak som placerats invid filterbäddarna, se *ritning 1*. För att inte belasta vattnet för bevattning med ytterligare bakterier och virus, behandlas rejektvattnet separat i en liten filterbädd varifrån utsläpp sker efter den första dammen. Efter sex månaders lagring kan avsättning av slammet ske på jordbruksmark inom en radie av 10 km.

4.6.6 Återföring av näringsämnen

Återföring av näringsämnen sker genom användning av slammet från slamtorkbädden, den fosforanrikade filtersanden och genom bevattning under växtsäsongen. Kväveinnehållet i slammet bedöms dock reduceras med 50 % (information från jordbruksverket). En stor fosforkälla är den fosforrika filtersand som ersätts med jämna mellanrum, vilket borde kunna nyttjas inom jordbruket som en fosforkälla. En stor del av metallerna i ett spillvatten är partikulärt bundna vid normalt pH och stannar till stor del i slammet. En fråga är naturligtvis hur mycket av metallerna i vattenfasen som i hamnar i slammet och hur mycket som går vidare till filtersanden och eventuellt fastläggs där. Ökade kunskaperna härom borde inhämtas.

Även om slammets innehåll av metaller ligger under rådande gränsvärden, har det visat sig svårt att nyttja slammets mullbildande egenskaper och dess innehåll av näringsämnen inom jordbruket. För att kunna jämföra med övriga alternativ redovisas återföring av näringsämnen med och utan återföring av slam. Erforderligt arealbehov för återföring till jordbruket anges i de båda fallen (Jordbruksverket, 1993). I arealerna har ytan för timotejodling medräknats (5 ha).

	Med slam	Utan slam
Fosfor	880 kg (83 %)	775 kg (73 %)
Kväve	1090 kg (19 %)	800 kg (14 %)
Areal	38 ha	35 ha

4.6.7 *Energianvändning*

Den energi som används i den föreslagna avloppsanläggningen utgörs av elenergi för luftning i ARV och till pumpstationer samt dieselförbrukning vid slamtransporter.

Den totala elförbrukning för 1993 beräknas till 59 900 kWh eller 54 kWh/pe,år enligt följande:

Avser	Energianvändning (kWh/år)
Pumpstationer på ledningsnätet	26 400
Luftning av slam	18 000
Pumpstation för beskickning	13 000
Pumpar för bevattning och beskickning av filterbädd efter slamtork	2 500
Totalt	59 900 kWh

Energianvändning vid transporter av slam beräknas till 2140 kWh eller 2 kWh/pe,år baserat på transportsträckor enl *avsnitt 4.6.8*.

Alternativ 1 innebär således en total energianvändning av 62 040 kWh eller 56 kWh/pe,år.

4.6.8 *Transporter*

För 1993 bedöms 500 m³ slam ha behövts transporteras mellan ARV och slamtorkbädden vid 20 tillfällen. För transportererna används slambil med släp. För transport av hygieniserat slam till åkrarna används bil med släp vid 7 tillfällen med avsättning inom en radie på 10 km.

Vart femte år beräknas en del av filtersanden behöva bytas. Sanden kan hämtas i ett grustag ca 2,5 km från filterbäddarna. Utslaget per år innebär detta en körsträcka på 1800 km för att tillföra ny sand.

Totalt beräknas alternativ 1 medföra ett transportbehov på 1980 km/år.

4.6.9 *Kostnader*

Kostnadsberäkningen omfattar kostnader för tryckledningar, filterbäddar, torkbäddar med tak, pumpstationer, dike, dammar och bevattningsanläggning. Vad gäller ARV har inte ombyggnaden kostnadsberäknats. Vid utförande av denna typ av anläggningar finns oftast inte något befintligt reningsverk. I stället anges kostnaden för nyproduktion av slamavskilja-

re och efterföljande pumpstation för beskickning av filterbädden, samt merkostnaden för installation av stabiliseringsbassäng med maskiner. Kostnaderna fördelar sig enligt följande:

Kostnad avseende	Bedömd kostnad (kkkr)
Slamavskiljare	
Stabiliseringsbassäng med maskiner	
Pumpstation för beskickning	1935
Tryckledning till filterbädd	250
Filterbädd	
Ventiler, överbyggnad	2170
Slamtorkbädd med tak	
Filterbädd för vattenfasen	
Pumpstation för beskickning	840
Dammar, dike	500
Pumpstation för bevattning	
Tryckledning till bevattningsytan	
Bevattningssystem	660
Stängsel	90
Totalt	6445



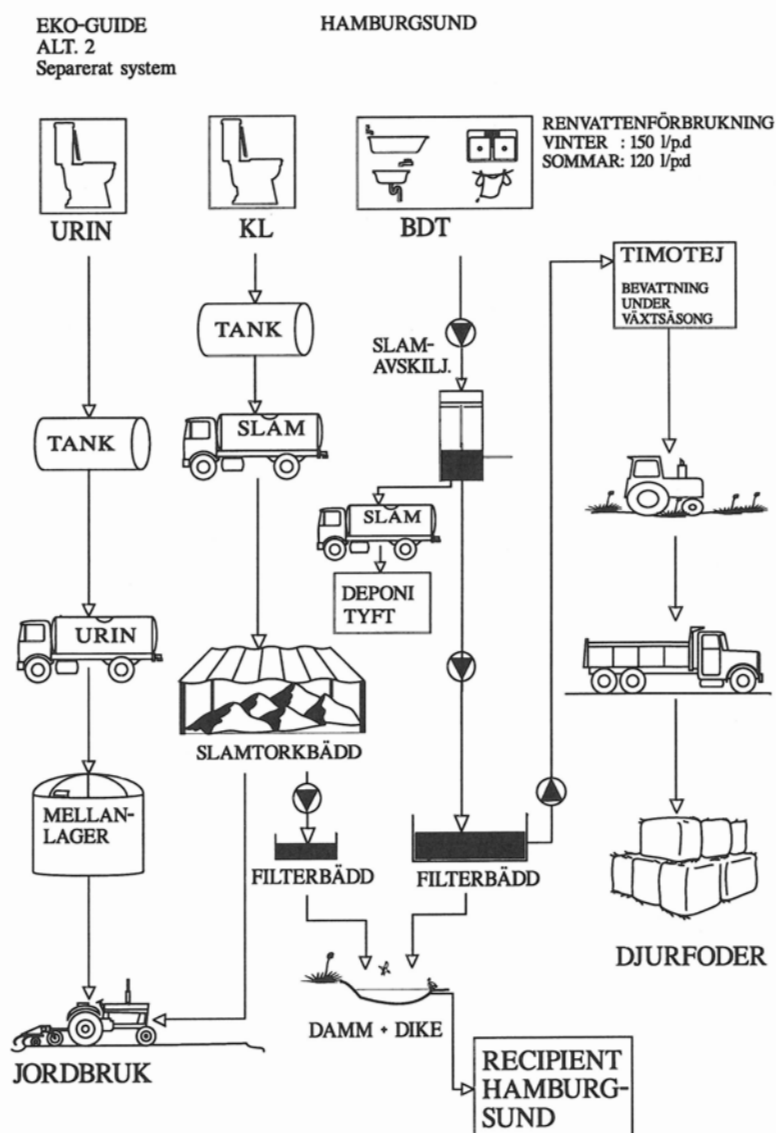
Ritning 1. Översikt lokal avloppslösning.

4.7 Alternativ 2

Förutsättningarna för alternativ 2 är att det skall vara ett avloppssystem med separering av fekalier, urin och BDT-vatten vid källan. Vidare skall systemet vara energisnålt och gynna det lokala kretsloppet.

4.7.1 Systembeskrivning

I ett sammansatt spillvatten är det i första hand fekalerna som tillför bakterier och virus. Men även BDT-vatten har visat sig innehålla betydande mängder bakterier. Det är möjligt att sjukdomar som MS och ungdomsdiabetes kan spridas i ett spillvatten (Wolgast, 1992). Av denna anledning är det fördelaktigt att separera fekalier redan vid källan. Ur kretslopps-synpunkt är det en fördel att separera urinen som innehåller den helt övervägande andelen kväve. En principskiss av separationsalternativet visas i *figur 4.8*.



Figur 4.8 Principskiss för lokal avloppslösning, alternativ 2.

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 kryppgrund, enfamiljshus utan källare och flerfamiljshus.

Den övervägande delen näringsämnen, främst kväve, i ett spillvatten återfinns i urinfraktionen. Näringsämnena är lättillgängliga och kan användas som en välbalanserad växtnäring (Jönsson, 1994). Urinen kan betraktas som i det närmaste steril. Uppsamlingstankarna kan utformas så att en viss avdödning sker med hjälp av de hushållskemikalier som används vid toalettrensning (Wolgast, 1992). Urinseparering sker enklast genom att använda separationstoletter och innebär ingen merarbete för brukaren annat än att den manliga delen av befolkningen måste utträtta sina behov sittande. För spolning av urin åtgår 0,1-0,2 liter per spolning mot normalt 6 liter. Problem med lukt från urintankar har inte rapporterats (Svensson, 1993).

Urinseparering sker på samma sätt i de olika hustyperna. Urinen leds från separationstoletter via klena ledningar till uppsamlingstankar i källaren eller nedgrävda utanför huset. För att undvika ammoniakavgång bör urinen förvaras svalt. Urintankarna töms två gånger per år av en lokal entreprenör som transporterar urinen till mellanlagring innan det tillförs jordbruket. Tankar för användning vid enfamiljshus bör rymma 2 m³. Volymen på tankarna vid flerfamiljshusen varierar men behöver i de flesta fall rymma 27 m³.

Vid separering av fekalierna måste olika system användas beroende på hustyp. För hus med källare eller kryppgrund föreslås användning av någon typ av multrum som installeras under toaletten. Något spolvatten behövs alltså inte eftersom fekalierna faller ned i kärnen. Kärnen byts efterhand som de blir fulla, och ställs åt sidan för efterkompostering/indunstning.

En blandning av fekalierna och toalettpapper innehåller så mycket energi att vatteninnehållet kan dunsta utan tillskott av energi. Ingår även urin i blandningen måste energi i form av värme eller organiskt material tillsättas. Att minimera urintillskottet ger även ett bättre kol/kväve förhållande, vilket är gynnsamt för komposteringsprocessen.

För att inte lukt skall spridas i huset, skapas ett undertryck i multrumsmodulen genom en fläkt som suger ned luft genom toalettstolen. Systemet innebär ett merarbete av brukaren som måste byta indunstningsmoduler med jämna mellanrum. Problem med flugor har rapporterats (Svensson, 1993). Av denna anledning är det en fördel att byta indunstningsmodul relativt tätt, vilket även kan vara en fördel vid byte av kärn då vikten reduceras. 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, se *ritning 2*.

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. Denna lösning innebär en "kortslutning" av bakterier till BDT-nätet. För att undvika detta kan avdödning av bakterier ske på flera sätt, t ex genom att höja pH-värdet eller genom belysning med UV-ljus. Effekten av UV-ljus bedöms som tveksam eftersom vattnet innehåller mycket material i suspension. En pH-höjning innebär ett ökat behov av kemikalier och skötsel.

Det finns andra system som bygger på mer eller mindre beprövade koncept. Vi bedömer dock att det är viktigt att separerande system måste vara brukarvänliga utan större krav på merarbete för att fungera i ett samhälle. Detta kan möjligen komma att ändras om några år, i takt med att separerande system utvecklas och kunskaperna ökas. I alternativ 2 föreslår vi att vattenfasen leds till BDT-nätet.

När det gäller flerfamiljshus föreslår vi att fekaliehanteringen sker genom att installera vacuumsystem i husen. Systemet är väl beprövat på båtar och flygplan sedan många år. För närvarande finns inte något vacuumbaserat separationssystem, men eftersom komponenterna finns utgår vi från att ett sådant system enkelt kan konstrueras. Fördelen är att det endast krävs en tunn vacuumledning som kan läggas tillsammans med urinledningen vid ombyggnation av husen. Vid nybyggnation kan andra lösningar komma i fråga. Fekalierna förs genom evakueringspumpar från vacuumtanken till uppsamlingstankar som placerats utanför huset. Tömning sker med slambil två gånger per år som transporterar slammet till slamtorkbäddarna.

För omhändertagande av BDT-vattnet nyttjas det befintliga ledningsnätet med pumpstationer för samtliga hustyper. Bakteriehalterna för E-coli, termotoleranta koliformer och fekala streptokocker i BDT-vatten är höga (Scandiakonsult, 1994). Organismer kan även spridas med animal avföring. Det är därför viktigt att på ett betryggande sätt behandla BDT-vattnet före utsläpp till recipient.

4.7.2 *Flöden och föroreningsmängder*

Med urinseparerande toaletter minskar vattenförbrukningen med i storleksordningen 30 l/pd, vilket motsvarar en minskning av dricksvattenförbrukningen med 22 %, eller ca 7% av den totala spillvattenmängden.

Det finns ett flertal uppgifter om hur stor del av kväve och fosfor som finns i de olika fraktionerna. I nedanstående sammanställning anges vanligen förekommande procentuella fördelningar av kväve och fosfor i de olika fraktionerna. Fördelningen av BOD enligt Riley and Warren (1980):

	Fekalier	Urin	BDT
Kväve	2 %	88 %	10 %
Fosfor	20 %	30 %	50 %
BOD	41 %	17 %	42 %

Kväveinnehållet i urin är ca 10 g/pd samt i svett och fekalier ca 2 g/pd, totalt 12 g/pd. Fosfortaget är ungefär 1,5 g/pd (Becker och Wulf, 1989). Vid en separering i Hamburgsund med dess skilda specifika föroreningsmängd under låg- och högsäsong kan den procentuella fördelningen av näringsämnen i de olika fraktionerna istället anges till:

Högsäsong	Fekalier	Urin	BDT
Kväve	2 %	83 %	15 %
Fosfor	21 %	42 %	37 %

Lågsäsong	Fekalier	Urin	BDT
Kväve	2 %	63 %	35 %
Fosfor	18 %	35 %	47 %

4.7.3 Spillvattenbehandling

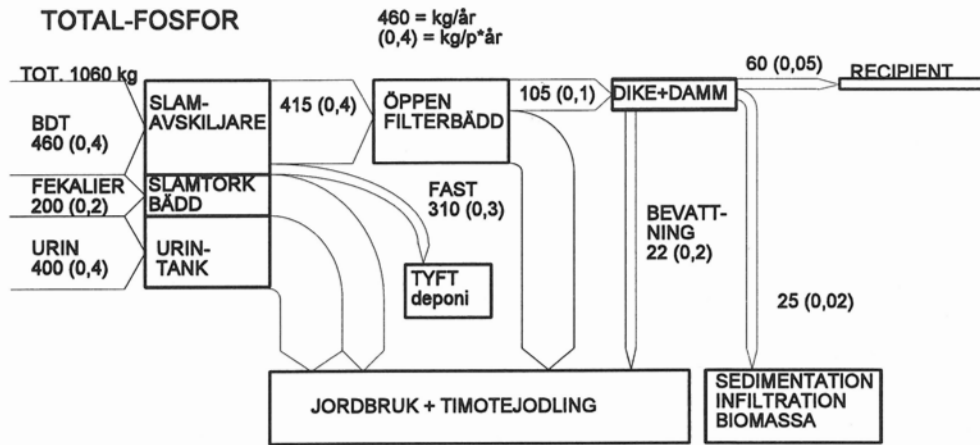
I Hamburgsund produceras 950 m³ urin och spolvatten per år. Urinfraktionen separeras via separationstoiletter och uppsamlas i tankar vid fastigheten. Tankarna töms 2 ggr per år och transporteras med bil till mellanlager innan urinen används som växtnäring inom jordbruket.

Fekaliefractionen komposteras/indunstas i fastigheter med källare eller krypgrund. I hus utan källardel spolvas fekalierna till en intilliggande trekammarbrunn och vattenfasen leds till BDT-nätet.

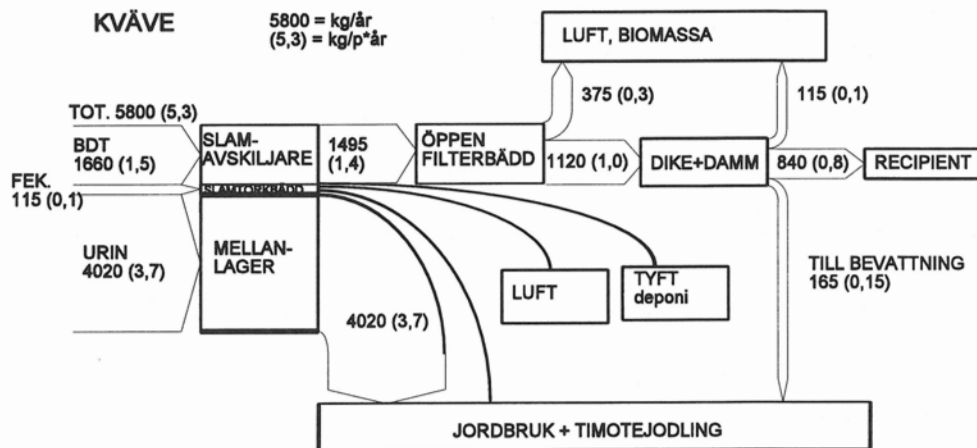
För transport av BDT-vattnet nyttjas det befintliga ledningsnätet med pumstationer. Även i detta alternativ byggs det befintliga reningsverket om till slamavskiljare och pumpstation för beskickning av efterföljande öppna filterbäddar. Någon luftning av slammet utförs inte. Det finns risk att BDT-slammet innehåller en viss mängd hushållskemikalier samtidigt som näringsinnehållet är relativt litet, vilket gör att värdet bedöms vara förhållandevis litet. Den efterföljande behandlingen av spillvattnet utförs som i alternativ 1, i öppna filterbäddar, dike, dammar och bevattning. För att organismerna i filterbädden skall trivas och kunna utföra sina uppgifter, krävs att det inkommande spillvattnet är näringsmässigt balanserat. Förhållandet P:N:BOD bör erfarenhetsmässigt vara 1:5:100. Eftersom urinfraktionen separeras vid källan, kommer BDT-vattnet att ha ett underskott av kväve. För att behandlingen skall bli som förväntat, krävs att kväve tillsätts BDT-vattnet innan det påförs bäddarna. De separerande toiletterna minskar vattenförbrukningen något, men detta påverkar behandlingsytorna endast marginellt.

Halten bakterier och virus i det renade spillvattnet efter filterbäddarna är mindre än i alternativ 1, eftersom fekalierna separerats redan vid källan. Eftersom BDT-vattnet trots detta innehåller bakterier och virus, föreslås att hela avloppsanläggningen inhägnas med ett enkelt stängsel. Även timotejodlingen inhägnas, vilket innebär ett stängsel med en total längd av 1,5 km. Bevattningsvattnet för timotejodlingen bör ur hygienisk synpunkt vara ett renare vatten än i alternativ 1.

Fosfor- och kvävebalanserna visas i *figur 4.9 och 4.10*.



Figur 4.9 Fosforbalans.



Figur 4.10 Kvävebalans.

Den föreslagna avloppslösningen upptar en total yta av 3,5 ha. Ytan inkluderar en skyddszon på 10 meter kring bäddar, dike och dammar. Timotejodlingen räknas som odlingsyta för återföring av näringsämnen.

För skötsel av ledningsnät, pumpstationer, filterbäddar och slambehandling bedöms arbetstiden vara 1,5 dagar/vecka, exklusive tid för transporter.

4.7.4 Utsläpp till recipient

Från avloppsanläggningen sker utsläpp till Rörvikskilen, en vik i Hamburgsund. Med den föreslagna avloppsanläggningen bedöms storleken på utsläpp till recipient under 1993 ha varit:

Fosfor 60 kg
Kväve 840 kg
BOD 640 kg

Bräddningar från ARV och pumstationer innebär ett mindre utsläpp till recipient än i övriga alternativ, eftersom det endast är BDT-vattnet som behandlas i ARV.

4.7.5 Slambehandling

Fekalihanteringen beräknas ge upphov till 600 m³ slam. Tömning av uppsamlingstankar sker med slambil två gånger per år och transporteras till slamtorkbäddarna som placerats vid filterbäddarna. Efter kompostering under 6 månader kan slammet anses hygiensiserat. Ett förhållandevis rent fekalieslam borde vara möjligt att få avsättning för inom jordbruket.

BDT-vattnet förväntas ge upphov till 280 m³ slam. Risken att slammet innehåller hushållskemikalier får anses vara stor och dess näringsinnehåll relativt litet. BDT slammets värde bedöms därför vara litet, och transporteras till Tyft deponi.

4.7.6 Återföring av näringsämnen

Återföring av näringsämnen kan ske genom användning av fekalieslammet, den fosformättade filtersanden och bevattning under växtsäsongen. Kväveinnehållet i slammet bedöms efter hygienisering i slamtorkbäddarna vara reducerat med 50 % (information från jordbruksverket).

För att kunna jämföra återföringsgraden i de olika alternativen redovisas återförd mängd näringsämnen med och utan återföring av fekalieslam. Erforderligt arealbehov för återföring till jordbruksmark anges i de båda fallen (Jordbruksverket, 1993). I arealen medräknas timotejodlingen (5 ha).

	Med slam	Utan slam
Fosfor	930 kg (88 %)	730 kg (69 %)
Kväve	4240 kg (73 %)	4180 kg (72 %)
Areal	43 ha	33 ha

4.7.7 *Energianvändning*

I alternativ 2 beräknas totalt 98900 kWh eller 90 kWh/pe,år elenergi förbrukas. Energin åtgår för drift av pumpstationer för beskickning och bevattning, vacuumpumpar i flerfamiljshus och fläktar i multrum enligt följande.

Avser	Energianvändning (kWh/år)
Pumpstationer på ledningsnätet	24 800
Pumpstation för beskickning	13 000
Pumpar för bevattning och beskickning av filterbädd efter slamtork	2 500
Vacuumpumpar	46 000
Multrumsfläktar	12 600
Totalt	98 900 kWh

Energianvändning vid transporter beräknas till 10800 kWh eller 10 kWh/pe,år. Beräkningen baseras på de transporter som redovisas i *avsnitt 4.7.8*.

Alternativ 2 innebär således en total energianvändning av 109 700 kWh eller 100 kWh/pe,år.

4.7.8 *Transporter*

Tömning av urintankar skall ske två gånger per år, vilket innebär 95 transporter för hämtning och transport till mellanlager som förutsätts finnas inom en radie på 10 km.

Fekalietankarna töms två gånger per år, vilket innebär 60 transporter inom Hamburgsund och vidare till slamtorkbäddarna. Två gånger per år transporteras den hygieniserade slammet till jordbruksmarker inom en radie av 10 km.

Filtersanden bedöms behöva bytas var 10:e år, eftersom fosforbelastningen är lägre jämfört med alternativ 1.

Transport av slam och filtersand kommer att ske med lastbil med släp i första hand.

Totalt beräknas alternativ 2 medföra ett transportbehov på 3900 km/år.

4.7.9 *Kostnader*

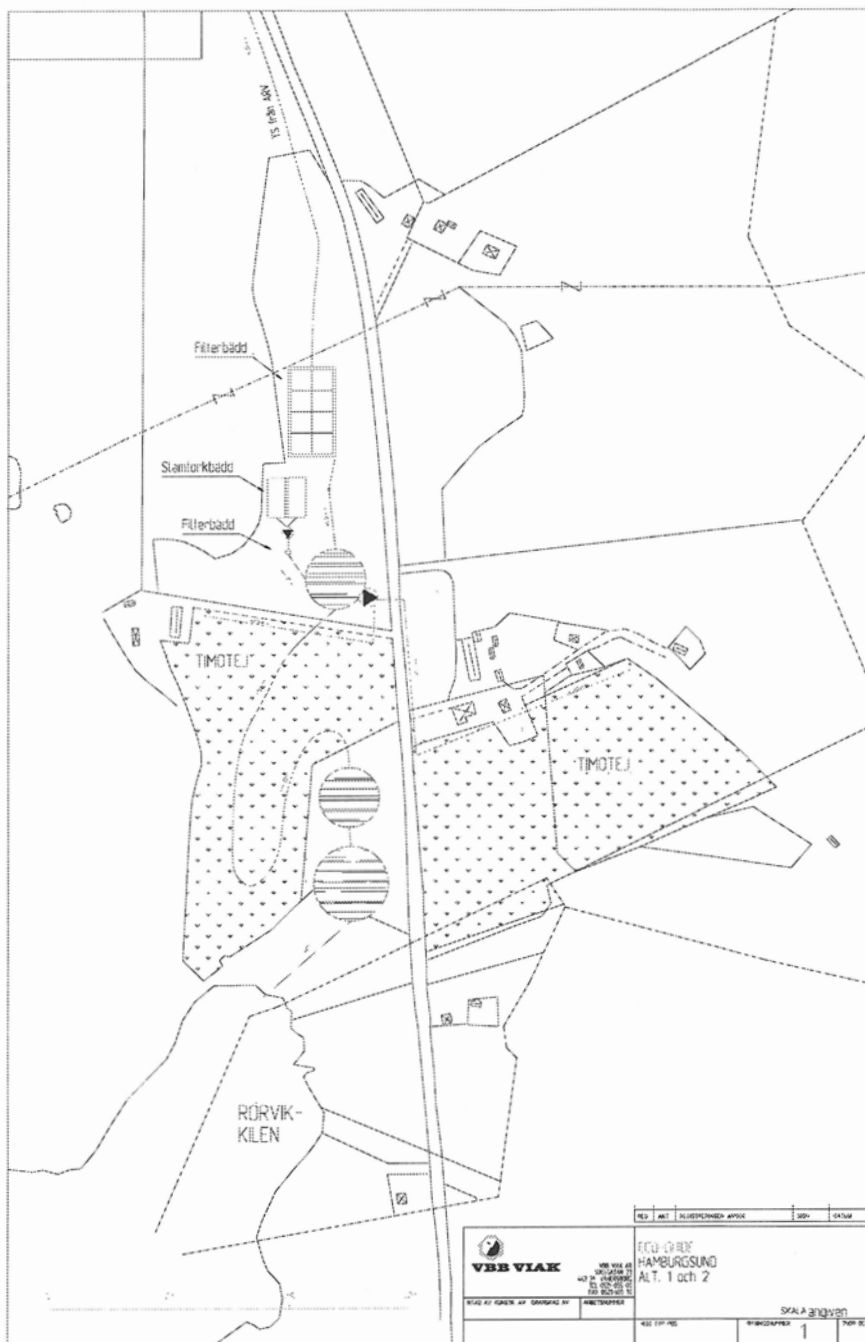
Vid beräkning av kostnader för installation av separerande system i flerfamiljshus, förutsätts att detta görs i samband med större renoveringsarbeten. Även i andra hustyper kommer installation troligen att göras i samband med renovering, även om kostnaderna inte reduceras lika mycket i detta fall.

Beräkning av kostnader för urintankar har utgått från att varje fastighet förses med en uppsamlande tank. Vid en verklig utbyggnad kommer troligen flera fastigheter istället att dela en större tank. Detta fordrar istället ledningar mellan hus och tank.

Vid utförande av denna typ av anläggning finns oftast inte något befintligt ARV. Eftersom kostnadsberäkningen avses att kunna användas någorlunda generellt, har inte kostnaden för ombyggnation av befintligt ARV beräknats, utan istället för nyproduktion av slamavskiljare och pumpstation. Kostnadsberäkningen omfattar kostnader för installation av separerande system i samtliga hustyper, slamavskiljare, pumpstation, tryckledning, filterbäddar, slamtorkbäddar med tak, dammar, dike och bevattningsanläggning enligt följande:

Antalet hus av olika typer har uppskattats genom okulärbesiktning.

Kostnad avseende	Bedömd kostnad (kkkr)
Slamavskiljare	
Pumpstation för beskickning	1160
Tryckledning till filterbädd	500
Filterbädd	
Ventiler, överbyggnad	2170
Slamtorkbäddar med tak	
Filterbädd för vattenfasen	
Pumpstation för beskickning	840
Dammar, dike	500
Pumpstation för bevattning	
Tryckledning till bevattningsytan	
Bevattningssystem	660
Stängsel	90
Flerfamiljhus, 7 st	
Installation separationssystem inkl. vacuum, toaletter, tankar	4420
Enfamiljshus med källare, 90 st	2080
Enfamiljshus utan källare, 100 st	3240
Totalt	15 660



Ritning 2. Översikt lokal avloppslösning.

5. ALTERNATIVA AVLOPPSSYSTEM I BERGSJÖN, GÖTEBORGS KOMMUN

5.1 Inledning

Inom projekt ECO-GUIDE studeras tre olika avloppssystem för stadsdelen Bergsjön. Nedan följer en beskrivning av de alternativa avloppsplaner som tagits fram.

De alternativ som tagits fram, ALTERNATIV 1 och ALTERNATIV 2, kommer att jämföras med det befintliga avloppshanteringssystemet ALTERNATIV 0. Alternativen innebär följande

- Alternativ 0: Nuvarande avloppssystem med konventionellt ledningsnät och reningsverk beskrivs.
- Alternativ 1: Nuvarande ledningssystem bibehålls men ett lokalt naturnära omhändertagande av spillvattnet förutsätts.
- Alternativ 2: Ett källseparerat alternativ införs deet vill säga fekalier, urin och BDT-vatten separeras inom fastigheten. Behandling av de olika fraktionerna skall ske lokalt och på ett naturnära sätt.

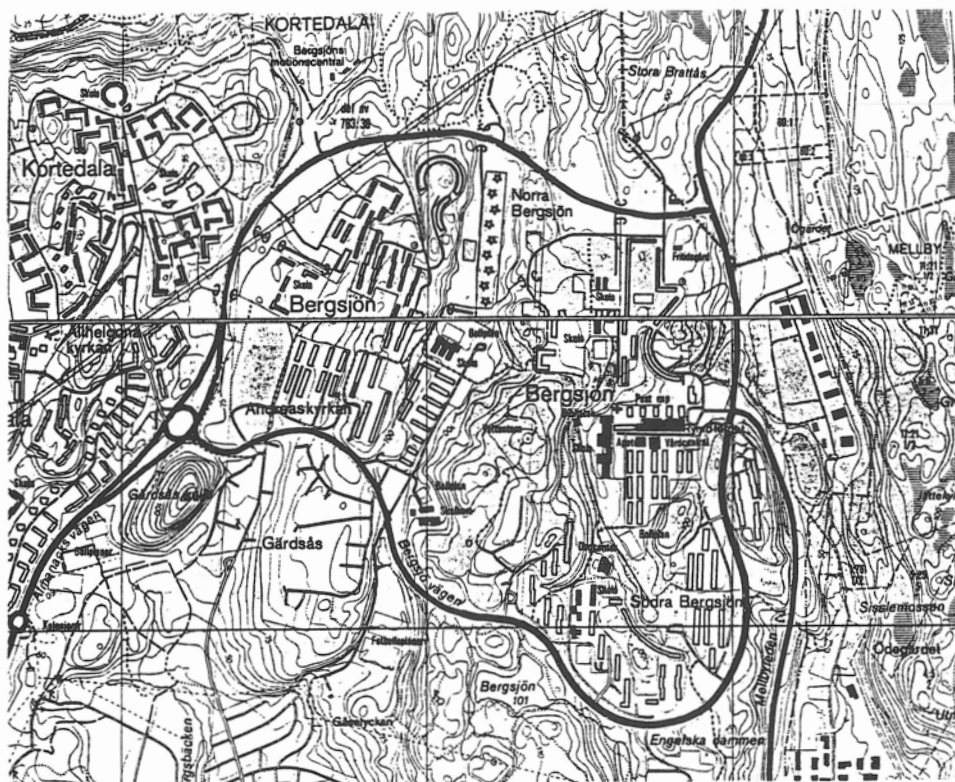
För de alternativa systemen gäller att de skall uppfylla eller försöka uppfylla fem baskrav. Dessutom skall förslagen vara realistiska och möjliga att genomföra. De fem baskraven är:

- A. Bästa möjliga hygien
- B. Bästa möjliga miljöskydd, i första hand vad gäller utsläpp till yt- och grundvatten.
- C. Bästa möjliga kretslopp av näringsämnen och vatten.
- D. Bästa möjliga ekonomi, det vill säga hushållning med resurser såsom pengar, energi, transporter, markyta, kemikalier, arbetstid och fritid, etc
- E. Brukarvänligt system

Nedan följer en introduktion av området och en beskrivning av förutsättningarna vad gäller bebyggelse, geohydrologi och så vidare. Därefter följer en beskrivning av de olika alternativen.

Det är inte aktuellt idag att införa något alternativt avloppssystem i hela Bergsjön. Det finns dock planer på att etablera någon typ av våtmark vid Gärds mossen i västra Bergsjön. Stadsdelen Bergsjön i Göteborgs kommun är belägen cirka 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 cirka 4 km², se karta *figur 5.1*



Figur 5.1 Översikt Bergsjön

Bergsjön har som mest haft cirka 14 000 invånare men för närvarande bor cirka 12 600 personer i området. Antalet hushåll uppgår till cirka 6 400 varav 5 400 hushåll (lägenheter) finns i flerfamiljshus och 730 i småhus. Befolkningen består till nästan 30 % av invandrare. Antalet personer som vistas i stadsdelen dagtid är cirka 9 500.

Inom stadsdelen finns inga större industrier. Det finns dock ett industriområde, Ödegärde, med kontor och ett antal småindustrier. Två större affärscentra finns, Komettorget och Rymdtorget.

5.2 Geohydrologiska förhållanden

Nivåskillnaden inom området är cirka 80 m, där högsta punkten ligger + 140 meter över havet, mitt i stadsdelen, och lägsta + 60 meter över havet vid Ödegärdet.

Terrängen är mycket kuperad med bergplintar orienterade i nord-sydlig riktning och mellanliggande dalar med morän. Det är i dessa dalgångar som bebyggelsen har etablerats. Stadsdelen begränsas i väster av en mosse, Gärdåsmossen, och i öster, Ödegärdet, av en lerfylld dalgång som sträcker sig söderut ner mot Säveåns dalgång. I vissa stråk inom Bergsjön kan svallsand påträffas längs bergsidorna framförallt i västra delen av området. I vissa dalgångar har stora utfyllnader gjorts i samband med utbyggnaden av området.

5.3 Recipientförhållanden

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 Kvibergsbäcken till Säveån. En mindre delmängd av ytvattnet avrinner norrut via småbäckar till Lärjeån. Se *figur 5.2*.

Kvibergsbäcken omfattar ett avrinningsområde på 5,1 km² och har ett årsmedelflöde på 25 l/s (Göteborgs VA-verk 1993). Bäckens lopp sträcker sig från Gärdsåsområdet i västra Bergsjön till Säveån i söder. Dagvattnet från västra Bergsjön avleds till Kvibergsbäcken. Från ett äldre villaområde i Utby, som gränsar till Bergsjön i sydväst, med kombinerat dag- och spillvattensystem sker bräddning till bäcken vid kraftiga regn. Bäcken är klassad som en känslig recipient (Göteborgs VA-verk 1993). Den årligen tillförda mängden BOD, fosfor och kväve från bräddning av spill- och dagvatten visas i *tabell 5.1*.

Tabell 5.1 Årliga föroreningsmängder till lokala recipienter

Parameter	Tillförd mängd till Kvibergsbäcken	Tillförd mängd till Mellbybäcken
	kg per år	kg per år
Total-fosfor	60	90
Total-kväve	400	600
BOD-7	3 000	5 000

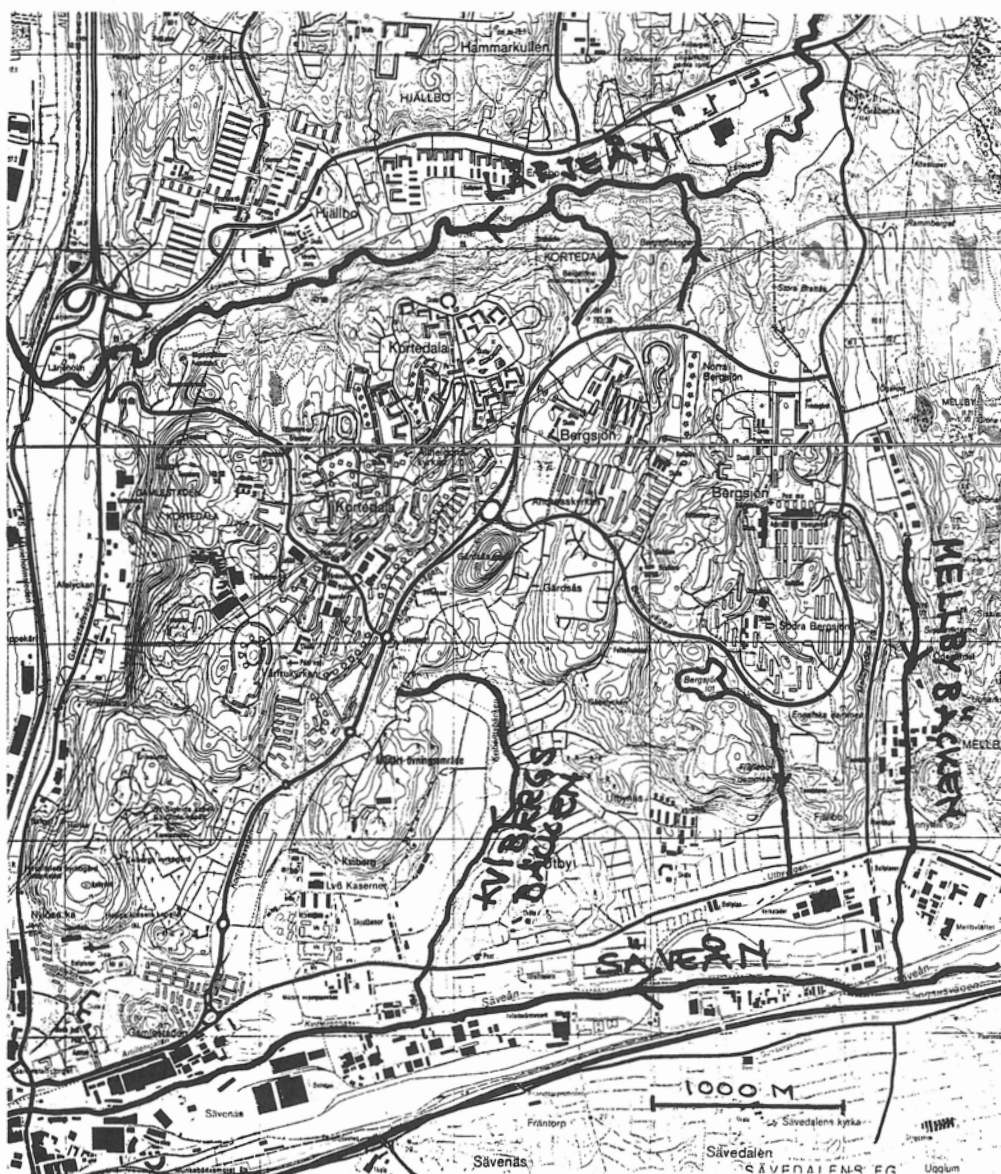
Mellbybäckens avrinningsområde omfattar 3,6 km² och har ett årsmedelflöde på ungefär 35 l/s (Göteborgs Va-verk 1993). Mellbybäcken sträcker sig från norra delen av Ödegärdet, öster om Bergsjön, till Säveån i söder. Bräddning av avloppsvatten kan ske till recipienten om avloppspumpstationen i Ödegärdet är ur funktion.

Sjön Bergsjön ligger söder om bebyggelsen och är en uppskattad badsjö. Sjön har sitt utlopp söderut via Fjällbodammen (Franska dammen) till Säveån.

Säveån är en av de större biflödena till Göta Älv inom Göteborg. Den har sitt utlopp vid Marieholm strax norr om Göteborgs centrum. Årsmedelvattenföringen under 1981-1991 uppgick till 22 m³/s och den lägsta uppmätta vattenföringen under perioden uppgick till 1,6 m³/s (Göta Älvs Vattenvårdförbund 1990).

Lärjeån har ett årsmedelflöde på 1,5 m³/s och sträcker sig genom Göteborgs kommuns nordvästra del från gränsen mot Lerums kommun till utloppet i Göta Älv, nedströms Lärjeholm. Lärjeån är reservråvattentäkt för Göteborg, med intag vid Lärjedammen.

Dagvatten från norra delen av Bergsjön avleds till bäckar som avrinner mot Lärjeån. Uppgifter om tillförda föroreningsmängder via dagvattnet saknas.



Figur 5.2 Bergsjön, översikt ytvattenavrinning

5.4 Förutsättningar för alternativa lösningar

Förutsättningarna för att t ex infiltrera avloppsvatten är mycket begränsade eftersom den tillgängliga ytan i området i huvudsak består av berg i dagen eller lera. Områden där större våtmark eller markbäddar skulle kunna anläggas är begränsat till torvmossen i väster, Gärdsmossen, och den lerfyllda dalgången i öster, Ödegärdet.

Inom Bergsjön finns en del mindre mossar och våtmarker som eventuellt kan nyttjas för efterbehandling av avloppsvatten.

Om man sträcker sig utanför själva stadsdelen Bergsjön finns stora ytor tillgängliga inom Kvibergsområdet sydväst om Bergsjön. Kvibergsområdet består av en lerfylld dalgång genom vilken Kvibergsbäcken avrinner söderut.

Ytor lämpliga för bevattning av till exempel energiskog eller annat saknas inom stadsdelen Bergsjön.

5.5 Alternativ 0 - nuvarande avloppshantering

I beskrivning av avlopssystemet framöver används termerna spillvatten och avloppsvatten. Vår definition på termerna är att :

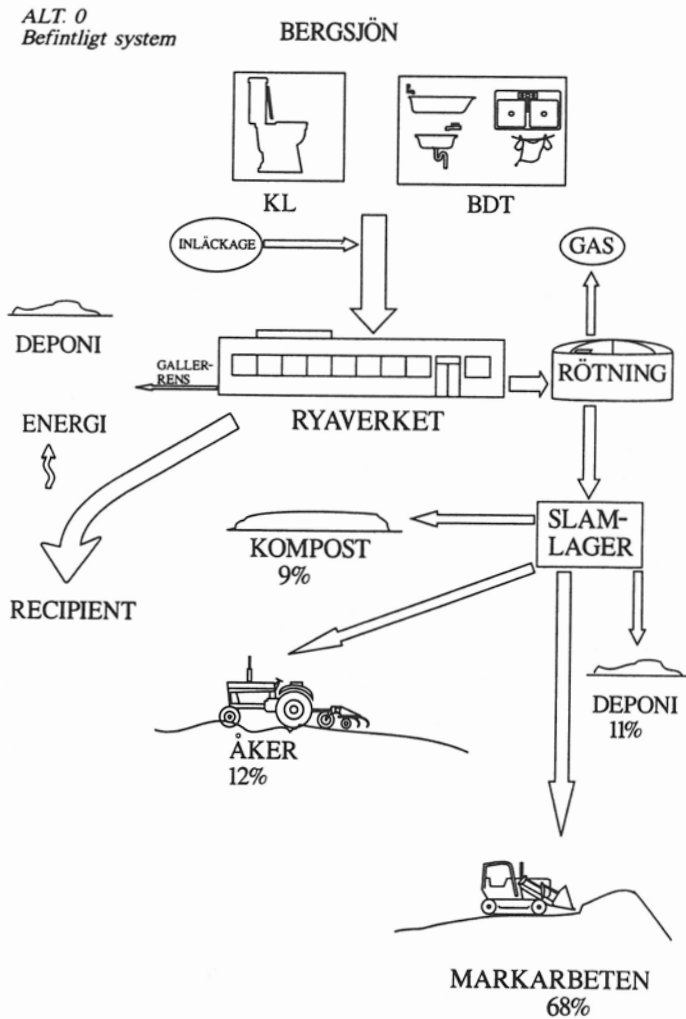
Spillvatten är förbrukat vatten från hushåll. En spillvattenledning transporterar enbart hushållets spillvatten samt eventuellt vatten som härrör från inläckage och dräneringar.

Avloppsvatten är förbrukat vatten från både hushåll och industrier samt dagvatten, inläckage och dräneringsvatten. En avloppsledning transporterar följaktligen alla dessa kategorier av vatten.

5.5.1 Systembeskrivning

Spillvattnet från Bergsjön avleds via två huvudspillvattenledningar söderut till en större avloppsledning som är gemensam för de östra stadsdelarna i Göteborg. Avloppsvattnet från de östra stadsdelarna avleds till Göteborgs största pumpstation vid Kodammarna vid Säveåns mynning där det trycks under Göta Älv till avloppstunneln som leder till Rya avloppsreningsverk på Hisingen. Systemet visas principiellt i *figur 5.3*.

I Ryaverket renas avloppet mekaniskt, kemiskt och biologiskt. Renat avloppsvatten avleds till Göta Älv strax utanför reningsverket. Utbyggnad av ett kväverningssteg pågår vid verket och beräknas vara klart under 1996/97.

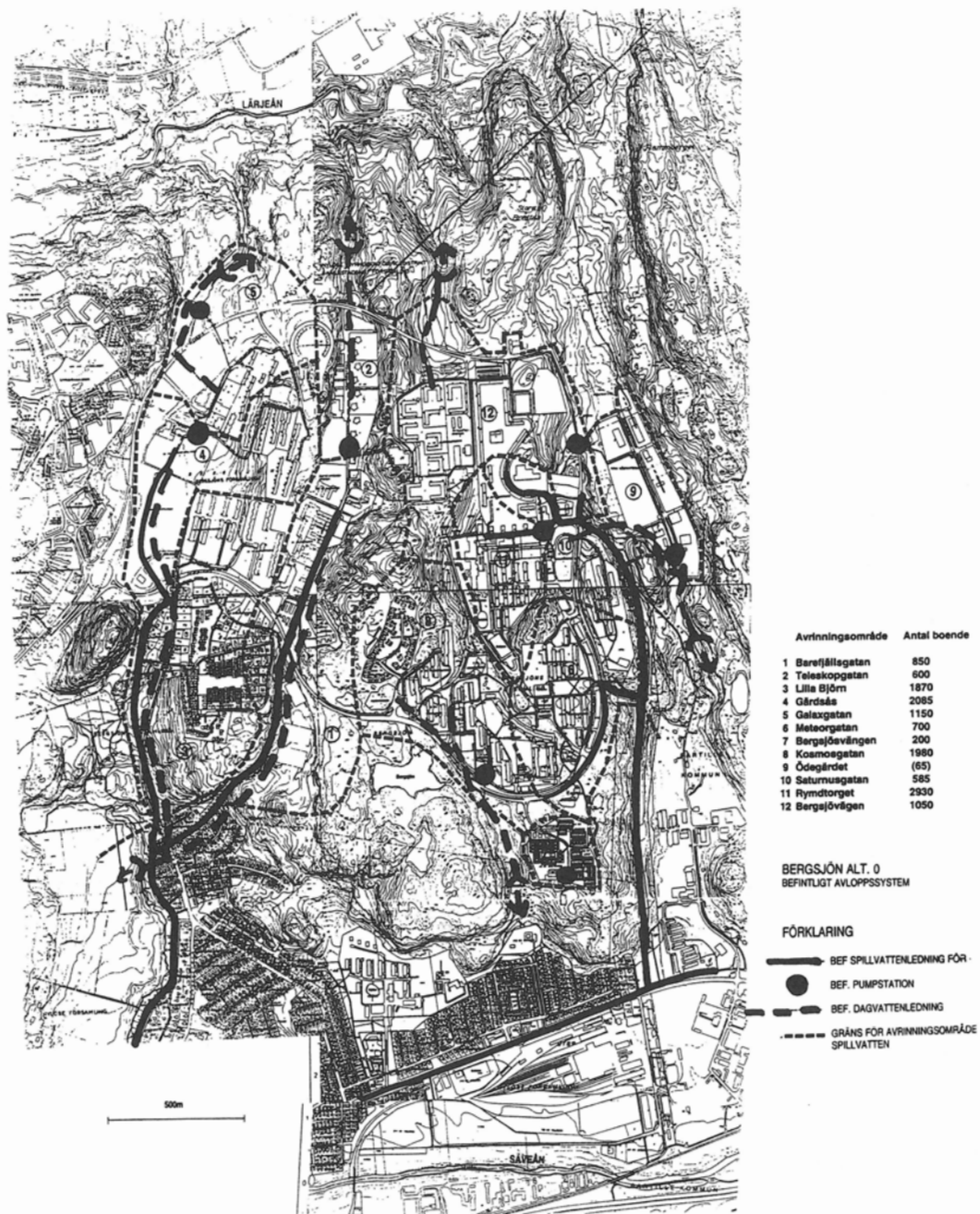


Figur 5.3 Bergsjön - Alternativ 0. Flödesschema för avloppssystemet

5.5.2 Avloppsflöden

Ledningsnätet i Bergsjön byggdes under slutet av 1960-talet. Ledningsdimensionerna på huvudledningarna varierar från 225 mm till 400 mm. Ledningsmaterialet är betong till största delen. Det är huvudsakligen duplikatsystem i Bergsjön, det vill säga dagvatten och spillvatten transporteras i olika ledningar. Kombinerat system, det vill säga dag- och spillvatten i samma ledning, finns endast i ett villaområde i sydvästra delen av Bergsjön.

Eftersom terrängen inom stadsdelen är mycket kuperad måste spillvattnet pumpas i olika avsnitt till självfallsledningarna. Spillvattnet samlas upp i två större huvudledningar och avleds söderut, dels i en samlingsledning från västra Bergsjön längs Kvibergsbäcken, dels i en ledning från östra delarna längs Mellbyleden. Se figur 5.4.



Figur 5.4 Bergsjön. Översikt befintligt spill- och dagvattensystem.

Enligt uppgift från VA-verket i Göteborg (Göteborgs VA-verks årsrapport 1993) uppgick hushållsspillvattenmängden i Göteborg till 32 Mm³ per år. Inläckaget beräknades uppgå till 21 Mm³ i hela Göteborg vilket motsvarade 0,5 l/s,km ledning. Dränvattenmängden beräknades uppgå till 13 Mm³ per år motsvarande 0,3 l/s,km ledning. Industriavloppsmängden uppgick till 11 Mm³. Uppgifterna avsåg förhållandena 1991 (Göteborgs VA-verk 1993). Nedan visas mängderna fördelat på antalet anslutna personer i Göteborg, 421 000, 1993.

Hushållspillvatten	200	l/p,d
Industriavloppsvatten (allm.)	70	l/p,d
Inläckage	135	l/p,d
Dränvatten	80	l/p,d
Dagvatten	70	l/p,d
Summa	555	l/p,d

VA-verket i Göteborg har delat in Bergsjön i 12 verksamhetsområden, tillika avrinningsområden för spillvatten. För varje avrinningsområde finns specificerat antalet boende, eventuella pumpstationer etc. Områdena har numrerats och visas på karta i *figur 5.4*.

För pumpstationerna finns data tillgängligt vad gäller pumpkapaciteter, gångtider, flöden, energianvändning och driftstörningar. Flödena beräknas med hjälp av gångtid och märkkapaciteten hos pumpen. Data från de senaste 5 åren har bearbetats för flödesberäkning med mera.

Beräkningen av pumpad spillvattenmängd, fördelat på antalet invånare i Bergsjön, överensstämmer inte med det totala specifika medelspillvattenflödet på 485 l/p,d (exkl. dagvatten) som beräknats för Göteborg. Uppgifterna från pumpstationerna i Bergsjön ger ungefär 25 % högre spillvattenmängder.

Orsaken till de troligtvis felaktiga värdena kan vara flera. Enligt VA-verket har ingen driftkontroll utförts under de senaste åren varför märkkapaciteten kanske inte är den aktuella kapaciteten längre. Gångtiderna registreras för varje enskild pump men det sker ingen registrering av när två pumpar går samtidigt. Eftersom kapaciteten per pump sjunker när två pumpar går samtidigt blir flödesberäkningen något fel när man räknar på enskilda kapaciteter och gångtider.

För de beräkningar som gjorts i alternativ 0 och alternativ 1 har därför förutsatts att trolig spillvattenmängd per person uppgår till 450 l/p,d fördelat på :

hushållspillvatten	200	l/p,d
industriavloppsvatten	35	l/p,d
inläckage, dränvatten	215	l/p,d
Summa	450	l/p,d

Eftersom dagvatten ej är anslutet till avloppssystemet i Bergsjön tas den posten ej med i beräkningarna för Bergsjön. Mängden industriavloppsvatten per person har antagits vara hälften i Bergsjön, det vill säga 35 l/p,d, jämfört med genomsnittet för Göteborg eftersom industriverksamheten är låg.

5.5.3 Dagvattensystem

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

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

Naturliga vattendrag inom området har kulverterats. Den största kulverten har dimensionen 1000 mm och avleder vatten från Gärdsmossen. Se figur 5.4.

5.5.4 Spillvattenrening

5.5.41 Spillvattenbehandling

Totalt behandlades 120,1 Mm³ avloppsvatten vid Ryaverket under 1993 varav nettotillrinningen var 118 Mm³ och recirkulerat avloppsvatten inom verket 2,6 Mm³. Förutom avloppsvatten från Göteborgs kommun behandlades även vatten från kranskommunerna Ale, Kungälv, Härryda, Mölndal och Partille.

Av den totala avloppsvattenmängden utgjorde spillvatten från hushållen 39,5 Mm³, avloppsvatten från industri och verksamheter 14,2 Mm³ och inläckaget 63,8 Mm³.

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

Avloppsvattenmängden från industri och övriga verksamheter motsvarade cirka 200 000 personekvivalenter (pe). Den totala belastningen på Ryaverket uppgick därmed till cirka 754 000 personekvivalenter.

Bergsjöns andel utgjorde 2,3 % (12 600 personer) av totala antalet anslutna under 1993. I de beräkningar som gjorts i de olika alternativen framöver har antagits att Bergsjön har en folkmängd på 14 000 personer. Bergsjöns andel av totala antalet anslutna personer uppgår därmed till 2,5 % i beräkningarna vilket även gäller för alternativ 0.

Avloppsvattenreningen omfattar mekanisk rening med galler och försedimentering, biologisk behandling med aktivt slam samt kemisk rening genom simultanfällning med järnsulfat. En om- och tillbyggnad pågår för närvarande av reningsverket för anläggning av ett kväve-reduktionssteg. Anläggningen beräknas kunna tas i drift 1996/97.

Vid för stora tillflöden till Ryaverket bräddas spillvattnet, efter det mekaniska reningssteget, till recipienten Göta Älv. Under 1993 bräddades cirka 6 % av den totala tillrinningen.

För att kunna beräkna Bergsjöns andel av halter och mängder av olika parametrar har vissa justeringar gjorts av de specifika föroreningsbelastningar som finns angivna för Ryaverket. Justeringarna är delvis gjorda efter de resultat som redovisats i en studie från 1989 av spillvattnet från två bostadsområden i Göteborg (GRYAAB 1989).

Eftersom det inte finns någon utpräglad industriverksamhet i Bergsjön som är ansluten till spillvattennätet, kan de specifika föroreningsbelastningarna, för Ryaverket, speciellt vad gäller metaller, troligtvis inte användas direkt för Bergsjön. Viss så kallad "övrig industriverksamhet" finns dock i Bergsjön, t ex bensinstationer. I tabell 5.2 anges de modifierade specifika mängderna för några olika parametrar. Värdena har använts som ingångsvärden för beräkningar av näringsämnesbalanser m m. Som jämförelse har de angivna värdena för inkommande avloppsvatten till Ryaverket lagts in i tabellen. Halterna som anges uppmättes 1989. Enligt GRYAAB är fosformängderna betydligt lägre idag än de var 1989. Den specifika fosformängden är numera 2-2,5 g/p,d. BOD-mängden är cirka 60 g/p,d.

Tabell 5.2 Specifika föroreningsmängder

Parameter	Hushålls- spillvatten Berg- sjön g/p, d	Ink. spillvatten till Ryaverket 1989 (hushåll + ind.) g/p,d
Total-fosfor	3,2	3,2
Total-kväve	13	13
Kalium	7,6	7,6
BOD-7	70	79
Kadmium	0,000105	0,0003

5.5.42 Slambehandling

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

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

Slam som nyttjats i jordbruket har levererats till bl a Lidköping och Varatrakten. Leverenser 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. Kompoststrängarna vänds en gång per vecka för att komposten skall bli genomluftad. Efter cirka två månader är komposten färdig att användas. Komposteringsanläggningen som drivs i privat regi ligger 3-4 km från reningsverket.

Slam som skall deponeras i berggrummet i Syrhåla pumpas från Ryaverket i en 6,9 km lång ledning till en avvattningsanläggning vid Syrhåla. Rejektvatten leds tillbaka till Ryaverket.

Slammets kvalitet med avseende på metaller samt gränsvärden för utläggning på jordbruksmark och grönytor visas i *tabell 5.3*.

I en överenskommelse med LRF (Lantmännens Riksförbund), SNV och VAV (Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen) (VAV 1994) skall parterna tillämpa de gränsvärden som anges i tabellens andra kolumn .