

Nyckelord **avloppssystem**
behandlingsmetoder
värdering
återföring
energi
hygien
fosfor
kväve



RAPPORT / Ledningsteknik

Utvärdering av olika avloppssystem, metod- och fallstudier

ERIK KÄRRMAN

Rapport 1995:1
ISSN 0280-4026

Sammanfattning

Det finns ett behov av att utveckla värderingsmetoder för att väga in de viktigaste parametrarna inom avloppshanteringen och bedöma lämpligheten av olika lösningar med avseende på ställda krav och de lokala förutsättningarna. De krav som ställs på avloppssystemen är främst inom hygien, miljöskydd och recirkulation av näringsämnen till jordbruk. I föreliggande rapport presenteras några värderingsmetoder från litteratur som har tillämpats på avloppssystem. Det finns dels studier beskrivna som bedömer ett stort antal parametrar enskilt och dels metoder som sammanväger parametrar. Förutom metoder uppfunna av artiklarnas författare har vedertagna värderingsmetoder som t ex kostnadseffektivitet och livscykelanalys använts. Förutom en presentation av litteratur innehåller denna rapport ett eget arbete som har till syfte att ta fram en ny värderingsmetod som värderar avloppssystem utifrån ställda krav. I studien ingår även att finna lämpliga exempel att prova metoden på samt att tillämpa metoden på dessa exempel. Rapporten innehåller också en diskussion om resultatet av detta arbete.

Den framtagna metoden bedömer fem parametrar enskilt. De fem parametrarna är: *Förlust av fosfor och kväve till recipient*, *Återföringsgrad av fosfor och kväve till jordbruk*, *Ekonomi*, *Areal* och *Energi*. De två först nämnda parametrarna förväntas värdera avloppssystemen utifrån kraven på miljöskydd respektive kraven på recirkulation av näringsämnen. De tre övriga parametrarna förväntas utvärdera resurshushållning hos det aktuella systemet i form av kostnader, utnyttjande av markareal och energianvändning. Hygienkravet har inte kvantifierats med någon parameter utan har endast beskrivits i text.

I sex befintliga avloppssystem provades utvärderingen av de fem parametrarna. De sex fallen är: Ryaverket i Göteborgs kommun, Ernemars avloppsreningsverk i Oskarshamns kommun, Ölmanäs avloppsreningsverk i Kungsbacka kommun, Bevattningsdammar i Roma (Gotlands kommun), Rotzonsanläggning i Höja (Ängelholms kommun) och Myrstackens ekoby i Toarp (Malmö kommun).

I rapporten delas fallen in i *konventionella* och *alternativa* system. Dessa begrepp används flitigt inom VA-tekniken idag, men har olika innebörd beroende på vem som yppar orden. I denna rapport menas med konventionella avloppssystem: system där avloppsvatten från hushåll leds i ett transportsystem bestående av ett ledningsnät som med självfall och pumpstationer transporterar avloppsvattnet till en behandlingsanläggning före utsläpp till recipient. Behandlingsanläggningen består av ett avloppsreningsverk där reningen sker fysikaliskt, biologiskt och kemiskt. Restprodukten från reningen är ett avloppsslam. Med alternativa avloppssystem avses system som på något sätt avviker från definitionen av konventionella system. Avvikelsen kan antingen röra transportsystemet, behandlingsanläggningen eller bådadera.

Ryaverket, Ernemar och Ölmanäs är de konventionella avloppssystem som är utvärderade. Ryaverket betjänar en stor del av Göteborgsregionen och har ca 550 000 anslutna personer. Under åren 1994-1995 byggs Ryaverket ut med kväverening. Utvärderingen har skett för Ryaverket innan ombyggnaden startade. Ernemar betjänar ca 20 000 personer i Oskarshamns kommun. En stor del av avloppsreningsverket byggdes år 1988. Kväverening är utbyggd. Ölmanäs avloppssystem betjänar de två samhällena Åsa och Frillesås i Kungsbacka kommun. Totalt är 5800 personer anslutna. Kväverening är införd från och med år 1993 då en total ombyggnad av verket skedde.

De tre systemen Roma, Höja och Toarp är alternativa system enligt definition ovan. Roma har ett konventionellt ledningssystem men behandling av avloppsvattnet sker i ett system av bio- och lagringsdammar. Under sommaren används det lagrade avloppsvattnet för bevattning på jordbruksmark. Systemet betjänar ca 1 500 personer i Roma samhälle på Gotland. Liksom Roma har exemplet Höja ett konventionellt ledningssystem. Behandlingsanläggningen består dock av en så kallad rotzonsanläggning. Detta är en biologisk reningsmetod som består av en grus- eller sandbädd i vilken vass har planterats. Reningen sker främst i rotzonen där såväl aeroba som anaeroba processer sker. Anläggningen tjänar 150 personer i samhället Höja i Ängelholms kommun. Ekobyen i Toarp slutligen, har en lokal lösning på avloppshanteringen, dvs ingen transport sker av avloppsvatten ut från området. I husen är torra toaletter installerade. Toalettavfallet förmultnar i ett multrum som de boende själva måste sköta. Avloppsvatten från bad, disk och tvätt behandlas gemensamt för de 29 lägenheterna i byn. Denna anläggning består av en rotzonsanläggning och en markbädd.

Insamlingen av data skedde på delvis olika sätt. När analysprotokoll funnits tillgängliga har materialbalanser för fosfor och kväve bestämts över anläggningen. Från dessa materialbalanser kunde därefter parametrarna rörande återföringsgrad och förluster till recipient bestämmas. Det finns olika stora osäkerheter i de framtagna värdena bl a på grund av att mätningar har skett på olika sätt och olika ofta. Det bör också påpekas att de lokala förutsättningarna för varje anläggning påverkar resultaten i utvärderingen. De olika anläggningarna är därför inte helt jämförbara. Det är alltså omöjligt att från denna studie utnämna "bästa lösning".

Resultatet av utvärderingen blev att parametrarna var olika svåra att utvärdera. Ju svårare en parameter är att utvärdera desto sämre verkar jämförbarheten vara, exemplen emellan. Samtliga parametrar är platsberoende; det lokala klimatet, markförhållandena etc påverkar resultaten. Därför är ingen parameter fullkomligt jämförbar för alla sex fallen. Parametern *Förlust av fosfor och kväve till recipient* är förstås främst beroende av om det sker något utsläpp till recipient över huvud taget. I övrigt är det främst typ av reningsteknik som ger utslag vid en jämförelse. Parametern *Återföringsgrad av fosfor och kväve till jordbruk* är också beroende av om det sker några utsläpp och typ av teknik. Två ytterligare mycket viktiga faktorer som kommer in är restproduktens kvalitet samt människors beslut att använda restprodukten i jordbruket eller ej.

Parametern *Ekonomi* visade sig vara den mest komplicerade. För att göra en rättvis jämförelse mellan exemplen krävs en djupare undersökning av investeringar och driftskostnader än vad som varit möjligt under detta projekt. De beräkningar av årskostnader som ändå skedde visade att den tekniska livslängden på avloppssystemens delar hade stor inverkan samt om systemen var små- eller storskaliga. Parametern *Areal* påverkas av val av teknik samt om anläggningen har areal som begränsande faktor eller ej. Små- eller storskalighet har också inverkan på storleken på ytan. Den sista parametern, *Energi* påverkas i hög grad av typ av teknik. Svårigheten med parametern låg i att bestämma en bra systemavgränsning så att jämförelserna blir rättvisa. Avgränsningen: *energianvändningen för transport av avloppsvatten (eller dess fraktioner) till en behandlingsanläggning samt energianvändning vid behandling* har tillämpats. Detta medför att en del intressanta aspekter på energianvändning kring avloppshanteringen hamnar utanför avgränsningen. Exempel på detta är energianvändning vid slamtransporter, energiåtervinning i biogas från slam och värmeutvinning ur avloppsvatten.

Förord

Detta är den första publikationen från ett projekt som vi kallat *Bedömningsmetoder VA* och som pågår vid institutionen för VA-teknik vid Chalmers tekniska högskola. Arbetet som ligger till grund för rapporten är en förstudie till ett kommande doktorandprojekt. Förstudien såväl som doktorandprojektet är finansierade av Byggforskningsrådet.

Rapporten innehåller ett kapitel kallat *Litteraturöversikt över jämförande studier av avloppssystem*. Detta är ett utdrag ur en litteraturstudie som genomförts parallellt med arbetet med denna rapport. Litteraturstudien finansieras och publiceras av Statens Naturvårdsverk.

Undertecknad har genomfört arbetet som ligger till grund för denna rapport med råd och handledning av högskolelektor Gilbert Svensson vid institutionen för VA-teknik vid Chalmers tekniska högskola.

Vid projektets uppstartande ordnades ett möte för att diskutera inriktningen för projektet. Arbetet pågick därefter i ett halvår för att åter samla en del av mötesdeltagarna och diskutera det som då fanns skrivet som en första manusupplaga av föreliggande rapport. Referensgruppen kommer från: Statens Naturvårdsverk, Byggforskningsrådet, Sveriges Lantbruksuniversitet, Stockholms Universitet, Forskningsrådsnämnden, Nordiska Hälsovårdshögskolan, GRYAAB, Tekniska högskolan i Luleå och Chalmers tekniska högskola.

Jag vill passa på och tacka alla i referensgruppen som på ett generöst vis har ägnat tid åt att delta på våra möten och kritiskt läst det textmaterial som skickats ut under arbetets gång.

Jag vill också tacka de personer som har tillhandahållit faktauppgifter om avloppssystemen i Göteborg, Oskarshamn, Kungsbacka, Roma, Höja och Toarp. Dessa uppgifter har varit nödvändiga för att genomföra rapportens fallstudier.

Göteborg, april 1995

Erik Kärrman

Innehållsförteckning

	sid
Bakgrund	1
Syfte	3
Litteraturöversikt över jämförande studier av avloppssystem	5
Krav på avloppsanläggningar	17
Metod	21
Fallstudier	27
Fallstudie 1 Ryaverket i Göteborgs kommun	29
Fallstudie 2 Ernemars avloppsreningsverk i Oskarshamns kommun	37
Fallstudie 3 Ölmanäs avloppsreningsverk i Kungsbacka kommun	45
Fallstudie 4 Bevattningsdammar i Roma, Gotlands kommun	51
Fallstudie 5 Rotzonsanläggning i Höja, Ängelholms kommun	57
Fallstudie 6 Ekobyn Myrstacken i Toarp, Malmö kommun	65
Diskussion	71
Faktainsamling till fallstudierna	79
Litteraturlista	81
BILAGA 1. KALKYLBLAD FRÅN FALLSTUDIERNA	

Bakgrund

Utvecklingen av våra nuvarande avloppssystem som tjänar städer och annan tätbebyggelse kan sägas vara inne i en tredje fas. Avloppssystemen började en gång byggas för att förbättra de sanitära förhållandena i städerna. Underjordiska tunnel- och ledningssystem byggdes för att leda avloppsvattnet från bostadsbebyggelsen och ut i vattendragen. Detta förbättrade genast de hygieniska förhållandena i städerna, men förde med sig ett nytt stort problem; övergödning av sjöar, hav och vattendrag. Övergödning är ett fenomen som beror på att stora mängder näringsämnen från land transporteras ut i vattendrag och orsakar algbloomning, dvs en onormalt stor biomassa bildas i form av främst plankton. Då dessa plankton dör sjunker de till botten. Nedbrytningsprocessen av dessa döda plankton förbrukar syre, vilket kan medföra syrefria bottenar.

Fas två i avloppshanteringen gick ut på att lösa detta problem. Åtgärden blev utbyggnad av avloppsreningsverk som avskiljer näringsämnena i avloppsvattnet innan det släpps ut i recipienten. För Sveriges städers del är vi då framme vid 1950-, 60- och 70-talen. Under denna period byggdes nästan alla befintliga svenska verk, men efter detta har en fortsatt förbättring av recipientskyddet skett. Idag införs kväverening i de kustnära större verken i södra Sverige.

Avloppssystemens tredje fas handlar om kretslopp. Påtryckningarna för kretsloppsanpassade avloppssystem har blivit allt starkare sedan man började inse att fosfor är en ändlig resurs. Istället för att "bryta" och framställa handelsgödsel är det nödvändigt att recirkulera fosfor som ingår i avloppsvattnet till jordbruksmark. Avloppsvattnet börjar över huvudtaget framstå mer som en resurs än som ett kvittblivningsproblem.

Den stora utmaningen för VA-teknikerna i framtiden blir således att utveckla dagens VA-system till system som i högre grad än idag uppfyller kraven på låg resursförbrukning och liten miljöbelastning.

Vi i Sverige har via olika konventioner tagit på oss att minska utsläppen av näringsämnen och tungmetaller till Östersjön och Nordsjön. För många kustnära avloppsreningsverk innebär detta mycket dyra utbyggnader, främst för att klara kvävereningen. I vissa områden är man inte villiga att betala dessa utbyggnader utan önskar finna mer kostnadseffektiva lösningar.

I samma takt som utsläppskraven ökar införs också högre kvalitetskrav på avloppsslam. Detta sker bl a genom att kraven på halterna av tungmetaller i slam skärps. Insikten om att fosfor är en sinande resurs inom något hundratal år, medför att slam i allt högre grad borde återföras till jordbruket.

För att kunna minska föroreningsmängderna i slam och samtidigt minska belastningen av näringsämnen till recipient, måste åtgärder ske för att kvaliteten på avloppsvattnet vid inflödet till reningsverket skall förbättras. Ett sätt är att införa källsortering av avloppsvattnet. Exempel på detta kan vara att separera urin och transportera den direkt till jordbruksmark för användning som gödningsmedel. Då urin är kväverikt minskar kvävebelastningen på reningsverket betydligt. Några sätt att minska tungmetallhalterna i slammet kan vara att ställa högre krav på anslutna industrier eller att se till att så liten mängd dagvatten som möjligt leds till avloppsreningsverket.

Det finns emellertid andra motiv för att frångå konventionell teknik. Många framför en åsikt om att det är förkastligt att först producera stora mängder dricksvatten, för att sedan använda det till tvätt och för spolning av vattenklosetter. Vattnet måste sedan renas en gång till innan det kan släppas ut i en recipient.

Som motargument mot detta framförs t ex att det vattenburna transportsystemet är mycket energisnålt och därmed miljövänligt. Riskerna med att sprida avloppsslam på åkermark debatteras också livligt. Å ena sidan framförs att tungmetallhalten i avloppsslammet är lägre än i handelsgödsel medan motståndssidan menar att avloppsslammet innehåller alla samhällets kemikalier och därmed är olämpligt att använda som gödning för livsmedelsproduktion.

Det tycks finnas ett behov av att utveckla värderingsmetoder för att väga in de viktigaste parametrarna inom avloppshantering och bedöma lämpligheten av olika lösningar med avseende på de lokala förutsättningarna. De flesta jämförande studier som hittills har gjorts inom VA-tekniken har enbart bedömt en parameter, exempelvis kostnadseffektivitet, energi eller hygien. Några värderingsmetoder som tar hänsyn till flera parametrar finns beskrivna i kapitlet *Litteraturöversikt över jämförande studier av avloppssystem*.

Syfte

Syftet med arbetet som har lett fram till denna rapport har varit:

- Sammanställa litteratur som beskriver värderingsmetoder för avloppssystem
- Utveckla en ny värderingsmetod
- Finna lämpliga exempel för att tillämpa metoden på
- Värdera och jämföra exemplen med hjälp av metoden
- Analysera för- och nackdelarna med metoden

Litteraturoversikt över jämförande studier av avloppssystem

Allmänt

De metoder för jämförelser av avloppssystem som finns beskrivna är av varierande slag. Dels varierar syftet med studierna och dessutom varierar metoden för jämförelserna. Ett exempel på syfte för en studie är att värdera lämpligheten för avloppsbehandling "på platsen" som i Jenssen *et al* (1992). Ett annat exempel på syfte med en studie är att jämföra fördelarna med olika typer av behandlingsmetoder, som i Ødegaard och Karlsson (1994). I denna artikel jämför författarna kemisk rening och biologisk rening ur ett "ekologiskt" perspektiv.

I detta kapitel har de olika artiklarna och rapporterna sorterats efter metoden för jämförelser. Huvudrubrikerna för denna sortering har valts som: *Bedömning av enskilda parametrar* och *Sammanvägning av parametrar*.

Litteratur som behandlar någon enstaka parameter eller värderar ett stort antal parametrar beskrivs i *Bedömning av enskilda parametrar*. Gemensamt för dessa studier är att ingen sammanvägning av olika parametrar sker.

Under rubriken *Sammanvägning av parametrar* beskrivs tre metoder där sammanvägning av flera värderade parametrar sker. Den första metoden är en samlad värdering av funktionella parametrar, som författarna till artikeln själva har konstruerat. De två andra metoderna är livscykelanalys och miljökonsekvensbeskrivning.

Bedömning av enskilda parametrar

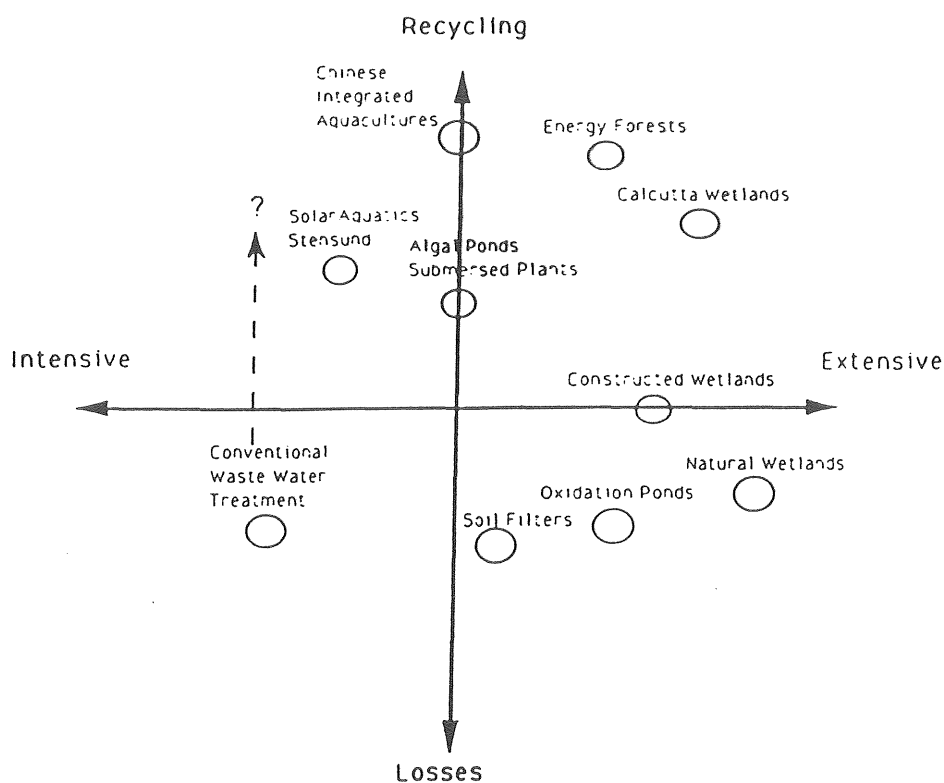
Ett exempel på en mycket omfattande jämförelse mellan olika små avloppssystem, som separat värderar ett stort antal parametrar är en rapport av Jenssen *et al* (1992). De anläggningar som finns med i rapporten sorteras under rubrikerna: *Jordbaserade reningsmetoder*, *Jord- och växtbaserade reningsmetoder* och *Akvatiska reningsmetoder*. Rapporten består av en sammanställning av litteratur som beskriver en speciell typ av anläggning. Författarna har för varje typ av anläggning bedömt ett stort antal parametrar, oftast i en tregradig skala. I tabell 1 visas en sammanställning över rapportens bedömningsgrunder.

Tabell 1 Bedömningsgrunder enligt Jenssen *et al* (1992).

Momenter	Omfatter	Kommentarer	Graderinger
Økologi	<i>Resirkulering</i>	Næringsstoffer, organisk materiale (evt. høsting)	Store - middels - små muligheter
	<i>Ressursforbruk</i>	Energibehov, materialer, kjemikalier, etc.	Stort - middels - lite
	<i>Kildebehandling</i>	Muligheter for lokal behandling	Gode - middels - små muligheter
	<i>Landskap</i>	Kvaliteter, integrering i et naturlig landskap	Gode - middels - dårlig muligh.
Renseevne	<i>Fosfor, Nitrogen</i>	Hovedinntrykk basert på internasjonale og evt.	+ < 40%
	<i>Organisk stoff</i>	norske erfaringer	++ 40 - 80 %
	<i>Suspendert stoff</i>		+++ > 80 %
	<i>Patogene org.</i>	Termostabile coli bakterier/100 ml	+ > 1000 ++ 100 - 1000 +++ < 100
Areal	<i>Arealbehov</i>		Stort: > 5m ² /p.e. Middels: 1 - 5 m ² /p.e. Lite: < 1 m ² /p.e.
	<i>Jordløsninger</i> <i>Konfliktgrupper</i>	Korngradering, sortering, mektighet, hydrologi Grunnvann, sand/grustak, rekreasjon, naturvern	Store - middels - små krav Få - noen - mange (eksempler)
Klima	<i>Temperaturforhold</i>	Innvirkning av perioder/områder med lave temp.	Liten - middels - stor betydning
Bygging	<i>Dimensjonering</i>	Land hvor det er utarbeidet dimensjoneringsnormer	Eks. land (evt. ukjent pr. i dag)
	<i>Byggeanvisning</i>	Land hvor det er utarbeidet byggeanvisninger	Eks. land (evt. ukjent pr. i dag)
Driftsforhold	<i>Driftstilsyn</i>	Bemanning, evt. høstingsbehov	Ekstensivt - intensivt
	<i>Driftsstabilitet</i>	Variasjoner i renseevne	Ustabil - stabil/robust system
	<i>Forbehandling</i>	Omfatter f.eks. slamavskiller, siling, lufting	Behov og aktuelle metoder
	<i>Slamproduksjon</i>	Slamproduksjon utenom evt. slamavskiller	Ingen - liten - middels - stor
Økonomi	<i>Etablering</i>	Kostnader ved etablering (sammenlikning med tradisjonelle rensemetoder)	Lave - middels - høye kostnader
	<i>Drift-vedlikehold</i>	Drifts- og vedlikeholdskostnader	Lave - middels - høye kostnader
	<i>Kostnadseffektivitet</i>		Lav - middels - høy
Bruk	<i>Bruksområder</i>	Etter størrelse og type avløp	Få - noen - mange (eksempler)
	<i>Fleksibilitet</i>	Kombinasjoner med tradisjonell- og økologisk renseteknologi (eks. forbehandling, etterpolering)	Liten - stor (eksempler)
	<i>Driftssesong</i>		Bare om sommeren - hele året
Levetid	<i>Hydraulisk</i>	Forventet levetid (før evt. gjentetting)	Kort - lang (evt. min. antall år)
	<i>Rensemessig</i>	Forventet levetid (før evt. utskifting av jordmediet)	Kort - lang (evt. min. antall år)
Erfaringer	<i>Utbredelse</i>	Norge, Skandinavia og andre land	Liten - middels - stor (land)
	<i>Karakter</i>	Driftserfaringer (generelle inntrykk)	Gode - variabel - dårlige (ukjent)
Samlet vurdering			
Utvikling		Aktualitet som et fremtidig system	Økende - avtakende utbredelse
FoU - behov		Forhold som er av betydning dersom det er ønskelig å utrede, ta i bruk, eller videreutvikle rensemetodene for norske forhold	
Litteratur		Henvisninger til artikler og rapporter (side 6 1)	
Engelsk terminologi			

Rapporten består alltså av en oppspaltning av ett stort antal parametere som vurderes. Etter denne detaljerte vurdering, finnes ett stykke tekst med rubriken "Samlet vurdering". Dette stykke gir en nyttig sammenfatning om den spesielle anleggningens potensial. Styrken i rapporten ligger i at det går an å få en oppfatning om dels en spesiell parameter som er interessant, dels en samlet vurdering om en spesiell anleggning. En svakhet i rapporten er at ingen riktige sammenligninger gjøres mellom anleggningene. Det hadde vært ønskelig med ytterligere ett kapittel i rapporten der anleggningene stilles mot hverandre med avseende på de ulike parametrene.

Guterstam (1991) beskriver ett akvatiskt system för recirkulation av närsalterna i hushållsspillvatten, tillämpat vid Stensunds folkhögskola i Trosa. I figur 1 redovisas ett diagram från denna artikel där Stensund-metoden jämförs med andra avloppsbehandlingar såsom: andra akvatiska system, biodammar, avloppsreningsverk, våtmarker, rotzonsanläggningar och markbäddar. Diagrammet har två axlar som beskriver grad av återföring av näringsämnen samt grad av underhållsbehov. Exempelen är inritade grovt och ingen gradering av axlarna är gjord.



Figur 1 Diagram över olika avloppssystemens grad av recirkulation av närsalter samt grad av underhåll enligt Guterstam (1991).

Fördelen med att rita in anläggningarna i en graf är att det då är möjligt att göra jämförelser med avseende på två parametrar, utan att göra en sammanvägning. Figur 1 ger en tydlig bild över hur förhållandet underhållsbehov kontra grad av recirkulation ser ut för olika typer av avloppsbehandling. Figuren väcker dock en fråga. Samtliga typer av anläggningar i figur 1 medför möjligheter till återföring av mer eller mindre mängd näringsämnen. Samtidigt är det omöjligt att utföra en anläggning som inte medför några förluster av näringsämnen. I figur 1 får man lätt en uppfattning om att vissa anläggningar enbart medför återföring, medan andra enbart innebär förluster av näringsämnen.

Sammanvägning av parametrar

Sammanvägning av funktionella parametrar

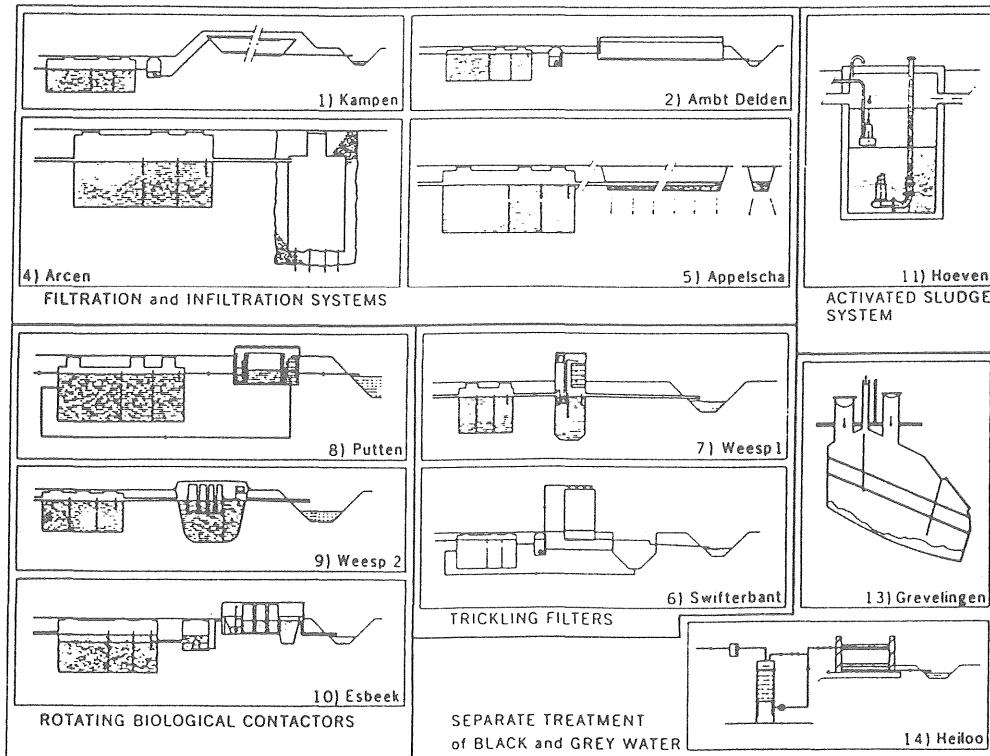
Det är ytterst ovanligt med jämförande studier av avloppssystem där en sammanvägning av alla studerade parametrar sker. En sådan typ av studie måste alltid innehålla ett mått av subjektivitet. Det kan t ex vara svårt att väga samman uppgifter om reningsresultat, arealbehov och kostnadseffektivitet till ett jämförbart mått.

I Fasteneau *et al* (1990) har ett sammanvägt mått framtagits för vad författarna kallar *Funktionella parametrar*. En undersökning har skett av 14 st avloppssystem som behandlar avloppsvattnet "på platsen", dvs utan långa transporter. Avloppssystemen har mellan 5 och 200 pe. Anläggningarna beskrivs i figur 2.

Site	Treatment system (design)	Size (p.e)
1. Kampen	PTT (1.1 m ³ /p.e) + elevated filtration bed (0.025 m ³ /m ² .d)	15
2. Ambt Delden	PTT (1.5 m ³ /p.e) + intermittent sand filters (2x; 0.17 m ³ /m ² .d)	30
3. Epse	PTT (1.1 m ³ /p.e) + infiltration trench (0.01 m ³ /m.d)	5
4. Arcen	PTT (1.9 m ³ /p.e) + infiltration pit (1.4 m ³ /p.e)	5
5. Appelscha	PTT (2.2 m ³ /p.e) + intermitt. infiltr. trenches (2x; 0.02 m ³ /m.d)	5
6. Swifterbant	PTT (0.3 m ³ /p.e) + trickling filter (0.5 kg BOD/m ² .d)	180
7. Weesp 1	PTT (0.4 m ³ /p.e) + trickling filter (0.4 kg BOD/m ² .d)	5
8. Putten	PTT (0.4 m ³ /p.e) + RBC (discs; 5 g BOD/m ² .d)	100
9. Weesp 2	PTT (0.6 m ³ /p.e) + RBC (discs; 5.4 g BOD/m ² .d)	5
10. Esbeek	PTT (0.3 m ³ /p.e) + RBC (drums; 5.8 g BOD/m ² .d)	30
11. Hoeven	Activated sludge (0.07 kg BOD/kg ds.d)	50
12. Steenderen	PTT (3.5 m ³ /p.e)	15
13. Grevelingen	Compost toilet (black water)	30
14. Heiloo	Compost toilet (black water); aerobic filter (0.5 kg BOD/m ² .d) + irrigated greenhouse (0.1 m ³ /m ² .d) (grey water)	5

PTT = pre-treatment tank (septic tank)

RBC = rotating biological contactor



Figur 2 Beskrivning av de studerade avloppssystemen från Fasteneau *et al* (1990).

Under två år har ett intensivt fältmättningsprojekt genomförts på anläggningarna. Dessa fältmätningar ligger sedan till grund för de jämförande studierna. De studerade parametrarna är indelade i sju huvudgrupper: *Behandlingsresultat, Driftsäkerhet, Teknisk stabilitet, Kontrollbehov, Driftsbehov, Miljöpåverkan och Arealbehov.*

Flera av huvudgrupperna är sedan indelade i flera parametrar. Varje parameter betygsätts i en bestämd skala. Här är betygssystemet upplagt så att varje huvudgrupp totalt kan ge maxbetyget 10. Således har alla sju huvudgrupperna samma vikt vid summering.

Ett exempel på en betygsskala är t ex den för "behandlingsresultat". För de anläggningar som ger goda och stabila resultat på nitrifikation ges betyget 8 för 85% TOD avskiljning. (TOD=Total Oxygen Demand). Vidare ger 91% avskiljning betyget 9 och 96% avskiljning betyget 10. Dessutom ges för anläggningar med enbart enkel biologisk behandling betyg 6 för minst 73% avskiljning av TOD och betyg 7 för minst 79% avskiljning.

I tabell 2 visas en sammanställning av betygen som Fasteneau *et al* (1990) har gett åtta av de 14 studerade anläggningarna.

Tabell 2 Bedömningsmatris för funktionella aspekter enligt Fasteneau *et al* (1990).

ASPECTS	MAX. SCORE	PTT* + infiltr. trench	PTT* + infiltr. pit	PTT* + elevated filtr.bed	PTT* + sand-filters	PTT* + rot.biol. contactor	PTT* + trickling filter	Activated sludge system	Separate** treatment black/grey	WEIGHT
Average TOD-removal	10	9	8	9	7	7	6	8	10	1
Technical reliability	10	8	9	7	6	7	6	6	6	1
Technological stability										
- temperature effects	4	3	3	3	1	2	2	2	2	1
- effluent turbidity	4	4	4	4	4	2	2	1	4	1
- peak or shock loads	2	2	2	2	2	2	1	2	2	1
- overall score	10	9	9	9	7	6	5	5	8	1
Control and Operation										
- frequency control	3	3	3	3	1	2	2	2	3	1
- total time	3	3	3	2	1	2	2	1	1	1
- simplicity	4	4	4	3	3	3	3	1	3	1
- overall score	10	10	10	8	5	7	7	4	7	1
Maintenance (personnel)										
- 5 p.e. systems	10	8	9	5	2	6	5	6	2	0
- 20 p.e. systems	10	7	9	6	4	7	7	7	0	0
- 50 p.e. systems	10	7	9	5	4	8	8	8	0	0
- 200 p.e. systems	10	6	9	2	0	8	8	9	0	1
Environmental impact										
- odour	4	4	4	4	1	3	3	3	2	1
- noise	4	4	4	4	4	4	4	3	4	1
- insects, vermin	4	4	4	3	2	4	3	4	1	1
- landscape spoilage	4	4	4	2	2	3	1	4	3	1
- health risks	4	4	4	4	2	3	3	3	1	1
- total	20	20	20	17	11	17	14	17	11	
- overall score	10	10	10	9	6	9	7	9	6	1
Landsurface claim	10	1	3	3	6	9	9	10	8	1
TOTAL	70	53	58	47	37	53	48	51	45	
FINAL OVERALL SCORE (%)	100	76	83	66	52	75	69	72	64	

* PTT = pre-treatment tank (septic tank)

** compost-toilet, aerobic filter + irrigated greenhouse

Utöver en samlad bedömning för funktionella parametrar ingår även ekonomiska jämförelser i studien.

Det unika med studien är att betygen kan summeras och ge en totalpoäng som kan jämföras anläggningarna emellan. Ifrån denna omfattande studie och detta unika bedömningssystem kunde följande slutsatser dras:

- För samhällen med upp till 100 pe har infiltrationsanläggningar de bästa egenskaperna vid en jämförelse av behandling "på platsen".
- Om högre kapacitet krävs och infiltration är omöjlig blir biorotor den mest ekonomiska lösningen. De funktionella aspekterna på biorotor ger också acceptabla poäng.
- De ekonomiska fördelarna med centraliserade system bör alltid undersökas.

Ett intressant resultat av studien märks i tabell 1. Anläggningen "PTT + sandfilters" motsvarar ett system med trekammarbrunn och vidare pumpning till en markbädd. Totalpoängen för detta system är lägst av de jämförda anläggningarna. Denna typ av anläggning rekommenderas ofta för svensk glesbygd där anslutning till kommunalt ledningsnät inte är möjlig.

En brist i metoden är att den inte innehåller återföringsaspekten. Trots att ett system med torrdass samt bevattning med BDT-vatten finns med, värderas inte vinsterna av närsalterna i mullen från torrdasset eller vinsterna av det utnyttjade bevattningsvattnet.

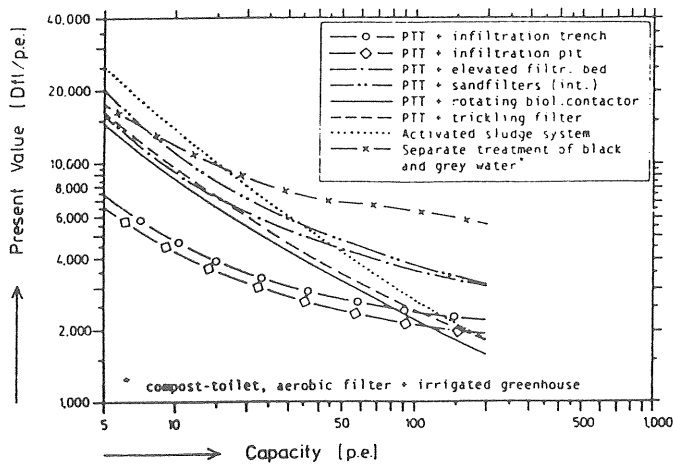
Metoden att summera betygen för olika parametrar innehåller självklart ett stort mått av subjektivitet. Författarna har valt att lägga samma vikt på alla huvudparametrar. Det finns i artikeln ingen argumentation kring varför t ex parametrarna arealbehov, miljöeffekter och reningsresultat vägs lika. Det kan således vara osäkert vad den summerade poängen egentligen betyder.

Kostnadseffektivitet

Fasteneau *et al* (1990) diskuterades ovan för deras jämförelse av funktionella parametrar i olika små avloppsanläggningar. Studien innehåller även en kostnadsjämförelse. Kostnadsjämförelsen har utförts med nuvärdesmetod som inkluderar investeringskostnader samt kostnader för drift och underhåll. Beräkningarna är gjorda med följande förutsättningar:

- Anläggningens livslängd är antagen till 20 år, förutom för elektriska och maskinella delar, där livslängden är antagen till 10 år.
- Kapitalränta: 8%.
- Inflation: 5%, utom för energikostnader: 7%.

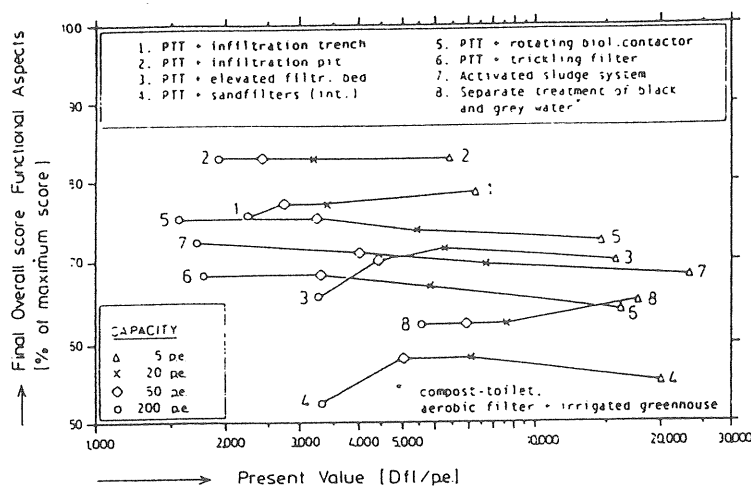
Figur 3 visar hur kostnadseffektiva de åtta studerade anläggningarna är som funktion av antalet anslutna abonnenter.



Figur 3 Nuvärde per personekvivalent i 1987 års prisnivå, Nederländsk valuta. Fasteneau et al (1990).

Ur figur 3 kan utläsas att infiltrationsanläggningar är de mest kostnadseffektiva anläggningarna mellan ca 5-100 anslutna p.e. För 100-200 p.e. är biorotor och aktivt-slamsystem mer kostnadseffektiva alternativ. Man bör dock ha i åtanke att kurvorna i figur 3 anger kostnadseffektivitet för endast rening av avloppsvatten. Systemet med separation av grå- och svartvatten medför höga kostnader över hela skalan, men hänsyn till att resurser i form av näringsämnen och bevattningsvatten utnyttjas är inte tagen.

Fasteneau *et al* (1990) går också vidare och jämför poängsumman på funktionella parametrar och ekonomi. I figur 4 redovisas ett diagram där poängsumman av funktionella parametrar i form av procent av maxpoäng är inskriven som funktion av kostnaderna. Samma metod för kostnadsberäkningar som i figur 3 har använts och redovisats för fyra olika kapaciteter; 5, 20, 50 och 200 p.e.



Figur 4 Jämförelser mellan småskaliga avloppsanläggningar med funktionella parametrar, ekonomi och storlek enligt Fasteneau et al (1990).

Ur detta diagram kan utläsas att infiltrationsanläggningar är bästa lösning för 5-50 p.e. (där det är möjligt att infiltrera). Även för 200 p.e. har infiltrationsanläggningen de bästa egenskaperna, förutom att ekonomin är bättre för såväl biorotor, aktivt-slam system och biologisk bädd. Markbäddar och system med källseparering är enligt detta diagram inte konkurrenskraftiga för någon storlek. Samma kommentarer som för figur 3 gäller också för detta diagram. Avloppsvattnet är inte betraktat som en resurs utan endast som ett kvittblivningsproblem.

Ko och Duckstein (1972) jämför olika alternativ för att återanvända behandlat avloppsvatten. En metod för kostnadseffektivitet används för att jämföra fyra alternativa lösningar för staden Tucson i Arizona, USA.

Bakgrunden till att staden Tucson har valts som fallstudie är ett akut behov av att förbättra det befintliga VA-systemet. Befolkningen i Tucson har tiodubblats mellan 1940- och 1970-talet. Avsaknaden av floder och vattendrag i området har medfört att stadens vattenförsörjning sker med grundvatten. Förutom dricksvattenförsörjningen pumpar bl a områdets bönder upp grundvatten för bevattning och gruvinindustrin pumpar upp grundvatten för metallframställning. Följden av detta har blivit att grundvattenytan sjunker i medeltal 0,6 - 0,9 meter varje år.

Stadsplanerarna i Tucson står härmed inför två stora problem; växande efterfrågan på vatten och ökande volymer avloppsvatten att behandla.

Ko och Duckstein följer ett tio-steps schema formulerat av Kazanowski (1968) för utförandet av analyser med kostnadseffektivitet som metod. Schemat är formulerat:

1. Definiera önskade mål, uppdrag och ändamål som systemen måste uppfylla.
2. Identifiera krav eller specificera de ingenjörstekniska förutsättningar för att nå målen.
3. Utveckla alternativa lösningar som uppnår målen.
4. Etablera uppskattningskriterier för att värdera systemens kapacitet i förhållande till kraven enligt specifikationen.
5. Välj att värdera alternativen efter konstant kostnad eller konstant effektivitet.
6. Bestäm förmågan hos de olika systemen i termer av utvärderingskriterier.
7. Skapa matris där systemens förmåga plottas mot krav.
8. Analysera fördelarna hos varje alternativt system.
9. Utför känslighetsanalys.
10. Dokumentera förklaringar, antaganden och analyser som är underordnade de nio rubrikerna ovan.

De alternativ som Ko och Duckstein valde att analysera rörde sig om att använda behandlat avloppsvatten för bevattning inom jordbruket, dels genom att det behandlade avloppsvattnet leds till de nuvarande jordbruken eller att kommunen köper upp mark som bevattnas och arrenderas ut för odling. Ett annat alternativ var att använda behandlat avloppsvatten som processvatten i gruvinindustrin och slutligen värderades alternativet att släppa ut avloppsvattnet i en befintlig å, varvid det blandade ren- och avloppsvattnet förs till en dal där naturligt sand och grus skulle fungera som rening och lagring av vatten för vidare användning.

Författarna följer metodiskt de tio punkterna ovan i sin undersökning. Detta medför att läsaren får en mycket god inblick i hela processen för undersökningen. Resultaten av undersökningen är däremot nedtonad i artikeln. Författarna är forskare och har haft som syfte att beskriva en metod snarare än att dra alltför långtgående slutsatser om hur VA-problemen i Tucson bör lösas.

Den beskrivna metoden fungerar väl som bedömningskriterier med utgångspunkt av hushållning med vatten och hushållning med pengar. Med dagens krav på miljö och hushållning med växtnäringsämnen skulle metoden dock endast kunna fungera som en liten del av bedömningsunderlaget för ett likvärdigt projekt som det i Tucson.

Livscykelanalys

I en artikel av Hallvard Ødegaard och Ingemar Karlsson (1994) jämförs kemisk och biologisk behandling av avloppsvatten. Författarna menar att den allmänna uppfattningen om kemisk behandling är att den är billigare än biologisk rening, men mindre "ekologisk". För att ta reda på vilken metod som är mest "ekologisk" har författarna valt att jämföra energianvändningen för de olika behandlingsmetoderna i ett livscykelperspektiv. I tabell 1.3 finns energianvändningen uppdelad under tre rubriker; *Kemikalier*, *Luft* och *Biogas*.

Värdet under *Kemikalier* motsvarar energianvändningen för att framställa fällningskemikalier till kemisk rening. Vid de exempel där efterdenitrifikation sker är även energianvändningen för att framställa metanol medräknad.

Rubriken *Luft* innebär energiåtgången för luftning. Nyckeltal för energianvändningen vid luftning som använts har varit 1,0 kWh/kg BOD_{avskiljn.} för alla typer av anläggning utom i de anläggningar där nitrifikation krävs. I dessa fall har värdet 4 kWh/kg NH₄-N_{avskiljn.} använts.

Till skillnad från de två rubrikerna ovan består *Biogas* både av en användningsdel och en återvinningsdel när det gäller energi. Vid rötning av slam finns det möjligheter att utnyttja den biogas som produceras för energiutvinning. I denna studie har energiinnehållet 6 kWh/m³_{gas} använts. Rötning av slam sker genom uppvärmning. Energianvändningen vid denna uppvärmningsprocess har av författarna uppskattats till 40% av den producerade mängden energi.

I tabell 3 presenteras resultatet av energiberäkningar gjorda på olika typer av avloppsbehandling.

Tabell 3 Energianvändning och energiåtervinning för olika typer av avloppsrening enligt Ødegaard och Karlsson (1994).

Treatment alternative	Energy consumpt./product. (Wh/m ³ _{flow})			
	Chemicals ¹⁾	Air	Biogas	Net
Primary precipitation	-30	0	+450 - 180	+240
Biological	0	-105	+350 - 140	+105
Biol./chem. (simult. precip.)	-20	-105	+350 - 140	+85
Biol./chem. (pre-precip.)	-30	-35	+475 - 190	+220
Biol./chem. w/N-removal	-20	-185	+325 - 130	-10
(pre-DN/simult. precip.)				
Biol./chem. w/N-removal	-30 - 60 ²⁾	-110	+475 - 190	+85
(post-DN/pre-precip.)				

¹⁾ Coagulants and carbon source (methanol) in the case of post-DN ²⁾ Methanol

Enligt tabell 3 ger reningsmetoden förfällning det bästa energinettet. Ødegaard och Karlsson gör också en fortsatt fördjupning för att ta reda på vilken reningsmetod som är mest "ekologisk". Ett holländskt datorprogram (SimaPro 2.0) för Livscykelanalys har använts för att värdera tre olika typer av avloppsbehandling. Programmet arbetar efter en modell som tar hänsyn till råvaror, transport, produktion och avfall. De miljöeffekter som programmet värderar är eutrofiering, försurning, växthuseffekt, energianvändningen, toxicitet, produktion av avfall m m. Programmet väger samman de olika parametrarna i enheten "ekopoäng". Ju färre ekopoäng desto bättre, ur ekologisk synvinkel. I tabell 4 visas resultatet av utvärderingen i SimaPro 2.0.

Tabell 4 Ekopoäng enligt Ødegaard och Karlsson (1994).

Element considered	Treatment alternative		
	Chemical (primary precip.)	Biological (conv. activ. sludge)	Biol./chem. (pre-precip.)
Construction	20 000	55 000	45 000
Chemicals	110 000	–	110 000
Air	–	630 000	225 000
Total	130 000	685 000	380 000

Denna livscykelanalys innehåller ett flertal stora förenklingar. Analysen gjordes inte för att visa en totalbild av några anläggningar, istället är analysen fokuserad på de skillnader som finns mellan de olika behandlingsanläggningarna. Därmed har inte energianvändningen på grund av pumpning av avloppsvatten in till anläggningarna eller slamtransporter medräknats. Dessa bidrag i form av ekopoäng antages vara lika oavsett typ av behandling. Livscykelanalysen ger dessutom bara ett allmänt exempel på de tre olika behandlingstyperna. Schablonvärden för transportavstånd av fällningskemikalier har använts. I verkligheten kommer summan ekopoäng i stor utsträckning bero på var verket ligger och därmed också hur långa transportavstånden är.

Som tidigare nämnts, innebär alla sammanvägningar ett mått av subjektivitet. Med hjälp av ett datorprogram som t ex SimaPro 2.0 får användaren hjälp att strukturera upp sin inventering av energianvändningen, emissioner m m. När det därefter är dags summera "ekopoäng" måste utredaren själv bestämma hur de olika parametrarna skall sammanvägas eller alternativt använda en färdig modell, som någon annan har konstruerat. Utvärderingen kan inte ske objektivt.

Miljökonsekvensbeskrivningar

Som en bedömningsgrund för utbyggande av större avloppsanläggning används idag i Sverige såväl som internationellt; miljökonsekvensbeskrivningar (MKB). I Sverige gjordes år 1991 ett tillägg till Miljöskyddslagen angående tillståndsprövning på anläggningar som inbegrips av denna lag. Tillägget finns i 13§ och denna paragraf säger att ansökan skall vara skriftlig och den skall enligt punkt två innehålla: "en miljökonsekvensbeskrivning som möjliggör en samlad bedömning av en planerad anläggnings, verksamhets eller åtgärds inverkan på miljön, hälsan och hushållningen med naturresurser".

Regeringen får meddela föreskrifter om att avloppsvatten av viss mängd, art eller sammansättning inte får släppas ut (10§). Detta medför att vid ny- eller ombyggnad av avloppsreningsverk eller förändring av utsläppspunkt som skett från och med juli 1991, så har alltid en MKB utförts.

Statens Naturvårdsverk och Boverket gjorde före införandet om lagändring en utredning om förutsättningarna för en mer systematisk användning av MKB som beslutsunderlag. Utredningen är publicerad i rapporten *Miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) i det svenska planerings- och beslutssystemet* (1990) och behandlar också vad som bör ingå i en MKB.

I rapporten ges ingen precis och generellt tillämpbar avgränsning av vad en MKB skall innehålla. Detta anses inte vara meningsfullt eftersom innehållet måste bestämmas efter vilken verksamhet som skall bedömas, vilka åtgärder som är planerade etc. Det som konkret sägs i rapporten är i alla fall att en MKB alltid skall redovisa den inverkan en verksamhet eller åtgärd har på marken, vattnet och luften.

I ett utkast från den kommande rapporten *Allmänna råd om MKB, Miljöskyddslagen och Naturvårdslagen från Statens Naturvårdsverk* (1994) föreslås att ett MKB-dokument indelas i fem huvudavsnitt:

- **VERKSAMHETEN.** I detta avsnitt beskrivs syfte med verksamheten samt behovet av resurser som tas i anspråk i form av markareal, råvaror, infrastruktur och energi. Även det som kommer ut från verksamheten skall redovisas, såsom utsläpp samt restprodukter och avfall. Slutligen bör den alternativa teknik som har diskuterats under arbetets gång presenteras och anledningen till varför den valts bort motiveras.
- **PLATSERNA OCH DERAS OMGIVNINGAR.** Under denna rubrik redogörs för tänkbara lokaliseringar. Det som bör ingå är planfrågor och förordnanden för området, störningskänslig bebyggelse, skyddsvärda objekt inom området samt känsligheten för landskapet som helhet.
- **VERKSAMHETENS KONSEKVENSER.** I detta avsnitt skall verksamhetens konsekvenser för såväl miljön, hälsan som hushållningen med naturresurser beskrivas. Redovisningen av verksamhetens konsekvenser varierar beroende på verksamhetens art och omfattning, omgivningens karaktär och flera andra orsaker. Huvudsyftet är att lyfta fram de avgörande konsekvenserna och visa hur de varierar mellan olika alternativ.
- **ÖVRIGA FRÅGOR.** Här beskrivs bl a hur MKB-arbetet har bedrivits med en tyngdpunkt lagd på samrådsförfarandet och hur samråden har påverkat projektet som helhet.
- **SÖKANDENS SLUTSATSER.** Skall innehålla en helhetsbild av den planerade verksamhetens konsekvenser för miljön, hälsan och hushållningen med naturresurser.

Slutsatser av jämförande studier av avloppssystem

Jämförande metoder som bedömer enskilda parametrar som t ex Jensen *et al* (1992) ger grova men värdefulla mått på olika parametrar. Rapporten är mycket lämplig att använda t ex vid en förstudie då en ny småskalig avloppsanläggning planeras. Översikten med nyckeltal kopplade till ett stort antal anläggningar medger möjligheter att snabbt välja ut några alternativ för fortsatt bedömning.

Nästa steg i planeringen är att få en samlad bild över anläggningens förmåga med avseende på bebyggelse, antal anslutna, naturens förutsättningar m m. Exploatören kan då använda sig av metoden författad av Fasteneau *et al* (1990) för att skaffa sig en bild över bästa alternativ. Artikeln gör också en kostnadsjämförelse mellan olika typer av anläggningar. Kostnadseffektivitet som metod för jämförelser vid val av avloppssystem har tillämpats sedan 1970-talet. Ett exempel på detta presenteras av Ko och Duckstein (1972).

För att nå en högre detaljnivå om främst resurshushållning och miljöpåverkan kan en livscykelanalys utföras. För att jämföra några alternativa lösningar kan det räcka med en kortfattad livscykelanalys som endast värderar skillnaderna mellan alternativen. Ett exempel på detta är Ødegaard och Karlsson (1994).

Miljökonsekvensbeskrivningar har idag främst en funktion vid tillståndsprövning vid förändringar av avloppsreningsverk. En MKB kan också vara ett användbart verktyg för systemets exploatör för att jämföra alternativa lösningar.

Krav på avloppsanläggningar

Vilka krav finns?

De krav som ställs på avloppsanläggningar kan delas in i tre kategorier:

- Hygienkrav
- Miljöskyddskrav som gäller utsläppsnivåer av olika ämnen till recipient
- Kvalitetskrav på återfört material till jordbruket

Hygienkrav

Det finns i motsats till de två andra kraven inte några generella hygienkrav för avloppshanteringen. Det existerar därmed inte några gränsvärden för hur stor mängd eller halt sjukdomsbärande bakterier som får släppas ut från respektive system. Den aktuella tillsynsmyndigheten har dock att se till att sanitära olägenheter inte uppkommer. Tillsynen kan t ex gälla placering av utsläppspunkt för behandlat avloppsvatten, placering av bräddningspunkter på ledningsnätet, inhägnad av behandlingsanläggning m.m.

Miljöskyddskrav

Dagens krav

Det finns ingen generell fastlagd nivå för hur stora mängder kväve, fosfor och BOD₇ de svenska avloppsreningsverken får släppa ut till recipient. Dagens krav på varje enskild anläggning är baserat på det reningsresultat som bästa kända teknik kan ge. Högsta tillåtna utsläpp från kommunala reningsverk har i normalfallet satts till 15 mg syreförbrukande ämnen (BOD₇) och 0,5 mg totalfosfor (P-tot) per liter utsläppt renat avloppsvatten. För stora reningsverk i kustnära eller andra känsliga områden kan kraven vara högre, vanligen BOD₇ ≤ 10 mg/l och P-tot ≤ 0,3 mg/l. Ett fåtal stora kustnära avloppsreningsverk har idag också krav på kväverening. Exempel på anläggningar med krav på kväve är Henriksdals och Bromma avloppsreningsverk i Stockholmsområdet som har krav på högsta tillåtna utsläpp av ammoniumkväve (NH₄-N) = 10 mg/l under perioden juli - oktober. Ett annat exempel är Västra Strandens avloppsreningsverk i Halmstad som har ett utsläppskrav för totalkväve ≤ 12 mg/l (årsmedelvärde).

Krav på kort sikt

Sverige har genom olika internationella konventioner, bland annat Paris och Helsingforskonventionerna, åtagit sig att minska utsläppen av bl a närsalter, stabila organiska ämnen och metaller till Östersjön och Nordsjön. De antropogena vattenburna utsläppen av fosfor och kväve skall minskas med 50% mellan åren 1985/87 och 1995.

Utsläppen av metaller och stabila organiska föroreningar till Östersjön skall minskas med 50 % mellan åren 1987 och 1995. Motsvarande minskning till Nordsjön skall ske under perioden 1985-1995. Åtaganden för utsläppsminskning av kvicksilver, kadmium och bly har dock satts högre - 70 procent under perioden.

Kvalitet på återfört material till jordbruket

I de svenska *Kemikalieförfattningarna* infördes år 1993 i *Förordningen (1985:840) om vissa hälso- och miljöfarliga produkter m.m.* paragraf 11 gällande avloppsslam för jordbruksändamål:

Avloppsslam för jordbruksändamål får saluhållas och överlåtas endast om metallhalten inte överstiger vad som framgår av följande:

<i>Metall</i>	<i>mg/kg torrsubstans</i>
Bly	100
Kadmium	2
Koppar	600
Krom	100
Kvicksilver	2,5
Nickel	50
Zink	800

Trots första stycket får värdet för bly, koppar, kadmium och kvicksilver överskridas med det dubbla till utgången av år 1997. Statens Naturvårdsverk får, med iakttagande av Sveriges av riksdagen godkända åtaganden enligt avtalet om Europeiska ekonomiska samarbetsområdet, medge undantag från vad som sägs i första och andra styckena, om särskilda skäl föreligger. Förordning (1993:1271).

Tidigare fanns det krav ställda på max tillåtna halter av tungmetaller i slam för spridning på åkrar. Nu tillämpas istället regler för hur stor mängd tungmetaller som får spridas per arealenhet på åkermark. Under år 1994 träffade Svenska vatten- och avloppsverksföreningen (VAV), Lantbrukarnas Riksförbund (LRF) och Statens Naturvårdsverk en överenskommelse angående slamgödsling. Kraven gäller tungmetaller och finns redovisade i tabell 5.

Tabell 5 Gränsvärde för den årliga mängd metaller som högst får tillföras åkermark vid gödsling med slam från avloppsreningsverk. Gränsvärdena avser genomsnitt räknat för en sjuårsperiod. Metallmängderna räknat i gram per hektar och år. Tabellen är hämtad ur Statens Naturvårdsverks författningssamling (1994).

Metall	År 1995 (g/ha,år)	År 2000 (g/ha,år)
Bly	100	25
Kadmium	1,75	0,75
Koppar	600	300
Krom	100	40
Kvicksilver	2,5	1,5
Nickel	50	25
Zink	800	600

Metod

Värderingsmetod med enskilda parametrar

I föregående kapitel diskuterades de krav som gäller på avloppssystem inom hygien, miljöskydd och krav på återfört material till jordbruket. Vid framtagandet av en ny värderingsmetod var avsikten att denna metod skulle värdera avloppssystemen utifrån ställda krav. Dessutom förväntades metoden värdera resurshushållningen i det aktuella systemet.

Fem parametrar definierades för att ingå i värderingsmetoden:

- **FÖRLUST AV FOSFOR OCH KVÄVE TILL RECIPIENT**
Hur stora förluster av fosfor och kväve från avloppet sker till recipient (%)?
- **ÅTERFÖRINGSGRAD AV FOSFOR OCH KVÄVE TILL JORDBRUK**
Hur stor mängd kväve och fosfor från avloppet återförs till jordbruket (%)?
- **EKONOMI**
Vilken årlig kostnad i form av investeringar och drift kräver avloppshanteringen utslaget per ansluten person (kr/p,år)?
- **AREAL**
Vilken yta upptar den aktuella anläggningen (m²/p) ?
- **ENERGI**
Hur mycket energi används i anläggningen (kWh/p,år) ?

Värdering utifrån uppställda krav

De två översta parametrarna förväntas värdera avloppssystemen utifrån uppställda krav. Den första parametern *Förlust av fosfor och kväve till recipient* var tänkt att värdera miljöskyddskraven i den aktuella anläggningen. Den andra parametern *Återföringsgrad av fosfor och kväve till jordbruk* värderar hur stor andel av inkommande mängd fosfor och kväve som återförs till jordbruket. I föregående kapitel beskrivs att det krav angående återföring till jordbruket som finns gäller kvaliteten på den restprodukt som används i jordbruket. Detta krav är kopplat till återföringsgraden, eftersom slam som har för höga halter av tungmetaller inte tillåts användas som gödningsmedel.

Hygienkravet är det krav som inte har kunnat värderas i ett mått i denna studie. Ett försök gjordes under arbetets gång där antalet personer som dagligen löper risk att ha fysisk kontakt med avloppsvatten summerades. Detta innebar att endast de som arbetar yrkesmässigt med drift och underhåll av avloppssystem medräknades. Dessa personer känner till riskerna och vet hur

avloppsvattnet skall hanteras. Det är alltså inte denna hantering som innebär några stora hygieniska risker. Ett bättre angreppssätt kan vara att göra riskuppskattningar för olika möjliga händelser. Dessa uppskattningar kan t ex ske för risken att smittspridning inträffar vid bräddningar, olika typer av olyckor m m. I föreliggande rapport har inget kvantitativt mått på hygieniska risker presenterats. De tänkbara hygieniska riskerna för varje fallstudie beskrivs dock i text.

Förlust av fosfor och kväve till recipient

Vid varje fallstudie har massbalanser över behandlingsanläggningen för fosfor och kväve framräknats och presenterats. Dessa har bestämts genom att avloppsvattenflödet samt halterna av ovan nämnda ämnen är kända från analysprotokoll. De framräknade massbalanserna för respektive anläggning används för att bestämma hur stor mängd av fosfor och kväve som transporteras ut till recipienten. Det är alltså anläggningens förmåga att skydda den aktuella recipienten, som värderas med denna parameter.

Återföringsgrad av fosfor och kväve till jordbruk

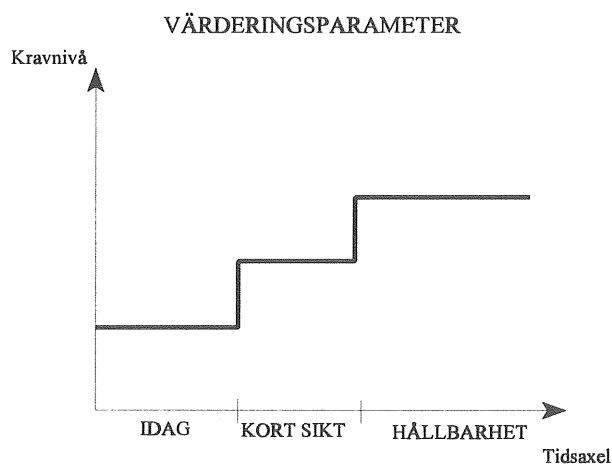
Det som värderas i denna kategori är hur stor viktsandel av näringsämnena fosfor och kväve i avloppsvatten som återförs till odlingar. Massbalanserna som diskuteras i avsnittet ovan används även för att bestämma denna parameter. I de fall då inte mätningar har gjorts, har massbalanser beräknats genom litteraturuppgifter på fosfor- och kväveinnehåll i olika fraktioner i avloppet. Se tabell 6.

Tabell 6 Specifika föroreningsmängder från hushåll (g/pd) enligt Sundberg (1994)

Parameter	Gråvatten	Urin	WC	Fekalier	Summa
Torrsubstans	75-80		40-140		115-220
Suspenderad substans	17-18		30		47-48
BOD ₇	30		20		50
Totalfosfor	0,3-0,6	1,0		0,5	1,8-2,1
Totalkväve	0,7-1,1	11		1,5	13,2-14,3
Flöde (l/pd)	150		50		200

Kravnivåer på parametrar

Kraven som ställs på avloppssystemen är föränderliga med tiden. Det finns vissa kravnivåer som gäller idag och vissa kravnivåer som idag är fastlagda för att gälla på kort sikt (kanske inom något år). Ett mål med kraven borde vara att finna nivåer som medför på lång sikt hållbara system; dvs avloppssystem som inte medför förluster av bl a ändliga förluster. I figur 5 presenteras hur kravnivåerna kan förändras med tiden för en värderad parameter.



Figur 5 Kravnivåernas förändring med tiden för en värderingsparameter

Värdering av resurshushållning

De två parametrarna *Förlust av fosfor och kväve till recipient* och *Återföringsgrad av fosfor och kväve till jordbruk* värderar avloppssystemen utifrån uppställda krav som nämndes ovan. Dessa två parametrar värderar också resurshushållningen i avloppssystemen. De värderar specifikt hushållningen med näringsämnena fosfor och kväve som finns i avloppet. De tre övriga parametrarna värderar resurshushållningen i avloppssystemens funktion. Parametern *Ekonomi* värderar årskostnaden för investeringar och drift i systemen, parametern *Areal* värderar hur stor yta avloppshantering tar i anspråk och parametern *Energi* värderar hur stor energianvändning som sker i systemen. Nedan beskrivs hur dessa tre parametrar bestäms.

Ekonomi

En ekonomisk analys av de årliga kostnaderna görs för varje exempel. Metoden som används är av typen real annuitetsmetod, dvs investeringar som är gjorda slås ut över de antal år som investeringen har en teknisk livslängd. Annuiteten beräknas med hjälp av en annuitetsfaktor som beräknas med formeln:

$$\text{Annuitetsfaktorn} = \frac{\frac{p}{100} \left(1 + \frac{p}{100}\right)}{\left(1 + \frac{p}{100}\right)^n - 1}$$

Där p är realräntan och n är investeringens tekniska livslängd.

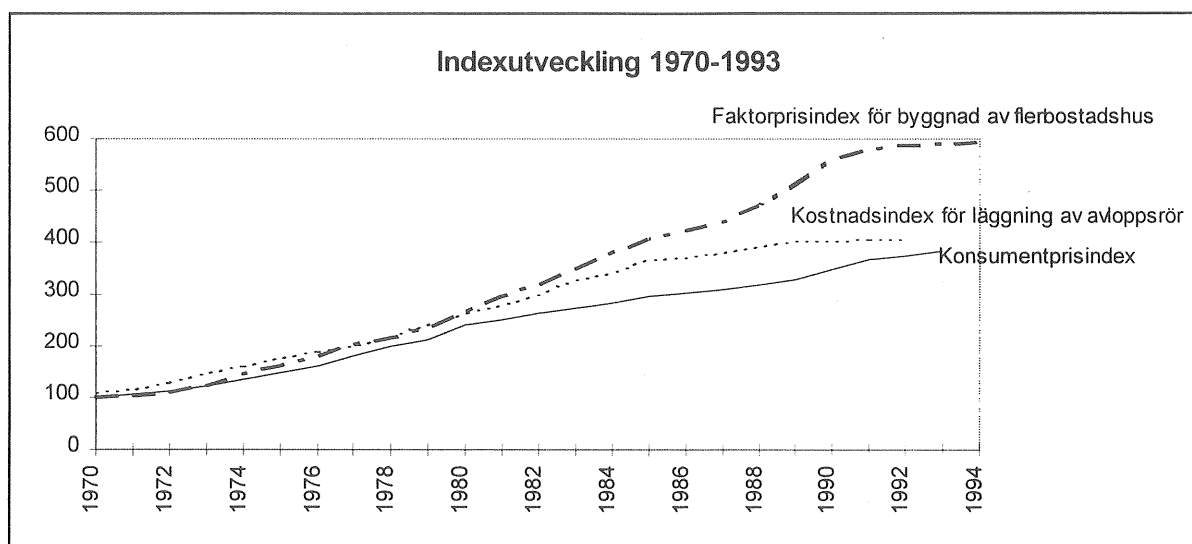
För att jämförelsen mellan systemen skall vara relevant har olika livslängder och realräntan fastslagits på förhand.

TEKNISKA LIVSLÄNGDER:

Hela anläggningar i form av verk m m	30 år
Tunnlar	100 år
Pumpar och maskinutrustning	20 år
Elektronik, datorer	10 år
Nylagda ledningar	50 år

REALRÄNTA 4 %

I de exempel då investeringarna är gjorda tidigare än år 1993 är investeringskostnaderna indexreglerade. För de exemplen finns det angivet vilket index som har använts. I figur 6 jämförs några index för perioden 1970 till 1993.



Figur 6 Indexutveckling 1970-1993.

De tekniska livslängderna gäller i alla fall utom då en anläggning är projekterad för att vara i drift under kortare tid än livslängderna ovan.

Annuitetskostnaderna av investeringarna redovisas som en årskostnad. Till årskostnaden summeras även driftskostnaderna för år 1993. I driftskostnaderna ingår bl a lönekostnader för driftspersonal, kostnader för el- och bränsleförbrukning och kostnader för fällningskemikalier. När annuitetskostnaden och driftskostnaderna är summerade, divideras slutligen slutsumman med antalet enslutna personekvivalenter. Årskostnaden får enheten kr/pe,år.

Areal

Parametern areal beskriver hur stor yta anläggningarna upptar med enheten m^2/p . I detta mått bestäms endast ytan av behandlingsanläggningen. Exempel på behandlingsanläggningar är avloppsreningsverk, rotzonsanläggning, biodamm eller markbädd. Vad som inte värderas är ytanvändningen av tex pumpstationer i ett transportsystem.

Energi

Energianvändningen i systemen summeras i formen kWh/p,år. Systemavgränsningen är: energianvändningen för transport av avloppsvatten (eller dess fraktioner) samt energianvändningen vid behandling.

Energianvändningen kan bestå av bl a elförbrukning i pumpstationer på ledningsnät och elförbrukning i processerna i ett avloppsreningsverk. Om kemisk rening ingår i behandlingen av avloppsvatten, värderas energianvändningen som är kopplad till fällningskemikalierna. Schablonvärden för framställning och transport av kemikalierna JKL (järnklorid/sulfat), AVR (aluminiumsulfat) och PAX (aluminiumklorid) har tagits fram av Ødegaard och Karlsson (1994), se tabell 7.

Tabell 7 Total energi (kWh/ton produkt) för olika fällningskemikalier, enligt Ødegaard och Karlsson (1994).

Energy requiring element	Coagulants		
	JKL	AVR	PAX
Raw material (incl. transport)	50–100	200	150
Production	35–40	50	100
Transport final product	60	70	60
Total	< 200	320	310

Det finns också fall där inte elenergianvändningen i en pump har kunnat uppges. Energianvändningen har i dessa fall teoretiskt beräknats genom att uppfodringshöjden och tillflödet till pumpen är kända.

Energianvändningen i ett pumpaggregat kan anges enligt formeln:

$$E = \frac{g \times Q \times H}{3600 \times t \times \eta}$$

där

E = energianvändningen, kWh

g = tyngdkraftsaccelerationen, m/s²

Q = uppfodrat flöde, m³/s

H = uppfodringshöjd, m

t = pumpningstid (den tid under vilken pumpen är verksam)

η = pumpens verkningsgrad

Faktorn 3600 i nämnaren ger en omräkning från kilowattsekunder till kilowattimmar.

Fallstudier

Val av exempel

De utvalda exemplen för denna studie är:

- RYAVERKET i Göteborgs kommun med 550 000 anslutna personer
- ERNEMARS AVLOPPSRENINGSVERK i Oskarshamns kommun med 20 000 anslutna personer
- ÖLMANÄS AVLOPPSRENINGSVERK i Kungsbacka kommun med 5 800 anslutna personer
- ROMA BEVATTNINGSANLÄGGNING i Gotlands kommun med 1 500 anslutna personer
- HÖJA ROTZONSANLÄGGNING i Ängelholms kommun med 150 anslutna personer
- TOARPS EKOBY i Malmö kommun med 48 anslutna personer

Dessa sex exempel har några saker gemensamt vilket har bidragit till att de har utvalts:

- Anläggningarna syftar i första hand till att behandla spillvatten från hushåll
- I samtliga exempel sker avskiljning av fosfor, kväve och biologiskt material i anläggningarna

Studiens exempel är också utvalda för att ha en spridning i skalan småskaligt-storskaligt samt en spridning i typ av avloppsbehandling.

De sex utvärderade exemplen har jag indelat i vad jag kallar *konventionella avloppssystem* och *alternativa avloppssystem*. Avloppssystemen avgränsas till transportsystem och behandlingsanläggning. Med transportsystem menar jag transporten av avloppsvattnet från brukarna till behandlingsanläggningen. Med behandlingsanläggning menar jag den anläggning där avloppsvattnet behandlas, dvs där avloppsvattnet samlas upp och behandlas till en ny kvalitet.

Begreppen konventionell och alternativ teknik används flitigt inom VA-branschen idag. Olyckligt nog har orden olika innebörd beroende på vem som yppar dem. I min studie avser jag med konventionell avloppsbehandling ett transportsystem bestående av ett ledningsnät som med självfall och pumpstationer transporterar avloppsvattnet till behandlingsanläggningen. Behandlingsanläggningen består av ett avloppsreningsverk där reningen sker fysikaliskt, biologiskt och kemiskt. Restprodukten från reningen är ett avloppsslam och det renade avloppsvattnet släpps ut i en vattenrecipient. Med alternativa avloppssystem avser jag system som på något sätt avviker från min definition av konventionell teknik. Det "alternativa" kan antingen röra transportsystemet, behandlingsanläggningen eller bådadera.

Studiens exempel på konventionella avloppssystem omfattas av Ryaverket, Ernemar och Ölmanäs. Dessa tre exempel har ett ledningssystem som transporterar avloppsvattnet till ett avloppsreningsverk. I verket leds vattnet till olika bassänger där reningen påskyndas med hjälp av teknik. Reningsprocesserna som utnyttjas är fysikalisk rening genom sedimentation, biologisk rening med hjälp av aktivt slam samt kemisk rening genom tillsättning av fällningskemikalier.

Studiens exempel på alternativa avloppssystem omfattas av Roma, Toarp och Höja. I Roma bevattningsanläggning transporteras avloppsvattnet på konventionellt sätt till ett system av biodammar och lagringsdammar innan avloppsvattnet används för bevattning på åkermark. I Toarps ekoby finns torra toaletter med multrum där toalettavfallet förmultnar. Avloppsvatten från bad-, disk- och tvätt (BDT-vatten) leds till ett system med rotzonsanläggning och markbädd för behandling. Efter detta samlas det renade vattnet upp i en damm och används för bevattning. I Höja slutligen leds avloppsvattnet via ett konventionellt ledningssystem för rening till en rotzonsanläggning innan utsläpp sker till recipient.

När transportsystemen diskuteras i fallstudierna används begreppen kombinerat, duplikat och separat ledningssystem. Med kombinerat ledningssystem avses att spillvatten och dagvatten transporteras blandat i samma ledning. Duplikat ledningssystem innebär att spillvatten och dagvatten transporteras i åtskilda ledningar. Separat ledningssystem slutligen, innebär att spillvatten transporteras i en ledning och dagvatten transporteras i ett öppet dike eller dylikt.

Fallstudie 1

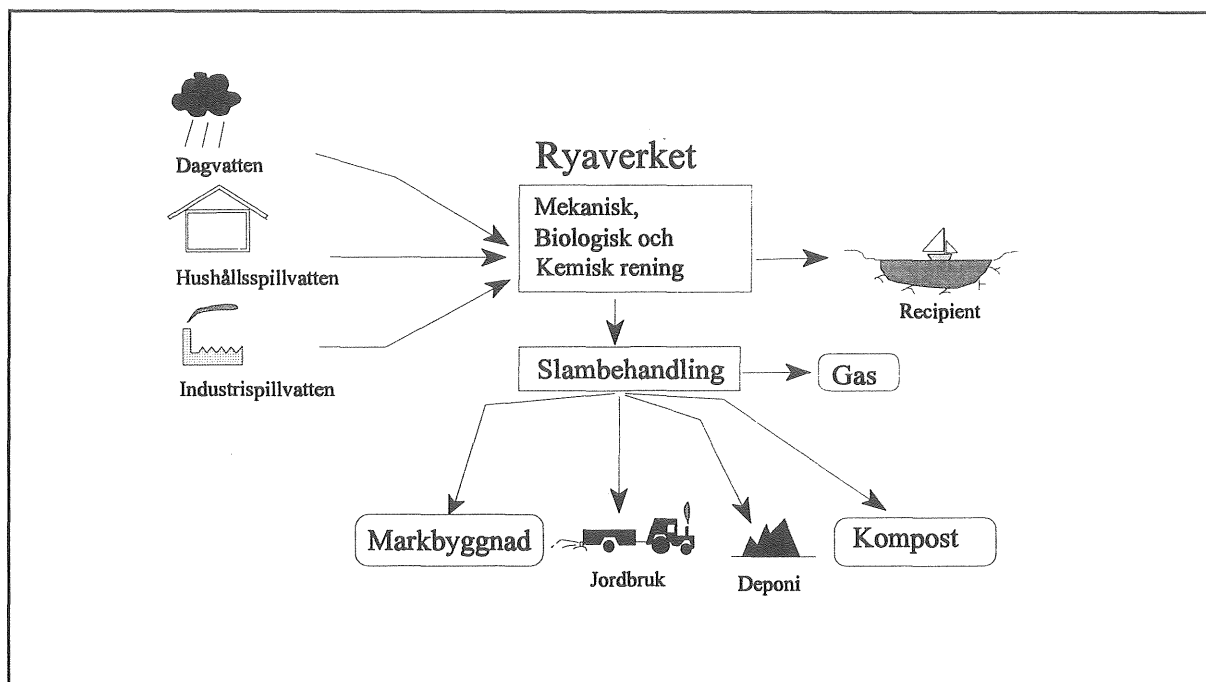
Ryaverket i Göteborgs kommun

1.1 Allmänt

I Göteborg driver det interkommunala aktiebolaget GRYAAB regionens centrala avloppsreningsverk, Ryaverket. Förutom Ryaverket äger GRYAAB en slamavvattningsanläggning, en bergrumsdeponi, 19 km tryckledningar och 90 km tunnlar för uppsamling av avloppsvatten i regionen.

Regionens kommuner: Ale, Göteborg, Härryda, Kungälv, Mölndal och Partille svarar för sitt eget ledningsnät, sina pumpstationer och sina bräddavlopp på ledningsnätet. Ungefär 550 000 personer är anslutna till Ryaverket, varav ca 78% är boende i Göteborgs kommun. Tillflödet av hushållspillvatten från dessa personer till Ryaverket uppgick till 39,4 Mm³ eller 195 l/p d. Om spillvattenmängden från industrier och verksamheter jämförs med den specifika hushållspillvattenmängden på 195 l/p d så motsvarar den totala belastningen ca 750 000 personekvivalenter. Den totala mängden behandlat avloppsvatten i Ryaverket under 1993 var emellertid så hög som 120,1 Mm³. Detta beror främst på inläckage av dränvatten, dagvatten m m i ledningsnätet.

Avloppsvattenreningen i Ryaverket sker med fysikalisk, kemisk och biologisk rening. Processschema för Ryaverket. Figur 7 visar en översiktlig bild över Ryaverket med tillhörande ledningsnät.



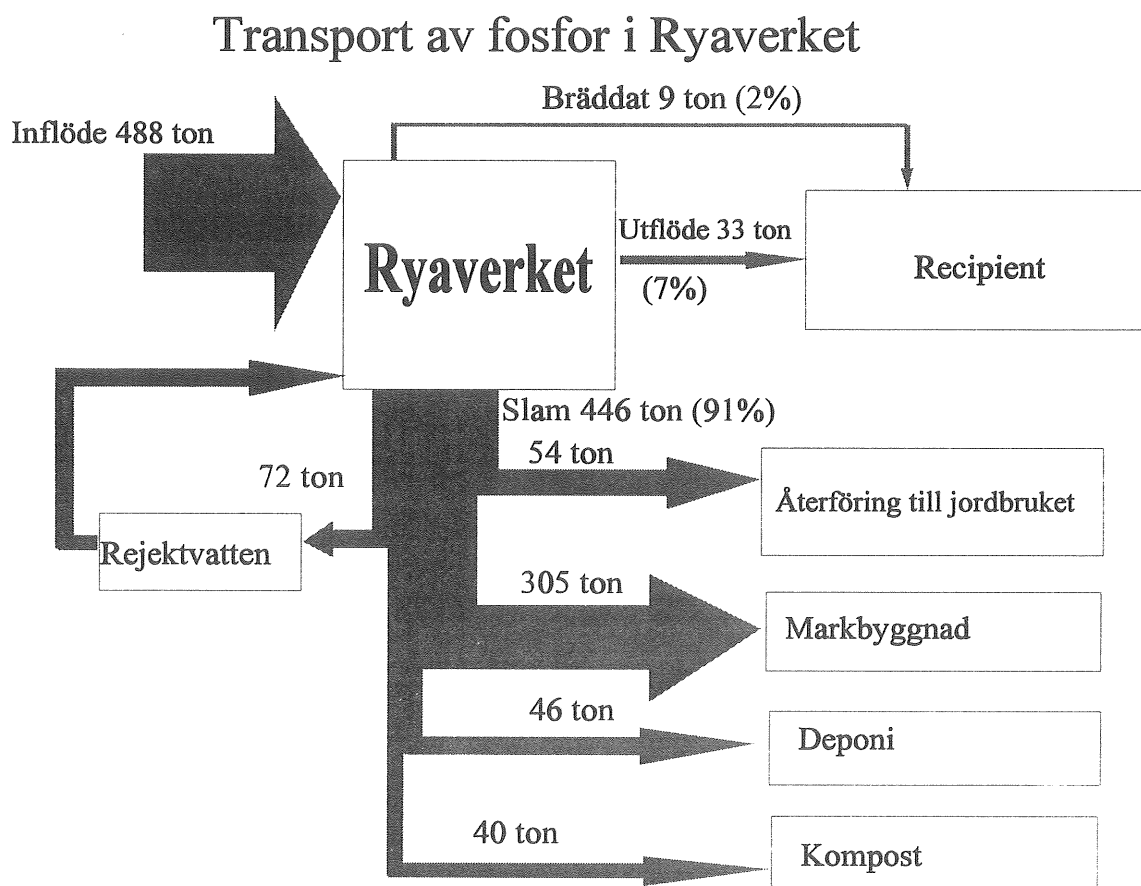
Figur 7 Schematisk bild över Ryaverket

Ledningssystemet som transporterar avloppsvattnet fram till Ryaverket är blandat kombinerat, separat och duplikat. Fördelningen är ungefär: kombinerat 25%, separat 10% och duplikat 65%.

1.2 Flöden av fosfor och kväve

Transport av totalfosfor i Ryaverket

I Ryaverket fälls fosfor kemiskt. Cirka 91% av inkommande totalfosfor hamnar i slammet. År 1993 återfördes endast ca 11% av inkommande fosfor till jordbruket. Ungefär två tredjedelar av slammet används för markbyggnadsprojekt. Se vidare figur 8.



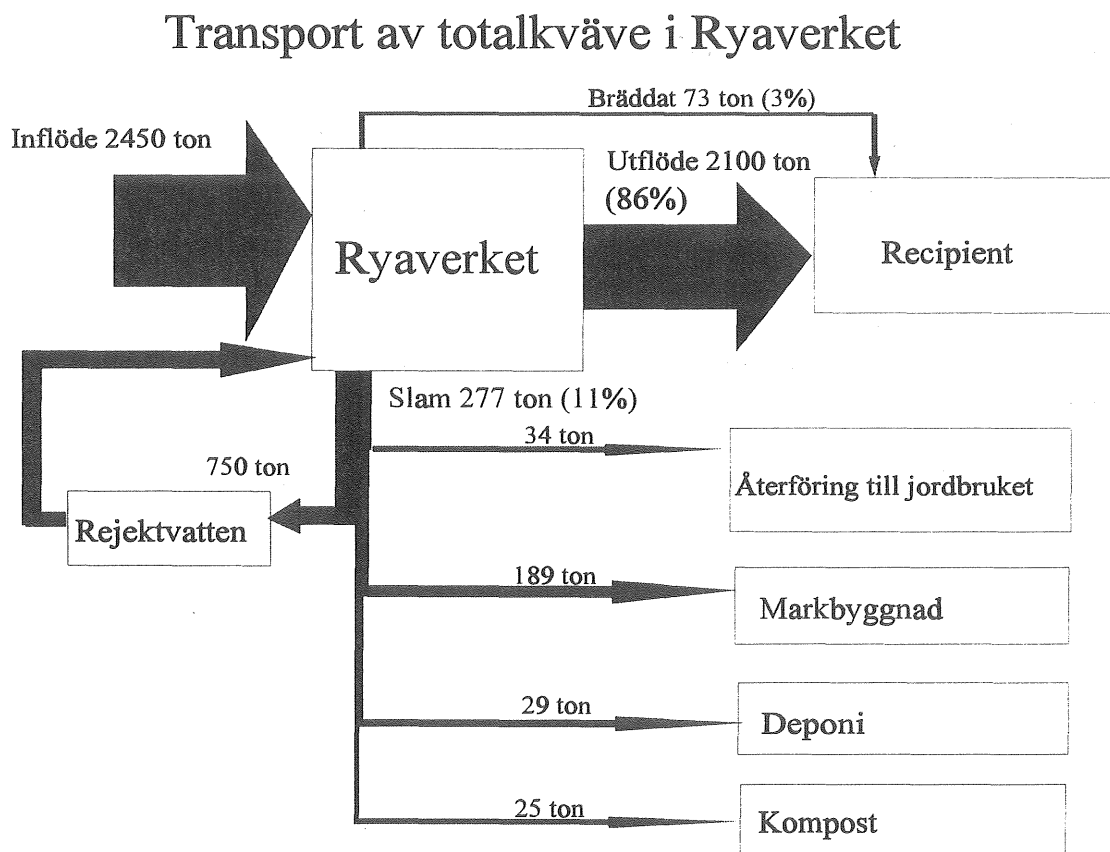
Figur 8 Transport av totalfosfor i Ryaverket

Massbalansen i figur 8 är hämtad ur Miljörapport GRYYAB 1993. Massorna för inflöde, utflöde, bräddat och rejektivatten innehåller inga stora fel enligt muntligt meddelande från Peter Robinson, GRYAAB. För att massbalansen skulle gå ihop har värdet för mängden fosfor i slammet anpassats.

Värden inom parentes i figur 8 anger procentsatser av inkommande mängd fosfor.

Transport av totalkväve i Ryaverket

Kvävereningen är ännu inte utbyggd i Ryaverket. Detta medför att över 80% av totalkvävet passerar Ryaverket och går direkt ut i recipienten. När kvävereningen är utbyggd räknar man med att upp till 60% av inkommande totalkväve denitrifieras och avgår till luften.



Figur 9 Kvävetransporten i Ryaverket innan kvävesteget är byggt.

Massbalansen är uppritad på samma grunder som för totalfosfor. Värden inom parentes i figur 9 anger procentsatser av inkommande mängd kväve.

1.3 Miljöskydd

Dagens krav

Utsläppskravet för totalfosfor från Ryaverket är 0,5 mg/l och medelvärdet för halten i utgående vatten var 0,3 mg Tot-P /l under år 1993.

Kravnivån på BOD₇ är på 15 mg/l och medelvärdet på utgående vatten var under samma år 8 mg/l.

Krav på kort sikt

Utöver dagens krav tillkommer troligen ett krav på en utsläppsnivå av totalkväve < 10 mg/l. Ryaverket bygger ut anläggningen för att också innefatta kväverening. Denna beräknas kunna reducera kvävehalten i avloppsvattnet med upp till 60%.

1.4 Kvalitet på restprodukt

Tungmetallhalterna i det avvattnade slammet från Ryaverket var i medeltal 1993:

Ämne	Medelhalter i slammet från Ryaverket 1993 (mg/kg TS)	SNVs rekommendationer 1990:13 (mg/kg TS)	SNVs rekommendationer för 1998 (mg/kg TS)
Zink	1430	1500	800
Koppar	520	600	600
Bly	73	100	100
Krom	27	150	100
Nickel	23	100	50
Kadmium	3,3	2	2
Kvicksilver	2,5	2,5	2,5

1.5 Hygien

Vid Ryaverket arbetar ca 50 personer. Servicen vid avloppsledningssystemet sköts av ca 40 personer. Dessa personer är de enda i systemet som i sitt dagliga arbete löper risk att ha fysisk kontakt med avloppsvattnet. Med tanke på antalet anslutna personer är detta en liten andel personer. Risk för smittspridning till ovetande personer uppträder främst vid stora regn då avloppsvatten bräddas på vissa punkter i ledningsnätet samt vid Ryaverket. Det finns också en teoretisk risk att smittobärande bakterier i utloppsvatten från Ryaverket överlever en liten tid i havsvattnet och transporteras med strömmar till någon badplats.

I Göteborgsregionens avloppssystem är vanligen spillvattenledningar och dricksvattenledningar lagda i samma ledningsgrav. Detta är det absolut vanligaste sättet att lägga VA-ledningar. Det finns en risk, om än liten, att ett tryckfall uppstår i en läckande dricksvattenledning och att utläckt avloppsvatten från en likaledes läckande avloppsledning kommer in i dricksvattnet.

1.6 Parametrar

Förlust av fosfor och kväve till recipient

Enligt figur 8 transporterades 33 ton fosfor via utflödet i Ryaverket till havet. Dessutom transporterades ca 9 ton fosfor till havet vid bräddningar i Ryaverket. Av inkommande mängd fosfor till Ryaverket transporterades ca 9% till havet.

Motsvarande uppgifter om kväve ges i figur 9. Transport av kväve via utflödet var 2100 ton och via bräddning 73 ton. Av inkommande mängd kväve till Ryaverket transporterades ca 89 % till havet.

Återföringsgrad av fosfor och kväve till odlingar

Den totala slamproduktionen i Ryaverket var 54800 ton. Slammet disponerades enligt fördelningen:

Kompostering	5600 ton (9%)
Återföring till jordbruket	7500 ton (12%)
Markbyggnad	41700 ton (68%)
Deponi	6300 ton (11%)

Av inkommande mängd totalfosfor återförs ca 11% till jordbruket.

Av inkommande mängd totalkväve återförs ca 1,4% till jordbruket.

Om allt slam från Ryaverket hade återförts till jordbruket skulle återföringsgraden för fosfor vara 91%. Motsvarande återföringsgrad för kväve hade varit 11%.

Ekonomi

Nedanstående ekonomiska beräkningar är gjorda efter metod som är beskriven i kapitlet *Metod*. Kalkylblad är redovisade i bilaga 1.

För att bestämma annuitetskostnaden för investeringarna i Ryaverket har GRYAABs årsredovisningar studerats för alla år ända sedan bolagets bildande 1970. Investeringarna har nuvärdesberäknats med Entreprenadindex E84 (tidigare H63). Driftskostnaderna under år 1993 var 59,4 Mkr enligt Peter Balmér, personligt meddelande. Årskostnaden för GRYAAB inklusive verk, tunnlar, huvudledningar, biogasanläggning, markanläggningar och byggnader beräknades därmed till ca 320 kr/pe, år.

Att försöka göra en uppskattning av årskostnaden för Göteborgs avloppsledningsnät är betydligt svårare. Ledningsnätet är lagt under ca 100 år och det är inte möjligt att överblicka alla gjorda investeringar. Istället antas att Göteborgs ledningsnät kräver en konstant årlig nyinvestering och drift. Därför har Göteborgs VA-verks Årsberättelse 1992 använts som grund för att bestämma årskostnaden för avloppsledningssystemet till Ryaverket. Observera att endast Göteborgs ledningssystem är värderat. Därmed slås årskostnaden ut endast på de 433 000 anslutna som bor

i Göteborgs kommun. Årskostnaden har bestämts genom att summera de poster under rubrikerna "Ombyggnader av avloppsledningsnät", "Nyckeltal för avledning av avloppsvatten" och "Investeringar" som rör spillvattenledningsnätet. Årskostnaden per person har härur bestämts till ca 210 kr.

Den sammanlagda årskostnaden för en göteborgare kan därmed beräknas till 530 kr.

Areal

Ryaverket upptar en yta om 6 ha. Antalet anslutna är ca 550 000 personer. Arealbehovet är därmed ca 0,11 m²/person.

Införandet av kväverening innebär inte att några nya ytor tas i anspråk. Utbyggnaden sker på höjden. Arealbehovet förblir konstant.

Energi

Energianvändningen i Ryaverkets avloppssystem består av elförbrukning i reningsverket och i ledningssystemet. I reningsverket användes 52 kWh/person, år för pumpning, luftning, omrörning m m. I ledningssystemet användes 7 kWh/person för pumpning i pumpstationer. Under år 1993 användes 7 623,5 ton fällningskemikalier av typen JKL och 124 ton av typen PAX. Omräkning till energianvändning m h a schablonvärden framtagna av Ødegaard och Karlsson (1994) ger energianvändningen 3 kWh/pe, år. För JKL har totala energianvändningen 200 kWh/ton används. Detta är högt räknat enligt författarna. Se tabell 7 i kapitlet *Metod*.

Den totala energianvändningen inom systemavgränsningen blir därmed 62 kWh/person,år.

Utanför denna systemavgränsningen finns både återvinning av energi och användning av energi. Ur avloppsslammet utvanns biogas med energivärdet 89 kWh/person,år. Av denna biogas utnyttjades 47 kWh/person,år till gaspannor samt 26 kWh/person,år som gick till Göteborgs fjärrvärmenät. Återstående 16 kWh/person,år kunde inte utnyttjas utan facklades. Förutom biogas produktionen kunde också värme ur utloppsvattnet från Ryaverket återvinnas med hjälp av värmepumpar. Denna återvinning var inte mindre än 870 kWh/person,år.

Sammanfattning av parametrar

Förlust av fosfor och kväve till recipient

Av inkommande mängd **totalfosfor** transporteras ca **9%** till recipient.

Av inkommande mängd **totalkväve** transporteras **89%** till recipient.

Återföringsgrad av fosfor och kväve

Av inkommande mängd **totalfosfor** återförs ca **11%** till jordbruket.

Av inkommande mängd **totalkväve** återförs ca **1,4 %** till jordbruket.

Om allt slam från Ryaverket hade återförts skulle återföringsgraden för fosfor vara 91% och för kväve 11%.

Ekonomi

Den sammanlagda årskostnaden för en göteborgare som är ansluten till Ryaverket har beräknats till ca **530 kr**.

Denna årskostnad kan delas upp i:

Årskostnaden för drift och investeringar i Ryaverket har beräknats till **ca 320 kr/person, år**.

Årskostnaden för drift och underhåll av ledningsnätet har beräknats till **ca 210 kr/person, år**.

Areal

Anläggningen upptar en areal motsvarande **0,11 m²/person**. Detta kommer att inte att förändras när kvävereningen är utbyggd. Nybyggnaden sker "på höjden".

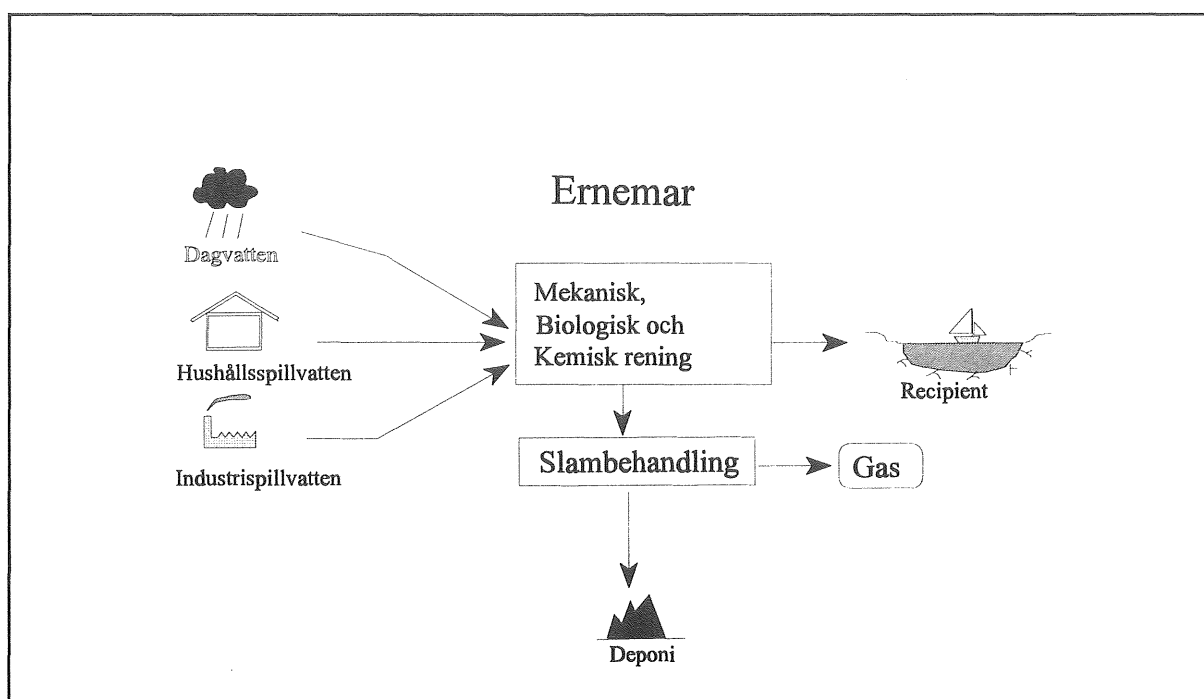
Energi

Användningen av energi i Ryaverket samt i pumpstationer på avlopps nätet var **62 kWh/person år 1992**.

2.1 Allmänt

Ernemars avloppsreningsverk behandlar avloppsvatten från tätorterna Oskarshamn och Påskallavik. Verket har ca 20 000 anslutna abonnenter. Spillvattnet leds i ett blandat ledningssystem. Detta har fördelningen; duplikat 79%, kombinerat 13%, tryckavloppsledning 8%. Ett nytt reningsverk byggdes 1988 i anslutning till det gamla verket. Det gamla verket klarade inte dagens utsläppskrav. Det var länge tvist om det skulle ingå kväverening i Oskarshamns nya reningsverk. Först fyra månader innan anläggningen skulle tas i drift gjordes en tilläggsbeställning för kvävereduktion. När Ernemars avloppsreningsverk sattes i drift 1988 var det den första kommunala reningsanläggningen som från början utformats för biologisk kvävereduktion.

I figur 10 visas en schematisk bild över Ernemarsverket och dess ledningsnät.

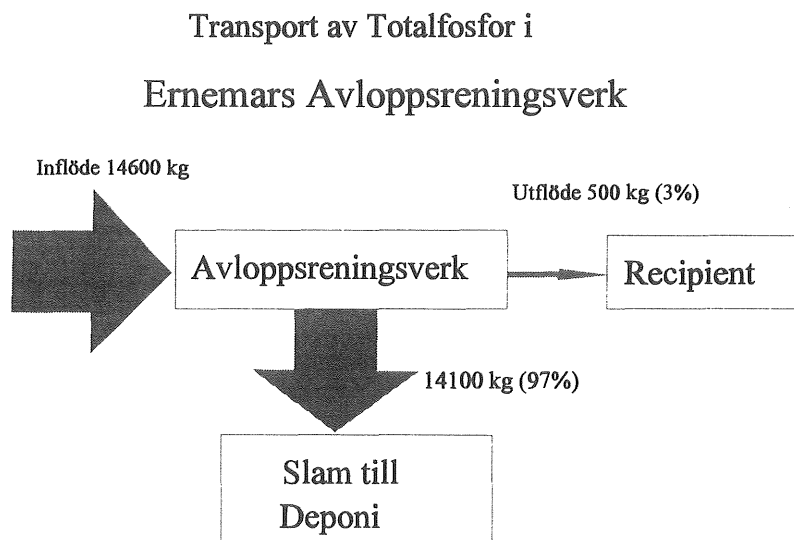


Figur 10 Schematisk bild över Ernemarsverket och dess ledningsnät

2.2 Flöden av fosfor och kväve

Transport av fosfor i Ernemarsverket

Transporten av fosfor i Ernemarsverket år 1992 har bestämts genom mätningar av flöde och fosforhalterna i inkommande och utgående vatten. Fosfortransporten redovisas i figur 11.

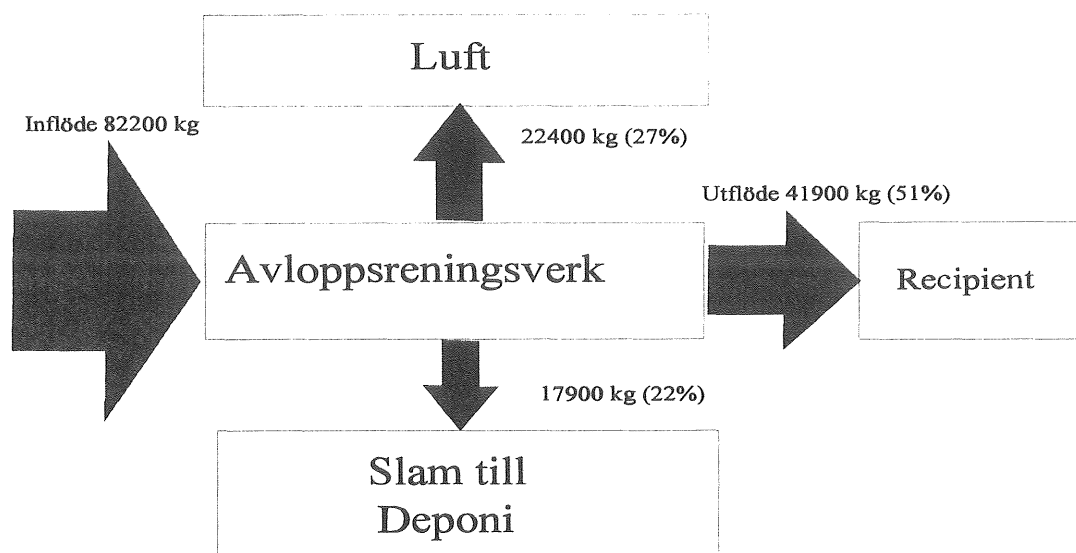


Figur 11 Transport av totalfosfor i Ernemarsverket

Transport av kväve i Ernemarsverket

Transport av kväve i Ernemarsverket år 1992 har beräknats på samma sätt som för fosfor. Kvävetransporten till luft har inte uppmätts utan antages vara den differens som uppstår då mängden utgående kväve och mängden kväve i slam subtraheras från mängden inkommande kväve. Transport av kväve i Ernemarsverket redovisas i figur 12.

Transport av totalkväve i Ernemars Avloppsreningsverk



Figur 12 Transport av totalkväve i Ernemarsverket

2.3 Miljöskydd

Dagens krav

Utsläppskraven från Ernemarsverket är:

$BOD_7 < 15 \text{ mg/l}$

$P_{\text{tot}} < 0,5 \text{ mg/l}$

Kraven på organiskt material och fosfor gäller för kvartalsmedelvärden.

Under år 1992 har Ernemarsverket klarat kraven på BOD_7 och totalfosfor vid alla mättillfällen. Årsmedelvärdet för BOD_7 var 3,29 mg/l och för totalfosfor 0,16 mg/l.

Krav på kort sikt

Från och med år 1994 gäller utsläppskravet $N_{\text{tot}} < 15 \text{ mg/l}$. Kravet gäller för årsmedelvärden.

Vid mätningar av kväve har halten överskridit 15 mg/l under månaderna februari, mars och april 1992. Årsmedelvärdet hamnade på 14,24 mg/l.

2.4 Kvalitet på restprodukt

Kvaliteten på slammet m a p tungmetaller var år 1992:

Ämne	Medelhalter i slammet från Ernemar 1992 (mg/kg TS)	SNVs rekommendationer 1990:13 (mg/kg TS)	SNVs rekommendationer för 1998 (mg/kg TS)
Zink	480	1500	800
Koppar	420	600	600
Bly	73	100	100
Krom	37	150	100
Nickel	41	100	50
Kadmium	9	2	2
Kvicksilver	2,6	2,5	2,5

På grund av den förhöjda halten av kadmium tillåts inte lantbruket använda slammet på jordbruksmark. Slammet deponeras.

2.5 Hygien

Driften av Ernemars avloppssystem sköts av ca 20 personer. Dessa personer kan alltså ha arbetsmoment som innebär fysisk kontakt med avloppsvatten. Dessa personer är dock medvetna om riskerna och hanterar avloppsvattnet på ett yrkesmässigt sätt. Riskerna för smittspridning via dessa personer är små. Ernemars ledningssystem är liksom Ryaverkets blandat kombinerat och duplikat. Detta medför motsvarande risker vad gäller gemensam ledningsgrav för dricksvatten och spillvatten, bräddningar och utsläpp av behandlat avloppsvatten. Se kapitel 1.5.

2.6 Parametrar

Förlust av fosfor och kväve till recipient

Av inkommande mängd fosfor till Ernemarsverket passerade 3% verket och hamnade i recipienten (Östersjön), se figur 11. Motsvarande värde för kväve var 51%, se figur 12.

Återföringsgrad av fosfor och kväve till jordbruk

På grund av förhöjda halter av kadmium i slammet, så är det inte tillåtet att sprida slammet på jordbruksmark. Återföringsgraden av fosfor och kväve är därmed 0%.

Av inkommande mängd fosfor till reningsverket så hamnade 97% i avloppsslammet och av inkommande mängd kväve hamnade 22% i slammet. Detta hade varit möjligt att återföra till jordbruket om slammet hade haft en godkänd kvalitet.

Ekonomi

Investeringskostnaden för Ernemars nya avloppsreningsverk var 1988: 45 Mkr. De enda stora investeringen som har gjorts därefter är en centrifug som köptes hösten 1993. Investeringskostnaden för denna var 550 000 kr. Drift och underhållskostnaderna för Ernemarsverket år 1993 var 3,7 Mkr enligt personligt meddelande från Tommy Pettersson, Oskarshamns kommun. Genom att nuvärdesberäkna investeringskostnaderna med hjälp av Entreprenadindex och slå ut dem i annuiteter samt lägga till driftskostnaderna kan en årskostnad för Ernemarsverket beräknas till ca 350 kr/person.

Ernemarsverkets avloppsledningsnät består av 125 km spillvattenledning. Nyckeltal för driftskostnaderna var under 1993: 6,23 kr/m. Vidare låg reinvesteringskostnaderna för vatten och avloppsledningsnätet på 3,0 Mkr och investeringskostnader för utbyggnad på 0,6 Mkr. Enligt uppskattning av Per-Arne Erlandsson, Oskarshamns kommun kan fördelningen av kostnaderna uppskattas som: spillvatten 40%, dricksvatten 40% och dagvatten 20%.

Årskostnaden för avloppsledningsnätet kan sammanställas som:

	Total årskostnad	Årskostnad per ansluten
Drift och underhåll	$6,23 \times 125\ 000 = 778\ 800$ kr	38,94 kr
Reinvesteringar	$0,4 \times 3\ 000\ 000 = 1\ 200\ 000$ kr	60,00 kr
Utbyggnad	$0,4 \times 600\ 000 = 240\ 000$ kr	12,00 kr
Summa	2 218 800 kr	110,94 kr

Den sammanlagda årskostnaden för Ernemarsverket inklusive ledningsnätet kan därmed beräknas till 460 kr / person, år.

Areal

Ernemars avloppsreningsverk upptar en yta om ca 50×140 m (ca 0,7 ha). Detta innebär 0,35 m²/person.

Energi

Elförbrukningen till följd av driften av Ernemars avloppsreningsverk uppgick 1992 till 114 kWh/person. Ingen sammanställning finns angående elförbrukning i pumpstationer på ledningsnätet. Denna antages liksom Ryaverket vara omkring 5-10 kWh/pe,år. I den kemiska reningen i Ernemarsverket år 1992 användes 64,6 ton AVR och 225 ton PAX. Omräkning till energianvändning m h a schablonvärden framtagna av Ødegaard och Karlsson (1994) ger energianvändningen 5 kWh/person,år. Se även tabell 7 i kapitlet *Metod*.

Den totala energianvändningen inom systemavgränsningen blir därmed ca 130 kWh/person,år.

Utanför systemavgränsningen sker återvinning av energi vid slamhanteringen. Under 1992 återvanns 113 kWh/ansluten person i form av rötgas. Denna energi användes för uppvärmning av reningsverkets lokaler. Även olja har använts i Ernemarsverket under 1992. Denna användning uppgick till 46 kWh per ansluten person.

Utanför systemavgränsningen finns också en energianvändning i form av transporter av slam från reningsverket till deponi.

Sammanfattning av parametrar

Förlust av fosfor och kväve till recipient

Av inkommande mängd **totalfosfor** transporterades ca 3% till recipient

Av inkommande mängd **totalkväve** transporterades ca 51% till recipient.

Återföringsgrad av fosfor och kväve till jordbruk

Inget slam återfördes till jordbruket under 1992.

Slammet innehåller för höga halter av kadmium och marginellt för höga halter av kvicksilver för att klara dagens krav.

Om allt slam från Ernemars hade kunnat återföras skulle återföringsgraden för fosfor vara 97% och för kväve 22%.

Ekonomi

Årskostnaden för Ernemarsverket med ledningsnät beräknas till ca **460 kr/p,år**.

Denna årskostnad kan delas upp i:

Årskostnaden för drift och investeringar i Ernemarsverket har beräknats till **350 kr/p,år**.

Årskostnaden för drift och underhåll av ledningsnätet har beräknats till ca **110 kr/p,år**.

Areal

Anläggningen upptar en areal motsvarande **0,35 m²/p**.

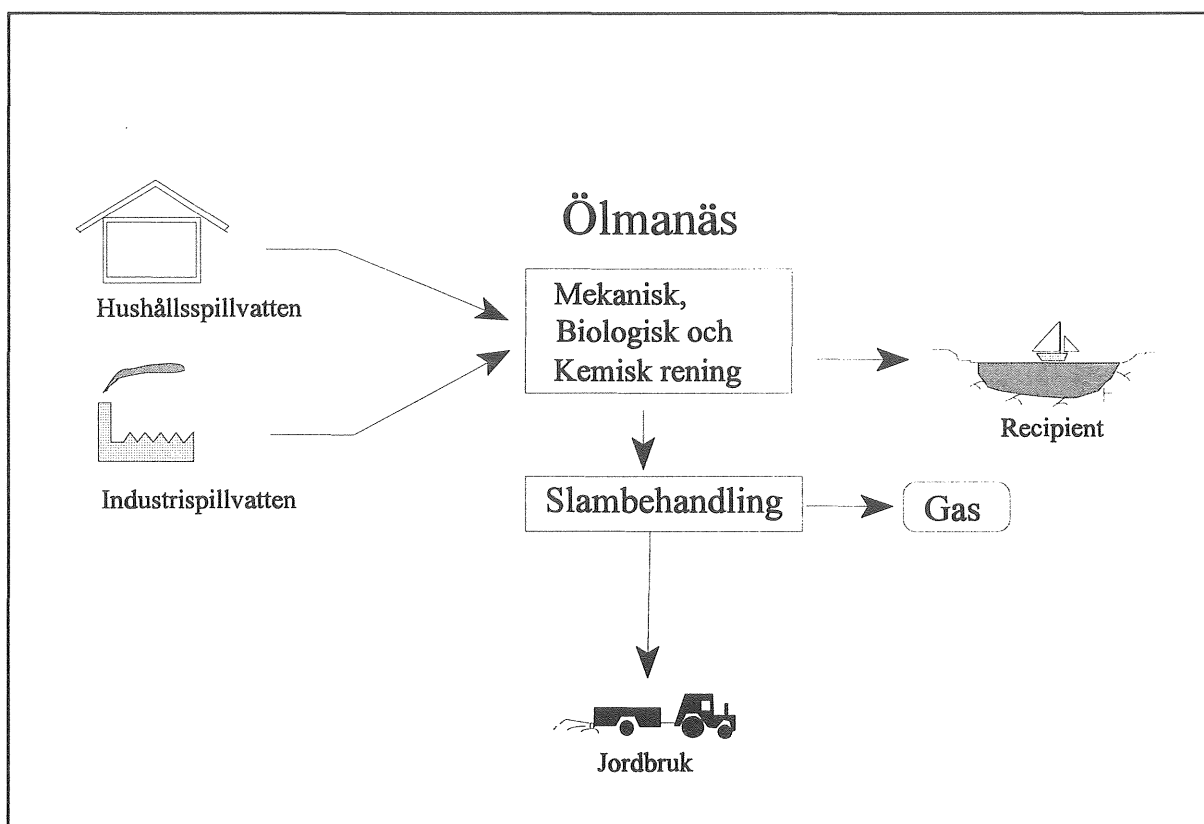
Energi

Användningen av energi i Ernemars avloppssystem var ca **130 kWh/p** år 1992.

3.1 Allmänt om Ölmanäs avloppssystem

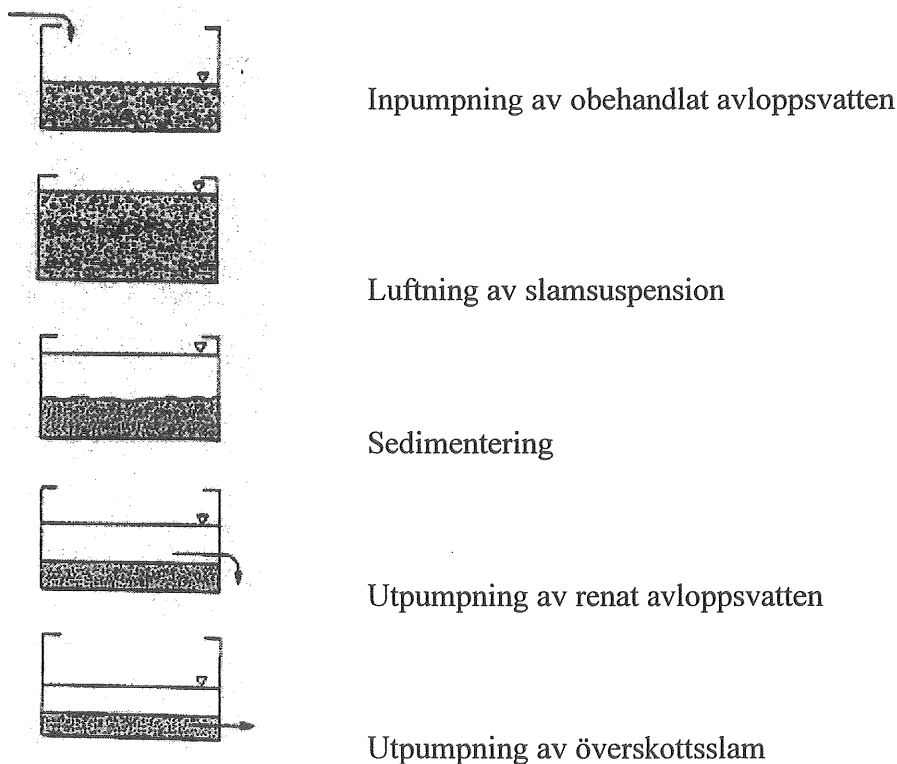
Ölmanäs avloppsreningsverk har idag ca 5 800 personer anslutna i Kungsbacka kommun. Ledningssystemet är till 100% duplikat. Ölmanäsverket har tidigare behandlat avloppsvatten från samhället Åsa och haft ca 4000 anslutna personer. Från och med våren 1994 har också samhället Frillesås anslutits och därmed utökad antalet anslutna med ca 1800 personer.

En schematisk bild över Ölmanäsverket med tillhörande ledningsnät redovisas i figur 13.



Figur 13 Schematisk bild över Ölmanäsverket med tillhörande ledningsnät

Reningsverket byggdes om under år 1993. Tidigare drevs verket med kontinuerlig genomströmning via galler, aktiv slambehandling och efterfällning med AVR. Efter ombyggnaden drivs verket med sk SBR-teknik (Sequencing Batch Reactors) för kväve samt simultanfällning med PAX. Principen för drift av satsvis biologisk reaktor under en cykel visas i figur 14.

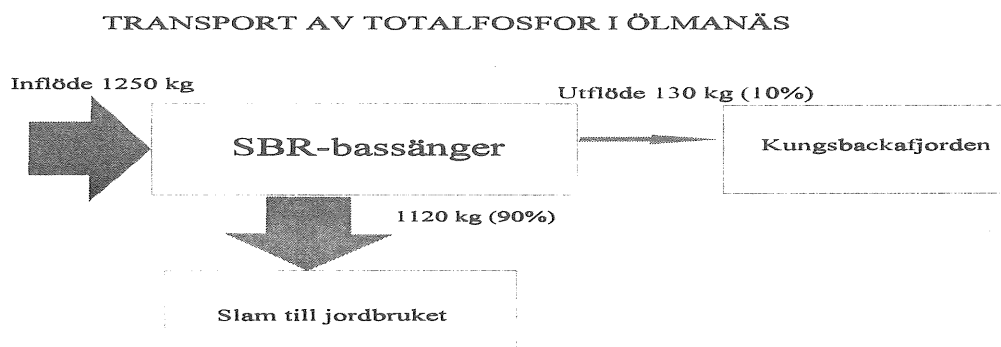


Figur 14 Drift av satsvis biologisk reaktor under en cykel, enligt Morling (1988).

3.2 Flöden av fosfor och kväve

Transport av totalfosfor i Ölmanäs avloppssystem

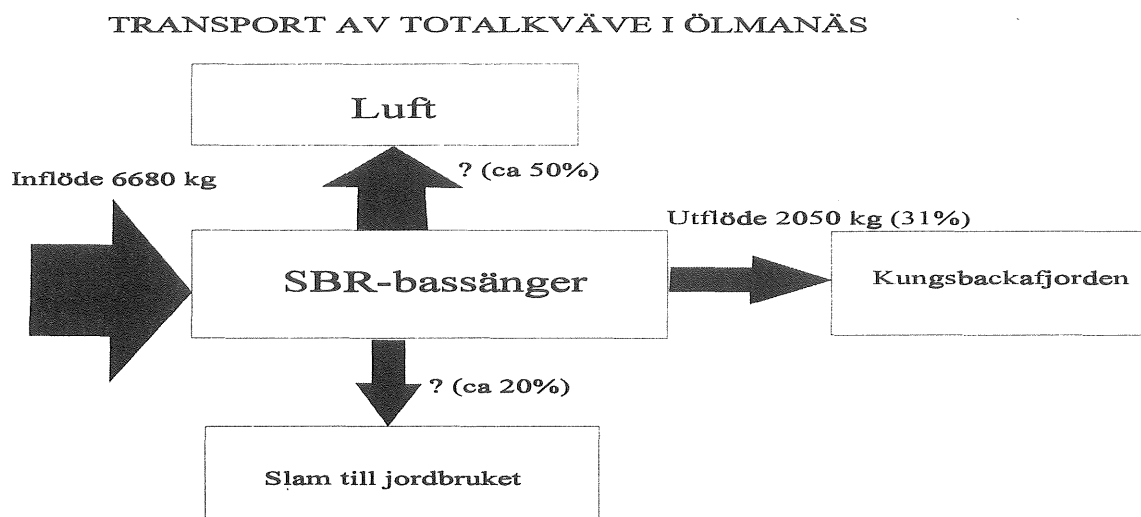
För perioden januari-april 1994 var flödet genom Ölmanäsverket i medeltal 2477 m³/dygn. Medelhalten för fosfor var i inkommande vatten 4,2 mg/l och i utgående 0,43 mg/l. Utifrån dessa medelvärden kan massbalansen i figur 15 uppställas. Massorna gäller för perioden 940101 till 940430.



Figur 15 Transport av totalfosfor i Ölmanäsverket

Transport av totalkväve i Ölmanäs avloppssystem

Metoden med SBR-teknik medför mycket långtgående denitrifikation. Enligt Hultman och Nyberg (1988) är det möjligt att utan extern kolkälla denitrifiera ca 80% av inkommande kväve vid ett avloppsreningsverk. Resterande 20% kommer att bindas organiskt och hamna i slammet. I figur 16 redovisas en massbalans för kväve i Ölmanäsverket. Massbalansen är framräknad på samma sätt som för fosfor och gäller för samma tidsperiod. Vidare antages att 20% av inkommande mängd kväve hamnar i slammet.



Figur 16 Transport av kväve i Ölmanäsverket

3.3 Miljöskydd

Dagens krav

Utsläppskravet för totalfosfor från Ölmanäs är 0,5 mg/l och medelvärdet för halten i utgående vatten var 0,4 mg/l under perioden januari-april 1994.

Högsta tillåtna utsläppshalt av organiskt material var 15 mg/l mätt som BOD₇. Medelvärdet för halten i utgående vatten var 5 mg/l under perioden januari-april 1994.

Anledningen till att medelvärdena är beräknade på en så kort tidsperiod som fyra månader beror på att samhället Frillesås först anslöts vid årsskiftet 1993/94. Värderingen av Ölmanäs gäller för verket i full drift med samhällena Åsa och Frillesås.

Krav på kort sikt

Kravnivån för utsläpp av kväve kan förväntas bli 15 mg/l som årsmedelvärde. Medelvärdet för halten i utgående vatten var 7 mg/l under perioden januari-april 1994. Reningsprocessen med SBR ger alltså möjligheter till långtgående kväverening.

3.4 Kvalitet på restprodukt

Avloppsslammet från Ölmanäs förtjockas till en torrsubstanshalt på ca 5% i en förtjockarsil. Slammet transporteras därefter vidare till Hammargårds avloppsreningsverk i Kungsbacka för vidare behandling. Denna transport sker med lastbil. Fyra transporter med 12 m³ slam sker varje vecka.

Ingen separat kvalitetskontroll på slammet från Ölmanäs sker. Slamanalyser från Hammargård för 1993 visar på tungmetallhalter långt under Naturvårdsverkets riktvärden. Allt slam från Hammargård återförs till jordbruket.

3.5 Hygien

Totalt var 43 700 personer anslutna till kommunala reningsverk i Kungsbacka kommun år 1993. För drift av verk och ledningsnät arbetade 24 personer. Ingen personal arbetar enbart vid Ölmanäs. Det är alltså 24 personer som i sitt dagliga arbete löper risk för fysisk kontakt med avloppsvatten. Vad det gäller bräddningar är fördelen med Ölmanäs att separat spillvattenledning är lagd i hela systemet. Eftersom inte dagvattnet leds in i denna ledning, behöver aldrig bräddning av spillvatten ske. I övrigt finns samma hygieniska risker som vid Ryaverket och Ernemar i form av gemensam ledningsgrav för dricks- och spillvatten och även motsvarande risker vid utsläpp av behandlat avloppsvatten.

3.6 Parametrar

Förlust av fosfor och kväve till recipient

Under perioden januari till april 1994 transporterades 10% av inkommande mängd totalfosfor till recipienten. Detta är beräknat med hjälp av massbalansen i figur 15. Under samma tidsperiod transporterades 31% av inkommande mängd kväve till recipienten. Beräkningen är gjord med hjälp av massbalansen i figur 16.

Återföring av fosfor och kväve

Under perioden januari till april 1994 återfördes 90% av inkommande mängd totalfosfor till jordbruket. Detta är beräknat med hjälp av dygnsmedelflödet in till verket under ovan nämnd period samt uppmätt halt totalfosfor vid in- och utflödet i verket. Dessa mätningar har skett en gång varannan vecka under perioden. Se massbalans i figur 15.

För att kunna bestämma andelen kväve som hamnar i slammet, måste analyser av slammet ske. Då detta inte har skett antages att ca 20% av inkommande kväve återvinns via slammet.

Ekonomi

För exemplet Ölmanäsverket har en årskostnad kunnat bestämmas för drift och investeringskostnader för avloppsreningsverket. Under åren 1992-93 byggdes verket om för att förändra driften till SBR-teknik. För detta ändamål har bl a två nya bassänger byggts. Det gamla verkets bassänger utnyttjas vid behov för utjämning av flödet och eftersedimentering. Med dagens drift bidrar dessa bassänger endast marginellt till reningsprocessen. Investeringskostnaden för det gamla har därför inte medräknats i årskostnaden för avloppsrening. Investeringskostnaderna för om- och nybyggnaden har nuvärdesberäknats med hjälp av Entreprenadindex och därefter omräknats till en årskostnad som beskrivits i kapitlet *Metod*.

Årskostnaden för avloppsrening har beräknats till 420 kr/person.

Ledningsnätet som är lagt främst under 1960-talet har inte kunnat värderas pga att uppgifter om investeringskostnader saknas.

Areal

Ölmanäsverket upptar en yta om 60×60 m. Med 5 800 personer anslutna blir arealbehovet 0,62 m²/person.

Energi

Energianvändningen i kilowattimmar finns inte redovisad. Endast kostnaderna för elförbrukningen i Ölmanäsverket finns redovisade.

Sammanfattning av parametrar

Förlust av fosfor och kväve till recipient

Av inkommande mängd **totalfosfor** transporterades **10%** till recipient.

Av inkommande mängd **totalkväve** transporterades **31%** till recipient.

Återföringsgrad av fosfor och kväve till jordbruk

Av inkommande mängd **totalfosfor** återförs ca **90%** till jordbruket

Av inkommande mängd **totalkväve** återförs ca **20%** till jordbruket

Ekonomi

Årskostnaden för behandling av avloppsvatten i Ölmanäsverket beräknades till **420 kr/person**.

Areal

Ölmanäsverket upptar en areal motsvarande **0,62 m²/person**.

Energi

Energianvändningen i Ölmanäsverket är inte utredd

4.1 Allmänt om bevattningsdammarna i Roma

På sommaren råder det brist på vatten på Gotland. För bevattningsändamål har därför avloppsvatten blivit en resurs. Genom att utnyttja avloppsvatten för bevattning på åkrarna, har man blivit kvitt avloppsvattnet och samtidigt undvikit att belasta recipienten med direkta utsläpp. Bevattningen sker under de torra sommarmånaderna; maj-augusti. Det är också under denna period som havet är känsligt för algblomning, men eftersom avloppsvattnet nyttiggörs för bevattning av åkermark i Gotlands inland så belastas inte havet med några utsläpp.

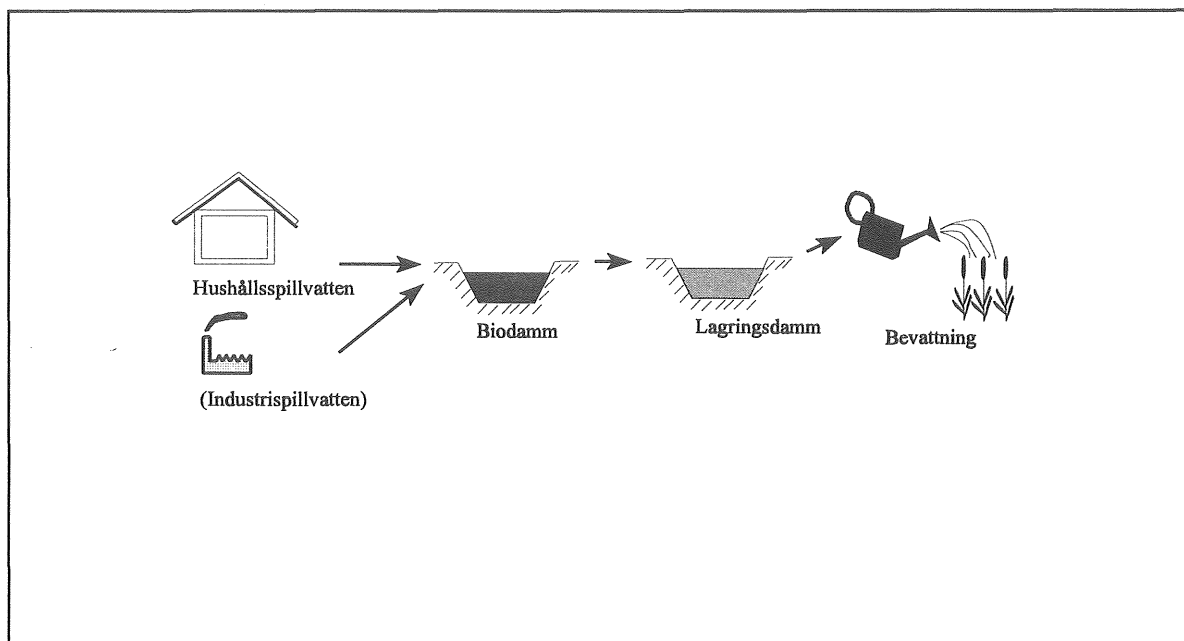
Bevattning med avloppsvatten sker på odlingsmark med vall, betor, stråsäd och oljeväxter. Vattnet sprids med så kallade storspridare som kastar ut vattnet 25-60 meter. Då metoden är känslig för vindavdrift, krävs stort säkerhetsavstånd för att undvika att vattnet sprids till exempelvis fruktodlingar.

Bevattningsanläggningen i Roma är dimensionerad för 2 500 pe. Idag är 1 500 pe anslutna. Hushållspillvattnet från dessa personer samt spillvattnet från några mindre serviceinrättningar (butiker m m) leds till en dammanläggning. Dammarna ligger i jodbruksbygd. Kommunen äger marken och anläggningen och sköter en stor del av driften av pumpar och dylikt. Bevattningen sker på åkermark som ägs av 13 bönder. Dessa bönder ombesörjer också skötseln av dammarna.

Behandlingen av avloppsvattnet börjar i två biodammar med mekanisk-biologisk rening. I detta steg avskiljs främst organiskt material och fosfor. Som årsmedelvärde räknar man med att biodammarna åstadkommer en 30-procentig reduktion av BOD₇ och totalfosfor. Upphållstiden för avloppsvattnet i biodammarna är 15-20 dagar. Anledningen till att två dammar är anlagda är att man då har möjlighet att tillfälligt torrlägga den ena för rensning.

Efter biodammarna leds vattnet till tre lagringsdammar. Lagringen medför att vattnet hygieniseras dvs bakterier och parasiter dör och sedimenterar med det partikulära materialet. Det är önskvärt att lagra vattnet i 3-4 månader för att nå önskad reduktion av mikroorganismer. Detta uppnås lätt för det vatten som lagrats under hösten och vintern. Det "nya" avloppsvatten som lagras under sommaren kommer dock att ha en mycket kortare lagringstid. Lantbrukarna tömmer nästan allt lagrat avloppsvatten under sommaren. Detta innebär att vattnet som används för bevattning under slutet av sommaren inte har varit lagrat, utan tas direkt efter biodammarna.

En schematisk bild över Roma bevattningsanläggning presenteras i figur 17.

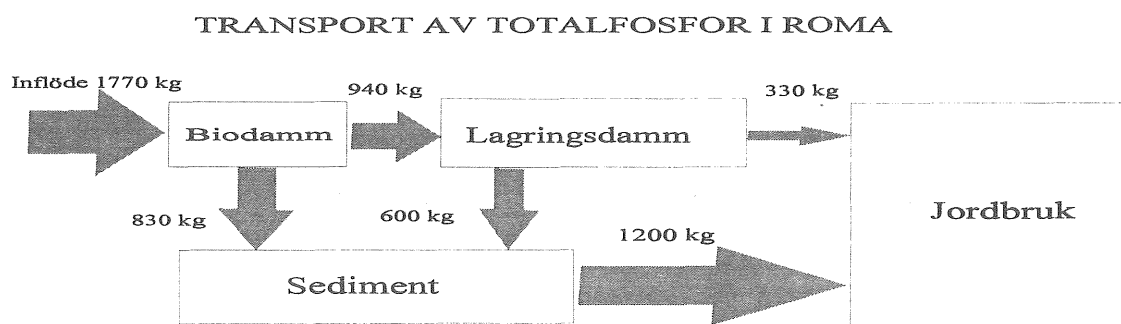


Figur 17 Schematisk bild över avloppssystemet i Roma

4.2 Flöden av fosfor och kväve

Transport av totalfosfor

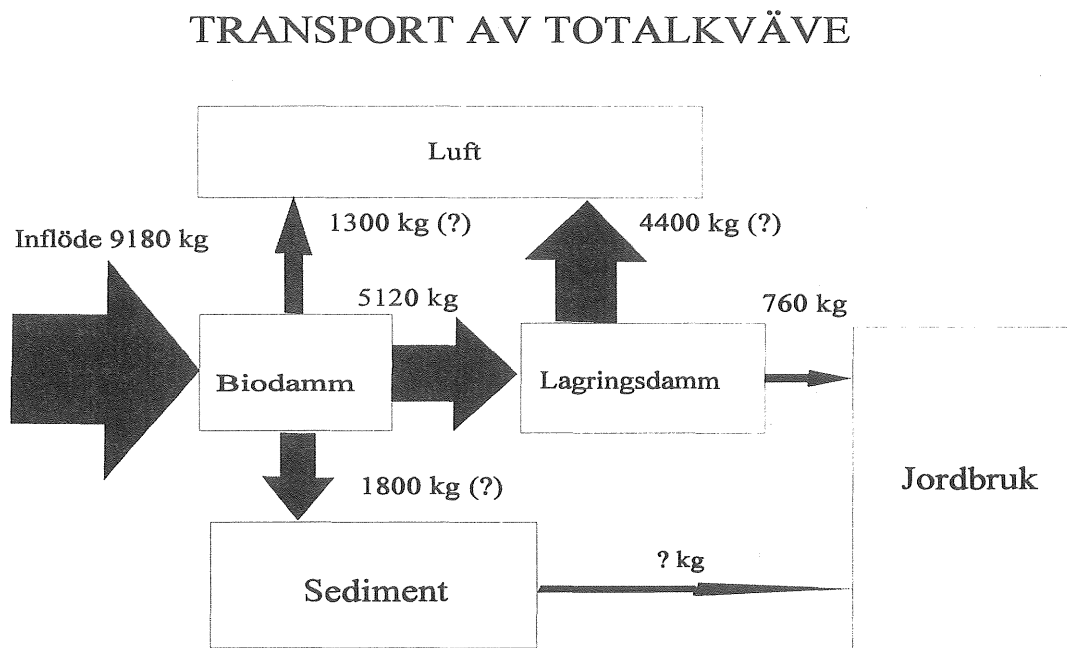
Figur 18 visar att endast ca 19% av totalfosfor återförs till jordbruket via bevattningsvattnet. Den avskilda massan fosfor finns dock fastlagd i sedimenten på botten av bio- och lagringsdammarna. Dammarna måste någon gång i mellanåt torrläggas för rensning av botten. Denna rensprodukt används som gödningsmedel.



Figur 18 Transport av totalfosfor i bevattningsanläggningen i Roma

Transport av totalkväve

Återföringsgraden av kväve är ca 8% via bevattningsvattnet. Talen som anger andelen av kväve som avgår till luft och andelen som sedimenterar är endast uppskattningar. Antagandena bygger på analyser från avloppsreningsverk, där ca 20% av totalkvävet i avloppsvattnet binds organiskt och sedimenterar i det biologiska behandlingssteget.



Figur 19 Transport av totalkväve i bevattningsanläggningen

4.3 Miljöskydd

Ur miljöskyddssynpunkt har bevattningsdammarna den fördelen att inte havet belastas med direkta utsläpp av avloppsvatten. Omfattningen av infiltration av avloppsvatten till grundvattnet är inte utredd.

4.4 Kvalitet på restprodukt

De produkter som återförs till jordbruket som restprodukter är dels bevattningsvattnet och dels bottenrens från dammarna. Inga analyser av tungmetaller har skett på dessa restprodukter.

4.5 Hygien

Till Romas bio- och lagringsdammar transporteras hushållsvattnet från Roma samhälle i en separat spillvattenledning. Inga bräddningar eller dylikt sker, vilket medför låg risk för

smittspridning under transporten från hushållen till dammarna. Avloppsvattnet förs direkt till biodammarna utan någon typ av behandling. Det finns alltså påtagliga hygieniska risker vid fysisk kontakt med avloppsvattnet i dammarna. Dammarna är öppna, men belägna avskilt i ett gränsområde mellan jordbruksmark och skog. Det är mycket små risker att obehöriga personer skall nå dammarna och ovetandes om dammarnas innehåll beröra vattnet. Dammarna är dock inte inhägnade, vilket skulle kunna innebära fara för små barn som av någon okänd anläggning skulle komma i närheten av dammarna.

Lagringstiden i dammarna är oftast flera månader lång. Avloppsvattnet hinner hygieniseras innan det används för bevattning på åkermark. Bevattningen sker endast på åkermark med vall, betor, stråsäd och oljeväxter. Bevattningen sker med skyddsavstånd till fruktodlingar och dylikt.

4.6 Parametrar

Förluster av fosfor och kväve till recipient

Inga direkta recipient utsläpp sker från anläggningen i Roma och därmed sker inga förluster av fosfor och kväve till recipient.

Återföringsgrad av fosfor och kväve

Utav inkommande mängd fosfor till dammanläggningen fördes ca 19% ut till jordbruksmark med bevattningsvattnet. Biodammarna har en lång livslängd. Cirka vart tjugonde år är det dock lämpligt att torrlägga dammarna och skrapa av ett lager sediment från botten. I dessa sediment kan all den fosfor som avskiltas i dammarna förväntas finnas. Detta material används med fördel som gödningsprodukt. På detta sätt kan upp till 100% av inkommande fosfor till dammarna återföras till jordbruket.

Med bevattningsvattnet transporterades ca 8% av inkommande mängd kväve till jordbruksmark. Storleken på återföringen av kväve via bottenrens från dammarna är okänd, men förväntas vara mycket låg och försummas här.

Ekonomi

Bevattningsanläggningen i Roma byggdes och färdigställdes år 1985. Den totala investeringskostnaden för mark, dammar, pumpstationer och ledningsnät uppgick till 4,5 Mkr. Detta räknas upp med hjälp av Entreprenadindex till 6,54 Mkr i 1993 års prisnivå.

Kommunens driftkostnaderna för anläggningen var 1993 : 219 000 kr. I detta ingår el, drift, avgifter m m. Arbetskostnader för rensning av dammarna är inte inräknat. Om bevattningsanläggningen antages ha en teknisk livslängd på 30 år så kommer årskostnaden för en boende i Roma att uppgå till ca 380 kr.

Areal

Dammanläggningen upptar en yta på 12 ha. Antalet anslutna är 1 500 personer. Arealbehovet är därmed 80 m²/person.

Energi

Transporten av avloppsvatten från hushållen och fram till dammarna krävde under år 1993 en elförbrukning på 15 440 kWh. Detta innebär en energianvändning motsvarande 11 kWh per person,år. Denna elförbrukning sker vid två pumpstationer. Utanför systemavgränsningen; transport och behandling av avloppsvattnet, så sker en energianvändning i form av att det behandlade vattnet pumpas med tryck ut till åkrarna. Elförbrukningen var för detta ändamål 128 868 kWh (85 kWh/person) under år 1993.

Sammanfattning av parametrar

Förluster av fosfor och kväve till recipient

Inga förluster av fosfor och kväve sker till recipient.

Återföringsgrad av fosfor och kväve till jordbruk

Av inkommande mängd **totalfosfor** återförs ca **100%** till jordbruket.

Av inkommande mängd **totalkväve** återförs ca **8%** till jordbruket.

Ekonomi

Årskostnaden för en ansluten person i Roma beräknas till ca **380 kr**.

Areal

Bevattningsdammarna upptar en areal motsvarande **80 m²/person**.

Energi

Energianvändningen i Roma bevattningsanläggning motsvarar ca **11 kWh/p,år**.

5.1 Allmänt om Höjas avloppssystem

Samhället Höja i Ängelholms kommun har ett avloppsreningsverk som byggdes år 1975. Behandlingen av avloppsvattnet skedde med biologisk och kemisk rening. Reningseffekten var under de första åren tillfredsställande, men försämrades med tiden. Den huvudsakliga anledningen till detta var att reningsverkets biologiska del inte fungerade pga maskintekniska skäl. I avsikt att förbättra förhållandena beslutade Ängelholms kommun att anlägga en rotzonansläggning.

En rotzonansläggning består av en utschaktad bassäng som fodras med gummi, plast eller lera och sedan återfylls med utgrävd jord. Bassängen skall vara tät i botten och på sidorna för att undvika läckage till sidor och grundvatten. En rotzonansläggning har ett inlopp och ett utlopp. Däremellan passerar avloppsvattnet jordmaterialet i vilket vass eller kaveldun har planterats.

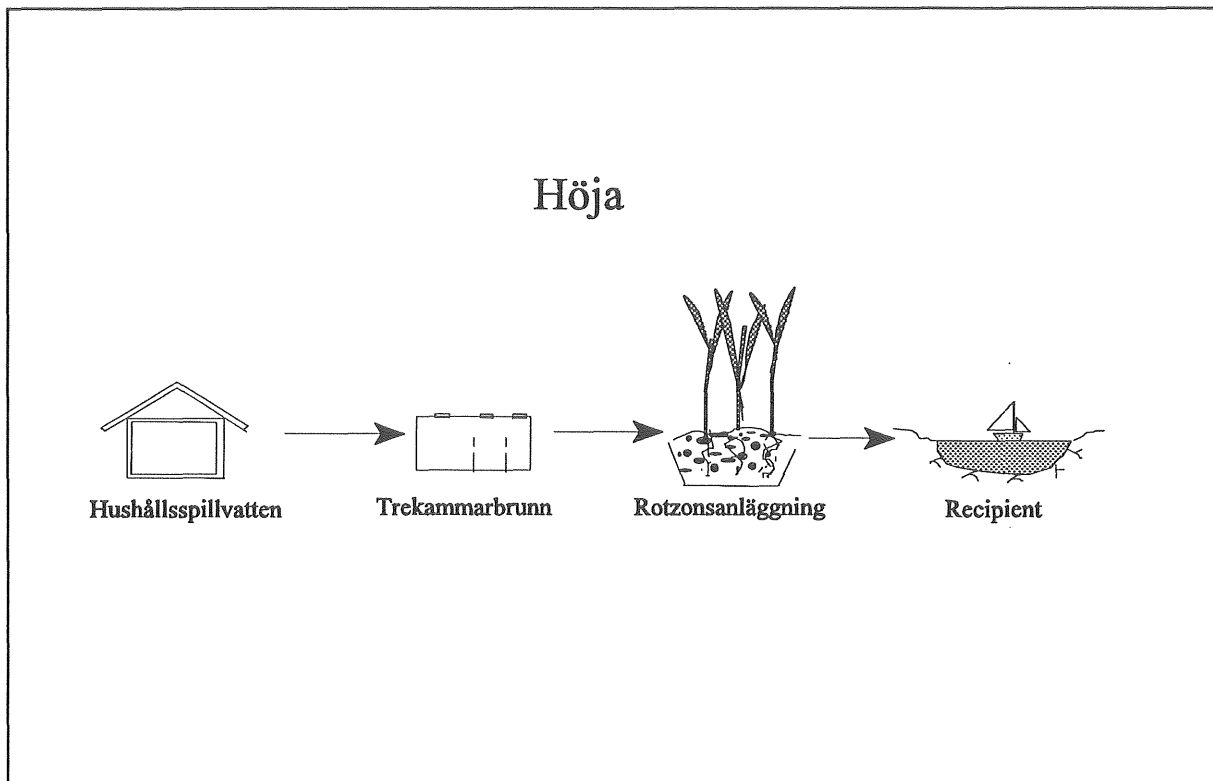
I detta naturliga reningssystem samverkar olika fysikaliska, kemiska och biologiska processer i vatten, jord och växter. De tre viktigaste processerna som kan fixera näringsämnen och metaller i rotzonansläggningen är sedimentation, upptagning av ämnen i växternas rötter samt bakteriell denitrifikation, enligt Farahbakhshazad och el Awadi (1994).

Rotzonansläggningen i Höja anlades under våren 1989 och planteringen av vass utfördes i juni månad samma år. Ytan är 1200 m² och anläggningen belastas med ca 150 personekvivalenter. Tillflödet till anläggningen består av luftat och avslammat avloppsvatten från bostadsbebyggelse utan industripåverkan.

Reningseffekten var till en början låg. Vassplantorna växte visserligen kvickt, men först efter 2-3 år fungerade avskiljningen av organiskt material, fosfor och kväve tillfredsställande.

Det sker inget driftsarbete i anläggningen i form av t ex skörd av växter. Den enda gången någon person arbetar i anläggningen är vid provtagning av in- och utflödesvatten samt vid drift av pumpstationen. Dessutom sker slamsugning i avslammingsanläggningen ca 2-3 ggr om året.

Negativa erfarenheter av anläggningen har varit att reningsresultatet varierar under året samt ett ständigt luktproblem i anläggningen och i utloppsvattnet. En schematisk bild över Höja avloppssystem presenteras i figur 20.

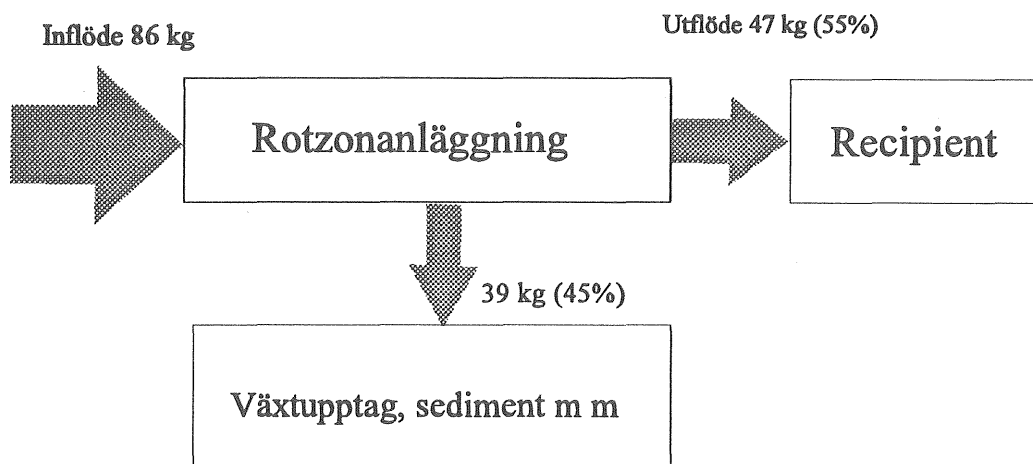


Figur 20 Schematisk bild över Höjas avloppssystem

5.2 Flöden av fosfor och kväve

Transporten av totalfosfor redovisas i figur 21. Massorna är beräknade utifrån medelhalter under ovan nämnda mätperiod. Massorna är också beräknade på ett årsflöde genom anläggningen motsvarande 13 500 m³. Detta årsflöde har bestämts genom fyra flödesmätningar varje månad under perioden juli 1991 till juni 1992.

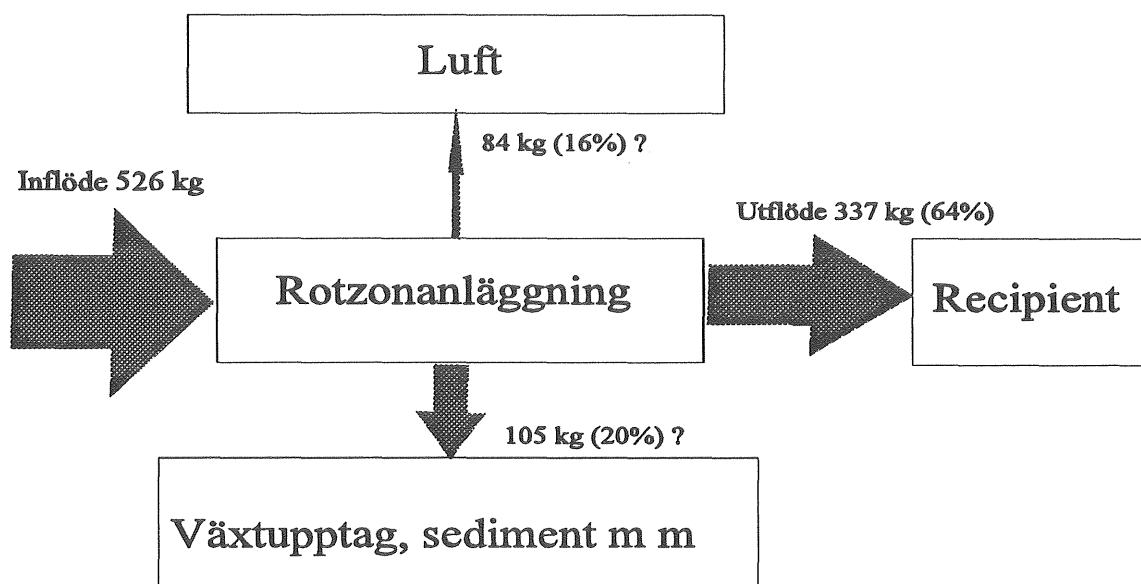
Transport av totalfosfor i Höja rotzonsanläggning



Figur 21 Transport av totalfosfor i Höja rotzonsanläggning

Transporten av Kjeldahl-kväve redovisas i figur 22. Kjeldahl-kvävet består av ammoniumkväve och organiskt bundet kväve. Skillnaden mot totalkväve är att eventuella förekomster kväve i form av nitrat och nitrit inte ingår i måttet Kjeldahl-kväve. Uppskattningen av massorna är gjorda analogt med beräkningen av transporten av totalfosfor. Mängderna kväve som avgår till luft respektive fastläggs i anläggningen är antagna. Uppskattningsvis binds 20% av inkommande kväve organiskt och stannar i anläggningen. Den mängd som återstår då det organiskt bundna samt utgående mängd kväve har dragits bort från inkommande mängd, antages denitrifiera och avgå till luften.

TRANSPORT AV KJELDAHL -KVÄVE I HÖJA ROTZONSANLÄGGNING



Figur 22 Transport av totalkväve i Höja rotzonsanläggning

5.3 Miljöskydd

Förväntade resultat i utgående vatten är:

$BOD_7 < 15 \text{ mg/l}$

$P_{\text{tot}} < 4 \text{ mg/l}$

Under perioden 920114 till 940223 har mätningar gjorts en gång i månaden i in- och utloppet till rotzonsanläggningen. Målet för BOD_7 uppfylls vid alla 26 mättillfällena. Vid 9 av mättillfällena överstiger halten utsläppt totalfosfor 4,0 mg/l. Det högsta uppmätta värdet på utsläpp av totalfosfor var 5,2 mg/l från 930317.

I medeltal under perioden var inkommande halt totalfosfor 6,4 mg/l och utgående halt 3,5 mg/l. Avskiljningsgraden av totalfosfor varierade under perioden mellan 8% och 90% (avskild mängd totalfosfor dividerat med mängd inkommande totalfosfor).

Inga speciella krav på avskiljning av totalkväve är ställda på anläggningen. Under mätperioden 1992-94 varierade avskiljningen av totalkväve mellan 0% och 60% (avskild mängd totalkväve dividerat med mängd inkommande totalkväve).

5.4 Kvalitet på restprodukt

Rotzonsanläggningen bygger på idén att organiskt material, kväve och fosfor skall avskiljas från avloppsvattnet. Utloppsvattnet leds därefter till ett vattendrag. Detta innebär att systemet inte bygger på återföring till jordbruket.

Försök med rotzonsanläggningar i Australien har dock visat att man genom att skörda växter varje månad kan åstadkomma förbättrad kväve- och fosforrening. De skördade växterna kan komposteras och därmed ge en nyttig jordförbättringsprodukt.

5.5 Hygien

Höja samhälle har ett eget ledningssystem med separat spillvattenledning. Risker för smittospridning via ett sådant småskaligt system är liten. Det krävs ingen driftspersonal för kontinuerlig drift av anläggningen. De tillfällen då personer kan ha kontakt med avloppsvattnet är främst vid provtagning och tillsyn av pumpar.

Inga mätningar har gjorts av mängd utsläppta patogener eller dylikt. Enligt Jenssen *et al* (1992) är utsläppt halt av patogener i en rotzonsanläggning mindre än 100 termotabila coli bakterier per 100 ml utsläppt vatten. Detta avskiljningsresultat är ligger inom den högsta nivån enligt en tregradig betygsskala som Jenssen *et al* (1992) har upprättat.

Tortell (1979) har sammanställt flera litteraturuppgifter på avskiljningsresultat i akvatiska reningsanläggningar. Avskiljningsresultatet av colibakterier var 90-99,7 % i anlagda våtmarker (*constructed wetlands*). Begreppet *constructed wetlands* innefattar rotzonsanläggningar som den i Höja men även anläggningar med en fri vattenyta ovan jordlagret.

5.6 Parametrar

Förlust av fosfor och kväve till recipient

Under perioden 920114 till 940423 transporterades 55% av inkommande mängd fosfor till recipient. Motsvarande siffra för Kjeldahl-kväve var 64%.

Återföring av fosfor och kväve

Av inkommande totalfosfor och totalkväve återförs idag inget till jordbruket.

Jordmaterialet i rotzonsanläggningen kommer att bli mättad på fosfor och måste då bytas ut. Om den fosformättade jorden återförs till jordbruket blir återföringsgraden ca 45% för fosfor. Motsvarande värde för kväve är inte känt, men kan antas vara 10-20%.

Ekonomi

Rotzonsanläggningen anlades under 1989. Investeringskostnaderna var:

Projektering	69 000 kr
Utbyggnad av rotzonsanläggning	607 000 kr
Ombyggnad av befintligt verk	265 000 kr
Ombyggnad av pumpstation	65 000 kr
Uppföljning (seminarier m m)	86 000 kr

Livslängden för en rotzonsanläggning är 10 år. Därefter grävs allt jordmaterial upp och en ny rotzonsanläggning anläggs.

Driftskostnaderna för anläggningen är:

El och säkringsavgift för pumpstation	10 000 kr/år
Arbetskostnader (provtagning m m) 100 tim/år	35 000 kr/år

En total årskostnad för en ansluten person har beräknats till ca 1 280 kr.

Areal

Höjas rotzonsanläggning har dimensionerna 27×44 m. Anläggningen upptar därmed en yta om ca 1200 m². Då 150 pe är anslutna blir arealbehovet 8 m²/person.

Energi

Det finns ingen undersökning gjord av energianvändningen för pumpningen av avloppsvattnet till anläggningen. Det är dock känt att lyfthöjden är 5 meter och att volymen uppfordrat avloppsvatten under perioden juli 1990 - juni 1991 var ca 13 500 m³. Alltså kan detta ses som ett flöde motsvarande 13 500 m³/år. Detta betyder ett medelflöde motsvarande ca 0,4 l/s. För detta låga flöde används verkningsgraden $\eta=0,15$. Energianvändningen beräknas enligt formel angiven i kapitlet *Metod* om pumpningstiden 1 år insättes.

Insättning ger:

$$E = \frac{9,81 \times 13500 \times 5}{3600 \times 1 \times 0,15} = 1226 \text{ kWh}$$

Utslaget per person blir energiåtgiften ca 8 kWh / person, år.

Sammanfattning av parametrar

Förlust av fosfor och kväve till recipient

Av inkommande mängd **totalfosfor** transporterades ca **55%** till recipient.

Av inkommande mängd **Kjeldahl-kväve** transporterades ca **64%** till recipient.

Återföringsgrad av fosfor och kväve

Av inkommande mängd totalfosfor och totalkväve återförs idag inget till jordbruket.

Om uttjänad jord från anläggningen används som gödningsmedel i jordbruket kan en återföringsgrad på 45% av totalfosfor och 10-20% av Kjeldahl-kväve uppnås.

Ekonomi

Årskostnaden för en ansluten person i Höja beräknas till ca **1 280 kr**. Kostnaden anger endast kostnaden för behandlingsanläggningen. Ledningssystemet har inte kunnat värderas.

Areal

Rotzonanläggningen upptar en yta motsvarande **8 m²/person**.

Energi

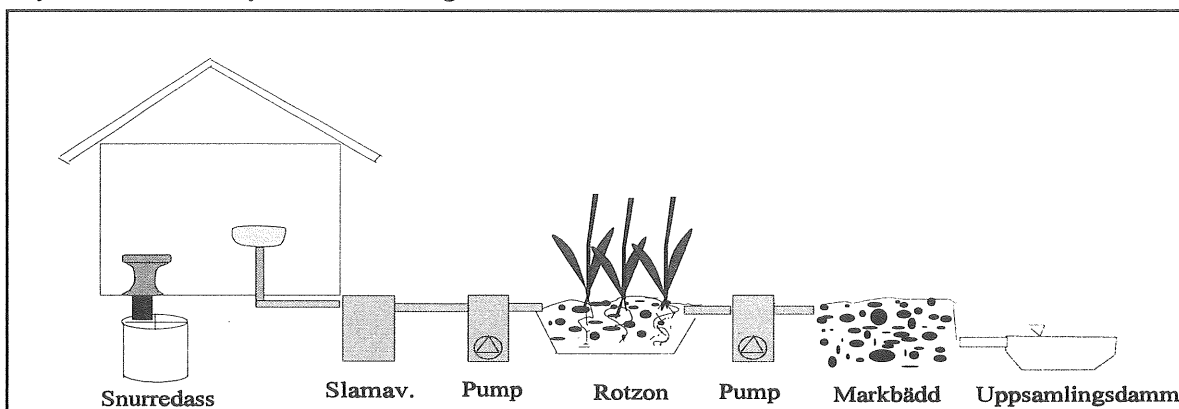
Energianvändningen uppskattas till ca **8 kWh/person, år**.

6.1 Allmänt om Myrstacken

En ambition när Myrstacken byggdes var att nå så långt som möjligt med ett miljövänligt och naturanpassat boende. Alla hus i byn har en solfångare på taket. Solfångarna och vedeldade spisar står för uppvärmningen av lägenheterna. Vedspisen kan användas för matlagning, men lägenheterna är också försedda med en elektrisk spis. För att minska på värmeförlusterna är husen isolerade med extratjocka väggar och har lågmissionsglas i fönstren. I lägenheterna sker sortering av soporna i en komposterbar och en icke komposterbar fraktion. Fyra till fem hushåll delar på en varmkompost där det komposterbara avfallet blir en mylla på ca fem veckor. Det icke komposterbara avfallet insamlas på konventionellt sätt.

Ekobyn Myrstacken är självförsörjande i sitt VA-system. Det finns varken kommunalt dricksvatten eller avloppsledning framdragna till byn. Vattenförsörjningen sker via en djupborrad brunn. Det finns inga vattenklosetter installerade i lägenheterna utan toalettavfallet förmultnas i ett multrum. Det finns tre typer av multrum i Myrstacken, med något varierande utformningar. Här beskrivs speciellt "Snurredasset" eftersom det har funnits länge på marknaden och därmed är väl utprövat.

Vattnet från bad-, disk- och tvätt (BDT-vatten) leds till en behandlingsanläggning med slamavskiljare, rotzonsanläggning och markbädd. Denna behandling syftar främst till att hygienisera vattnet samt att avskilja biologiskt material. Efter behandlingen samlas vattnet upp i en damm och används därefter för bevattning av odlingar och fruktträd. En schematisk bild av Myrstackens VA-system visas i figur 23.



Figur 23 Schematisk bild över Myrstackens avloppssystem

Snurredasset består av en cylindrisk tank som är placerad under toaletten. Tanken är uppdelad i fyra fack som fylls upp ett i sänder. När ett fack är fyllt roteras tanken ett kvarts varv och samtidigt skall det fack tömmas som har stått att förmultna längst. Eftersom Snurredasset är avsett att behandla fekalier och urin blandat, så gör urinen att det blir ett stort vätskeöverskott i förmultningskammaren. För att detta skall avdunsta finns en värmekabel i botten av tanken samt en utsugsfläkt med tillhörande ventilationskanal. Utsugsfläkten medverkar dessutom till att lukt

och flugproblem undviks.

6.2 Flöden av fosfor och kväve

I Myrstackens VA-system sker alltså en sortering av avloppet i en toalettfraktion som innehåller fekalier, urin och toapapper samt en gråvattenfraktion som innehåller spillvatten från bad, disk och tvätt. Inga speciella mätningar sker av innehållet i respektive fraktion vid Myrstacken. Litteraturvärden på innehåll av fosfor och kväve i en ren toalettfraktion är sammanställda av Sundberg (1994):

Totalkväve 12,5 gram person, dygn

Totalfosfor 1,5 gram per person, dygn

Detta är nyckeltal som egentligen innehåller stor spridning.

I en förmultningsprocess kan man räkna med att allt kväve avgår förutom en liten mängd hårt organiskt bundet. Däremot är det möjligt att återföra hela toalettavfallets innehåll av fosfor.

Enligt personligt meddelande från Tommy Schuman, HSB den 27/5-1994 är 29 av Myrstackens 37 lägenheter bebodda och byns totala befolkning är 48 personer. Enligt tabellen ovan kan därmed mängd återfört fosfor uträknas som:

Mängd återfört fosfor = $0,0015 \times 48 \times 365 = 26,3$ kg / år

Detta förutsätter dock att byinvånarna bedriver egen odling och därmed har avsättning för gödlsen. En annan viktig förutsättning är att byinvånarna alltid uträttar sina behov i ekoby under dygnet. Så är självklart inte fallet, men eftersom det inte finns några analyser eller uppskattade mängder av de olika avloppsfraktionerna gjorda vid Myrstacken, gäller värdena i denna fallstudie som om de boende endast nyttjade detta system hela dygnet.

Inga mätningar finns heller för BDT-vattnet. En parallell kan dock dras från en genomförd BDT-vattenundersökning i ekoby Tuggelite i Karlstad. Från denna undersökning av Hargelius *et al* (1994) presenterades uppmätta värden av totalfosfor och totalkväve i BDT-vatten som:

Totalkväve 0,82 gram person, dygn

Totalfosfor 0,36 gram per person, dygn

Eftersom de bägge byarna har likvärdiga avloppssystem och båda byarna skall innebära ett "ekologiskt" boende kan värdena förväntas bli likvärdiga (t ex antas de boende vara lika återhållsamma med hushållskemikalier i Myrstacken som i Tuggelite). Reningsanläggningen för BDT-vattnet i Myrstacken är överdimensionerad. Detta förutsättes medföra att all fosfor i BDT-vattnet stannar i anläggningen och är därmed möjlig att återföra till odlingar. Kvävet från BDT-vattnet förväntas däremot denitrifiera. En liten del av fosfor och kväve från BDT-vattnet kommer också att stanna i slamavskiljaren. Detta försummas dock här.

6.3 Miljöskydd

Myrstackens VA-system innebär ingen primär recipientbelastning, dvs inga direkta utsläpp av vare sig renat eller orenat avloppsvatten till något ytvatten sker.

6.4 Kvalitet på restprodukt

Inga analyser av mull från Snurredassen är gjorda vid Myrstacken. Innehållet i mullen kommer endast ifrån människors urin och fekalier, toalettpapper och någon form av strö. Detta förväntas därför vara en produkt med låga halter av tungmetaller.

6.5 Hygien

Torra toaletter innebär en hantering av komposterad latrin av de boende själva. Detta innebär inga stora hygieniska risker med goda kunskaper. Hanteringen sker endast av den egna familjens torrtoa vilket också förhindrar smittospridning. Utav reningsanläggningen för BDT-vatten var endast rotzonsanläggningen inhägnad. Markbädden låg öppen och var åtkomlig för lekande barn. Detta kan kanske tyckas vara ett onödigt risktagande för smittospridning, även om 90 - 99,7 % av colibakterierna har avdödats tidigare i rotzonsanläggningen. Jämför fallstudie 5, kap 5.5.

En diskussion om hygien kring återförda restprodukter från torrtoaletter och filtersand bör också föras. Då ekobyn är ny har inte torrtoaletterna tömts någon gång ännu. Inte heller någon filtersand har ännu bytts ut. För närvarande är ingen jordbrukare kontrakterad för att hämta någon restprodukt. De boende själva kan förstås använda näringsämnena för egen odling. Det kan dock vara olämpligt ur hygienisk synvinkel att använda komposten från toaletterna för odling av livsmedel.

6.6 Parametrar

Förluster av fosfor och kväve till recipient

Eftersom systemet inte innebär några utsläpp till recipient fås inga förluster av fosfor och kväve till ytvatten. Eventuella förluster till grundvatten är okända, men antagligen försumbara.

Återföring av fosfor och kväve

Idag finns inget uppsamlingssystem uppbyggt för mull från de torra toaletterna. Mullen återförs inte till jordbruket, utan används i byns egna odlingar.

Inga recipientutsläpp sker från Myrstackens avloppssystem. Det finns därmed möjligheter att återföra allt fosfor från torrtoaletterna och BDT-vattnet. Utav kvävet kan endast en liten andel hårt organiskt bundet kväve från torrtoaletterna och slamavskiljaren återföras. Detta uppskattas till mindre än 10% av tillfört kväve till avloppssystemet.

Ekonomi

Myrstackens VA-system består av en mulltoa per lägenhet. Priset för ett Snurredass är 24 450 kr enligt prisuppgift från Delta P Sanitär i Uppsala. Teknisk livslängd för ett Snurredass uppskattas till 20 år. Årskostnaden per person för Snurredasset blir därmed ca 1080 kr. I denna årskostnad ingår inte arbetstidskostnaden för skötsel och tömning av multrummet. Denna arbetstid uppskattas till ca 4 timmar i halvåret.

Behandlingsanläggningen för BDT-vatten kostade 1,3 Mkr att bygga och projektera. Då ingen speciell skötsel utförs på anläggningen (skörd av vass m m) bör den tekniska livslängden av anläggningen sättas till högst 20 år. Årskostnaden för BDT-vattenanläggningen blir därmed 2000 kr/ person. I denna kostnad bortses från tillsyn och energikostnad för pumparna.

Den totala kostnaden för Myrstackens avloppssystem beräknas därmed till 3080 kr / person, år.

Areal

Ytan av rotzonsanläggningen är ca 900 m² och ytan av grusbädden är 300 m². Det totala arealbehovet är därmed 1 200 m² eller 25 m²/ person.

Energi

Enligt Bülow-Hübe och Blomsterberg (1992) är elförbrukningen för ett multrum av typen Snurredass ca 400 kWh/år. Detta innefattar fläkt och värmeslingor för att avdunsta vätskan i multrummet.

BDT-vattenanläggningen innehåller två pumpstationer. Lyfthöjden är i båda fallen ca 4 m. Enligt formel i kapitlet *Metod* kan energianvändningen i pumparna beräknas. Den totala mängden uppfordrat vatten beräknas till 1752 m³/år (100 liter / person, dygn).

När det som här rör sig om låga flöden, används verkningsgraden 0,1.

$$E = \frac{9,81 \times 1752 \times 4}{3600 \times 1 \times 0,1} = 191 \text{ kWh}$$

Eftersom det finns två pumpstationer kan energianvändningen beräknas vara ca 400 kWh/år för uppfordring av BDT-vattnet. Energianvändningen i Myrstacken beräknas därmed till 29×400+400 = 12 000 kWh. Utslaget per person beräknas energianvändningen därmed till ca 250 kWh / person, år.

Sammanfattning

Förlust av fosfor och kväve till recipient

Inga utsläpp från avloppssystemet sker till någon recipient. Inga förluster av fosfor och kväve sker.

Återföringsgrad av fosfor och kväve till jordbruk

Idag sker ingen återföring av fosfor och kväve till jordbruket.

Det finns dock möjligheter att återföra upp till 100 % av totalfosfor till odlingar från torrtoaletter och BDT-vatten. Motsvarande värde för totalkväve är högst 10%.

Ekonomi

Årskostnaden för en boende i Myrstacken har beräknats till ca **3080 kr**.

Areal

Behandlingen av BDT-vattnet upptar en yta motsvarande **25 m² / person**.

Energi

Den totala energianvändningen har uppskattats till **250 kWh/person,år**

Diskussion

Allmänt om metoden

Det ställs idag krav på svenska avloppssystem bl a inom: hygien, miljöskydd och kretslopp. I denna studie är några kvantitativa mått framtagna för att försöka värdera hur olika anläggningar uppfyller dessa krav.

De utvalda exemplen som beskrivs i fallstudierna har den likheten att de alla behandlar hushållspillvatten. De har dock stora olikheter, vilket gör det svårt att genomföra en rättvis utvärdering av alla exempel med samma metoder. Ett exempel på svårigheter vad gäller utvärderingarna är att vissa av exemplen förutom hushållspillvatten tar hand om stora volymer annat vatten såsom dagvatten, industrispillvatten och inläckande dräneringsvatten.

Det faktum att det är befintliga anläggningar som utvärderas och att alla uppgifter är insamlade på olika sätt från fall till fall, innebär också att de olika fallstudierna inte alltid är helt jämförbara. I kapitlet *Litteraturoversikt över jämförande studier av avloppssystem* beskrivs en utvärdering av olika avloppssystem gjord av Fasteneau *et al* (1990). I denna studie utförde författarna själva alla analyser och utvärderingen skedde för samma tidsperiod för alla anläggningar. Sådana gynnsamma förutsättningar har inte varit fallet för fallstudierna i denna rapport och därför är det också orimligt att gå så långt med resultaten i denna studie, så att de olika parametrarna sammanvägs till ett mått. Det är alltså inte möjligt att från denna studie finna "bästa" lösning.

Parameter för hygienkrav

Hygienkravet är det krav som inte har kunnat värderas i ett mått i denna studie. Ett försök gjordes under arbetets gång där antalet personer som dagligen löper risk att ha fysisk kontakt med avloppsvatten summerades. Detta innebar att endast de som arbetar yrkesmässigt med drift och underhåll av avloppssystem medräknades. Dessa personer känner till riskerna och vet hur avloppsvattnet skall hanteras. Det är alltså inte denna hantering som innebär några stora hygieniska risker. Det finns heller inga belägg för att driftspersonal har högre sjukfrånvaro än t ex andra drifts- och underhållsarbetare. Ett bättre angreppssätt för att kvantifiera hygienaspekten kan vara att göra riskuppskattningar för olika möjliga händelser. Dessa uppskattningar kan t ex ske för risken att smittspridning inträffar vid bräddningar, olika typer av olyckor m m. I föreliggande rapport har inget kvantitativt mått på hygieniska risker presenterats. De tänkbara hygieniska riskerna för varje fallstudie beskrivs dock i text.

Parameter för miljöskyddskrav

Miljöskyddskraven kvantifieras med måtten: *Förlust av kväve och fosfor till recipient*. Att transportera näringsämnen till en recipient i form av ett ytvatten framställs i denna studie som en odelat negativ verksamhet. Med andra ord; ju mindre utsläpp av fosfor och kväve desto bättre. Måttet är tämligen lätt att använda om det finns uppmätt flöde samt halter av fosfor och kväve i utsläppt vatten. Provtagning och analyser sker olika ofta i de olika anläggningarna i denna studie, vilket medför olika stora osäkerheter för respektive fall.

Parameter för kretsloppskrav

Kretsloppskraven gäller framförallt återföring av näringsämnen till jordbruket. Kvantifieringen har skett som: *Återföringsgrad av kväve och fosfor till jordbruk*. Med återföringsgrad menas procentandelen fosfor respektive kväve som återförs till jordbruket av den mängd som förs in i avloppssystemet. Det viktigaste ämnet för återföring är fosfor, då detta inom något hundratal år kan bli en bristvara. Återföringsgraden för fosfor är också lättare att bestämma än för kväve, då fosfor är mindre "rörligt" än kväve. Kväve har den svårigheten att det kan finnas i många typer av föreningar och dessutom kan avgå som kvävgas. I måtten för återföringsgrad påverkar även andra faktorer. Återföringsgraden är t ex beroende av kvaliteten på restprodukterna från avloppshandlingen. Om t ex ett avloppsslam innehåller höga halter av kadmium tillåts det inte användas som gödningsprodukt och återföringsgraden blir noll.

Parametrar för resursanvändning

Utöver de två ovan nämnda parametrarna har tre mått använts för att beskriva storleken på resursanvändningen i ett avloppssystem. Parametrarna gäller inom områdena: ekonomi, areal (markyta) och energi.

Måttet för ekonomi är formulerat: *Den årliga kostnaden för investeringar och drift som avloppshandlingen kräver, utslaget per ansluten person*. Detta mått visade sig medföra en hel del problem. Det har för alla fallen varit möjligt att bestämma någon form av årskostnad, men det har varit svårt att göra en gemensam systemavgränsning för alla exempel för vad som skall räknas med i årskostnaden. Det är dessutom svårt att få fram uppgifter på investeringar som är gjorda långt bak i tiden, vilket medför att de exempel som inte är nybyggda är svåra att värdera.

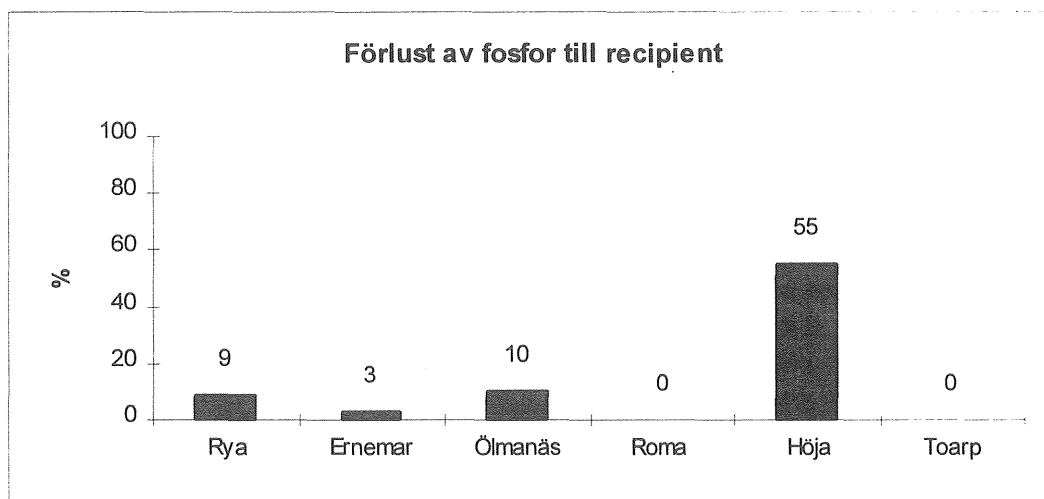
Under rubriken *Energi* beskrivs användanvändningen i respektive system. Systemavgränsningen har varit transport och behandling av avloppsvatten (eller avloppsvattnets fraktioner). Detta var det enda sättet att nå ett jämförbart mått för alla exempel. Energi används och återvinns också i stor omfattning kring avloppssystemen, men utanför systemavgränsningen. Energianvändningen i form av slamtransporter räknas inte med, men det gör heller inte återvinning av energi i form av biogas och värmepumpar.

Kvantifieringen av areal är ett mer exakt mått än årskostnaden. Måttet gäller för hur stor yta den aktuella anläggningen upptar per ansluten person. Det är behandlingsanläggningarnas yta som beskrivs. Den yta som upptas av pumpstationer och dylikt i transportsystemet är inte medräknat. Observera att måttet inte fullständigt kan sägas beskriva arealbehovet för olika typer av anläggningar. I vissa exempel är inte markytan en begränsande parameter, varvid mer yta än nödvändigt kan vara använd.

Metoden tillämpad på fallstudierna

Förlust av fosfor och kväve till recipient

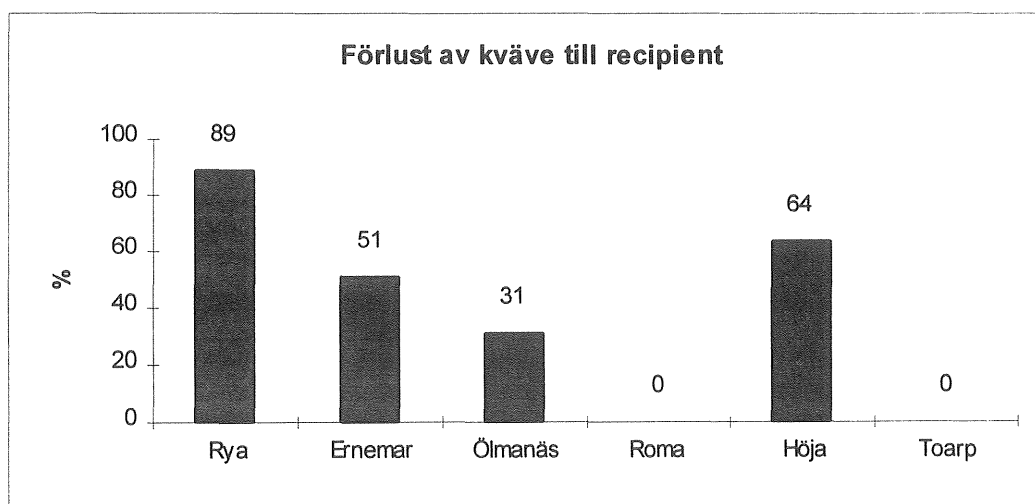
Syftet med detta mått är att kvantifiera utsläppen av fosfor och kväve till ytvattenrecipienter. Förluster av fosfor till recipient i de sex fallen finns redovisat i figur 24.



Figur 24 Förlust av fosfor till recipient

De tre konventionella systemen Rya, Ernemar och Ölmanäs avskiljer alla fosfor med hjälp av kemisk fällning. Utsläppet varierar mellan 3% och 10%. Exemplet Roma och Toarp har utsläpp till ytvatten och därmed inga förluster av näringsämnen till recipient. Exemplet Höja slutligen, fastlägger endast ca 45% av inkommande fosfor. Resten hamnar i recipienten.

Förlusterna av kväve till ytvatten-recipient beskrivs i figur 25.

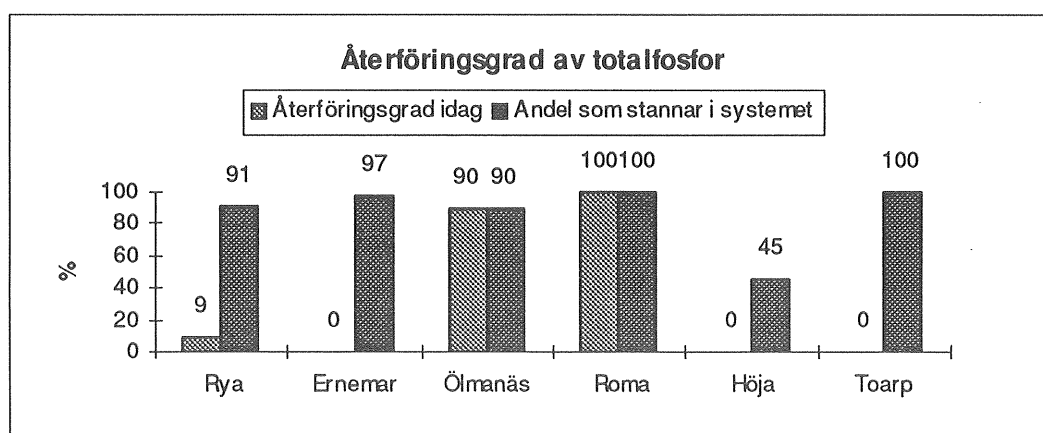


Figur 25 Förlust av kväve till recipient

Utvärderingen för Rya har skett innan kväverening har blivit införd vid verket. Detta är anledningen till det höga utsläppet till recipient. Både Ernemar och Ölmanäs har kväverening utbyggd. Exemplena Roma och Toarp har som tidigare nämnt inga utsläpp till recipient och därmed inga utsläpp av kväve. I fallet Höja så sker en stor denitrifikation under vissa delar av året. Under andra perioder sker nästan ingen kväverening alls.

Återföringsgrad av fosfor och kväve

Detta mått visar hur stor andel av fosfor och kväve som förs in i avloppssystemen som hamnar på jordbruksmark i form av gödselmedel. I figur 26 presenteras återföringsgrad för fosfor samt hur stor andel av fosfor som stannar i systemet och därmed är möjligt att återföra.



Figur 26 Återföringsgrad av totalfosfor.

Återföringsgrad för fosfor i Ryaverket är låg, p g a att endast ca 12% av slammet förs till jordbruk. Hade allt slam från Ryaverket återförts, hade återföringsgraden varit 91%. För fallet Ernemar är det till och med så att slammet inte får användas som gödselmedel, p g a hög kadmiumhalt. Allt slam deponeras, detta till trots att förlusten av fosfor till recipient är så låg som 3%. Allt avloppsslam från Ölmanäs förs till jordbruket, vilket innebär att ca 90% av fosfor från avloppsvattnet återförs.

De två fallen Roma och Toarp har möjligheter att återföra allt fosfor, eftersom inga recipientutsläpp sker. Vissa förluster måste förstås förutsättas kunna ske i form av vittring, infiltration av avloppsvatten m m. Uppskattningsvis är dessa dock mycket låga. Anläggningen i Roma är uppbyggd för återföring av fosfor. När en damm torrläggts och rensas används restprodukten som gödningsmedel. En liten andel av fosfor sprids också med bevattningssvattnet. För att återföringen av fosfor skall fungera i fallet Toarp förutsätts dock att en insamling av mull från de torra toaletterna och fosformättad jord från reningsanläggningen för bad-, disk- och tvättvatten sker och transporteras till jordbruk. Om detta inte sker fås förstås ingen återföring.

Fallet Höja slutligen avskiljer ca 45% av inkommande fosfor i rotzonsanläggningen. Detta är återföringsbart när jorden i anläggningen byts ut.

Återföringsgraden för kväve innehåller betydligt osäkrare värden. Eftersom kväve kan avgå som gas, är det osäkert hur mycket kväve olika restprodukter innehåller. Inget av exemplen medför någon större återföring kväve än ca 15%. En tillgänglig lösning för att återföra stora mängder kväve är källseparering av urin. Om urin används obehandlat som gödningsmedel finns det möjligheter att återföra upp till 80% av kvävet i avloppsvatten. Procentsatsen är framräknad med hjälp av Sundberg (1994).

Ekonomi

Tanken var att en årskostnad för drift och investeringar skulle framräknas. Investeringarna indexreglerades med Entreprenadindex, så att kostnaden för alla anläggningarna gäller som om investeringarna var gjorda år 1993. Investeringarna omräknades därefter med hjälp av en real annuitetsmetod för att slå ut investeringskostnaderna till en konstant årskostnad. Till årskostnaden för investeringar lades driftskostnaden för det senaste året. Metoden var genomförbar för de flesta investeringar som var gjorda inom den senaste tioårsperioden. Detta innebar att kostnaderna för ombyggnaderna av Ernemar och Ölmanäs, hela Romaanläggningen, nyanläggningen i Höja och hela Toarps avloppssystem var möjliga att bestämma. Unikt för Ryaverket var att alla investeringar från byggstart år 1970 fanns redovisade.

Vad som inte har varit möjligt att värdera har varit de delar av gamla verk som på sätt och vis används fortfarande i fallen Ernemar, Ölmanäs och Höja. Inga uppgifter fanns att tillgå för dessa delar, men även om det hade varit möjligt så är det svårt att värdera delarna för den nya funktion som de fått efter ombyggnaderna. Detta medför att den egentliga årskostnaden kan vara något högre än vad som angivits för exemplen Ernemar, Ölmanäs och Höja.

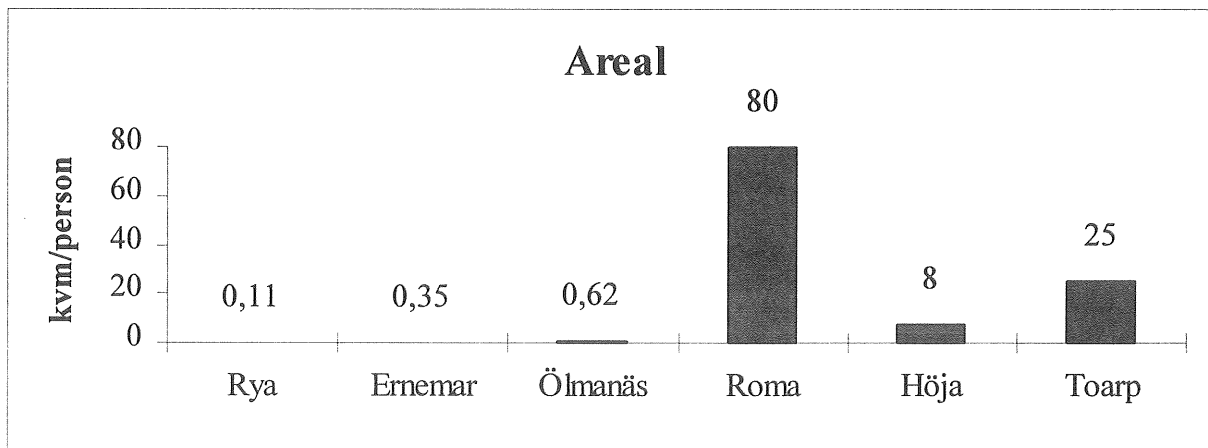
Då det trots allt gick att samla in de viktigaste uppgifterna kring behandlingsanläggningarna i alla sex fallen valdes delsumman för behandling exklusive transport att redovisas för sig. I fallet Roma var det inte möjligt att särskilja kostnader för behandling och transport. Det visar sig dock att den totala årskostnaden för Romaanläggningen blev väldigt låg, 380 kr/person,år. Bara årskostnaden för behandlingsanläggningarna i de konventionella systemen framräknades till 320-460 kr/ person, år. De två alternativa systemen, utöver Roma, har en högre årskostnad för behandling. I fallen Höja och Toarp är det främst den korta uppskattade tekniska livslängden som ger en hög årskostnad. Dessa två anläggningar har minst antal anslutna personer. Detta har också en fördyrande effekt.

Kostnadsberäkningar för transportsystemen i respektive anläggning har inte varit möjligt att utföra med ovan nämnd metod. Delar av ledningssystemen i Göteborg och Oskarshamn är mycket gamla, vilket medför att det närmast är omöjligt att ta fram alla investeringskostnader för fallen Rya och Ernemar. En förenkling har därmed skett i dessa två fall. Antagandet bygger på att dessa två ledningssystem har en årlig investeringskostnad som inte förändras i så stor grad från år till år. Årskostnaderna för Rya och Ernemars avloppsledningsnät har beräknats som summan av nyinvesteringar och driftskostnader under ett år (1992 för Rya och 1993 för Ernemar). Denna metod innehåller självklart stora osäkerheter. Årskostnaderna för Ryaverkets och Ernemars avloppsledningsnät blev 210 kr respektive 110 kr. Om dessa belopp verkligen motsvarar en årlig kostnad kan ifrågasättas.

Den lägsta årskostnaden för transport och behandling hade Roma. Orsaker till detta verkar vara bl a en teknik med lång livslängd och låga driftskostnader. Den högsta årskostnaden hade Toarp, där orsaken främst är korta tekniska livslängder på det torra toalettsystemet och reningsanläggningen för bad-, disk- och tvättvatten (BDT-vatten.)

Areal

En benämning som ofta används är arealbehov. Det är förstås av stort intresse att presentera mått på arealbehov för olika typer av tekniker. En slutsats av fallstudierna i denna utvärdering är att det inte alltid är markytan som är den begränsande faktorn, därför används enbart benämningen areal. Uppgifter på areal för behandlingsanläggningarna i alla sex fallen finns framtagna och presenteras i figur 27.



Figur 27 Areal per ansluten person som de sex studerade exemplen tar i anspråk.

De tre konventionella avloppssystemen; Rya, Ernemar och Ölmanäs är typiska exempel på anläggningar som har markyta som en begränsande faktor. Här har teknikintensiv behandling använts för att hålla nere storleken på anläggningarna. Att Roma-anläggningen upptar mycket större yta än de andra fallen betyder inte att den är sämre. Avloppsvattnet har ett högt bevattningsvärde på Gotland och på landsbygden vid samhället Roma fanns hela denna areal att tillgå, vilket har medfört att dammanläggningen har blivit en lyckad lösning för just Roma.

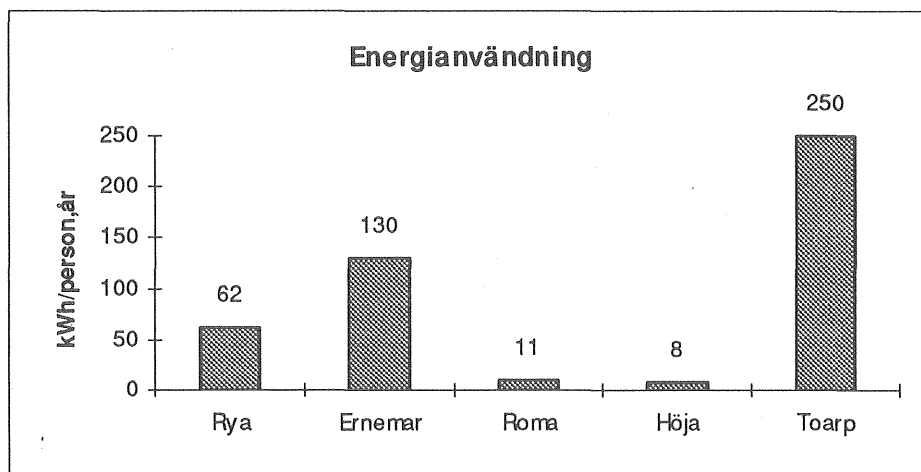
Vad det gäller Höjas rotzonsanläggning, så är detta en alternativ anläggning som med tanke på ytanvändningen skulle kunna vara tillämpbar i mer tätbebyggda områden. Anläggningens förmåga att avskilja t ex fosfor är dock relativt låg. Denna skulle förbättras om anläggningen hade en större verksam yta.

Avloppssystemet i Toarp slutligen, är liksom Roma inte dimensionerad efter en starkt begränsad yta. Det torra toalettsystemet innebär inget ytbehov (utanför huset). Behandlingen sker i t ex ett snurredass som placeras i ett källarutrymme inne i huset. Det är reningsanläggningen för BDT-vatten som medför hela ytanvändningen på 25 m² per person. Den stora ytanvändningen har främst två orsaker: reningsanläggningen skulle antagligen att fungera även om ett av de två

reningsstegen togs bort och dessutom är färre personer anslutna än vad som anläggningen är dimensionerad för.

Energi

Systemavgränsningen för energianvändningen i systemen har varit transport av avloppsvatten till behandlingsanläggningen samt användningen av energi vid behandling. Energianvändningen för fem av de sex fallen presenteras i figur 28.



Figur 28 Energianvändningen i fem av de studerade exemplen.

I de konventionella systemen består energianvändningen av pumpning av avloppsvatten i ledningssystemet till avloppsreningsverket, energianvändning i processerna i verket samt energianvändningen vid framställning och transport av fällningskemikalier. Schablonvärden för energi kopplat till fällningskemikalier är hämtat ur Ødegaard och Karlsson (1994). För båda fallen Rya och Ernemar var energianvändningen i processerna i respektive verk den övervägande andelen. Anledningen till att energianvändningen i Ernemar är betydligt större än i Ryaverket kan bero på att Ernemar är utbyggt med kväverening, vilket innebär att mer luftning sker för att åstadkomma nitrifiering. Det fanns inte uppgifter om energianvändningen specifikt för Ölmanäs avloppssystem, därför har detta exempel utelämnats i figur 28.

Energianvändningen i Roma och Höja rör uteslutande transport av avloppsvatten till behandlingsanläggningen. I fallet Roma är energianvändningen uppmätt och i fallet Höja är den framräknad med hjälp av känt flöde och känd uppföringshöjd.

Den höga energianvändningen i Toarp sker nästan uteslutande i det torra toalettsystemet. Energianvändning sker i värmeslingor och utsugsfläkt. Värdena kommer från mätningar av el till multrum av Bülow-Hübe och Blomsterberg (1992).

Faktainsamling till fallstudierna

Ryaverket

Miljörapport enligt miljöskyddslagen, GRYAAB 1993

Årsredovisningar GRYAAB 1970-1993 (alla årgångar)

VA-VERKET Göteborg, Årsberättelse 1992

Peter Balmér, GRYAAB (personliga meddelanden)

Peter Robinson, GRYYAB (personliga meddelanden)

Ernemar

Miljörapport enligt miljöskyddslagen, Ernemars avloppsreningsverk 1992

PURAC. Ernemars avloppsreningsverk (teknisk beskrivning m m)

Jan Sandberg, Oskarshamns kommun (personliga meddelanden)

Per-Arne Erlandsson, Oskarshamns kommun (personliga meddelanden)

Tommy Pettersson, Oskarshamns kommun (personliga meddelanden)

Ölmanäs

Miljörapport för Ölmanäs avloppsreningsverk 1993

Analysprotokoll för provtagning i in- och utflöde till Ölmanäsverket vecka 2-16, år 1994

Lars-Erik Nyberg, Kungsbacka kommun (personliga meddelanden)

Roma

Miljörapport, Gotlands kommun, Roma avloppsreningsverk 1993

Gotlands kommun, Gatukontoret (1985) Bevattning med avloppsvatten enligt Gotlandsmodellen.

Göran Blomgren, Gotlands kommun (personliga meddelanden)

Leif Duveborg, Gotlands kommun (personliga meddelanden)

Höja

Laboratorierapporter, Analys av avloppsvatten, Ängelholms kommun (analyser gjorda under åren 1990-1994)

N-E Öhman (1991) Rotzonanläggning Höja, vattenflöde m m, Ängelholms kommun

Farahbakhshazad, N och el Awadi, J (1994) Alternativa system för avloppsvattenrening, Rotzonanläggningar och andra metoder, Göteborgs Universitet, Institutionen för miljövärd.

Folke Nilsson, Ängelholms kommun (personliga meddelanden)

Toarp

Dansk Rodzone Teknik, Viborg, Danmark (1993) Arbejdsbeskrivelse for ekobyn Toarp.

von Hedenberg *et al* (1993) Här har alla mulltoa som standard (artikel om Myrstackens ekoby i Toarp), Vår bostad nr 10, sid 64-67.

Delta P Sanitär, Uppsala, Snurredassen (broschyr)

Tommy Schumann, HSB i Malmö (personliga meddelanden)

Dag-Östen Sjöholm, Malmö kommun (personliga meddelanden)

Bo Håkansson, Bo Håkansson Entreprenad AB (personliga meddelanden)

Litteraturlista

Bülow-Hübe, H.; Blomsterberg, Å. (1992) *Solbyn i Dalby, Utvärdering av en energisnål radhuslägenhet med glasrum*. Lunds tekniska högskola, Institutionen för byggnads-konstruktionslära, Lund. ISSN 0281-6318.

Farahbakhshazad, N.; el Awadi, J. (1994) *Alternativa system för avloppsvattenrening, Rotzonanläggningar och andra metoder*. Göteborgs Universitet, Institutionen för miljövärd.

Fasteneau, F.; van der Graaf, J.; Martijnse, G. (1990) *Comparison of various systems for on-site wastewater treatment*. Water Science and Technology, Vol. 22, No. 3-4 1990, p 41-48.

Guterstam, B. (1991) *Ecological engineering for wastewater treatment: Theoretical foundations and practical realities*. Ecological engineering for wastewater treatment, Proceedings of the International Conference at Stensund Folk College, Sweden, March 24-28, 1991, p 38-54.

Hargelius, K.; Holmstrand, O.; Karlsson, L. (1994) Hushållsspillvatten, framtagande av nya schabloner för BDT-vatten, Scandiaconsult Väst AB (Studie inom Statens Naturvårdsverks projekt Systemanalys VA)

Hultman, B.; Nyberg, F. (1988) *Kvävereduktion vid kommunala avloppsverk - introduktion*. Statens Naturvårdsverk (rapport)

Jenssen, P.; Mæhlum, T.; Wetlesen, M. (1992) *Økologisk renseteknologi*. Statens forurensningstilsyn, SFT-rapport Nr. 92:35, Norway.

Kazanowski, A. (1968) *A Standardized Approach to Cost-Effectiveness Evaluations*, Cost Effectiveness: the Economic Evaluation of Engineering Systems, J. English, ed., John Wiley and Sons, inc., New York, N.Y., USA.

Ko, S.; Duckstein, L. (1972) *Cost-effectiveness analysis of wastewater reuses*. Journal of the Sanitary Engineering Division, American Society of Civil Engineers, Vol. 98, p 869-881.

Morling, S. (1988) *Intermittenta metoder inom avloppsvattenrening*. Statens Naturvårdsverk (bilaga till rapport av Hultman och Nyberg)

Statens naturvårdsverk (1994) UTKAST till *Allmänna Råd för utformning och granskning av miljökonsekvensbeskrivningar i ärenden om tillstånd enligt miljöskyddslagen och naturvårds-lagen*. (Remissupplaga, ej utgiven.)

Statens Naturvårdsverk och Boverket (1990) *Miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) i det svenska planerings- och beslutssystemet*. ISBN 91-620-1083-2.

Statens Naturvårdsverks författningssamling (1994) *Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket*. SNFS 1994:2 MS:72. ISSN 0347-5301.

Statens Naturvårdsverk (1985) *Förordning (1985:840) om vissa hälso- och miljöfarliga produkter m. m.*, Kemikalieförfattningar, Miljölagar - Samling av författningar på miljö-
vårdsområdet. ISBN 620-1145-6.

Sundberg, K. (1994) *UTKAST till Näringsinnehåll m m i urin och fekalier samt i disk-,
tvätt-, bad- och duschvatten - preliminär sammanställning*. Statens Naturvårdsverk (ej
utgivet).

Tortell, P. (1979) *Utilisation of waste nutrients for aquaculture*. Prog. Water Technology,
Vol. 11, No 4-5, p 483-498.

von Hedenberg, K. (1993) *Här har alla mulltoa som standard*, Vår bostad, nr 10, sid 64-67.

Ødegaard, H.; Karlsson, I. (1994) *Chemical Wastewater treatment - value for money*.
Chemical Water and Wastewater Treatment III, Proc. of the 6th Gothenburg Symposium
1994, p 191-209.

BILAGA 1:1

Investerings- och driftskostnader för Ryaverket med ledningsnät							
Internränta (%)			4				
Antal anslutna personer			550000				
Antal anslutna personer i Gbg			433000				
Investeringar i Ryaverket							
År	Verk	Ledningar	Tunnlar	Byggnader	Markanl.	Biogasanl.	Index
1970	0	0	0	0	0	0	5,927936
1971	96291965	6147726	58279856	0	0	0	5,694872
1972	0	0	0	17090017	8162827	0	5,343224
1973	0	0	31652000	1069055	0	0	4,807359
1974	0	0	45741000	1793028	0	0	4,102833
1975	0	0	3085000	342161	0	0	3,68325
1976	0	0	3459000	0	0	0	3,26138
1977	0	0	30323000	0	0	0	2,91725
1978	0	0	42722000	823000	0	0	2,729619
1979	0	0	0	1609000	41000	0	2,519093
1980	1032000	2280000	1440000	449000	0	0	2,214357
1981	0	65000	1901000	1000	0	0	2,006928
1982	89098000	45000	263000	4623000	737000	0	1,862734
1983	5111000	89000	1,37E+08	262000	17000	0	1,704528
1984	1690000	205000	1382000	114000	150000	0	1,563351
1985	1242000	39000	415000	15000	483000	0	1,454168
1986	7914000	30000	13000	186000	0	0	1,403919
1987	4367000	682000	55000	0	0	0	1,351795
1988	4885000	560000	1183000	105000	0	0	1,25717
1989	7632000	610000	37216000	3128000	0	0	1,53966
1990	0	440000	966000	785000	6387000	65373000	1,058964
1991	1009000	253000	199000	329000	0	56167000	1,018185
1992	9858000	300000	413000	0	0	761000	1,011077
1993	1017000	1253000	1877000	770000	0	17230000	1,006648

BILAGA 1:2

Annuitetskostnader för Ryaverket						
Objekt			Inv.kostnad	Livslängd	Annuitetsfakt.	Årskostnad
Verk			7,77E+08	30	0,05783	44916965
Ledningar			45697870	50	0,04655	2127245
Tunnlar			1,21E+09	100	0,040808	49195056
Byggnader			1,29E+08	50	0,04655	5994569
Markanl.			52821377	50	0,04655	2458846
Biogas.			1,45E+08	30	0,05783	8358186
Driftskostnader 1993						59400000
Summa årskostnad, Rya						1,7E+08
Årskostnad per person, Rya						313,55
Årskostnad Ledningsnät						
Ombyggnad Göteborgs avloppsnät						17000000
Nyinvest. i Göteborgs avloppsnät						26400000
Driftskostnader avloppsnät						47970000
Summa årskostnad, ledningsnät						9,1E+07
Årskostnad per person						211,02
Årskostnad, Rya+ledningsnät						524,56

BILAGA 1:3

Investerings- och driftskostnader i Ernemarsverket med ledningsnät					
Internränta (%)			4		
Antal anslutna personer			20000		
Investeringar Ernemars avloppsreningsverk					
År	Objekt		Inv. kostn.		Index
1988	Nytt avloppsreningsverk		45000000		1,25717
1993	Centrifug		550000		1,006648
Annuitetskostnader					
Objekt		Inv.kostnad	Livslängd	Annuitetsfakt.	Årskostnad
		(Nivå 1994)			
Reningsverk		56572650	30	0,05783	3271602
Centrifug		553656,4	30	0,05783	32018
Driftskostnader för Ernemar 1993					3700000
Summa årskostnad					7003620
Årskostnad utslaget per person					350,18
Ledningsnät, årskostnader 1993					
Drift och underhåll					778800
Reinvesteringar					1200000
Utbyggnad					240000
Summa					2218800
Årskostnad per ansluten					110,94
Årskostnad, Ernemar+Ledningsnät					461,12

BILAGA 1:4

Investerings- och driftskostnader för Ölmanäs avloppsreningsverk						
Internränta (%)			4			
Antal anslutna personer			5800			
Annuitetskostnader för Ölmanäsverket						
Objekt			Inv.kostnad	Livslängd	Annuitetsfakt.	Årskostnad
SBR-bassänger			2500000	30	0,05783	144575,2
SBR-maskin			2000000	20	0,073582	147163,5
Ombyggn. av bef. verk			2200000	30	0,05783	127226,2
VVS			300000	20	0,073582	22074,53
El, automatik, instrument			2200000	10	0,123291	271240,1
Byggnader			1000000	50	0,04655	46550,2
Projektering			1400000	30	0,05783	80962,14
Ledningar			5000000	50	0,04655	232751
Väg, staket			100000	30	0,05783	5783,01
Projektering, tillstånd m m			1100000	50	0,04655	51205,22
Pumpstation			1100000	20	0,073582	80939,93
Drift- och underhållskostnader 1993						1226000
Summa årskostnad						2436471
Årskostnad per ansluten person						420,08

BILAGA 1:5

Investerings- och driftskostnader för Roma bevattningsanläggning						
Internränta (%)			4			
Antal anslutna personer			1500			
Antal anslutna personekvivalenter			2500			
Investeringar i Roma						
År	Objekt				Inv.kost.	Index
1985	Hela anläggningen med ledningsnät				4500000	1,454168
Objekt		Inv.kostnad (prisnivå 1994)		Livslängd	Annuitetsf.	Årskostnad
Investeringskostnad		6543756		30	0,05783	378426,1
Material, el, provtagning						159000
Arbetslöner för tillsyn						30000
Summa årskostnad						567426
Utslaget per ansluten person						378,28

BILAGA 1:7

Investerings- och driftskostnader för Toarps ekoby						
Internränta (%)			4			
Antal anslutna personer			48			
Infiltrationsanläggning						
Objekt		Inv.kostnad	Livslängd	Annuitetsf.	Årskostnad	
Investeringskostnad		1300000	20	0,073582	95656,28	
Årskostnad per ansluten			20		1992,84	
Multrum						
Snurredass		24450	20	0,073582	1799,07	
Kostnad per person med 48 pers på 29 multrum					1083,78	
Årskostnad per person					3076,62	

Tryckt & Bunden
Vasastadens Bokbinderi AB
1995