

Systemanalys VA – Hygienstudie

Ann Albihn
Thor Axel Stenström



16

Utgiven av VAV AB

VA-FORSK
RAPPORT
1998 • 16

 **VA-FORSK**

VAV

VA-FORSK

VA-FORSK är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande 1,05 kronor per kommuninnevånare och år. Avgiften är frivillig och intresset från kommunernas sida har varit mycket stort. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

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

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-FORSK styrs av en kommitté, som utsetts gemensamt av VAV och Kommunförbundet. Kommittén är underställd VAVs styrelse. Under perioden 1996-1998 har kommittén följande sammansättning:

Hans Mattsson, ordförande	Södertälje
Professor Peter Balmér	GRYAAB, Göteborg
Driftchef Sture Bergström	Gatukontoret, Skellefteå
Enhetschef Bengt Göran Hellström	Stockholm Vatten AB
Kommunalråd Nina Jarlbäck	Eskilstuna
Tekn chef Peeter Maripuu	Lysekil
Ledamot i KS o KF Håkan Mattsson	Ystad
Ledamot i KS Åsa Möller	Sundsvall
VA-chef Bengt L Persson	VA-verket Malmö
Sektionschef Jan Söderström	Sv kommunförbundet

Forskningschef Jan Falk, sekreterare VAV

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

VA-FORSK
VAV AB
101 53 STOCKHOLM
Tel: 08-677 25 70
Fäx: 08-677 25 75

VAV AB är servicebolag till Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen

Systemanalys VA – Hygienstudie

**Ann Albihn
Thor Axel Stenström**

**VA-FORSK
RAPPORT
1998 • 16**

VA-FORSK

VAV

VA-FORSKs rapportserie

Rapportens titel:	Systemanalys VA – Hygienstudie
Title of the report:	Systems analysis of sanitation systems - Biosecurity
Rapportens beteckning Nr i VA-FORSK-serien:	1998-16
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-89182-
Författare:	Ann Albihn, Statens Veterinärmedicinska Anstalt, SVA Thor Axel Stenström, Smittskyddsinstitutet, SMI
Utgivare:	VAV AB
VA-FORSK projekt nr:	96-122
Projektets namn:	Hygienstudie i Systemanalys VA
Projektets finansiering:	VA-FORSK
Rapporten beställs från:	AB Svensk Byggtjänst, Litteraturtjänst, 113 87, Stockholm, tfn 08-457 11 00
Rapportens omfattning Sidantal:	120
Format:	A4
Upplaga:	500
Sökord:	Kretsloppsanpassad avloppshantering, jordbruk, smittskydd, människa, djur
Keywords:	Recycling systems, wastewater, agriculture, bio-security, humans, animals
Sammandrag:	Rapporten beskriver hygieniska aspekter på främst "kretsloppsanpassad" avloppshantering i glesbygd och mindre bostadsområden. Åtta olika systemlösningar har studerats, dessa beskrivs och diskuteras. Vidare redovisas ett antal beräkningsexempel för ev. smittrisker från dessa system. Rapporten innehåller också en del bakgrundsfakta till dessa beräkningar.
Abstract:	The report describes recycling systems for human faeces and urine from rural areas and small villages, primarily concerning the hygienic aspects. Eight different treatment systems have been studied and are here described and discussed. Further, a number of calculation examples are given concerning the risk for disease transmission from these treatment systems. Also included is a part giving background facts for the calculation examples.
Målgrupper:	Forskare Förvaltningar Konsulter
Utgivningsår:	1998
Pris 1998:	125 kr, exkl

Sammanfattning

Hygieniska aspekter ges på främst ”kretsloppsanpassad” avloppshantering i glesbygd och mindre bostadsområden. Risken för indirekt smittspridning till människor och djur efter att restprodukten återförts till jordbruksmark har oftast bedömts som större än risken för direkt smittspridning vid skötsel och hantering av systemet/restprodukten. När smittämnen spridits ut i miljön kan situationen bli mycket svårhanterlig. Vissa smittämnen har en mycket lång överlevnadstid, andra har en mycket lång inkubationstid och vissa kan dessutom etablera en smittreservoar bland vilda djur. Många av de här aktuella sjukdomarna är zoonoser, d.v.s. de kan smitta mellan människa och djur.

Hygienstudien har omfattat 8 givna fallstudier i 4 olika kommuner. Förutsättningarna har skilts åt t.ex. avseende anläggningens lokalisering och storlek, samt såtillvida att vissa redan byggts medan andra är under byggnation eller projektering. I samtliga fall har målsättningen varit att restprodukterna ska återföras till jordbruksmark i nära anslutning till bebyggelsen.

Del 1: Här beskrivs respektive projekt, aktuella smittrisker belyses samt vissa provtagningsresultat diskuteras. Del 1 kan läsas fristående och bör även kunna läsas av flertalet med intresse för olika kretsloppslösningar och de hygieniska problemen som följer därmed.

Studien har omfattat tre ”ekobyar” utanför Västerås. På Kosteröarna utanför Strömstad har studerats hur avloppet ska omhändertas lokalt från befintlig bebyggelse. I Luleå har studerats slamhanteringen vid ett mindre reningsverk som faller med kalk, frystorkning och kompostering av slam på en jordbruksfastighet och ett projekterat lägenhetsområde med urinsorterande toaletter. Slutligen har en biogasanläggning studerats, provtagning där visar att anläggningen har vissa problem med att hålla en hygieniskt acceptabel nivå på rötresten.

Del 2: Här presenteras ett teoretiskt underlag för en numerisk riskbedömning av avlopps-systemen. Denna ”uppslagsdel” ger en bakgrund till beräkningsexemplen i del 3. Ett antal här relevanta mikroorganismer och deras i sammanhanget aktuella egenskaper redovisas. Sådana vetenskapligt väldokumenterade uppgifter saknas idag i viss utsträckning. Exempel på nödvändiga uppgifter för en beräkningsstudie är hur mycket utsöndras av en smittad individ, hur sker utspädning och reduktion i respektive avloppssystem, sker återkoncentration i t.ex. slamfasen, överlevnad och ev. tillväxt efter spridning på jordbruksmark.

Del 3: En bedömning/beräkning av risken för smittspridning till människor och djur för några olika användningar av restprodukterna exemplifieras, baserat på systemlösningar beskrivna i del 1 och typorganismer från del 2. Poängteras ska att räkneexemplen bygger på bakgrundsmaterial med i vissa fall osäkra och varierande uppgifter. En mer omfattande riskanalys kan göras men då krävs fördjupade studier, projektets tre delar kan där bilda ett basunderlag.

Slutsatser

- ⇒ Ett stort informationsbehov finns angående smittspridningsriskerna från kretslopps-anpassade avlopps- och avfallssystem. De hygieniska aspekterna är här ofta eftersatta.
- ⇒ Ytterligare kunskap t.ex. avseende systemens funktion och långsiktiga hållbarhet samt sjukdomsframkallande mikroorganismers överlevnad och spridning i miljön behövs, detta för att möjliggöra säkra och riktiga bedömningar av smittspridningsrisken från systemen.
- ⇒ Numerisk bedömning av smittrisker är om den används med försiktighet, trots kunskapsluckor i beräkningsunderlaget, ändå ett användbart verktyg för att påvisa/avfärda smittrisker i här aktuella kretsloppssammanhang.

Summary

Hygienic aspects primarily concerning recycling systems for human faeces and urine from rural areas and small villages are studied. The risk for indirect transmission of pathogenic micro-organisms to humans and animals resulting from the spread of residues on farmland is considered greater than the risk for such transmission caused by maintenance of the system/direct handling of the residues. The situation resulting from the spread of pathogens into the environment may be serious since some pathogens survive for an extended period of time, others have a long incubation period or may establish a reservoir for diseases in wild animals. Several of these diseases are zoonoses, i.e. diseases which may be transmitted from animals to humans and vice versa. The study involved 8 projects in 4 different communities, size and location of the systems varied considerably as well as if they were already in use/ready for use or still being planned or under construction. The aim were to efficiently reuse the residues on farmland close to the place of production.

Part 1: This is a description of each system studied, a discussion about some sampling results and the risks for disease transmission from these systems. Part 1 can be studied separately from the rest of the report; it can be recommended to all those who are interested in the use of sludge products in agriculture and appropriate hygienic measures for such use. The study has involved three "eco"-villages outside Västerås. The present system for handling waste-water on the Koster islands near Strömstad has been studied, and how the resulting residues may be used locally. In Luleå, the use of sewage sludge from a small municipal treatment plant, a freeze-drying and compost project on a farm and a planned area of apartment houses with urine sorting toilets has been studied. Lastly a biogas plant were studied, the sampling results indicated that some problems with the hygienic status of the digested residues existed.

Part 2: A theoretical base for a numeric risk assessment of the treatment systems is presented, this "reference material" gives a description of relevant micro-organisms and their characteristics and a background for part 3. This kind of scientifically verified data is often unavailable. Here is necessary to know e.g. how many specific micro-organisms are excreted from an infected individual, the degree by which the micro-organisms are diluted and reduced in the treatment system, the smallest infection dose and the survival time and possibilities for replication after the spread on farmland.

Part 3: A risk assessment for using the residues in regards to transmission of pathogens to humans and animals is performed. The calculated examples are based on the projects described in part 1 and the micro-organisms in part 2. It should be pointed out that some parameters used for the calculation examples may vary considerable. Making a more detailed risk analysis require additional work which may be based on this study.

Conclusions

- ⇒ There is presently a significant need for more information about the risks for disease transmission from recycling systems for human faeces and urine. The hygienic aspects has not been given sufficient consideration.
- ⇒ More knowledge about the function and sustainability of the different treatment systems, the survival and spread of pathogenic micro-organisms in the environment etc. is needed to facilitate safe and adequate risk assessment of disease transmission from the systems.
- ⇒ Despite limited knowledge of some background facts, numeric risk assessment if used with precaution, is a useful tool for estimating the risk for disease transmission in recycling systems for human faeces and urine.

Förord

Organiskt avfall såsom olika avloppsprodukter innehåller mikroorganismer som kan sprida sjukdom till människor och djur. Detta faktum måste beaktas vid såväl insamling, förvaring och behandling av avfallet/avloppet som vid användning/kvittblivning av slutprodukterna. Att olika avloppslösningar, gamla såväl som nya, uppfyller rimliga hygieniska krav borde vara en självklarhet. På många håll i samhället finns idag ett stort och ökande intresse för att på olika sätt omhänderta de näringsämnen som finns i organiskt avfall (såsom avloppsvatten, avloppsslam, urin och fekalier) och återföra dessa till jordbruksmark. När så görs är det av yttersta vikt att smittspridningsriskerna därmed uppmärksammas i större omfattning än vad som vanligen görs idag, och att systemet utformas på ett sätt som minskar dessa risker till en acceptabel nivå.

Syftet med den aktuella studien har varit att fokusera på de hygieniska aspekterna i ett antal studerade system för omhändertagande av avlopp och avfall. Vidare har en typ av numerisk riskbedömning provats som ett verktyg för att på ett mer objektivet sätt uppskatta risken för smittspridning från några av de studerade behandlingssystemen.

Denna rapport är en slutredovisning av Hygienstudien i Systemanalys VA. Projektet har finansierats av Stiftelsen Lantbruksforskning och VA-FORSK inom ramen för forsknings- och utvecklingsprogrammet "Organiskt avfall som växtnäringsresurs".

Författarna vill tacka alla som på olika vis bidragit med sina kunskaper till detta projekt. Speciellt vill vi tacka Therese Westrell vid SMI för beräkningsarbete i del 3, till Karin Bergström, Ulrika Allard-Bengtsson och Dan Christensson, för hjälp med faktaunderlag i del 2, till Ulla Malmström och Vickie Olvång för skriv- och datahjälp och till Anders Engvall för granskning av manuskript, samtliga vid SVA.

Uppsala i november 1998

Ann Albihn

Laborator vid Sektionen för Miljö och Smittskydd, Statens Veterinärmedicinska Anstalt

Innehåll

Inledning	1
<i>Kretslopp ligger i tiden</i>	1
<i>Risk för smittspridning</i>	1
<i>Varför en sådan försiktighet?</i>	1
<i>Vad gäller idag?</i>	2
Del 1: Beskrivning av de olika projekten i fallstudiekommunerna	4
<i>Tabell över vilka avloppslösningar som finns representerade i studien</i>	4
1 Om olika avloppslösningar	5
2 Befintliga system	7
2.1 Råneälvsdalen, Luleå: Kommunalt avloppsreningsverk som fäller med kalk	7
2.2 Råneälvsdalen, Luleå: Frystorkning och kompostering av trekammarbrunnsslam	9
2.3 Åkesta ekoby, Västerås: Mulltoa, urinsep., markbädd till BDT-vatten	11
2.4 Laholm: Biogasreaktor med ett separat hygieniseringssteg	13
3 System under byggnad	22
3.1 Södra Bärby, Västerås: Snålspolande WC, vätskeavskiljning, kompostering av fast fas, resp. indunstning av flytande fas	22
4 Komplettering och ombyggnad av avloppssystem i befintlig bebyggelse	25
4.1. Koster: Möjlighet till lokalt kretslopp	25
5 Projekterade system	28
5.1. Kronan, Luleå: Urinseparering i flerfamiljshus	28
5.2. Horn, Västerås: Vakuumtoaletter, våtkompostanläggning och BDT-vatten till filterbäddar och rotzonsanläggning	29
Del 2: Underlag till numerisk riskbedömning	33
6 Inledning	33
6.1 Kommentarer angående den föreliggande studien	34
6.2 Målsättningar med den numeriska riskbedömningen	35
7 Utvalda typorganismer	36
7.1 Indikatororganismer	36
7.2 Patogena mikroorganismer	37
7.3 Patogena bakterier: Salmonella, Listeria, Enterohemorragisk E. coli (EHEC)	37
7.4 Parasiter: Cryptosporidier, Ascaris, Taenia	37
7.5 Virus: Parvo, Klassisk svinpest, Hepatit A	38
8 Kort beskrivning av respektive mikroorganism och för patogena mikroorganismer även klinisk bild på djur och människa	39
8.1-3 Bakterier, parasiter resp. virus	39
9 Hur mycket finns av en viss mikroorganism i fekalier, urin, hushållsavfall?	45
9.1-3 Bakterier, parasiter resp. virus	45
10 Hur mycket fekalier och urin produceras per person/dygn alt. djur/dygn?	49

11	Vilken infektionsdos gäller för människa och för djur?	50
11.1-3	<i>Bakterier, parasiter resp. virus</i>	50
12	Viken morbiditet (anslagsfrekvens) har en patogen mikroorganism?	53
12.1-3	<i>Bakterier, parasiter resp. virus</i>	53
13	Hur stor är utspädningen av patogena mikroorganismer i olika delar av avloppssystemet?	57
14.	Jämförelse av koncentrationer av patogena mikroorganismer i avloppsvatten, badvatten, slam, m.m	58
15	Reduktion och avdödning av en organism	60
15.1-3	<i>Bakterier, parasiter resp. virus</i>	61
16	Konkurrens med andra mikroorganismer, (ev. exo-enzymen utanför cellen, antibiotikaproduktion)	65
16.1-3	<i>Bakterier, parasiter resp. virus</i>	65
17	Återkoncentration i slamfasen	66
18	Tillväxt och överlevnad av mikroorganismer i miljön	67
18.1-3	<i>Bakterier, parasiter resp. virus</i>	67
19	Transport av mikroorganismer efter spridning med t.ex. vektordjur, yt- eller grundvatten	71
19.1-3	<i>Bakterier, parasiter resp. virus</i>	71
Del 3: Beräkningsexempel - Kompletterande uppgifter till beräkningsdelen		73
	<i>Råneälvsdalen, slam fällt med kalk</i>	73
	<i>Bakterier, parasiter och virus</i>	73
	<i>Åkesta ekoby, mulltoaletter</i>	78
	<i>Bakterier, parasiter och virus</i>	79
	<i>Åkesta ekoby, urinseparering</i>	82
	<i>Bakterier, parasiter och virus</i>	82
	<i>Laholm, biogasreaktor</i>	88
	<i>Bakterier, parasiter och virus</i>	88
	Referenslista till samtliga delar	96
	Ordlista och förkortningar	105

Inledning

Kretslopp ligger i tiden

I dagens samhälle finns en önskan att möjliggöra och genomföra en återförsel av näringsämnen från biologiska restprodukter tillbaka till livsmedelsproduktionen. En förutsättning för detta är att lantbrukare, uppköpare av lantbruksprodukter och konsumenterna accepterar att restprodukterna från främst avlopp används som gödningsmedel. I restprodukterna kan finnas oönskade ämnen såsom;

- oorganiska föroreningar (t.ex. tungmetaller),
- läkemedelsrester såsom antibiotika (med risk för utveckling av antibiotikaresistens i mikroorganismer i mark och hos patogena mikroorganismer)
- och sjukdomsframkallande mikroorganismer (patogena mikroorganismer).

Den föreliggande studien kommer att fokusera på patogena mikroorganismer och den därav följande risken för smittspridning till människa och djur. Växtpatogena mikroorganismer berörs endast indirekt, här hänvisas till en sammanställning av Kron, (1997).

Risk för smittspridning

Införandet av mer kretsloppsanpassade avloppssystem medför att nya smittvägar kan uppkomma mellan människa, vilt och husdjur. Många av de i sammanhanget aktuella sjukdomarna är zoonoser, dvs. de smittar mellan människa och djur och är därmed i högsta grad aktuella för både humant och veterinärt smittskydd.

Olika smittämnen har mycket olika egenskaper när det gäller hur mycket smittämnen reduceras i olika steg, i olika avloppsbehandlingssystem eller vid slambehandling. Likaså så skiljer förutsättningarna för överlevnad och ev. tillväxt i miljön efter spridning, vilken infektionsdos som behövs för att orsaka sjukdom hos exponerade individer, m.m. Några utvalda smittämnen och dess i sammanhanget aktuella egenskaper beskrivs närmare i del 2 av denna rapport. Del 2 utgör ett underlag för en numerisk riskbedömning av de hygieniska riskerna i olika avloppssystem. Exempel på sådana beräkningar visas sedan i del 3 av rapporten.

Om smittämnen kommer ut i miljön så kan vissa av dem ha en mycket lång överlevnadstid (flera år, i extremfall årtionden). Andra smittämnen har mycket lång inkubationstid (också flera år) och vissa kan dessutom etablera en smittreservoar bland vilda djur utan att dessa behöver visa symtom på sjukdom. Från sådana symtomlösa smittbärare kan sedan återsmitta ske till husdjur och människa. I Sverige utgörs hela 4% av den totala köttkonsumtionen av viltkött, vilket till övervägande del konsumeras obesiktigt (Statens Livsmedelsverks statistik). Dessa ovan diskuterade egenskaper hos vissa patogena mikroorganismer gör att det kan vara mycket svårt att relatera ett sjukdomsutbrott bland människor eller djur, till spridning av restprodukter från ett visst behandlingssystem.

Varför en sådan försiktighet?

I Sverige har vi ett mycket gott djurhälsoläge. Sjukdomssituationen är för de flesta sjukdomar mycket god jämfört med omvärlden. När det gäller salmonella har vi en närmast världsunik situation med en mycket låg förekomst bland animalieproduktionens djur. Bland värphöns har vi t.ex. haft < 1% av besättningarna infekterade de tre senaste åren (SJV sjukdomsstatistik). I Danmark däremot räknar man nu med att ca. 40 % av värphönsen är infekterade (Engström, 1997).

Bland vilda djur är det främst hos småfågel som salmonelladiagnos ställs, men i låg frekvens (Borg, 1985; Malmqvist et al., 1995). Så även bland vilda djur är salmonellaläget i Sverige gott.

Ett sjukdomsutbrott orsakat av smittspridning i samband med kretslopp av organiskt avfall kan orsaka stort lidande för människa och/eller djur. Enskilda personer såväl som staten kan åsamkas stora kostnader. Följden kan bli en förtroendekris som avsevärt försvårar införandet av kretsloppslösningar.

Som tidigare nämnts är det många gånger svårt att fastslå ett samband mellan ett sjukdomsutbrott och oförsiktig hantering av avlopp eller kretsloppsprodukter. Några exempel: Betande boskap har vid flera tillfällen smittats av salmonella från vatten nedströms ett reningsverk som flödat över betesmark (Danielsson, 1977) eller från en bäck som var recipient för en enskild avloppsanläggning (Kobel, 1997). I det senare exemplet påvisades även sekundär smittspridning till människa. Nötkreatur som är mellanvärd för människans bandmask (*Taenia saginata*) har via dåligt hygieniserade restprodukter av mänsklig avföring som förorenat beten eller foder smittats och utvecklat dynt (*Cysticercus bovis*) (Ilsöe et al., 1990).

Ett milt sagt avskräckande exempel från kretslopp av organiskt avfall i fodermedelsindustrin, som vi redan alla känner till, är BSE eller "galna ko sjukan". I spåren av detta har följt en helt ny syn på vilka säkerhetsmarginaler som bör gälla vid alla typer av kretslopp för organiskt avfall. Detta har inte minst återspeglats i EUs lagstiftningen inom området.

I dag har en ökande andel av befolkningen en ökad känslighet för infektionssjukdomar. Denna ökande infektionskänslighet orsakas av kroniska sjukdomar (t.ex. AIDS eller cancer), långvarig medicinering (t.ex. efter organtransplantation eller vid cancer), mycket låg eller hög ålder, pågående graviditet, m.m. I USA uppskattas att upp till 20% av befolkningen har ett på detta vis nedsatt immunförsvar (Gerba et al., 1996). Sådana befolkningsgrupper behöver ett säkert skydd av samhället för att slippa utsättas för infektionssjukdomar.

Vad gäller idag?

Idag finns i Sverige inga generella regler för stabilisering och/eller hygienisering av organiskt avfall. I Naturvårdsverkets författningssamling finns dock vissa bestämmelser för hur avloppsslam får spridas (SNFS 1994:2). I denna författning berörs dock de hygieniska aspekterna endast indirekt. En "slamöverenskommelse" gjordes 1994 mellan SNV, LRF, och VAV. I denna berörs främst problemet med tungmetaller medan hygienaspekterna berörs mycket lite (VAV-Rapport 4418, 1994). När det gäller ekologiskt jordbruk har KRAV-organisationen begränsade möjligheter att ta emot organiskt avfall p.g.a. en restriktiv hållning mot detta i den europeiska organisationen. Avloppsslam är därför idag uteslutet för ekologiska odlare att använda. Sverige har under våren 1998 lämnat ett förslag till EU om att hygieniserad rötrest under vissa förhållanden ska få användas av ekologiska odlare.

De myndigheter som har det huvudsakliga ansvaret för utarbetande av riktlinjer för hur en godtagbar hygienisering ska utföras och kontrolleras är Naturvårdsverket, Jordbruksverket, Socialstyrelsen och i vissa delar Boverket och Arbetskyddsstyrelsen. I väntan på att riktlinjer från myndigheterna ska komma hinner många "kretsloppsanpassade" avloppsanläggningar byggas. Det är av största vikt att dessa anläggningar projekteras och byggs i samråd med miljö- och hälsovårdsmyndigheter och med smittskyddsakkunniga.

I andra länder med motsvarande hygienisk standard som Sverige, har oftast mer eller mindre långtgående regler för hygienisering av organiskt avfall som ska återföras till jordbruksmark fastslagits av myndighet. I Norge måste slam hygieniseras och stabiliseras innan det får återföras till jordbruksmark, skog eller grönområden. Mikrobiologisk undersökning måste också göras. Denna analys ska utvisa att slammet ej innehåller salmonella eller parasitägg och att antalet termotoleranta koliformer är mindre än 2500 per gram.

I Danmark får inte heller slam eller annat organiskt avfall användas på jordbruksmark utan att det först hygieniserats. Kompostering där man behandlat allt material i 55°C i minst 2 veckor och temperaturen mätts dagligen, får användas på jordbruksmark. Ska klövdjur vistas på marken måste materialet plöjas ner och täckas innan sådd. Kontrollerad hygienisering av organiskt material får ske genom behandling i 70°C i en timme eller vid > pH 12 i > 3 månader. Behandlingen ska dokumenteras och mikrobiologisk analys ska visa frånvaro av salmonella och < 100 fekala streptokocker per gram.

I dagens system med kommunala avloppsreningsverk återförs så mycket som ca 40% (VAV, 1997) av slammet till åkermark efter en varierande grad av behandling eller lagring. En stor del av ff.a. kvävet går förlorat under behandlingen (Naturvårdsverket, 1993)

I konventionella behandlingssystem sker en viss reduktion av ingående patogena mikroorganismer, såsom vid rötning vid 35° C eller vid långtidslagring, men detta innebär inte någon hygienisering. När nya sätt att behandla avlopp införs är ett rimligt grundkrav att den hygieniska behandlingen blir bättre än med den konventionella behandlingen. En utveckling mot ett långsiktigt hållbart samhälle får ej medföra en försämring av den sanitära standarden i samhället och en ökad risk för smittspridning till djur och människor.

Del 1 Beskrivning av de olika projekten i fallstudiekommunerna

Tabell 1: Avloppslösningar som finns representerade i studien

Typ av toa	Behandlingsmetod	Hygieniseringsmetod	Projekt
Konventionell	* Septiktank som även innehåller hushållsavfall, till biogasanläggning. Anläggningens råmaterial utgörs till största del av gödsel och industriavfall.	* 70°C i 60min.	* Laholms biogas
	* Kommunalt avloppsreningsverk som faller med kalk.	* pH > 12? Samt ospecificerad lagringstid.	* Råneälvsdalen Luleå
	* Trekammarbrunnsslam till frystorkning sedan kompost med hushålls- och trädgårdsavfall.	* värme ?°C och lagring från höst till sommar.	* Råneälvsdalen Luleå
Snålspolande	* Svartvatten och hushållsavfall till vätskeseparator. Fast fas till trumkompost samt efterkompostering. Flytande fas till vätskekondensator. BDT till markbädd och våtmark	* Varmkompost $\geq 60^{\circ}\text{C}$ i en vecka, samt efterkompostering. Vätskekondensator 100°C i 20 min.	* S. Bärby, Västerås
Vakuum	* Svartvatten och hushållsavfall till våtkompost. BDT till markbädd.	* Satsvis? behandling i 60°C under 24 eller 48 tim.	* Horn, Västerås
Urinsorterande	* Torr fekalihantering i mulltoa. Urin till jordbruk. Hushållsavfall till egen kompost, BDT till markbädd.	* värme ?°C samt ospecificerad lagringstid. För urinen finns ingen lagringstid innan den blandas in i flytgödsel	* Åkesta, Västerås
	* Fekalier och BDT-vatten till kommunalt reningsverk. Urin till jordbruk.	* Lagring av urin 6 mån. Konventionell slambeh. På reningsverk	* Kronan, Luleå

1 Om olika avloppslösningar

Säkerheten avseende smittriskerna måste ligga i systemuppbyggnaden och anläggningskonstruktionen och inte främst baseras på ett kontrollprogram. Mikrobiologisk provtagning kan oftast användas som stickprovskontroll av anläggningens funktion. Avsaknad av patogena mikroorganismer vid en sådan provtagning bör dock aldrig tas som en verifikation av att anläggningen är hygieniskt säker. Mycket viktig kunskap avseende hygienisering och hantering av avlopp och avfall saknas, det är därför viktigt med uppföljande forskning.

Biologisk behandling av avlopp eller avfall kan ske på många sätt och flera vägar kan leda till en acceptabel hygienisering. Många faktorer samverkar för att ge en god hygienisering. Den viktigaste faktorn och kanske den som är lättast att påverka är temperaturen. En hög temperatur reducerar antalet patogena mikroorganismer eller nedsätter deras infektionsförmåga. Pastörisering innebär att en markant reduktion sker av antalet mikroorganismer. Vid mycket höga temperaturer sker en sterilisering, d.v.s. en fullständig avdödning av alla mikroorganismer.

Ett behandlingssystem kan ge en god reduktion av mikroorganismer men risken för smittspridning kan ändå vara påtaglig om lokaliseringen är mindre genomtänkt, skötsel och underhåll ej sker som det ska, belastningen är mycket ojämn eller om anläggningen är alltför störningskänslig.

För flertalet system gäller att de behöver ytterligare uppföljning innan de generellt kan rekommenderas. Den tekniska utformningen av systemen är i många fall fortfarande osäker och de hygieniska riskerna tämligen dåligt utvärderade.

När vi i denna studie diskuterar smittspridning från de olika systemen använder vi oss av begreppen direkt och indirekt smittspridning. Direkt smittspridning avser smitta direkt till brukaren av toaletten eller till den som arbetar med skötsel och underhåll av avloppssystemet. Här inbegrips också den som hanterar och sprider avfallet. Risken för direkt smittspridning ökar när hanteringen av restprodukten ökar, en sådan ökad hantering följer med flertalet av de alternativa behandlingsformerna av avlopp.

Indirekt smittspridning avser smitta från restprodukterna efter återföringen till jord- eller skogsbruksmark. Smittan kan således föras vidare till vilda och tama djur genom att djuren vistas på marken, genom att foder bärgas från den smittade marken eller genom att de dricker av ytvattnet från den smittade arealen. Smitta till husdjur och människa kan också ske via vektordjur (insekter, smågnagare och fåglar) som för med sig smittan in i stallar och foderlager. I den aktuella studien ligger tyngdpunkten på den indirekta smittspridningen.

Enhetliga kriterier för en fullgod hygienisering saknas i nuläget. Många olika synpunkter på detta redovisas i litteraturen. Ett sådant exempel är Strauch (1992) som anser att en hygieniseringsprocess bör resultera i en komplett inaktivering av salmonella och spolmask, en $4\log_{10}$ -reduktion (99,99%) av parvovirus/enterovirus eller en $4\log_{10}$ -reduktion av fekala streptokocker (FS). Indikatorbakterier såsom FS anses dock av många ha ett begränsat värde i dessa sammanhang.

Under den nu tämligen allmänt spridda och accepterade hygieniseringen vid 70°C i en timme (Bendixen et al., 1995a) reduceras flertalet patogena mikroorganismer till en ur smittskyddssynpunkt acceptabel nivå. Denna behandling har dock ingen eller endast ringa effekt på sådana sjukdomsagens som prioner och bakteriesporer. Vidare så är effekten av behandlingen begränsad för vissa mycket värmetåligen virus såsom parvovirus. En 4 log₁₀ -reduktion av parvovirus kräver enligt Bendixen (1995b) 1,5 timmar vid 70°C. För att uppnå en likvärdig avdödning av FS, som har föreslagits som en processindikator, kan en lägre behandlingstemperatur ersättas av en längre behandlingstid inom vissa gränser (Bendixen, 1995b). Feachem et al. (1983) har redovisat inaktiveringskurvor (tid-temperaturkombinationer) för ett antal patogena organismer vanligt förekommande i avloppsslam (figur x).

Hygienisering kan ske på andra sätt än med värme, t.ex. med olika typer av kemisk behandling. Flertalet av dessa är dock ej förenliga med att de organiska avfallen återanvänds i jordbruk. Kalk tillhör ett av undantagen, dock sker vid kalkbehandling av slam en kraftig avgång av kväve.

Mycket kunskap saknas rörande hygien och BDT-vatten. Inom ramen för detta projekt har vi ej kunna göra någon studie av detta. Vi hyser en viss misstanke att riskerna med BDT-vatten övervärderats. Intressant är här att utvärdera graden av fekal förorening. Detta kan förslagsvis göras genom att i slambrunnar för enbart BDT-vatten leta efter parasitägg och fekala steroler (som påvisar förekomst av fekal förorening).

Den följande beskrivningen av projekten i Systemanalys VA och de där aktuella behandlingssystemen för avlopp inriktar sig främst på de fakta som är intressanta med hänsyn till den hygieniska funktionen och bedömningen av ev. smittrisker. Tekniska uppgifter och annan information har endast inkluderats när det bedömts ha ett intresse i hygieniskt avseende.

De projekt som var givna till denna studie har p.g.a. mycket olika förutsättningar också studerats på olika vis och mer eller mindre detaljerat.

Vid nybyggnation av samlad bostadsbebyggelse är valet av VA-system avhängigt många faktorer. De viktigaste faktorerna är kanske de ekonomiska ramarna, anslutningsavgift till kommunalt VA, lokala förutsättningar, avsättningsmöjligheter för ev. "kretsloppsprodukter", beslutsfattarnas och allmänhets intresse. När valet faller på en "kretsloppslösning" spelar med all säkerhet in, vad som finns tillgängligt inom området för avloppsbehandling vid tiden för projekterandet av bebyggelsen. I vissa fall går lång tid mellan projektering och byggstart, samtidigt som utvecklingen inom området går snabbt. I sådana fall kan det vara viktigt att möjlighet finns att ompröva tidigare beslut.

2 Befintliga system

2.1 Råneälvsdalen, Luleå

Kommunalt avloppsreningsverk som fäller med kalk

Beskrivning av befintlig anläggning

Älvdalen är tämligen flack och stora delar av marken används till jordbruk. Här finns 8 mjölk- och ca. 6 nötköttsproducenter 1997. Vidare finns här en del hästar och "husbehovsbönder". I Råneå bor ca. 2500 personer och i resten av älvdalen nedom gränsen till Bodens kommun ytterligare ca. 1500. Ungefär 90% av befolkningen är ansluten till kommunalt avlopp.

Nedanför Råneå finns ett kommunalt reningsverk som renoverades 94-95. Detta mottar också externslam från 4-5 små reningsverk samt från flertalet av de drygt 400 enskilda slambrunnar och slutna tankar som finns i älvdalen. Årsproduktionen slam är ca. 640 m³. Torr-substanshalten i det slutliga slammet är ca 20-25%. Reningsverket stabiliserar slam med släckt kalk, Ca(OH)₂, ca. 600 ton/år används. Kalken doseras i det till reningsverket ingående vattnet, ett pH på 11-12 avses att uppnås. Externslam tillsätts efter kalktillsatsen. Externslam körs främst in under sommarhalvåret. Mätning av uppnått pH har tidigare endast skett sporadiskt och ej efter något uppgjort schema. Under vintern 1998 har pH-mätningar gjorts mera systematiskt. Mätningarna har gjorts i centrifugen och legat mellan pH 11,3 - 12,4, vanligen mellan 11,5 - 11,7. Under denna period har inget externslam körts in till verket.

Kalkningen gör att avloppsslammet innehåller kalk till ett värde av ca. 500:-/ton för jordbrukaren, något som gör följaktligen slammet attraktivt att använda för jordbruket. Slammet har hittills spridits på åkermark för spannmålsodling av en och samma jordbrukare, med marker nära reningsverket.

Vid slamfällning med kalk sker en kraftig emission av kväve, vilket är mindre lyckat ur växt-närings- och miljösynpunkt. En annan nackdel med kalkfällning är den förhållandevis höga kostnaden för driften av ett sådant verk. I Råneå valdes kalkfällning kanske främst p.g.a. hänsyn till känsliga skaldjur som förekommer i älven.

Slammet lagrades tidigare flera år i bassänger utomhus innan det användes i jordbruket. En begränsad tid transporterades slammet till jordbruket så snart en behållare var full, d.v.s. endast efter några veckor. För att förbättra hygieniseringen har man nu ordnat förvaringsfickor utomhus på en cementplatta där slammet efterlagras. Någon riktig rutin för att säkra en minsta efterlagringstid efter sista tillförsel har ännu ej införts.

Kommentarer till hygien i slamhanteringen

Det höga pH som uppnås efter kalktillsatsen av det ingående vattnet i Råneåverket gör att förutsättningarna är goda för en tillfredsställande hygienisering av slammet. En fällning med kalk ger t.ex. en betydligt bättre reduktion av salmonella än vad fällning med aluminiumsulfat eller järnklorid gör (Danielsson, 1977). En god inblandning av kaklet fås genom att det löses redan i vattnet, när kalk istället löses i slam finns en risk att inblandningen ej blir jämnt fördelad i materialet. Oavsett hur inblandning sker är det av stor vikt att rätt typ av kalkpulver (partikelstorlek m.m.) används. Doseringen av kalk sker utan hänsyn till att externslam tillsätts efter denna inblandning. Mycket externslam tillförs reningsverket under juni - oktober. Som mest sker en inblandning 1:1, vilket medför att pH sjunker till ca 8.

Ingen komposteringsseffekt fås i slammet då pH är alltför högt. Under lagringen sjunker pH successivt beroende på CO₂ upptag från luften och på att slammet genomgår hydrolys. Mängden tillsatt kalk kommer att vara avgörande för hur länge ett tillräckligt högt pH-värde kan upprätthållas, vilket i sin tur styr patogenavdödningen (NORVAR, 1991). Överlevnaden av mikroorganismer minskar med ökat pH-värde men också med förlängd exponeringstid. För osläckt kalk bidrar också värmeutvecklingen till reduktionen av mikroorganismer. Olika arter av mikroorganismer är olika känsliga för ett högt pH-värde. Koliformer och andra s.k. gram-negativa bakterier är mycket känsliga medan t.ex. mykobakterier och Listeria är mycket resistenta. Koliformer är därför i dessa sammanhang helt olämpliga som indikatorbakterier.

I material med mycket organiskt material som slam uppstår lätt aggregat av organiska partiklar. Mikroorganismer som är adsorberade till ett sådant aggregat kan skyddas mot kalkbehandlingen inuti detta. För att då erhålla en lika god hygienisering som under ideala förhållanden (laboratorieförsök) krävs en mycket god homogenisering, högre kalkdos alt. en längre exponeringstid (Tullander, 1982). Lagring av färdigt slam ska göras under en bestämd minsta lagringstid så att den förbättrar hygieniseringen av slammet. Fastställandet av en minsta lagringstid bör ske beroende av vilket pH som uppnås initialt och i vilken omfattning och under vilken tidsperiod pH sedan sjunkit under efterlagringen.

Enligt den amerikanska lagstiftningen (EPA, 1992) skulle för detta slam och denna användning på jordbruksmark följande parametrar gälla:

< 10³ fekala koliformer/g ts., < 1 viabelt maskägg/4 g ts. och < 3 Salmonella spp. /4 g ts. Enligt danska regler som är hårdare skall antalet FS vara mindre än 100/g och lagring ske i minst 3 månader vid pH_≥ 12.

Risken för direkt smittspridning från reningsverket bedöms som liten, risken för indirekt smittspridning från slam som spritts på jordbruksmark bedöms som liten/måttlig. Risken för den indirekta smittspridningen bör dock kunna minska efter att föreslagna åtgärder satts in.

Förslag på åtgärder för att förbättra hygieniseringen

- ◆ Dokumentera pH-värdet i slam efter kalkfällning, efter tillsats av externslam, samt i början, under efterlagring och i slutet av efterlagringen, detta för att kontrollera att pH inte tillåts sjunka alltför lågt. En sådan pH-mätning är nu planerad att göras vid verket.
- ◆ Bestäm en minsta efterlagringstid av det färdigbehandlade slammet utifrån funna pH-värden. Denna lagringstid kan tänkas bli längre för det slam som produceras under den tid som externslam tillförs verket, om ej den pH-sänkning som externslammet orsakar kan kompenseras med en ökad kalktillsats.
- ◆ Inför sådana rutiner vid efterlagring av slam att en minsta efterlagringstid kan säkerställas.
- ◆ Ur smittspridningssynpunkt bör slam endast användas i jordbruket om det finns tillfredsställande garantier för att produkten genomgått en tillfredsställande hygienisering. Viss mikrobiologisk provtagning bör därför göras av slam när föreslagna åtgärder för att förbättra hygieniseringen genomförts.

Alternativa behandlingsmetoder

I detta fall är det ur hygienisk synvinkel knappast aktuellt att föreslå en annan behandling av slammet. Vill man av driftstekniska eller ekonomiska skäl t.ex. byta kalken mot annan fällningskemikalie, behöver dock hygienbehandlingen revideras grundligt. Den hygieniska säker-

heten på det slam som nu produceras vid verket kan med endast små kompletteringar, såsom diskuteras ovan, bli fullt godtagbar för den aktuella användningen av slammet.

2.2 Råneälvsdalen, Luleå

Frystorkning och kompostering av trekammarbrunnsslam

Beskrivning av befintlig försöksanläggning

Som ett alternativ till de långa och resurskrävande transportererna av slam från enskilda brunnar/tankar till reningsverket i Råneå vill man lokalt prova att avvattna slammet (1-3% ts.) genom frysning/tining. I november 1996 påbörjades ett försök av Avdelningen f. VA-teknik vid Luleå Tekniska Universitet, att "frystorka" och därefter kompostera slam från trekammarbrunnen på en jordbruksfastighet för en familj i Råneåälvsdalen (Hedström, i manuskript). Liknande försök har tidigare gjorts i större skala på reningsverk och då tekniskt sett fungerat bra (Hellström & Kvarnström, 1996). Någon hygienisk utvärdering av dessa försök har ej gjorts.

En plats iordningställdes en bit ifrån bostadshusen, jordlagret schaktades bort några decimeter och för att förhindra dränage neråt lades en tät duk i botten på en 8m² stor yta. Platsen var ej inhägnad. I början av november tömdes brunnen av en ordinarie slamsugbil. Bilen körde till den iordningställda yta och innehållet pumpades ut. Eftersom ytan ej var helt plan fördelade sig innehållet i ett ojämnt lager, ca. 2 m² av duken täcktes ej heller av slam. Några dagar senare kom vintern med tjäle och snö.

I mitten av maj tinade slammet. Slammet utsattes alltså endast för en ordentlig infrysning och upptining. Den 6 juni skottades det torkade slammet upp med spade i ett par plastsäckar. I de delar av ytan där slammet varit som tjockast var lagret nu ca. 15 cm med ett ts. på ca. 25%. I de tunnaste delarna var tjockleken 2-3cm och ts 90%. Strukturen på det torkade slammet var ojämn.

Plastsäckarna tömdes i en isolerad hushållskompost på 400 l (typ mullmaja) och blandades med hushållsavfall i proportionen 200 l slam och 40 l hushållsavfall. Sågspån samt hushålls- och trädgårdsavfall tillfördes sedan kontinuerligt under hela sommaren. Temperaturmätningen gjordes dels centralt i komposten dels efter ena kanten och nära ytan. Temperaturen registrerades kontinuerligt. Komposten grävdes om vid några tillfällen under sommaren. Vid varje omgrävning av komposten placerades termometrarna på nytt enligt ovan. Mätningen började 10 dagar efter att komposten startats, temperaturen var då ca. 60°C. I mitten av augusti hade temperaturen sjunkit markant. En maxtemperatur på 75°C uppmättes centralt. Mätningarna i kompostens periferi visade tydliga dygnsvariationer, mitt på dagen uppnåddes nästan samma temperatur som centralt. Man avser att låta komposten ligga över vintern för att sedan tömma den i rabatter och dylikt när nytt torkat slam ska komposteras.

Kommentarer till hygien i slamhanteringen

Det är okänt om slamsugbilen som tömde trekammarbrunnen var rengjord innan den användes. Den aktuella hanteringen av slam förutsätter att ingen inblandning av slam utifrån sker, detta för att man vill undvika risk för inympning av patogena mikroorganismer från annat håll. Om så ändå sker ökar risken för smittspridning avsevärt vilket är direkt olämpligt. Denna behandling av slam medför att människor utan speciell kunskap om hygien vid flera tillfällen kommer direkt i kontakt med slam som kan innehålla patogena mikroorganismer. För att minska risken för sådan direkt smittspridning är det av största vikt att fullgod information erhålls om skyddsutrustning, hygien, hantering av redskap m.m.

Vid urpumpningen av slam på den iordningställda ytan blev det en del stänk. Detta stänk kan tänkas överföra smitta både direkt till personer som närvarar vid urpumpningen och till marken runt torkytan, skor kan sedan förorenas på personer som beträder denna yta. Vid hopskottningen av det torkade slammet på våren liksom vid omgrävningen i komposten under sommaren, föreligger också en risk för smittöverföring. Slammet kan då inte betraktas som hygieniserat. Risken för direkt smittspridning bedöms som måttlig. Detta under förutsättning att torkytan placerats avskilt och att djur normalt ej uppehåller sig på platsen. Av vikt är också att slammet pumpas upp på torkytan så sent som möjligt innan vintern, dvs. så att slammet fryses snarast möjligt. Denna risk för smittspridning bör dock vara hanterbar om föreslagna försiktighetsåtgärder och en god hygien i övrigt iakttages vid hanteringen av slam och kompost.

I det "frystorkade" slammet har en viss, ej uppmätt reduktion av mikroorganismer sannolikt skett. En upprepad långsam infrysning och upptining utsätter cellväggarna för skador på ett sådant sätt att en viss reduktion av antalet mikroorganismer sker. Vidare har den långa lagringstiden också bidragit till en viss reduktion av patogena mikroorganismer.

För att slammet ska anses hygieniserat krävs dock en ytterligare behandling utöver frystorkningen. Här har man valt att varmkompostera slammet. För att en godtagbar hygieniserings-effekt ska uppnås av komposteringen måste rätt skötsel och tillräcklig behandlingstid och temperatur av komposten säkras.

Efter avslutad kompostering kan innehållet av patogena mikroorganismer förväntas vara mycket lågt. Detta under förutsättning att komposteringsprocessen fungerat bra och därmed gett en tillräckligt hög temperatur under tillräckligt lång tid. Risken för indirekt smittspridning till djur och människa efter spridning bedöms då som liten.

Förslag på åtgärder för att minska smittspridningsrisken

- ◆ Slamsugbilen bör vara rengjord innan den används för tömning och transport av trekammarbrunnsslam för frysning/tining. Om denna verksamhet fortsätter har det diskuterats att anskaffa någon typ av mindre pump som skulle kunna delas mellan några fastigheter, detta för att undvika beroende av och kostnader för slambilen. Denna pump måste rimligtvis vara lätt att rengöra mellan användningarna.
- ◆ Risken för kontaktsmitta i samband med utpumpning av slam, hopskottning av torkat slam och vid omrörning i komposten bedöms som liten. Detta under förutsättning att personerna som hanterar materialet har förståelse för riskerna. Viktigt är också att stövlar och skyddskläder används, redskap rengörs innan de används för annat ändamål och allmänt god hygien iakttages.
- ◆ Stövlar bör alltid användas då marken i kanten av torkytan beträds.
- ◆ Stängsel runt torkytan kan övervägas, om barn och/eller husdjur förekommer i eller kring fastigheten rekommenderas detta. Vektordjur kan också tänkas föra ev. smitta från slam som ej hunnit frysa till närliggande bebyggelse.
- ◆ Spridning i trädgården av det färdigkomposterade materialet bör ske på hösten. Spridning bör företrädesvis ske i rabatter och dylikt. Spridning skall undvikas till grönsaker som kan konsumeras råa, till bärbuskar och fruktträd där stänk kan tänkas ske till bär/frukt eller där nedfallen bär/frukt kan tänkas tas tillvara. Spridning på åkermark för stråsäd är sannolikt den säkraste "slutanvändningen".

Alternativa behandlingsmetoder

Denna hantering sker ju i mycket liten skala på en enskild fastighet där man knappast är motiverade till några direkta ombyggnader i husen eller större kostnader. Den enda nu aktuella alternativa hanteringen är därför hämtning med tankbil och kommunal slamhantering.

2.3 Åkesta ekoby, Västerås

Mulltoa, urinseparering och markbädd till BDT-vatten

Beskrivning av anläggningen och dess skötsel

Åkesta byggdes klart 1990 och utgörs av 28 lägenheter i parhus. Ägare är en bostadsrättsförening. Totalt bor ca. 100 personer i området och förutom bostäder finns här också dag- och fritidshem.

Urinsortering görs med separata toaletter för urin och avföring. I några hushåll har man dock under senare år tagit bort urintoaletten och låter urinen gå med i mulltoan. Köksavfall komposterar av respektive hushåll, vissa hushåll lägger delar av detta i mulltoan.

Urinen leds till en lagringstank. Den tillgängliga lagringsvolymen per person räknat är ca. 400 l. Tankarna har fyllts med urin betydligt snabbare än man beräknat. Tömning av tankarna sker nu 1 - 6 gånger per år istället för som projekterats 1ggr/år. Denna frekventa tömning anses bero på att man har problem med stort inläckage av vatten till dessa tankar vid kraftiga regn och vid tjällossning samt genom kontinuerligt inläckage i ledningsnätet. Vid filmning av ledningsnätet har förutom sprickbildningar upptäckts att ca 20% av tvärsnittet är igensatt av utfällningar och avlagringar. Vidare har urintoaletterna krävt frekvent tvättning för att ej lukta, detta har ytterligare ökat vattentillförseln.

De boende hade först planer på att använda urinen på sina egna tomter. Enligt kommunens lokala hälsoskyddsföreskrifter är spridning av urinen inom tätbebyggt område ej tillåten, varför sådan spridning avskrevs.

En lantbrukare hämtar urin mot ersättning. Vid hämtning använder han sig av en vanlig "gödseltunna" som också används för annan gödselhantering på gården. Urinbrunnarna töms med 1-6 mån. intervall. Bruket av toaletter i Åkesta är relativt konstant, därav följer att mängden urin som tillförs brunnarna också är tämligen konstant. Det är således mängden vatten som läcker in till tankar och ledningar som varierar mellan olika brunnar och hämtningstillfällena. Vid några tillfällena har urinbrunnarna "bräddat" över. Lantbrukaren tömmer urinen från Åkesta i flytgödselbrunnen på gården.

Gödsel/urinblandningen sprids på åkermark för stråskörd eller på vall. Spridning på jordbruksmark sker på våren så snart som marken håller att köra på, eller på hösten efter sista vallskörd. Skörden används främst som foder till gårdens mjölkkor.

Till fekalierna används en typ av förmultningstolett med fyra förmultningskammare, s.k. "Snurre-dass". Mulltoan är placerad i en källare under respektive hus. Pressvatten har i de flesta fastigheter vid något tillfälle läckt ut på källargolvet när en ytterbehållare till mulltoan runnit över. Detta pressvatten måste då torkas upp för hand eftersom källaren saknar avlopp. Vätskan i denna ytterbehållare avdunstar nu med hjälp av en värmeslinga, slingan måste för att fungera tillfredsställande regelbundet göras ren från fasta partiklar. Vanligen så pumpas överskottsvätska från mulltoan ut med en portabel manuell pump vid något tillfälle varje år. Var denna kraftigt bakteriehaltiga vätska töms är ej klarlagt. Denna vid vissa tillfällen rikliga

förekomst av pressvatten, kan vara orsakat av att alltför mycket vätska (urin och tvättvatten) tillförts mulltoan.

Problem har uppstått med lukt och flugor såväl i källaren som i bostaden. Denna flugförekomst bekämpas med uv-lampa i kompostrummet i källaren. Vid vissa tillfällen såsom när ett av de 4 facken i mulltoan töms och temperaturen sjunker mot skiljeväggen i facken bredvid blir flugförekomsten ofta påtaglig. Vid sådan besvärande flugförekomst har använts ett kemiskt preparat Dimilin^R (diflubenzoran) i mulltoan.

När en ny hyresgäst flyttat in i en lägenhet måste oftast mulltoan tömmas helt, även på icke förmultnat material. Sådana ”tidiga” tömningar har orsakat en del sanitära problem. Någon organiserad efterkompostering av detta material görs ej inom området. De färdigförmultnade fekalierna används dels i de egna trädgårdarna dels läggs de på hög i skogen. Kontakter har tagits med Västerås energi för att ta fram alternativ användning, bl.a. finns förslag på användning som gödning på grönytor.

BDT-vatten leds till en trekammarbrunn innan det infiltreras i en markbädd. Slamtömning av här aktuella brunnar sker i kommunal regi. Denna markbädd är uppdelad på tre ytor som vardera används i perioder om två veckor. Efter infiltration i bädden leds vattnet ut i ett dike med avrinning i Svartån. Markbädden är ombyggd en gång för bättre flödesfördelning.

Kommentarer till VA-lösningen

Åkesta var en av de första ekobyar som byggdes. Helt naturligt har därför avloppslösningarna haft vissa barnsjukdomar här. De insatser som krävs av de boende vid drift och tömning av mulltoan medför en del sanitära olägenheter. Både avseende efterbehandling av och nyttjande av fekalieresten saknas praktiskt hanterbara generella riktlinjer fortfarande.

I torra avloppssystem gör den ökade syrehalten att komposteringen och därmed också hygieniseringen sker snabbare än i våta system. Såsom sker i Åkesta är alltså klart bättre, av hygieniska skäl, att några stora mängder urinen aldrig blandas med fekalierna. Av väsentlig betydelse för den hygieniska processen är hur pass aerob miljön blir, torrsubstansen och sammansättningen av näringsämnen, såsom proportionerna kol/kväve. Genom omrörning och tillsats av organiskt material kan såväl kol/kväve kvoten som torrsubstans och lufttillförsel påverkas positivt. Komposteringen sker då snabbare och temperaturen kan nå mer än 50°C. Förekomst av flugor tyder på att komposten ej utvecklat tillräcklig värme för att avdöda fluglarverna. Detta innebär också att hygieniseringen inte heller sker vid den temperatur som är tänkt.

I praktiken är det oftast praktiskt omöjligt att komposteringen genomföra en omrörning/vändning av materialet i en torrtoalett. Materialet i ytterdelarna av komposten kommer därmed knappast upp i tillräckligt hög temperatur för att nå en godtagbar hygienisering. Detta gäller även om komposten är isolerad. Därav är det ur hygienisk synvinkel viktigt att det sker en efterkompostering av materialet efter tömning av mulltoan.

Risken för direkt smittspridning till den som hanterar fekaliere rest betraktas som måttlig. Risken blir dock mindre om komposteringsprocessen skötts optimalt och fekaliere resten därmed kan betraktas som godtagbart hygieniserad.

Ingen lagring efter sista tillsats sker av urinen. Om urinen innehåller patogena mikroorganismer kan en tillväxt av dessa ske efter att urinen tömts i flytgödselbrunnen. Genom att spridning sedan sker på bl.a. vall finns en risk för att indirekt smittspridning sker med grovfodret

till mjölkorna. Indirekt smittspridning kan också tänkas ske till korna om ytavrinning från gödslad mark sker in till betesmark, eller med vektordjur. Den nuvarande urinhanteringen är således ej tillfredsställande ur hygiensynpunkt. Här bör poängteras att urinsorteringen i Åkesta sker med skilda toaletter, inblandningen av fekalier bör p.g.a. denna sortering bli liten, hygienisk provtagning av urinen har dock visat på förekomst av fekal förorening (fekala steroler samt indikatorbakterier) i ungefär samma utsträckning som från andra urinsorterande system (Höglund et al., 1998).

Vidare bör noteras att i kraftigt utspädd urin sker endast en begränsad pH-höjning, den hygieniserande effekten av lagring blir således begränsad.

Dräneringsvatten från mulltoaletten kan tänkas tillföras BDT-vattnet, om så sker ökar risken för att detta innehåller patogena mikroorganismer. Förutsatt att markbädden fungerar och sköts bra och att vattnet sedan släpps till recipient bör detta dock ej utgöra något problem.

Förslag på åtgärder

- ◆ När en bra kontrollmetod avseende den hygieniska standarden för urin finns tillgänglig bör den tillämpas här. Urinen bör lagras minst 6 månader eller hygieniseras på annat vis, innan inblandning i gödselbrunnen sker.
- ◆ Möjligheten till efterbehandling inom området av fekalierest bör ordnas. En sådan anläggning för efterkompostering har diskuterats bland de boende, denna skulle också möjliggöra att man omhändertar slam från BDT-vattnets slamavskiljare lokalt.
- ◆ Förvaring och nyttjande av förmultnad fekalierest bör klargöras. För att fekalieresten ska bli väl hygieniserad behövs i de flesta fall en efterlagring. Förslagsvis ordnas den kollektivt för att möjliggöra en mer ”professionell” skötsel och kontroll av komposten.

Alternativa behandlingsmetoder

Bland de boende finns knappast intresse för att installera någon typ av WC, då detta skulle medföra kännbara extrakostnader. Systemet fungerar trots vissa brister tämligen bra och motivering till någon större ombyggnad saknas.

2.4 Laholm

Biogasreaktor med separat hygieniseringssteg

Beskrivning av anläggningen och dess skötsel

I Laholm finns Sveriges första kommersiella biogasanläggning, vilken har varit i drift sedan december 1992. Laholms Biogas AB ägs med 1/3 vardera av Laholms kommun, Vallberga Lantmän och SHK Energi. Anläggningen behandlar 32 000 ton råvara /år. Gödseln utgör 75% av ingående material och håller ca. 6% ts., den kommer från 16 olika nöt- och svinbesättningar. Övrigt material utgör 25% av ingående material och består av mag- och tarminnehåll från slakten, animaliskt lågriskavfall från kycklingslakt, (små mängder även från kalkon och hjortslakt), hushållsavfall från kökskvarnar samt slam från slamavskiljare för svart- och gråvatten, matavfall från storkök, annat biologiskt industriavfall såsom potatisavfall, fett och fiskavfall.

En för ändamålet speciell tankbil sköter intransport av gödsel, bilen kör in gödsel från en gård i taget. När bilen kör ut till gården tar den med sig rötrest (biogödsel) från biogasanläggningens slutlagringstanken (800m³). Slangen för fyllning/tömning av bilen görs ej ren mellan att den tömmer gödsel och doppas i anläggningens mottagningstank respektive fyller på rötrest

och doppas i slutlagringstanken. En kontaminering av den hygieniserade rötresten sker således med obehandlad gödsel. När bilen börjar åka till en ny gård sker först intransport av gödsel därefter görs uttransport av rötrest. Ingen invändig rengöring av bilens tank sker i samband med att bilen ”byter gård”.

Det källsorterade hushållsavfallet och svartvattnet kommer från ett område om 50 lägenheter med äldreboende, ”Tangon”. Slam från en slamavskiljare för avloppsvattnet hämtas där med slamsug, (detta är ej samma bil som kör gödsel) i slammet ingår hushållsavfall som malts ned i avloppet med hjälp av kökskvarnar. Från ”Tangon” hämtas 8m³ (ts 8%) var 6e. vecka. Råvaran transporteras till biogasanläggningen i sluten tankbil eller i containrar och pumpas där till förtanken.

Förtank och slutlagringstank har vardera en volym på 800m³, båda har också omrörning. Viss sedimentering och vallbildning sker i förtanken, dock avsätts inga stora mängder material (60m³/år). Omrörningen kan därför anses fungera tillfredsställande. Detta är viktigt eftersom man önskar en total omblandning mellan de olika fraktionerna av avfall.

Pastöriserings- eller hygieniseringsmomentet kan utföras som satsvis eller kontinuerlig behandling. I Laholmsanläggningen sker en kontinuerlig hygienisering, det ingående materialet värms till drygt 70°C och leds sedan in i hygieniseringsenheten som i sin fulla längd rymmer 4m³. Hygiendelen avses passeras på en timme, vid utflöde ur enheten avses materialet att fortfarande hålla 70°C. Ingen kontroll sker av att här verkligen föreligger ett pluggflöde, d.v.s. att passagetiden är en timme för hela materialet hela tiden. Några gånger varje år görs t.ex. en genomspolning av rören och då passeras även hygieniseringsdelen mycket snabbt. Larm för hygieniseringsdelen finns ej, tid och temperatur registreras dock på en datautskrift som kontrolleras dagligen.

Den pastöriserade biomassan överföres sedan till en rötningstank på 2250m³ med en medeluppehållstid på 20-25 dygn, 4-5% av innehållet byts ut varje dag. Rötning sker vid 38°C (mesofil). Drift och kontroll sköts automatiskt med ett datoriserat system, tillsyn sker 1 gång per dag.

Färdigrötad biomassa förvaras först i en speciell lagringstank vid biogasanläggningen, därefter i lagringstankar vid lantbruken. Spridning sker sedan vid för jordbruket lämplig tidpunkt. Lagringen på gårdarna sker oftast i öppna brunnar, ett tunt svämmtäcke bildas över brunnen. Lagringstiden av rötrest på gården varierar mellan ca. ett halvt år till spridning samma dag som leverans. Det är samma 16 gårdar som tar emot rötrest som lämnar gödsel. Dessa gårdar lämnar i sin tur ut rötrest till ett antal andra gårdar. Rötresten är attraktiv som gödselmedel för lantbrukarna i området.

Spridning görs antingen av lantbrukaren själv eller genom en maskinstation, spridning sker oftast med rampspridare för att sedan myllas ned med harv eller plog. I det närmaste alla typer av grödor som förekommer i området gödslas med biogasrötrest, detta är förutom spannmål även slättervall, potatis, fodermajs (för ensilering), m.m. När spridning sker på växande vall är lantbrukarnas erfarenhet att rötresten p.g.a. lägre ts. och mer homogen struktur, i större utsträckning än flytgödsel hamnar i botten på vallen och inte på grödan. Detta upplevs som en fördel av lantbrukarna.

Två gånger årligen samlas lantbrukare anslutna till biogasanläggningen, transportör, samt personer som arbetar med anläggningens drift till informationsmöten.

Metoder avseende mikrobiologisk provtagning

Mikrobiologisk provtagning av anläggningen har skett 971103, 971117 och 971215. Vid varje provtagningstillfälle har 6 prover (100ml/prov) tagits av gödsel inkommande från olika gårdar. Vidare har vid varje provtagningstillfälle 1 prov vardera tagits från förtank och slutlagringstank (200ml/prov).

Proverna har transporterats i kylåda, de var dock ej kyllda innan de packades. Proverna transporterades under anaeroba förhållanden genom att kärnen fylldes helt. Vid första provtagningstillfället tog postgången två dagar, vid andra och tredje tillfället anlände proverna till SVA på förmiddagen dagen efter provtagning. Denna längre transporttid är sannolikt en förklaring till att analysresultatet avvek något i prov 1 jämfört med i prov 2 och 3.

Verotoxinproducerande E. coli O 157 (EHEC)

Preanrikning i buffrat peptonvatten, 37° C i 6 tim. Inom avdelningen för bakteriologi, SVA har egna undersökningar visat att förhållande prov/buffrat peptonvatten för rena livsmedel bör vara 1:10 och för träck 1:20-25. För denna typ av prov som har en stor del träck har använts 1:20. Preanrikningen blandas sedan med magnetkuler (Dynabeads) som är klädda med specifika antikroppar mot E. coli O 157. Magnetkulorna koncentreras sedan med hjälp av en stark magnet och tvättas därefter i upprepade steg för att sedan odlas ut på selektivt medium, CT-SMACK (Sorbitol MacConkey agar med Cefixime och Tellurit), i 37° C över natt.

Misstänkta kolonier verifieras med agglutinationstest för O 157. Agglutinationspositiva stammar kontrolleras även med API 20 E. Därefter undersöks de med PCR teknik avseende verotoxinproduktion och intimin (eaeA gen) (Wright et al., 1994).

Salmonella spp

Preanrikning gjordes i buffrat peptonvatten, 37° C, över natt, proportion mängd prov till peptonvatten var 1:10 (25 g prov till 225 ml peptonvatten). Därefter togs 0,1 ml av preanrikningen till selektiv anrikning, RVS buljong, som inkuberas 1 dygn i 42° C. Från den selektiva anrikningen odlas sedan ut på selektiva medium, BG- (brilliantgrön) och XLD- (xylose lysine desoxy cholate) agar. Dessa inkuberas i 37° C över natt och lästes av för eventuell förekomst av misstänkta salmonella kolonier. Misstänkta kolonier odlades ut på "blåagar" (bromkresolpurpurlaktos agar) i 37° C över natt. Agglutinationstest gjordes därefter med polyvalent O-sera respektive H-sera. Positiva kolonier i denna test typades sedan biokemiskt och serologiskt (NMKL no 71, 1991).

Yersinia enterocolitica

En direktodling gjordes på en hästblodagar i 37° C samt på två "blåagar" (bromkresolpurpurlaktos agar) i 30 respektive 37° C. Direktodling gjordes också på två DC agar (desoxycholate citrate agar) i 30 respektive 37° C. Avläsning gjordes efter ett och två dygn. Misstänkta kolonier renodlades på hästblodagar (5%) och "blåagar" i 37° C för vidare verifiering. Parallellt med direktodlingen gjordes anrikning i fosfatbuffert, denna stod tre veckor i 4-8° C. Därefter odlas ut enligt ovan för direktodling (NMKL no 117, 1996; Quinn et al., 1994).

Listeria monocytogenes

En direktodling gjordes på hästblodagar och "blåagar" och inkuberas i 37° C. Avläsning gjordes efter ett och om negativt då även efter två dygn. Anrikning gjordes parallellt med direktodlingen i speciell buljong (tryptone soybroth) med tillsats av supplement för hämning av konkurrerande bakterieflora. som inkuberas i två dygn i 37° C. Efter anrikning odlades på hästblodagar och listeria selektivt medium (Oxford formula). Inkubering och avläsning gjordes enligt ovan (IDF standard 143A, 1995; Eld et al., 1993).

Campylobacter spp

Anrikning gjordes i 20°C i 1-2 timmar i specifik anrikningsbuljong ("sputorumbuljong"). En droppe buljong odlades ut direkt på en FAA agar (fastidious anaerobe agar). Ovanskiktet från anrikningsbuljongen sögs upp och filtrerades genom 0,65 µm-filter. En droppe av filtratet odlades på FAA platta. Plattorna inkuberades mikroaerofilt 5 dygn i 37° C. Avläsning gjordes efter 3 och 5 dygn avseende campylobacter-liknande kolonier. Vidare typning gjordes om de misstänkta kolonierna i faskontrastmikroskop överensstämde med hur campylobacter ska se ut. Anledningen till att mikrofiltrering användes var att man letade efter campylobacter generellt och inte efter någon specifik typ av denna bakterie. Det finns selektiva medier och varierande odlingsätt när man specifikt letar efter vissa typer av campylobacter.

Kvantitativa undersökningar

Rötrestprovet späddes 1:10 (20 g prov i 180 ml NaCl) i fysiologisk koksaltlösning och stoma-cherades (blandades) noga. Av detta gjordes sedan en spädningsserie, 1 ml till 9 ml NaCl i tio steg. Denna spädningsserie användes sedan till följande analyser;

Totalt antal bakterier

Från varje spädning togs 1 ml till TGE agar (tryptone glucose extract agar) för djupspridning, dessa inkuberades i 3 dygn i 30° C. Avläsning gjordes enligt princip för bakterieräkning. Något förenklat görs då en räkning av samtliga kolonier i en spädning vilket avgör hur många bakterier som finns (t.ex. 3 kolonier på plattan med spädning $10^{-3} = 3 \times 1000 = 3000$ bakt/ml eller per gram prov). Ibland förekommer termen CFU (= colony forming units). Man säger då att en bakterie ger upphov till en koloni, dvs en koloni = en bakterie. I en spädningsserie ska man kunna se en ungefärlig tiopotential minskning per platta/spädning (t.ex. på plattan med spädning 10^{-2} räknar man till 200 kolonier, då bör det finnas 20 kolonier på nästa platta i spädningsserien osv) (NMKL no 27, 1994; Bridson, Tryptone glucose extract agar, 1995).

Koliforma bakterier 37° C respektive 44° C

Från spädningen beskriven ovan togs, precis som vid beräkning av total antal bakterier, 1 ml från varje spädning till VRG agar (violet red bile glucose agar) för djupspridning. Denna spridning gjordes i dubbel uppsättning, dvs två från varje spädning eftersom de sedan inkuberas i 37° resp. 44° C över natt. Denna agar ska ej inkuberas längre än 24 timmar då den ej är specifik för koliformer och då kan bli svår att läsa. Med enkla biokemiska tester skiljs snarlika kolonier från de koliforma. Avläsning gjordes genom räkning av för koliforma bakterier typiska kolonier. Misstänkta kolonier verifierades genom avstick på "blåagar" koliformer spjälkar laktos vilket ger gult omslag (NMKL no 44, 1995; Bridson, Violet red bile glucose agar, 1995).

I detta försök räknades ej presumtiva *E. coli* vid 44° C.

Den danska metoden för påvisande av enterokocker (FS) i rötslam jämfört med den metod vi använder vid Avd. för Bakteriologi, SVA skiljer sig något åt avseende inkuberingstemperaturen. Enligt den i Danmark använda metoden inkuberas i 37° C, vid SVA inkuberas i 44° C. Fördelen med 44 °C inkubering är att man minskar risken för falskt positiva kolonier.

Clostridium spp

En perfringens agar bas SFP (Shahidi-Ferguson-Perfringens) blandades med 4% D-cyklo-serin, detta ger sk. TSC agar. Djupspridning gjordes enligt samma princip som ovan för TSC agar, därefter inkuberas anaerobt över natt i 37° C. Här utnyttjar man klostridiens förmåga att reducera sulfid vilket på denna typ av agar ger svarta kolonier. Denna typ av medium på-

visar specifikt *Cl. perfringens*, men även andra klostridier växer till. Verifiering av *Cl. perfringens* gjordes enligt följande. Misstänkta kolonier stacks av till 2 äggule agar (agar bas med tillsats av äggula) respektive 2 hästblodplattor (5%). Plattorna inkuberades aerobt respektive anaerobt i 37° *Cl. perfringens* växer enbart anaerobt och med vit fällning i ägguleplattan (bildar lecitinas) (NMKL no 56, 1994; Bridson, Perfringens agar base, TSC and SFP1995; Bendixen, 1995b, Bilag 1, Metodoforslag - Miljobiologisk undersogelse - Bestemmelse af streptococcer i biomasser ved pladespredningsmetoden).

Enterococcus spp (FS)

Från ovan nämnda spädningsserie togs 0,1 ml för ytspridning på SlaBa agar (Slanetz and Bartley), därefter inkuberades i 2 dygn i 44 ° C. Detta media räknas som mycket selektivt för *Enterococcus spp* vid 44° C, alla maroonröda kolonier kan i princip räknas som presumtiva enterokocker. Vid inkubering i 37° C däremot finns betydande risk för falskt positiv växt. Avläsning gjordes genom räkning av typiska kolonier enligt ovan. Vid behov kan verifiering göras genom gramfärgning, katalastest och växt i 6,5 % koksaltlösning (Bridson, 1995, Slanetz and Bartley medium).

Resultat och kommentarer avseende mikrobiologisk provtagning

Gödselprover tagna direkt från bilen har analyserats avseende salmonella och EHEC, samtliga prover har varit negativa.

Från förtank och slutlagringstank har analyserats avseende indikatorbakterier och patogena mikroorganismer enligt tabell 2. Inga patogena bakterier påvisades vare sig i förtank eller i slutlagringstank.

Totalantalet bakterier

Totalantalet bakterier undersöktes främst som parameter för att säkra att ett prov av godtagbar mikrobiologisk kvalitet erhållits. Många arter av bakterier elimineras eller reduceras under hygieniseringssteget och rötningen, rötningen tillför dock andra arter i stort antal. Någon egentlig reduktion av det totala antalet bakterier är därför ej att räkna med. Första provtagningen medförde ingen reduktion av totalantalet bakterier mellan förtank och lagertank, vid provtagning 2 och 3 reducerades totalantalet med knappt två logaritmer.

Antalet sulfitreducerande bakterier(klostridier)

Antalet sulfitreducerande bakterier visade sig i stort sett vara detsamma från förtank till lagringstank vid alla tre provtagningstillfällena. Dessa bakterier finns i stort antal i röt-kammaren och fyller en viktig funktion vid rötningen. Detta resultat är således förväntat.

Koliformer

Koliforma bakterier, både värmelabila och värmeteranta reducerades med 4 log₁₀-enheter i prov 2 och 3. Denna reduktion måste anses som god då endast ett mycket litet antal koliformer därefter fanns kvar. I prov 1 däremot var reduktionen bara 2 log₁₀-enheter, detta berodde sannolikt på att tillväxt skett under den alltför långa transporttiden.

Fekala streptokocker (FS)

I Danmark har man systematiskt använt sig av FS, en reduktion av FS med 3-4 log₁₀-enheter anses motsvara en hygieniseringseffekt som reducerar de flesta patogena mikroorganismer, (ej bakteriesporer, värmestabila virus såsom parvovirus och prioner) till en acceptabel nivå (Bendixen, 1995b). Nackdelar med FS-metod är dels att den förutsätter en stor gödselinblandning, dels att den ger en mer osäker bild av patogenförekomsten när temperaturen är över 60°C och/eller när kontinuerliga processer används (Espensen, 1996). Detta medför att metoden kan vara mindre lämplig för våra svenska biogasanläggningar där avfallsdelen ibland dominerar (dock ej i Laholm) och hygienisering oftast sker vid 70°C i en timme.

Reduktionen av FS var endast ca. 2 log-enheter i prov 2 och 3 och mindre än 1 log-enhet i prov 1. Detta måste anses som en tämligen dålig reduktion i dessa sammanhang. En förklaring kan vara att lagertanken kontinuerligt kontamineras av gödsel av material från förtanken när bilen tömmer och hämtar material. Därefter har tillväxt av FS skett. En annan förklaring kan vara att delar av materialet passerar hygieniseringssteget snabbare än på en timme, och att hygienisering således inte sker i den utsträckning som är tänkt.

I provet från slutlagringstanken fanns mellan 200 - 1100 FS/g rötrest kvar, oavsett hur mycket som fanns från början i mottagningstanken är detta för högt antal.

Hur stor reduktionen av FS blir, är förutom av hur väl hygieniseringsprocessen fungerar, även beroende av hur mycket FS som finns i materialet från början. Finns endast litet antal FS, så kan bara ett begränsat antal log₁₀-enheters reduktion ske innan FS "tar slut". I en anläggning med termofil rötning ska dock efter behandling inte finnas kvar mer än högst 100 FS/g rötrest (Bendixen, 1995a). För Laholmsanläggningen som rötter mesofilt men har ett separat hygieniseringssteg borde nivån ligga i samma storleksordning. Med tanke på den skillnad som finns i analysmetod i Danmark respektive i denna undersökning borde nivåerna ligga lägre än dessa 100 FS/g rötrest. I de danska undersökningarna har analyserats avseende det totala antalet FS, i denna undersökning har vi analyserat avseende de termotoleranta streptokockerna (44°C), d.v.s. de som i strikt mening är fekala.

Tabell 2: Resultat från LAHOLMS BIOGAS (SHK Energi)**Förtank**

Förekomst patogena mikroorganismer	1 (97-11-03) *	2 (97-11-17)	3 (97-12-15)
Yersinia	neg	neg	neg
Listeria	neg	neg	neg
Campylobacter	neg	neg	neg
Salmonella	neg	neg	neg
EHEC (VT-prod. E. coli O-grupp 157)	neg	neg	neg
Kvantifiering av indikatororganismer (mikroorg/g. prov)			
Totalt antal	1,2 x 10 ⁶	1,2 x 10 ⁷	1,1 x 10 ⁷
Anaeroba sulfitreducerande (Clostridier)	10 ³	3,7 x 10 ⁴	7,4 x 10 ³
Koliforma 37°C (totalantalet koliformer)	4,5 x 10 ⁵	5,5 x 10 ⁵	4,72 x 10 ⁵
Koliforma 44°C (termotoleranta koliformer)	4,5 x 10 ⁵	2,75 x 10 ⁵	4,35 x 10 ⁵
Enterokocker 44°C (fekala streptokocker, FS)	5 x 10 ³	1,7 x 10 ⁴	6 x 10 ⁴

Lagertank

Förekomst patogena mikroorganismer	1 (97-11-03) *	2 (97-11-17)	3 (97-12-15)
Yersinia	neg	neg	neg
Listeria	neg	neg	neg
Campylobacter	neg	neg	neg
Salmonella	neg	neg	neg
EHEC (VT-prod. E. coli O-grupp 157)	neg	neg	neg
Kvantifiering av mikroorganismer (mikroorg/g. prov)			
Totalt antal	5 x 10 ⁶	8 x 10 ⁵	2,7 x 10 ⁵
Anaeroba sulfitreducerande (Clostridier)	10 ²	10 ⁴	10 ³
Koliforma 37°C	3,7 x 10 ³	50	<10
Koliforma 44°C	3,6 x 10 ³	20	<10
Enterokocker 44°C (FS)	1,1 x 10 ³	2 x 10 ²	10 ³

* Provet 97-11-03 har gått 2 dygn på post från provtagning till ankomst laboratoriet. Eventuell tillväxt efter provtagning.

Kommentarer

I en biogasanläggning med ett separat hygieniseringssteg finns goda möjligheter till en väl hygieniserad slutprodukt. Dock förutsätts då att anläggningen fungerar som det är tänkt avseende finfördelning av material, behandlingstid och temperatur i hygieniseringssteget, att färdigbehandlat material inte kontamineras med patogena bakterier som tillåts växa till, samt att rötrest sprids på ett sådant sätt och på en sådan gröda som är lämplig.

Det har visats att vid försök med patogena bakterier i en mesofil laboratorierötkammare fås en snabb reduktion på 4-5 \log_{10} -enheter av viabla bakterier (*E.coli*, *S.Typhimurium*, *Y. enterocolitica* och *L. monocytogenes*) (Kearney et.al., 1993). I en annan rapport redovisas bara 1 - 2 \log_{10} -enheter reduktion av patogena mikroorganismer, inklusive virus vid rötning i 15 dagar vid 35-55°C (Pederson, 1981).

Angående växtpatogena mikroorganismer bör här uppmärksammas på att potatisavfall tags in till anläggningen som råmaterial och rötresten används bl.a. för gödsling av potatis. En risk föreligger här för spridning av växtpatogena mikroorganismer, för beskrivning av dessa patogena mikroorganismer och risker därmed se Kron, (1997).

En värmebehandling av allt ingående material vid 70°C under en timme ger en god hygienisering, förutsatt att systemet utesluter möjlighet till snabbare passage genom hygieniseringssteget av ej fullständigt värmebehandlat material. Ingen kontroll sker vid anläggningen av att ett pluggflöde verkligen föreligger genom hygieniseringssteget.

Här kan också relateras till Jordbruksverkets författning (SJVFS 1997:72) om bearbetningskrav för animaliskt avfall, denna är nu under omarbetning men i den nya upplagan kommer sannolikt att inkluderas krav på att biogasanläggning som tar emot animaliskt lågriskavfall för rötning måste pastörisera vid 70°C under en timme före rötning. Krav kommer då troligen också på att anläggningen måste visa att detta verkligen görs, vilket kan medföra vissa svårigheter för anläggning som använder sig av kontinuerlig hygienisering.

Anläggningen bör visa att hygieniseringssteget verkligen innebär 70°C under en timme för allt material. Således måste man visa att ett pluggflöde föreligger genom hygieniseringssteget. En satsvis hygienisering är ur hygienisk synvinkel att föredra framför en kontinuerlig, detta eftersom möjligheten att kontrollera att avsedd tid och temperatur verkligen uppnås då blir större. Det har redan diskuterats bland ansvariga för anläggningen att installera en satsvis hygienisering, ev. beslut om detta kommer sannolikt att tas inom snar framtid.

Risken för återinfektion av materialet i rötrestlagret och vid uttransport, samt under lagring på gårdarna måste också beaktas. I andra studier har man sett att patogena bakterier kan tillväxa i rötrest och gödsel vid återinfektion (Bendixen, 1995a; Wang et al., 1996).

Risken för direkt smittspridning från biogasanläggningen bedöms som liten. Risken för indirekt smittspridning från anläggningen bedöms som måttlig, detta gäller främst till djur efter spridning av rötrest på bete eller vall. Efter att föreslagna åtgärder genomförts och om spridning sker enligt rekommendation, dvs. ej på vall och känsliga fodergrödor bedömes den indirekta smittspridningsrisken som liten.

Förslag på åtgärd

- ◆ Kontamination av rötrest i slutlagringstanken och i bilen under uttransport måste undvikas. Detta görs förslagsvis genom att bilens sugslang tömms helt (t.ex. med urblåsning) och görs ren (t.ex. med nedsänkning i hetvatten) mellan tömning och fyllning av bilen. Bilens tank måste också spolras ur, rengöras och desinfekteras vid samma tillfällen. I Danmark tillämpas vid flera anläggningar en enkel och snabb rutin för rengöring och desinfektion av bilens tank.
- ◆ Larm bör installeras och kontinuerligt bevakas för att förhindra att otillräckligt hygieniserad rötrest förs över till rötammaren.
- ◆ Förslagsvis görs en uppföljande provtagningsserie avseende mikroorganismer, i denna bör då även ingå provtagning direkt efter hygieniseringen samt mellan rötammare och lagertank för att söka förklaring på den mindre goda reduktionen av FS. Ansvariga avser att göra en sådan uppföljning så snart tappkranar monterats på lämpliga ställen och finansiering för en sådan uppföljning ordnats.
- ◆ Rekommendationer på vilka grödor och hur rötresten lämpligen bör spridas för att minska risken för ev. smittspridning bör delges till alla som använder rötresten som gödselmedel. Spridning på växande vall, till andra känsliga fodergrödor samt till trädgårdsodling bör undvikas. Spridning på grönytor och liknande är heller ej att rekommendera.

3 System under byggnad

3.1 Södra Bärby, Västerås

Snålspolande WC, vätskeavskiljning, kompostering av fast fas, resp. indunstning av flytande fas

Beskrivning av den pågående bebyggelsen

Idén med detta bostadsområde är att göra husen miljö- och kretsloppsanpassade utan att detta egentligen märks för de boende. Vidare försöker man anpassa restprodukterna till vad jordbruket vill ha och vad som kan hanteras med i jordbruket befintlig maskinpark. Inflyttning påbörjas under maj 1998.

Området planeras för 200 hushåll i egna hus och i en första etapp byggs 32 småhus. Byggföretaget PEAB är ansvariga för drift och skötsel tills området är färdigbyggt, sedan är avsikten att en samfällighet tar över. Området ska drivas enligt självkostnadsprincipen.

Husen förses med snålspolande WC, där 2 eller 4 l vatten används för urin respektive fekalie-spolning. Här åtgår då 12 l vatten per person/dygn enligt beräkningar utförda på tekniska kontoret i Västerås. Från varje hus utgår dubbla avlopp, ett för svartvatten och ett för BDT-vatten. BDT-vatten går med självfall till en markbädd och pumpas därefter till en naturlig våtmark. Svartvatten går medelst självfall till en pumpbrunn i ett "miljöhus". Hushållsavfall lämnas i detta miljöhus av de boende. Svartvattnet pumpas sedan satsvis till en "reningsverksbyggnad", där sker separation av fast fas och vätska. Den fasta fasen komposteras i slutna trumma och sedan sker efterkompostering i en speciell lokal. Den våta fasen behandlas i en kondensmaskin, denna ger som slutprodukt tre fraktioner; rent vatten, oorganiskt kväve i 10% koncentration samt en mindre del fast fas.

"Miljöhuset"

Hushållsavfallet mals till en partikelstorlek på max 5mm i en kvarn direkt efter att det lämnats av de boende, det malda avfallet blandas sedan med svartvattnet. Svartvattnet lagras här i brunnar, i händelse av problem med driften finns här lagringskapacitet för svartvatten i ca. 5 dygn. När 2,8m³ svartvatten finns pumpas satsen över till "reningsverket".

"Reningsverket" (vätskeseparation, kompostering och indunstning)

Här tillsätts kutterspån till svartvatten, därefter sker separation av fast fas från flytande fas. En vätskeseparatortyp skruvpress (FAN vätskeseparator, Sölvesborg) med kapacitet för 200 hushåll används till detta. Det organiska hushållsavfallet beräknas utgöra ca 90% av slutlig volym fast fas, ts-halten i den fasta fasen avses bli 35-40%. Husen i etapp ett beräknas producera ca 1 - 1,5 ton fast avfall/år förutom organiskt köksavfall.

Kompostering av den fasta fasen ska ske i en slutna komposttrumma med upp till 3 v tillförsel av material och sedan 3 v passagetid/kompostering för varje sats av avfall. Temperaturen beräknas komma upp i 65-75°C men möjlighet för tillskottsvärme i trummans vägg kommer att finnas om behov uppstår. Värme tillsätts då under den tredje komposteringsveckan, så att temperaturen som lägst har varit 60°C under en veckas tid. Trumman roterar intermittent under hela komposteringsstiden, omblandningen är således god. Efterkompostering/lagring sker därefter minst tills komposten är "färdig", d.v.s. till värmeutvecklingen upphört, i en välventilerad del av byggnaden, golv och nedre delen av väggarna är dock täta. Det färdigkomposterade materialet som beräknas uppgå till 5 - 6m³ /år (för 62 hushåll) kommer att tillföras åker-

mark och plöjas ned. Alternativt kan användning som jordförbättring på tomter, odlingslotter eller liknande bli aktuell.

Den flytande fraktionen avses att förångas vid 100°C i en kondensmaskin, härvid erhålls tre fraktioner, av vatten, oorganiskt kväve i ca. 10% koncentration respektive en mindre mängd organiskt material. Detta görs med en ny teknik som nu provas vid Statens maskinprovningar i Danmark. Först faller organiskt material ut som en fas med hög ts-halt, denna fas innehåller bl.a. fosfor och kalium. Denna fas med organiskt material är volymmässigt försumbar och kommer tills vidare att återföras till svartvatten/hushållsavfallet före vätskeseparatören.

Trycket i vätskekondensatorn höjs sedan till 20 ggr övertryck varvid temperaturen stiger till 104°C. Kvävet oxideras på så vis och faller ut som ammoniumsalpeter i form av en flytande fraktion av oorganiskt kväve med ca. 10% koncentration. Kvävekoncentrationen kan varieras, denna fraktion utgör ca 2% av ursprunglig flytande fas. Kvävefraktion är samtidigt ett högvärdigt kvävegödselmedel med bra växtillgänglighet. Den tredje fraktionen, vilken utgör 98% av ursprungsvolymer utgörs av vatten med vissa organiska ämnen i låg koncentration. Värmebehandlingen motsvarar drygt 100°C i 20 min. Driftskostnaden för denna behandling beräknas till ca. 300:-/hushåll och år. Energikostnaden hålls nere med hjälp av värmväxlare.

Kvävefraktionen kommer att användas som slutgödning på stråså, vattenfraktionen kommer att ledas till recipient.

Markbädd

Man beräknar att mängden BDT-vatten blir 150 l/person och dygn, detta ger ca 750 l/timme som medelbelastning från 32 hushåll. BDT-vattnet leds från husen i separata ledningar och blandas således ej med svartvattnet, till en trekammarbrunn gemensam för alla hushåll i etapp 1. Denna slambrunn beräknas tömmas var 6e. månad, slammet går då till vätskeseparatören alternativt till reningsverk. Passagetiden i denna brunn är ca. 2 timmar, vattnet hamnar därefter i en pumpbrunn. När 750 l samlats här (detta är detsamma som den beräknade medelbelastningen/timme från hushållen i etapp 1) trycks detta ut i en markbädd på ca 200m².

I markbädden är rörens diameter endast 50mm och hålen i dessa varigenom vattnet passerar ut i sanden är endast 4,5mm. Detta är mindre dimensioner än vad som normalt används i en markbädd. Tanken är att hela rörsystemet som rymmer 375 l fylls upp innan vattnet med övertryck pressas ut i markbädden. När brunnen är tom slår pumpen av och resterande vatten sippra ut i sanden, på så vis utnyttjar man bättre bäddens hela kapacitet. Vanligt är annars att vatten i en markbädd uteslutande passerar genom den del av bädden som ligger närmast tillförselpunkten. Den filtrerande effekten av markbädden blir då mindre än om vattnet flödar genom hela bädden. Sandfiltret beräknas bytas med ca. 10 års mellanrum, sanden avses då läggas ut på åkermark som fosforgödselmedel.

Via en pumpbrunn förs sedan vattnet från markbädden till flera parallella system av naturliga våtmarker. Våtmarkerna är belägna inom planområdet, vatten från ca. 20 hushåll beräknas ledas till respektive våtmark. Flödet till varje våtmark blir ca 0,04 l/s, man räknar inte med att det ska bli någon vattenspegel av detta flöde.

Kommentarer

De boende i området kommer ej att besväras med tillkrånglade dagliga rutiner, detta ökar förutsättningarna för att systemet kan fungera bra i längden. VA-lösningen innebär i delar ett nytänkande och i sammanhanget tämligen oprövad teknisk utrustning kommer att nyttjas. Sy-

stemet kommer med stor sannolikhet att kräva en hel del intrimning innan det fungerar komplikationsfritt. Om systemet sedan fungerar som det är tänkt så är detta en synnerligen intressant VA-lösning för denna typ av bebyggelse. Det är också en fördel att spridningsareal finns säkrad för restprodukterna på ett tidigt stadium och inom planområdet.

Komposteringsprocessen ska kunna övervakas avseende behandlingstid och temperatur, och under efterkomposteringen bör komposten luftas och vändas så länge som värmeutveckling sker. En fullgod kompostering ska säkerställas innan spridning får ske. Det färdigkomposterade materialet har förutsättningar att nå en god hygienisk kvalitet. Risken för indirekt smittspridning från kompostrest efter spridning bedöms som liten.

Indunstningen ger tre fraktioner som slutprodukt, samtliga måste anses som mycket väl hygieniserade. Risken för indirekt smittspridning från marken efter spridande av kvävefraktionen från vätskekondensatorn måste betraktas som mycket liten. Kvävefraktionen kommer att återföras till jordbruket, så torde kunna ske utan restriktioner och till alla typer av gröda. En reduktion av mikroorganismer sker dels genom värmebehandling, dels genom den kraftigt basiska miljön i kvävefraktionen.

Utarbetande av ett kontrollprogram för anläggningen pågår och görs av exploatören i samråd med Miljö- och Hälsoskyddskontoret i Västerås. Provtagningen kommer att ske även avseende hygieniska parametrar. Komposten kommer att provtas efter behandlingen i trumman och efter avslutad efterkompostering/lagring. BDT-vatten kommer att provtas före och efter markbädd. Sanden i sandfiltren provtas i samband med byte innan spridning sker på åkermark. Vattenfraktionen från vätskekondensatorn kommer också att provtas. Upprepade provtagningar ska ske bl.a. i befintliga våtmarkssystem både före och efter det att anläggningarna utförts.

Systemet är byggt helt slutet, ingen kontakt behöver således ske med materialet av den som sköter och övervakar systemet. Vid ev. reparationer och service på anläggningen bör iakttas god hygien i alla moment. Risken för direkt smittspridning betraktas som liten.

Förslag på åtgärd

- ◆ Kontinuerliga diskussioner har förts med ansvariga för bebyggelsen under projekteringstiden. Synpunkter på utformandet av anläggningen avseende den hygieniska säkerheten har hörtsammats. I dagsläget har vi därför inga ytterligare förslag på åtgärder.

Alternativa behandlingsmetoder

Det tänkta systemet har förutsättningar att ge en god hygienisering av både svartvatten, hushållsavfall och BDT-vatten, varför någon anledning att föreslå ett annat system ej föreligger.

Ett alternativ för behandling av den flytande fraktionen som diskuterades i arbetets början var lagring i tank under minst 12 månader. Denna vätskefas avsågs sedan att spridas med släpslangar på gräsvall två ggr/år, tidigt på våren och direkt efter första vallskörd. Trots den långa lagringstiden kan dock detta material ej betraktas som hygieniserat, spridning på åkermark är därför att föredra framför spridning i växande vall. När en bra kontrollmetod avseende den hygieniska standarden för urin finns tillgänglig var den tänkt att tillämpas även på den flytande fasen här. Det bör observeras att innehållet av patogena mikroorganismer troligen är betydligt större i detta pressvatten av svartvatten än i källsorterad urin.

4 Komplettering och ombyggnad av avloppssystem i befintlig bebyggelse

4.1 *Koster*

Möjlighet till lokalt kretslopp

Förutsättningar

Koster är en ögrupp lokaliserad ca. en mil väster om Strömstad. Öns landområdena utgörs huvudsakligen av Nord- och Sydkoster vilka åtskiljs av ett smalt sund, Kosterundet. Öarna befolkas av ca. 300 åretruntboende och ca. 4000 sommarboende. En begränsad nybyggnation av bostäder förväntas ske.

Nordkoster är en tämligen karg ö, där inget jordbruk bedrivs med undantag av enstaka betesdjur (hästar). På Sydkoster finns några aktiva jordbruksfastigheter, åtminstone en gård skördar hö och har får som betesdjur. Sammanlagt finns här ca. 10 ha betes- och slåttervall som tänkbar spridningsareal, åkermark saknas. I övrigt finns en mindre grönsaksodling (ca. 0,5 ha) och naturbetesmark som ej är lämplig för gödsling och ev. plöjning. Planer finns på en något större växthusodling av grönsaker. Vidare finns som betesdjur några hästar och nötkreatur.

Gemensamt för öarna är att grundvattenresursen är begränsad och i viss mån även sårbar. Floran är bitvis både känslig och skyddsvärd. På öarna finns en lång rad ovanliga växter, flera av dessa är klassade som utrotningshotade. I översiktsplanen sägs bl.a. att man önskar övergå till ett kretsloppssamhälle, man vill öka den lokala produktionen av livsmedel och man planerar för nya verksamheter såsom lättare industrier.

Två kommunala avloppsreningsverk för totalt ca 2000 personer finns i bruk (biorotor och slamavskiljare). På Nordkoster är delar av bebyggelsen (främst Vättnet och V. Bryggan) ansluten till kommunalt avlopp. De enskilda avloppen mynnar efter slamavskiljning i Kosterundet och på andra ställen i havet. Slam från enskilda brunnar hämtas och hanteras ihop med slam från reningsverket.

I Kyrkosund på Sydkoster, som är tätbebyggt med fritidshus, finns, för delar av bebyggelsen en gemensam avloppsanläggning. Denna anläggning utgörs av slamavskiljning med infiltration eller utsläpp i havet. Vid Ekenäs finns ett modernt reningsverk med tre steg. Problem finns med undermåliga enskilda avloppslösningar, öppna avlopp i diken, infiltrationsanläggningar som fungerar dåligt och risk för och/eller förorening av grundvattnet.

Till Koster kommer sommarboende och turister från när och fjärran. Risken att det tillförs avloppen patogena mikroorganismer är därav större än om dessa nyttjades uteslutande av en åretruntboende befolkning.

Inför framtiden önskar man lösa omhändertagandet av avloppen så att man komma ifrån att transportera slam till fastlandet för behandling där. Vidare finns här en önskan att om möjligt lokalt omhänderta restprodukterna. Systemet måste ha en stor variation i kapacitet (sommar/vinter) alternativt en stor lagringskapacitet. Det måste också gå att ansluta fastigheter utan att ändra befintliga VA-installationer, att nyttja det befintliga ledningsnätet samt att ansluta ny bebyggelse (bostäder och annan verksamhet). Finansieringen för en förbättring av avloppshanteringen är till viss del redan ordnad.

Förslag till VA-lösning och kommentarer till dessa

Hygienstudien av Koster har begränsats av att inget behandlingssystem för avlopp ännu har valts av kommunen. Därav ges här "hygieniska" synpunkter och förslag på ett sådant val. Detta är dock endast förslag till VA-lösningar som måste utvärderas ytterligare innan de kan tas som rekommendationer till lämplig VA-lösning.

Höga krav måste ställas på hygienisering av avloppens restprodukter, om dessa avses att användas på öarna. Detta mot bakgrund av vad som ovan framförts om Koster avseende begränsad och känslig spridningsareal och en "rörlig" befolkning. Möjlighet finns också att även fortsättningsvis transportera alla restprodukter till fastlandet, för spridning eller behandling där.

Oavsett hygieniseringsgrad finns knappast möjlighet att avsätta allt slam, eller andra former av restprodukter på Koster. Om hänsyn tas till hur mycket fosfor och kväve jorden behöver kommer ca 30-50% av restprodukterna att kunna avsättas lokalt (Naturvårdsverket, 1997). Att andelen inte kan anges mer exakt beror på att olika behandlingssystem för avlopp ger olika stor kväveförlust från råmaterialet. Transport till fastlandet för delar av materialet blir sannolikt ofrånkomlig. Sådant transport av restprodukter underlättas givetvis om dessa håller en hög torrsubstanshalt.

Ett alternativ till avloppslösning som diskuterats för Koster är en våtkompostreaktor. Stort intresse föreligger bland ansvariga i kommunen för denna lösning. Från en våtkompost erhålls ett slam med en förhållandevis god hygienisk standard, som också tidigare dokumenterats (Norin et al., 1996). Efterlagringen är dock ej närmare studerad och en hygieniskt känslig del av processen, eftersom risk för återinfektion då finns. Se vidare under avsnittet om Horn. Den spridningsareal som finns tillgänglig på Koster är dock ej helt lämplig för våtkompostslam. Med den kunskap vi idag har om de hygieniska riskerna vill vi ej rekommendera att sådant slam sprids på bete och växande vall.

Planer finns också i kommunen för att eventuellt komplettera en våtkompost med en avvattning av slammet efter behandling. Med detta avser man att få en slutprodukt som är praktiskt enklare att lagra och sprida än vanligt våtkompostslam.

På Koster finns endast ca. 10 ha bete och vall tillgänglig för spridning av våtkompostslam. Enligt tidigare gjorda beräkningar avseende hur mycket kväve och fosfor som behöver tillföras marken så åtgår ca. 5 ha åkermark för att sprida våtkompostslam från ca. 200 personer (Naturvårdsverket, 1997). För betesmark behövs sannolikt större areal. Härav följer att den tillgängliga arealen på Koster räcker till för spridning av slam från mindre än 400 personer, d.v.s. för ca 1/3 av den totala befolkningen (sommar- och åretruntboende). Större delen av våtkompostslammet behöver alltså transporteras bort från Koster även om man nyttjar hela den tillgängliga arealen för spridning. Från smittskyddshåll avråder vi dock från sådan spridning på bete och växande vall.

Flera sätt att minska volymerna på det slam som transporteras till fastlandet finns. I samband med att ts-halten höjs i slam, i t.ex. en skruvpress eller en centrifug sker en uppdelning i en fast och en flytande fas. Den fasta fasen kan komposteras i trumma med tillsats av t.ex. hushållskompost. Sådant kompostering ger möjlighet att kontrollera temperatur fortlöpande och vid behov tillsätta värme. En efterkompostering under tak bör också göras. Slutprodukten kan med rätt komposteringsteknik bli väl hygieniserad. Detta förfarande är analogt med det som planeras i S. Bärby, för detaljer hänvisas till det avsnittet.

Den fasta fasen kan också pelleteras och torkas ytterligare i en bandtork vid hög temperatur. Försök med sådan pelletering görs vid reningsverket i Umeå. Den hygieniska utvärderingen av denna metod är ännu ej avslutad. Med säkerhet ger dock pelleteringsmetoden en slutprodukt av betydligt bättre hygienisk kvalitet än konventionellt slam, den torde också bli bättre än med våtkompostslam.

Torkning av dessa pellets med en bandtork är dock i dagsläget en process som av ekonomiska skäl lämpar sig bättre för större slamvolymen än på Koster. Alternativt kan pellets komposteras och därvid "självtorka", relativt god värmeutveckling har noterats vid sådana försök. Den hygieniska standarden på sådana komposterade pellets blir dock troligen ej bättre än våtkompostslam. Bland kommunens ansvariga för Kosters lösning av avloppsfrågan finns också ett intresse för pelletering av slam.

Ingen av dessa två metoder kan med dagens kunskap generellt rekommenderas för spridning av slutprodukterna på bete och vall.

Den blöta fasen måste också omhändertas på lämpligt sätt. Den indunstningsapparat som planeras att användas i S.Bärby är i dessa sammanhang tämligen oprövad, men kan inom en snar framtid bli ett realistiskt alternativ. Denna metod avses ge både ett vatten och ett kvävegödselmedel som bör kunna användas på den tillgängliga jordbruksmarken. Ett annat alternativ kan vara långtidslagring och bevattning. Lagring är dock en tämligen ofullständig hygieniseringsmetod. I fallet Koster är detta därför inget bra alternativ då, återigen, lämplig spridningsareal saknas.

I de fall hela slammet kan torkas behövs ingen blöt fraktion omhändertas separat, vilket förenklar den efterföljande hanteringen. Frystorkning som görs i Råneälvsdalen fungerar sannolikt mindre bra i ett mildt och nederbördsrikt kustklimat. Torkning av slam i grunda dammar kan göras. För Kosters del är det dock tveksamt om ett lämpligt markområde för en sådan dammanläggning finns tillgängligt. Innan slammet återbördas till jordbruksmark bör en ytterligare behandling och hygienisering ske efter torkning, i form av t.ex. kompostering i trumma enligt ovan.

Andra lösningar för avloppsbehandlingen på Koster utöver de här nämnda kan naturligtvis också tänkas. För närvarande anser vi, att det inte finns någon riktigt bra färdig VA-lösning för att täcka in alla önskemål och behov, även de hygieniska, på Koster. I väntan på en bra teknisk lösning föreslås därför att en avvattning av slammet ordnas. Detta underlättar transporterna till fastlandet samtidigt som det är ett nödvändigt första steg för flera olika tekniker för hygienisering av slam. Enbart avvattning, ger således ej en hygienisering av slammet.

Vid nybyggnation på öarna finns flera tänkbara vägar att underlätta en kommande "kretsloppsanpassning". En prioritering av separata system för BDT respektive svartvatten föreslås då. Snålspolande toaletter kan vara att föredra med tanke på den begränsade vattentillgången.

5. Projekterade system

5.1 Kronan, Luleå

Urinseparering i flerfamiljshus

Förutsättningar

Kronan är ett projekterat bostadsområde centralt i Luleå på f.d. militär mark. Området är tänkt för ca. 2 000 boende i flerfamiljshus och ca. 1000 arbetsplatser. Området är omgivet av stadsbebyggelse, innerfjärdar och skogsterräng. Hela området, d.v.s. både bostäder och arbetsplatser, är tänkt att förberedas för installation av urinsorterande WC medelst dubbel rördragning. I ca. 200 lägenheter ska urinsorterande toaletter installeras. Dagens modeller av urinsorterande toaletter förbrukar ca. 0,35 l vatten/urinspolning. Urinen ska sedan lagras i tank innan spridning sker på jordbruksmark. Planering för lagring och spridning är fortfarande oklara.

Fekalier och BDT-vatten går till kommunalt avloppsreningsverk. Omhändertagande av komposterbart hushållsavfall är ej ännu preciserat.

Kommentarer

Det sker en kontinuerlig utveckling av nya modeller av urinsorterande WC. Först när beslut om byggstart tas är det dags att överblicka denna marknad. För en allmän acceptans av detta toalettsystem och därmed även för att källsorteringen ska fungera bra, är det högst väsentligt att WC-stolarna är lätta att använda och sköta. Nuvarande urinsorterande toaletter har vissa brister avseende teknisk funktion. Brukare eller kanske främst eventuella blivande brukare av urinsorterande toaletter är ej alltid odelat positiva inför denna toalettlösning (Naturvårdsverket, 1997).

Förutsatt att brukaren inte har annan kontakt med eller ansvar för systemet än normal skötsel av toaletten, bedöms den direkta smittspridningsrisken som liten. Smittspridningsrisken bedöms som liten till måttlig för en lantbrukare som hämtar, lagrar och hanterar urin. En flytande fraktion som urin bör kunna hanteras tämligen smidigt med lantbrukets befintliga maskiner. Dessa maskiner kan dock förmodas användas även till andra ändamål, rengöring av maskinerna däremellan samt spill vid i och urlastning av urin kan förmodas utgöra en viss smittrisk.

För att minimera luktolägenheter från urintankarna utomhus bör placeringen av dessa göras med tanke på att tömning, rengöring och reparationer kan ske obehindrat. Ventilation av tankarna bör ledas bort från bebyggelsen. Hänsyn bör också tas till vanligen gällande vindriktning.

Vid urinsortering är det inblandningen av fekalier i urinen som är av intresse avseende smittriskerna. De organismer som kan utsöndras med urinen är under svenska förhållanden endast av underordnat intresse. En successiv reduktion sker av i urinen inblandade patogena mikroorganismer under lagringen. Denna reduktion är beroende av ett högt pH. Lagring räknas som tiden efter att sista tillförsel skett.

En god hygienisering måste eftersträvas med tanke på det kalla klimatet, som gynnar överlevnaden av sjukdomsframkallande mikroorganismer. Jordbrukets karaktär i området med övervägande bete och vall och förhållandevis liten del åkermark med stråsäd, medför också höga krav på hygienisering.

Lagringstankar bör dimensioneras så att urinvattnet efter sista påfyllning kan lagras upp till sex månader, innan spridning, vid en för jordbruket lämplig tidpunkt sker. Lagringstiden är satt med tanke på det kalla klimatet och den känsliga spridningsarealen. Ny teknik och kunskap för hygienisering och ev. koncentrerings av urin kan medföra att lagringstiden kommer att kunna kortas eller t.o.m. utslutas (jmf. vätskekondensator i S.Bärby).

Tankarna bör arrangeras så att ingen inblandning av färsk urin sker efter att tanken är fylld, d.v.s. att slutlagring kan påbörjas så snart som tanken är fylld. Flera parallella mindre tankar är därför att föredra framför enstaka stora. Slutlagring kan även ske i eventuella befintliga tankar eller brunnar på gårdar som mottar urin för spridning. Spridning bör som en extra säkerhetsåtgärd ske så långt innan skörd som möjligt.

Av väsentlig betydelse för att lagring av urin ska resultera i en tillfredsställande hygienisering är ett högt ammoniak innehåll och högt pH. En starkt begränsad spolvattenmängd för urin och eliminering av inläckage till ledningar och tankar är en förutsättning för att detta ska uppnås.

Förutsatt att ovan uppställda kriterier för lagring och spridning av urinen följs så bedöms risken för indirekt smittspridning från uringödsad mark som liten.

Som hygienisk parameter har indikatororganismer såsom fekala streptokocker och koliformer visat sig mindre lämpliga för urin. Fekala steroler har provats för att påvisa förekomst av fekal förorening, dessa kan möjligen ge en bättre bild av graden av fekal förorening i urinen (Höglund et al., 1998).

Alternativa behandlingsmetoder

Se allmänna synpunkter i inledningen. Ur miljösynpunkt är här önskvärt att man väljer ett system som förutom god hygienisering av materialet också återför fler fraktioner än urinen till kretsloppet.

5.2 Horn, Västerås

Vakuumpoletter, våtkompostanläggning och BDT-vatten till filterbäddar och rotzonsanläggning

Beskrivning av planerad bebyggelse

Horn är en planerad ekoby för ca. 55 småhus, byn avses byggas i HSBs regi. Området befinner sig på projekteringsnivå och slutlig miljöprovning har ännu ej genomförts. Enligt planprogrammet bör påverkan på yt- och grundvatten minimeras samt lokala kretsloppslösningar för vatten och avlopp användas.

VA-systemet avses utgöras av vakuumpoletter och en våtkompostanläggning. Hushållskompost tillförs också våtkomposten. Färdigbehandlat slam återförs till jordbruksmark. BDT-vattenbehandling sker likaså lokalt i en filterbädd och därefter i en rotzonsanläggning.

Vakuumpoletterna är extremt snålspolande utan att separera urin och fekalier, ts. i svartvattnet blir därmed förhållandevis högt. En låg spolvattenmängd är en förutsättning för behandling i en våtkompostreaktor.

Svartvatten blandas i en mottagningstank med sönderdelat hushållsavfall och gödsel till en ts. på 3-10%. Proportionerna i denna blandning såväl som ts. kan sedan avvägas så att komposteringsprocessen optimeras. I våtkomposten sker en aerob termofil slamstabilisering och hygienisering vid 60-65°C. Vid satsvis kompostering i en isolerad kompostbehållare, tillräcklig

luftning av materialet och en väl avvägd slamblandning fås en snabb höjning av temperaturen. Avseende Horn diskuteras kontinuerlig eller satsvis behandling under 24 eller 48 timmar, troligen kommer man att välja den satsvisa behandlingen. Våtkompostering som sambehandling av svartvatten och organiskt avfall har beskrivits av bl.a. Norin (1996).

Det behandlade slammet förs sedan med ett slutet system till ett mellanlager. Ett närliggande lantbruk, Stora Ekeby med 140 ha spannmålsodling och 50 ha vallodling är aktuellt för att omhänderta och sprida våtkompostslammet.

BDT-vattnet förs till en slamavskiljare, pumpas sedan till öppna filterbäddar av sand, där det fördelas jämnt över ytan. Bäddarna är försedda med tätskikt som avgränsar dem mot omgivande mark och utlopp finns i bäddens botten. Från filterbäddens utlopp leds vattnet vidare till en rotzonsanläggning. I detta växtbaserade reningssystem kan en föryngring eller utbyte av växterna behöva ske efter ca. 10 år. Slutligen leds vattnet via ett utloppsdike till sjön Freden.

Slam från BDT-vattnets slamavskiljaren, samt slam som samlas ovanpå filterbäddarna, kan komma att tillföras våtkompostreaktorn. Filtersanden från bäddarna kan när den byts efter ca. 10 år spridas på åkermark som ett fosforgödselmedel. Rotzonsanläggningar är under svenska förhållanden ej helt utvärderade. En hygienisk bedömning är ej så lätt att göra eftersom något välavgränsat utlopp, där provtagning kan ske ej finns. Närmare detaljer om BDT-vattenhanteringen är ej klarlagda.

Kommentarer till VA-lösningen

Systemet med vakuumtoaletter har vissa nackdelar i form av hög ljudnivå och stor störningskänslighet. Toaletterna kan ej användas vid strömavbrott. Igensättningar av rör är också ett problem vid denna typ toalett. Acceptansen för denna toalettyp bland brukare är ej helt övertygande (Naturvårdsverket, 1997). Vid tidpunkten för byggstart kan dock sådana system ha hunnit utvecklas ytterligare.

Hygieniseringseffekten vid satsvis slambehandling i en våtkompostreaktor i pilotskala, med samma utförande och funktion som är övervägs att användas i Horn, är tidigare dokumenterad (Norin et al., 1996). Hygieniseringen visar sig bli god om vissa förutsättningar uppfylls, behandlingstiden vid 60°C bör vara tillräckligt lång, minst 48 timmar. En sammanfattning av denna studie följer här;

Termotoleranta koliformer och fekala streptokocker (FS) reducerades till ej detekterbara nivåer efter 3,5 timmars behandling vid 60°C i reaktorn. *Ascaris suum*-ägg avdödades fullständigt redan efter < 60 min. vid 55°C i reaktorn.

Som indikator för virus testades reduktion av *Salmonella Typhimurium* bakteriofag 28B. Detta är ett för människor och djur ofarligt bakterievirus som uppfyller de krav på bl.a. temperaturtålighet som bör ställas på en indikator. I reaktorn påvisades en 4log₁₀-reduktion vid 60°C efter 24-48 timmar. Parallella laboratorieförsök visade en långsammare reduktion än vid reaktorförsöken, både näringsmedia och kompostslam användes som suspensionsmedia i laboratorieförsöket.

Reduktion av salmonella testades i laboratorieförsök. *S. Senftenberg* 775W användes som testorganism, denna visade sig ha högre temperaturlöslighet än *S. Typhimurium*, *S. Enteritidis* och *S. Dublin*. Olika metoder användes, oavsett metod så påvisades minst en 4 log₁₀-reduktion efter 2-3 timmars behandling vid 55°C i näringslösning. Slutligen gjordes även laboratorietest

av *Mycobacterium paratuberculosis* i näringslösning och i kompostslam. Vid behandling i 55°C påvisades en 5-6 log₁₀-reduktion och vid 60°C påvisades en >7log₁₀-reduktion, i båda fallen efter 24 timmar. Vid denna 60°C behandling påvisades mindre än 1CFU/ml, d.v.s. en så gott som fullständig avdödning. Klostridiesporer avdödades som väntat ej. Vid 60°C i 48 timmar återfanns sporer av *Clostridium perfringens* till en mängd av 10³ CFU/ml.

Av både processeffektivitet och hygieniska skäl bör man eftersträva att driva processen vid 60-65°C (Norin et al., 1996). Vid behandlingstider > 48 timmar kan man då säkra en god hygienisering, förutsatt att övriga kriterier uppfylls (luftning, omrörning, skydd mot kortslutningsflöden, temperaturkontroll. Vid en eventuell kontinuerlig behandling i våtkomposten kan hygieniseringseffekten ej säkras på motsvarande sätt.

Flera andra undersökningar avseende hygieniseringseffekten av en våtkompost finns (Edlington & Clay, 1993; Strauch et al., 1985; Whitmore & Robertson, 1995). Olikheter avseende slamblandning, driftförhållanden, processens storlek (laboratorieskale-, pilot- eller fullskaleförsök) samt avseende analysmetoder gör dessa svåra att jämföra. Gemensamt för dessa undersökningar är att samtliga påvisar en god hygieniseringseffekt av våtkompostprocessen.

Ett förslag till en godkänd hygienisering baserad på ett antal försök vid olika typer av kompostering, har getts i ett arbete av De Bertoldi et al., (1983). Här sägs att den färdigkomposterade produkten när det gäller indikatorbakterier ska innehålla färre än 5x10²/g av enterobacteriaceae (en vid definition av koliformer) och färre än 5x10³/g av fekala streptokocker. Enligt vår åsikt är detta sätt att definiera en hygienisering på enbart indikatorbakterier ej fullgott. Vidare är de värden man anger tämligen höga, speciellt med tanke på att man inte angav ursprungskoncentrationen av organismerna. Reduktionen kan med andra ord ha varit begränsad, i en våtkompostreaktor har den stora förutsättningar att bli bättre än denna definition.

Det är ett väl känt driftsproblem avseende våtkompostreaktorn att processens temperatur inte alltid når den planerade behandlingstemperaturen, t.ex. 60°C (Norin, 1996). Otillräcklig temperaturstegring kan bero på olika egenskaper på det ingående slammet, såsom lågt ts.- innehåll eller på driftstekniska faktorer såsom otillräcklig luftning eller omblandning. Möjlighet att tillföra värme till reaktorn är därför viktigt för att säkra en god hygienisering.

Om god hygienisering erhållits under komposteringen behöver någon efterlagring inte göras av hygieniska skäl. Eftersom spridning på jordbruksmark endast kan ske under vissa delar av året måste dock en lagring ske. Genom lagring i täckt behållare undviks rekontamination av våtkompostslammet och ammoniakavgången minimeras. Våtkompostslammet avses att spridas på åkermark direkt när det tags från lagertanken. Spridning kommer sannolikt att ske med släpslangar.

Av stor vikt är att det behandlade slammet inte lagras på ett sådant sätt att återinfektion blir möjlig, vissa patogena mikroorganismer har förmåga att tillväxa i slammet. En otillräcklig stabilisering av slammet medför att tillgången på omsättbart organiskt material för mikroorganismerna blir god och underlättar tillväxt av patogena mikroorganismer. För att stabiliseringen av slammet ska bli tillräcklig så bör behandlingstiden inte vara för kort.

Den spannmålsareal som finns tillgänglig på den aktuella gården bör räcka för den planerade bebyggelsen. Lantbruket är dock ålagt restriktioner för användande av avloppsslam från olika avnämare, om våtkompostslam här särbehandlas är ej klarlagt. Med nuvarande kunskap om

eventuella smittrisker rekommenderas inte spridning på bete, vall och andra känsliga fodergrödor. Spridning är ej heller att rekommendera på grönytor och till trädgårdsodling.

BDT-vattnets omhändertagande förutsätter att utsläpp till recipient sker på lämplig plats. Den hygieniska kvalitén på detta vatten bör bli god. En kombination av filterbäddar och rotzonsanläggning bör, efter en eventuell intrimningsperiod vara en fullt tillräcklig behandling av vattnet.

Risken för direkt smittspridning till den som brukar, servar och underhåller systemet bedöms som måttlig. Vakuumsystemet är tämligen störningskänsligt och därmed följer mer underhåll och skötsel än andra system. Den indirekta risken för smittspridning bedöms däremot som liten, förutsatt att våtkompostering och spridning sker med hänsyn till de synpunkter som framförts här.

Förslag på åtgärder för att säkra den hygieniska kvalitén på slutprodukten.

- ◆ För att säkerställa en god värmebehandling av allt material bör den största partikelstorlek på till våtkomposten ingående material vara 5mm (Bendixen, 1995a). Vidare så bör god effekt av luftning och omrörning säkras.
- ◆ Ett kontrollprogram för driften av våtkompostanläggningen ska fastställas, däri ska ingå registrering av temperatur och exponeringstid samt pH på utgående slam.
- ◆ Provtagning avseende mikroorganismer i färdig-komposterat slam, bör likaså ske enligt ett uppgjort kontrollprogram.
- ◆ Kontroll av driftstörningar med larm ska finnas.
- ◆ Minsta behandlingstiden ska vara 48 timmar vid 60°C för att säkra en god hygienisering.

Alternativa behandlingsmetoder

Se allmänna synpunkter i inledningen.