

# Risker för smittspridning via avloppsslam

*Redovisning av  
behandlingsmetoder  
och föreskrifter*

# *Risk för smittspridning via avlopps slam*

Redovisning av behandlingsmetoder och föreskrifter

Författare: Caroline Schönning

#### BESTÄLLNINGAR

Ordertelefon: 08-505 933 40  
Orderfax: 08-505 933 99  
E-post: natur@cm.se  
Postadress: CM-Gruppen  
Box 110 93  
161 11 Bromma  
Internet: [www.naturvardsverket.se/bokhandeln](http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln)

#### NATURVÅRDSVERKET

Tel: 08-698 10 00 (växel)  
E-post: [upplysningar@naturvardsverket.se](mailto:upplysningar@naturvardsverket.se)  
Postadress: Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm  
ISBN 91-620-5215-2.pdf  
ISSN 0282-7298

Elektronisk publikation

© Naturvårdsverket 2003

Grafisk form: Patrik Sundström

# Förord

---

Naturvårdsverket har fått regeringens uppdrag att utreda frågorna om miljö- och hälsoskydds krav för avloppsslam och dess användning samt om återföring av fosfor<sup>1</sup>. Uppdraget redovisades till regeringen den 16 december 2002 genom rapporten *Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp*, Naturvårdsverkets rapport 5214. Arbetet med uppdraget har bland annat bedrivits i form av ett antal delprojekt. Den här rapporten, som i huvudsak utarbetats under första halvåret av 2002, utgör kunskapsunderlag till ett delprojekt. Arbetet innefattar översyn av nuvarande föreskrifter samt utredning om ett eventuellt behov av revideringar av dessa, för att säkerställa ett fullgott smittskydd. Rapporten har författats av Caroline Schönning, Smittskyddsinstitutet. Författaren svarar ensam för innehållet i rapporten.

I arbetet med regeringsuppdraget har behovet framkommit att kommande regelverk bör omfatta andra avloppsfraktioner än enbart avloppsslam. Bland annat finns det behov av särskilda regler som gäller humanurin från sorterande avloppssystem. Som ett resultat av detta föreslås särskilda regler för humanurin i det förslag till förordning som redovisas i rapport 5214. Denna rapport avgränsas dock till frågor som rör avloppsslam. Som kunskapsunderlag för bedömning av smittrisker relaterade till humanurin hänvisas främst till VA-forskrappen *Källsorterad humanurin i kretslopp* (Jönsson et al. 2000)<sup>2</sup> samt till doktorsavhandlingen *Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source-separated human urine* (Höglund 2001)<sup>3</sup>.

Stockholm i mars 2003

Naturvårdsverket

---

<sup>1</sup> I enlighet med promemoria ”Uppdrag till Naturvårdsverket om miljö- och hälsoskydds krav angående avloppsslam samt återföring av fosfor”, 2001-04-11 nr. 8.

<sup>2</sup> Jönsson, H., Vinnerås, B, Höglund, C., Stenström, T.A., Dalhammar, G. och Kirchmann, H. 2000. Källsorterad humanurin i kretslopp. VA-Forsk Rapport 2000-1, VAV AB, Stockholm.

<sup>3</sup> Höglund, C. 2001. Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source-separated human urine. Doktorsavhandling, Avdelningen för Bioteknologi, KTH, Stockholm. ISBN 91-7283-039-5. (<http://www.lib.kth.se/Sammanfattningar/hoglund010223.pdf>)

# Innehållsförteckning

---

Förord .....	3
Innehållsförteckning .....	4
Sammanfattning .....	6
Summary.....	9
Inledning .....	12
Riskbedömningar .....	13
Smittspridningsvägar.....	16
Mikroorganismer i avloppssystem .....	18
Förekomst och reduktion i avloppsvatten .....	18
Mikroorganismer i avloppsslam.....	19
Patogena mikroorganismer av betydelse.....	21
Salmonella.....	22
Campylobacter.....	22
EHEC .....	23
Giardia och Cryptosporidium.....	23
Parasitära maskar .....	24
Enteriska virus .....	24
Prioner – BSE .....	25
Behandlingsmetoder .....	26
Allmänt.....	26
Långtidslagring .....	27
Kalkning.....	29
Rötning.....	29
Kompostering.....	30
Pastörisering.....	32
Torkning.....	32
Andra metoder.....	33
Reglering och kontroll.....	34
Föreskrifter.....	34
Allmänna råd.....	35
Samråd och överenskommelser.....	35
Frivillig certifiering.....	36
Avgränsningar i regleringen av slam .....	36
Olika typer av krav.....	38
Behandling .....	38
Definiera processbetingelser .....	38

Olika nivåer.....	38
Validering av behandlingsprocesser .....	39
Mikrobiologisk/hygienisk kvalitet .....	40
Förekomst av mikroorganismer .....	40
Reduktion av mikroorganismer.....	41
Användningsrestriktioner.....	41
Spridningsmetoder .....	42
Hantering för att förhindra återinfektion.....	42
Skyddsåtgärder för arbetare .....	43
Provtagning .....	44
Analysmetoder .....	44
<b>Mikroorganismer som kvalitetsmått .....</b>	<b>45</b>
Indikatororganismer .....	45
Bakteriofager.....	45
Kvalitetskontroll.....	46
Validering av anläggningar .....	47
<b>Nuvarande föreskrifter och rekommendationer i Sverige .....</b>	<b>48</b>
Jordbruksanvändning .....	48
Annan markanvändning .....	49
<b>Regler i EU och andra länder .....</b>	<b>51</b>
Norge.....	51
Danmark.....	51
Finland .....	52
EU .....	52
Storbritannien (UK) .....	55
USA.....	55
<b>Referenser .....</b>	<b>57</b>
Litteratur.....	57
Personliga meddelanden .....	65

# Sammanfattning

---

Att avloppsslam innehåller sjukdomsframkallande mikroorganismer (patogener) är välkänt och har även visats i nyligen utförda undersökningar i Sverige. Koncentrationen avspeglar förekomsten av patogener i ingående avloppsvatten och varierar beroende på hälsoläget i den anslutna befolkningen. Riskerna för smittspridning vid hantering och användning av slam är svåra att bedöma. De mikrobiella riskerna är dåligt utredda och i en nyligen publicerad utvärdering av tidigare studier konstateras att det varken finns bevis för att slam orsakat smittspridning eller att det inte gjort det (NRC 2002). Avsaknaden av sjukdomsfall som direkt kan kopplas till slamspridning innebär dock inte att hantering och användning på mark är riskfri.

Smittspridning kan ske vid hantering av slam eller via miljön genom att patogenerna efter slamspridning hamnar i jorden eller transporteras vidare till vatten. Slamgödslad gröda kan också utgöra en spridningsväg. Genom vektorer (utgörs ofta av fåglar, insekter, gnagare och andra smådjur) kan patogener spridas vidare. Vid en bedömning av riskerna bör olika mikroorganismgrupper beaktas. Av bakterierna utgör troligen *Salmonella*, *Campylobacter* och EHEC den största risken. Samtliga av dessa orsakar zoonoser och kan per definition spridas mellan människor och djur. Protozoer, av vilka *Giardia* och *Cryptosporidium* uppmärksammas särskilt, har ofta en god överlevnad i miljön. De ovan nämnda är också zoonotiska agens, medan enteriska virus (tarmvirus) från människa generellt inte anses spridas till djur. Helminter (parasitära maskar) utgör troligen inget större problem i Sverige men kan användas för bedömning av hur stor den hygieniserande effekten av en behandlingsmetod är, eftersom deras ägg är tåliga.

Som en första barriär för att förhindra smittspridning är behandling av slam effektivt. Andra sätt att minimera riskerna är att välja lämpliga grödor för odling på slamgödslad mark och att använda spridningsmetoder som ger låg exponering för slammet. En behandlingsmetods effektivitet kan kontrolleras genom att mäta reduktionen av olika mikroorganismer eller indirekt genom att analysera halten av indikatororganismer. Kvalitetskrav kan även utgöras av att förekomsten av olika patogener kontrolleras.

Det finns ett antal metoder för att hygienisera slam. Beroende på utformning kan troligen de flesta av dessa metoder reducera mängden patogener i slam till obetydliga nivåer, men i litteraturen rapporteras till viss del varierande resultat. Behandlingsmetoder för slam och annat organiskt avfall, där syftet är att hygienisera materialet, bygger oftast på en höjning av temperaturen till sådana nivåer som medför avdödning av de flesta patogena mikroorganismer (beror av exponeringstid). Det har i ett flertal studier visats att termofila behandlingar kan åstadkomma god reduktion eller eliminering av organismer, medan behandlingar där temperaturen ligger i det mesofila området (runt 35 °C) inte medför några större reduktio-

ner. Rötning och kompostering medför en stabilisering av slammet, medan en pastörisering (upphetning till högre temperatur under en kortare tid, t.ex. 70 °C under en timme) kräver efterföljande behandling för att åstadkomma ett slam som inte medför luktproblem eller återväxt av patogener och inte attraherar vektorer. Vid behandling med kalk är det pH-höjningen (släckt kalk) alternativt pH-höjningen i kombination med en temperaturökning (osläckt kalk) som leder till en hygienisering och stabilisering. Ett pH runt 12 har visats vara nödvändig för att nå acceptabla resultat. Vid lagring påverkar endast omgivningsfaktorerna och resultatet avgörs av dessa i kombination med tiden. Återinfektion och återväxt i redan hygieniserat material har visat sig vara ett relativt vanligt förekommande problem. Hanteringsrutiner och kontroller av att allt material utsätts för tillräckligt hög temperatur eller pH är därför väsentliga.

I Sverige gäller för närvarande Naturvårdsverkets föreskrifter (SNFS 1994:2) som baseras på gällande EG-direktiv (86/278/EEG). Det är tillåtet att sprida obehandlat avloppsslam på jordbruksmark under förutsättning att det nedbrukas inom ett dygn. Det är däremot generellt förbjudet att använda avloppsslam på betesmark och vissa grödor och restriktioner finns för den tid som måste passera mellan gödsling och skörd. Föreskrifterna har tidigare kompletterats av ett allmänt råd (AR 90:13) som även tagit hänsyn till annan typ av markanvändning. AR 90:13 upphävdes under 2002. Utöver detta finns i Sverige i dag ett antal frivilliga överenskommelser, varav vissa tar upp hygieniseringsaspekter, men några krav för att säkerställa hygien är generellt inte definierade. Det gällande EG-direktivet är under omarbetning och det senaste utkastet (3<sup>rd</sup> draft; EC 2000) innebär en skärpning av nu gällande direktiv. En högre klass av slam med definierade behandlingskrav och kompletterande validerings- och kvalitetskrav föreslås. Denna skulle kunna användas utan större förbehåll, medan slam som behandlats med mindre kraftfulla metoder skulle kopplas till fler restriktioner. En uppföljande rapport har efter det senaste utkastet publicerats genom kommissionen (EC 2001) och där föreslås vissa detaljförändringar. Arbetet med EG-direktivet kommer troligen att återupptas under 2003 och Sverige får i framtiden inte ha mindre stränga krav än vad som där kommer att föreskrivas.

De övriga nordiska länderna har generellt mer definierade krav än Sverige, vilket också innebär strängare krav på behandling, kvalitet och användningsrestriktioner. Danmark definierar olika nivåer på behandlingar och kombinerar dessa med kvalitetskrav och användningsrestriktioner. I Norge definieras endast kvalitetskrav. I Finland får inget obehandlat slam användas och mesofil rötning samt kalkstabilisering ges som exempel på behandlingsmetoder. Användningsrestriktioner finns, men däremot inga krav på analyser avseende mikroorganismer. USA har ett komplext regelverk som liksom EG-utkastet är baserat på två olika klasser. Ett antal alternativ till behandlingar ges och det krävs att de även reducerar vektorattraktionen. I Storbritannien finns förutom lagligt bindande regler en överenskommelse mellan olika parter, där två klasser av behandlingar definieras som i sin tur kombineras med användningsrestriktioner och kvalitetskrav på liknande sätt som i EG-utkastet.



Enligt NRC (2002) behövs ett antal epidemiologiska studier och riskvärderingar för att få närmare klarhet i hur stora smittspridningsriskerna i samband med slam är och hur de bör hanteras. Nationella riskvärderingar pågår i Sverige men det dröjer troligen innan tillräckligt underlag och kunskap finns för att sådana resultat ska kunna användas, för att fastställa lämpliga föreskrifter. Tills vidare finns därför möjligheten att kombinera olika typer av krav som kan ställas på hantering och användning av slam för att minimera riskerna för smittspridning.

# Summary

---

Sewage sludge is known to contain pathogens and this has also been shown in a Swedish study recently conducted. The concentration of pathogens mirrors the prevalence in incoming wastewater and varies depending on the health status of the population connected to the sewage treatment plant. It is difficult to assess the risks for transmission of infectious diseases related to the handling and use of sewage sludge. The microbial risks are poorly investigated. In a newly published evaluation of previous studies it is established that there neither are evidence that sludge causes disease nor that it does not cause disease (NRC 2002). The lack of disease events connected to sludge use does however not imply that the handling and use on soil is free of risks.

Transmission of disease can occur through handling of sludge or through the environment since the pathogens after land application will end up in the soil or may be transported to water. Crops fertilised with sludge constitutes another route for transmission. Through vectors (birds, insects, rodents etc.) a further spread of pathogens in the environment is possible. When assessing the risks different microbial groups need to be considered. For bacteria, *Salmonella*, *Campylobacter* and EHEC probably constitutes the largest risks. All of these are zoonotic agents and may, per definition, be transmitted between humans and animals. *Giardia* and *Cryptosporidium* are the protozoa that have received most attention. They are often persistent with a long survival in the environment. The above mentioned are also zoonotic agents whereas enteric viruses generally not are considered to be transmitted from humans to animals. Helminths are not of major concern in Sweden but may be used to evaluate the sanitising effect of a treatment method, since their eggs are very persistent.

Treatment of sludge is effective as a first barrier to prevent disease transmission. Other ways to minimise the risks include choosing appropriate crops for cultivation on arable land fertilised with sludge and to use application methods that minimise exposure. The effect of a treatment method can be established by measuring the reduction of various microorganisms or indirectly by measuring the concentration of indicator organisms. Quality controls may also include analysing for the presence of various pathogens.

There is a range of methods to sanitise sludge. Depending on the design most of these methods probably can reduce pathogens in sludge to insignificant numbers. In the literature, varying results are however reported to a certain degree. Treatment methods for sludge and other organic wastes with the purpose to sanitise (hygienise) the material are often dependent on an increase in temperature to levels that will cause inactivation of most pathogenic microorganisms (dependent on exposure time). In several studies it has been shown that thermophilic

temperatures will result in a good reduction or in elimination of microorganisms whereas it is not possible to achieve significant reductions through mesophilic (around 35 °C) treatments. Anaerobic digestion and composting will also result in a stabilisation of the sludge, whereas it for pasteurisation (a high raise in temperature during a short time, e.g. 70 °C for one hour) is necessary to add a secondary treatment to achieve a sludge that does not cause problems with odour or regrowth of pathogens or attracts vectors. By lime treatment it is the raise in pH (slaked lime) or the raise in pH in combination with a raise in temperature (quick lime) that causes the hygienisation and stabilisation. A pH around 12 has been proven necessary to reach acceptable results. During long-time storage of sludge it is only the ambient parameters that affect pathogen inactivation and these in combination with time determine the result. Reinfection and regrowth of pathogens in sludge are relatively common problems. Routines for handling and to control that all material is exposed to sufficiently high temperatures or pH are therefore essential.

The sludge regulations in Sweden (SNFS 1994:2) have their origin in the current EG-directive (86/278/EEG). It is allowed to spread untreated sludge on arable land if it is worked into the soil within 24 hours. It is prohibited to use sludge on pasture land and on certain crops and there are restrictions for how long time that must pass between fertilisation and harvest. The regulations have until recently been complemented by further recommendations (AR 90:13, not legally binding) that also include the use of sludge on other type of land. There are also a number of voluntary agreements present, of which some include hygienic aspects but there are generally no specified criteria to ensure hygienic safety. The EG-directive in force is currently being revised and the latest draft (3<sup>rd</sup> draft; EC 2000) implies that the requirements will be raised. A higher class sludge with defined demands for treatment and complementing validation and quality criteria is suggested. This class would be allowed to use without restrictions whereas sludge that has been treated with less harsh methods would be put in relation to more restrictions. After the latest draft a report that suggest some changes in details has been published by the European Commission (EC 2001). The work with the new directive will probably proceed during 2003. Sweden is in the future not allowed to have less strict regulations than what will be established in the EG-directive.

The other Nordic countries generally have more defined regulations than Sweden, which also implies stricter regulations on treatments, quality and restrictions for sludge use. Denmark defines different levels on treatments and combine these with quality criteria and restrictions for use. In Norway only quality criteria are defined. In Finland no untreated sludge is allowed to use and mesophilic anaerobic digestion and lime stabilisation are given as examples for treatment. Restrictions for use, but no demands for microbial analysis, are included. USA has complex regulations that, as the EG-proposal, are based on two classes. A number of treatment alternatives are given and it is required that they also reduce vector attraction. In the UK there are, on top of the legally binding rules, an agreement between different stakeholders where two classes of treatments combined with

restrictions for use and quality criteria are defined in a similar way as in the EG-proposal.

According to the NRC (2002) a number of epidemiological studies and risk assessments are needed in order to get more clarity in how high the risks associated to sludge are and how they should be handled. National risk assessments are currently undertaken in Sweden but it will probably take some time before enough background information and knowledge are available to be able to use such results in order to establish regulations. Meanwhile, there is a possibility to combine different types of demands and criteria for the handling and use of sludge to minimise the risks for disease transmission.

# Inledning

---

I våra reningsverk produceras årligen en miljon ton slam som behöver omhändertas. En stor del har deponerats men avloppsslam har även ansetts intressant för att återföra växtnäringsämnen, framförallt fosfor, till åkermark. Slamspridning har pågått sedan 1950-talet och under de senaste åren har ca 30 % av allt slam som produceras i Sverige spridits på åkermark (SCB 2000). Sen 1999, då LRF inte längre rekommenderar sina medlemmar att använda slam, har spridningen minskat och under 2001 användes ca 10 % av det producerade slammet i jordbruket. En relativt stor del av slammet används också som anläggningsjord på t.ex. golfbanor och vid täckning av deponier (Hagevi pers. medd.). Från och med 2005 är det förbjudet att deponera slam (och annat organiskt avfall).

Urin och fekalier användes före introduktionen av den vattenspolade toalettens och värderades då högt av lantbrukarna för sitt näringsinnehåll. Utveckling av sorterande system med syftet att återföra växtnäringsämnen i urin och klosettvattnen pågår. Avloppsvatten med olika grad av rening (förbehandling) används i begränsad omfattning för bevattning, i Sverige i stort sett enbart av energigrödor. Teknikutveckling för att utvinna fosfor ur avloppsvatten och slam i en renare och mer koncentrerad form pågår. På försöksstadium finns det också alternativ där slammet först förbränns och fosfor sedan utvinns ur askan.

Olika systemalternativ för avloppshantering utreds i ett annat delprojekt inom regeringsuppdraget och förslag för framtiden är ett av huvudresultaten som väntas från uppdraget. Klart är att en eventuell omställning av avloppssystemet kommer ta lång tid och det slam som produceras måste tas om hand under en överskådlig framtid. I detta delprojekt beskrivs och bedöms smittspridningsriskerna vid användning av slam samt hur dessa kan hanteras genom krav på behandling och andra föreskrifter. Därmed ingår inte en bedömning av om spridning på åkermark eller annan mark är en framkomlig och hållbar väg i andra hänseenden. Resonemanget bygger därför på avloppsslam som det ser ut i dag och som om användning på jordbruksmark eller annan mark kan fortsätta.

# Riskbedömningar

---

Det är välkänt att slam innehåller mikroorganismer som kan ge upphov till sjukdom (patogener) och man vet också att en del av de behandlingsmetoder som används endast ger en begränsad reduktion av dessa mikroorganismer. Spridning av slam i miljön kan således innebära att människor och djur exponeras för patogener och därmed utgöra en risk för spridning av infektionssjukdomar. Hur riskerna med slam uppfattas varierar dock.

Det har konstaterats att de mikrobiella riskerna är dåligt utredda (Lewis-Jones och Winkler 1991; Dumontet et al. 1999; Sidhu et al. 1999) och att dokumenterade sjukdomsutbrott orsakade av slam saknas (Cooper och Olivieri 1998; Stenström och Carlander 1999). Stenström och Carlander (1999), som på uppdrag av Naturvårdsverket genomförde en litteraturstudie, konstaterade att avsaknaden av bevisade samband mellan slamspridning och smittspridning inte behöver betyda att slamspridning är riskfritt. Epidemiologiska studier kan vara ett relativt trubbigt instrument med begränsad detektionsnivå. Antalet och typen av patogener kan variera inom vida gränser beroende på förekomst av sjukdomsfall eller bärare i den anslutna populationen och beroende på hur exponeringen sker. Risken för smittspridning kan alltså vid vissa tillfällen vara för låg för att upptäckas, men ändå inte försumbar, och i andra situationer hög.

Under en treårig studie i Ohio (Dorn et al. 1985, i Stenström och Carlander 1999) jämfördes 47 gårdar (164 personer), där man årligen spred behandlat slam, med 46 kontrollgårdar (130 personer). Någon signifikant skillnad i hälsostatus kunde inte påvisas hos personerna från respektive typ av gård. Inte heller någon skillnad i generell förekomst av sjukdom hos djuren på de olika gårdarna kunde påvisas. Författarna påpekade dock att slammet spreds i låga givor och att slutsatser om risker med slamspridning inte skulle dras. I en annan studie av personer från gårdar där slam användes respektive kontrollgårdar analyserades förekomsten av antikroppar mot enterovirus i serum. En signifikant ökning påvisades under en treårsperiod, men inte hos fler personer från slamgårdarna än från kontrollgårdarna (Blum och Feachem 1985). I rapporten refereras till ytterligare studier av infektionsförekomst hos djur i samband med slamspridning, men inte heller här kunde någon ökning i sjukdomsförekomst påvisas.

Från Storbritannien har ett utbrott av hepatit A bland personer som arbetade med slamspridning rapporterats (Blum och Feachem 1985, i Carlander och Stenström 1999). Av sex undersökta personer utvecklade fyra hepatit A inom en tiomånadersperiod. Ytterligare en person insjuknade efter att ha kommit i kontakt med slammet.

I Systemanalys VA – Hygienstudie (Albihn och Stenström 1998) bedömdes riskerna med ett antal olika avloppsprodukter. Kalkbehandlat slam ansågs utgöra

en liten till måttlig risk för smittspridning efter användning på jordbruksmark. Till reningsverket som utgjorde exemplet levererades dock externslam (slam från mindre reningsverk och från enskilda anläggningar) som gjorde att pH-värdet sjönk. Denna hantering ansågs behöva kontrolleras genom längre efterlagringstider eller genom ökad kalktillsats. Det bedömdes också att viss mikrobiologisk provtagning borde göras för att kontrollera hygieniseringen. Beräkning av risker med den befintliga hanteringen visade på stor eller mycket stor risk för spridning av EHEC, *Taenia* och *Cryptosporidium* till djur samt av virus till människor via grönsaker. Slam som behandlats genom frysning/tining ansågs utgöra en liten risk vid själva hanteringen under förutsättning att de som hanterar slammet är medvetna om riskerna och vidtar försiktighetsåtgärder (Albihn och Stenström 1998). Vikten av att rengöra transportfordon betonades dock och den efterföljande kompostering som gjordes vid denna anläggning var nödvändig, för att smittspridningsriskerna vid användning av slammet skulle vara små.

Danielsson (1977) undersökte förekomsten av *Salmonella* i slam och bedömde riskerna med *Salmonella* så att slammet borde pastöriseras. Gibbs och Ho (1993) pekade ut enteriska virus (tarmvirus), *Salmonella* och *Giardia* som de största riskerna.

National Research Council (NRC 2002) har gjort en sammanställning av ett antal studier där människor exponerats för avloppsvatten och avloppsslam. Deras slutsats är att det varken finns bevis för att slam orsakat sjukdomsfall och således innebär en risk eller för att slamanvändning *inte* innebär en risk. Man konstaterar vidare att ett antal epidemiologiska studier samt avancerade riskvärderingar skulle behövas för att komma närmare ett svar. Denna sammanställning inkluderade vetenskapliga artiklar och rapporter från olika myndigheter. Man hade inte möjlighet att närmare undersöka de anklagelser som kommit från privatpersoner och intresseorganisationer. UMWA (United Mine Workers of America) påstår exempelvis att ett par dödsfall orsakats av exponering för slam och påföljande stafylokockinfektioner (*Staphylococcus aerus*) (UMWA 2002a, b). Det finns dock undersökningar som visar att förekomsten av denna organism i behandlat slam är ovanlig och att risken för stafylokockinfektioner via slam sammantaget är låg (Ashbolt pers. medd.).

I England pågår för närvarande ett stort projekt om förekomsten av patogener i slam och hygieniska risker kopplade till olika behandlingsmetoder (Pathogen Research Programme; CIWEM 2002). Man vill på så sätt nå vetenskapliga resultat som kan användas för att skapa en (ny) slamspridningspolicy. Man hänvisar till Europakommissionen som tidigare sagt att försiktighetsprincipen ska tillämpas när information saknas och menar att detta tillvägagångssätt inte fungerat tillfredsställande. Preliminära resultat tyder på att risken för djur som betar på slamgödslad mark är låg (Gale pers. medd.).

Med de antaganden som gjordes i en riskvärdering av Watanabe et al. (2002) motsvarade en koncentration av *E. coli* O157 (EHEC) och poliovirus på

1 per gram i komposterat slam en risk på 1:10 000 per år (här vald som acceptabel risk). För att nå samma risknivå för *Salmonella* krävdes en lägre halt, 0,001/g. Scenariot i denna riskvärdering var konsumtion av sallad (11,5 g/dag) där samma halt som fanns i det komposterade materialet (dvs. jorden) fanns på salladen och där 90 % av patogenerna försvann vid sköljning.

I en pågående svensk forskningsstudie försöker man kvantifiera de mikrobiella risker som finns vid hantering och återanvändning av slam och behandlat avloppsvatten genom att tillämpa metoder för kvantitativ mikrobiell riskvärdering (QMRA; Westrell pers. medd.). Ett antal reningsverk används som modeller och tyngdpunkten ligger på vilka steg som utgör de största riskerna och var i reningsprocessen samt efterföljande hantering som riskerna kan kontrolleras (HACCP metod – Hazard Analysis Critical Control Points). Detta tillvägagångssätt används bl.a. i livsmedelsindustrin med den skillnaden att risken då utgörs av att patogener eventuellt tillförs i processen och att det i avloppssammanhang handlar om en tillräcklig reduktion av patogener i kombination med exponeringskontroll. Denna studie förväntas rapporteras under 2004.

Rylander (2001) har utvärderat hälsorisker förknippade med kompostering. I rapporten bedömdes i huvudsak risker vid kompostering av organiskt hushållsavfall, men avloppsslam ingick i en av de refererade studierna (Millner et al. 1980, i Rylander 2001). Den typ av mikroorganismer som påvisats i luften runt komposteringsanläggningar är framförallt mögelsporer (t.ex. *Aspergillus*arter och termofila aktinomyceter) som förökar sig under komposteringsprocessen och orsakar sjukdomar med symptom i bl.a. luftvägar och lungor. Patogena bakterier eller virus (samt protozoer) ansågs inte finnas i så höga halter att de skulle utgöra någon betydande smittrisk. Det konstateras att risken för påverkan avtar med avståndet från anläggningen och att bakgrundsvärden för sporhalter nås efter ca 200 meter. Individuella bedömningar av anläggningar kan dock vara nödvändiga. Rapporten indikerar att lukt kan störa boende i närheten av komposteringsanläggningar.

Kontinuerligt i föreliggande rapport hänvisas till rapporten från Europakommisionen (EC 2001) som producerades efter det senaste officiella utkastet till nytt slamdirektiv (3<sup>rd</sup> draft, EC april 2000). I rapporten värderas tidigare studier och bedöms hur väl anpassade olika slambehandlingsmetoder är för att nå acceptabla risker, dock utan att definiera vad som är acceptabelt. Förslag till föreskrifter ges också i denna rapport (se *Regler i EU och andra länder*, sid. 50).



# Smittspridningsvägar

---

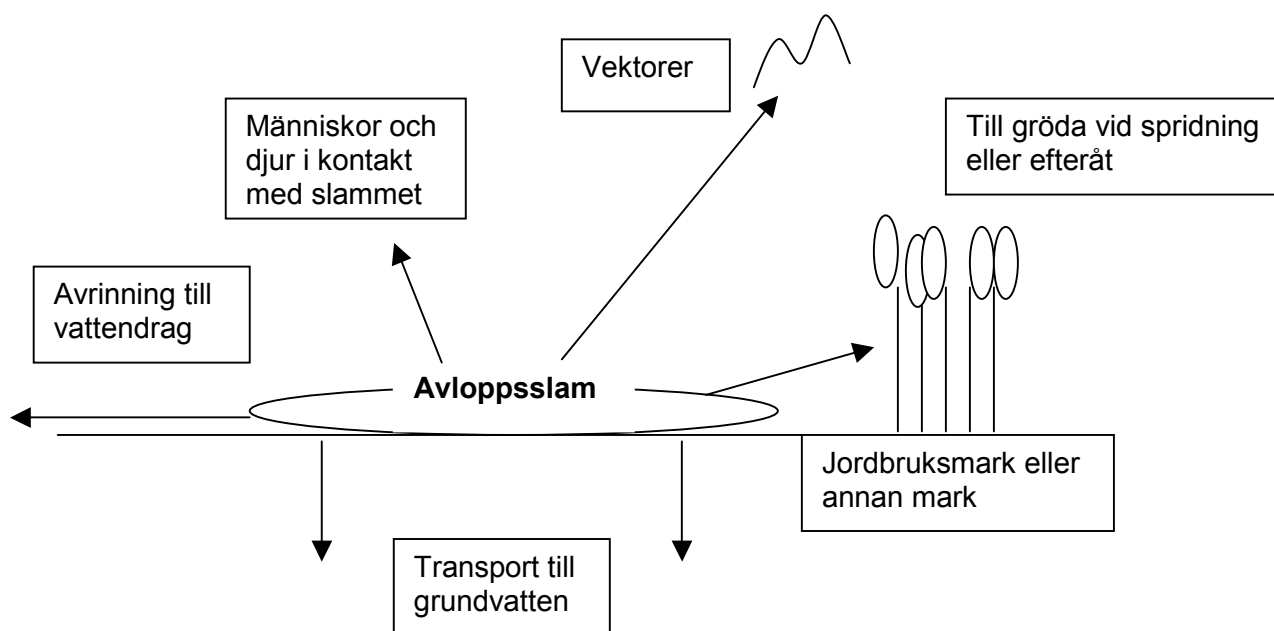
Spridning av infektioner via slam sker genom *indirekt* eller *sekundär* smittspridning. Definitionen innebär att patogenerna sprids med ett bärarmaterial som slam, vidare via vatten, jord eller gröda, eller med vektorer, vilka är djur som i sin tur inte nödvändigtvis blir sjuka eller infekterade, exempelvis fåglar och smågnagare (Beaglehole et al. 1993). Indirekt smittspridning inkluderar också luftburen smitta på längre avstånd. Definitionen på *direkt* smittspridning är att den sker från en person till en annan vid direkt kontakt. Ofta benämns dock kontakt med slam vid hantering som risk för direkt spridning medan övriga spridningsvägar benämns som indirekta.

Praktiskt sett kan man dela upp spridningsvägarna efter hanteringskedjan. Hantering av slammet förekommer på reningsverket, vid transporter i samband med lagring och spridning samt vid själva spridningen. Risken vid kontakt med slammet uppfattas ibland som den största, framförallt av dem som praktiskt arbetar med slam. Smittspridning kan då ske genom oavsiktligt intag av slammet, antingen genom stänk eller att man genom förorenade händer får i sig slam direkt eller förorenar livsmedel.

Vid slamspridning finns risk för smittspridning till den som sprider och hanterar slammet. Risken är till stor del beroende av spridningsmetod. En marknära metod minskar exponeringen och ett torrt slam innebär mindre risker för stänk. Nedmyllning eller injektering av slammet minskar också risken för exponering av djur och människor.

Mikroorganismer kan transporteras via marken till grundvattnet. Vid spridning av en flytande produkt är risken för både ytavrinning och transport till grundvatten större än om en relativt fast produkt som avvattnat slam sprids. Kraftiga regn kan dock innebära att man får en vidaretransport till ytvatten och grundvatten. Djur och människor kan sedan infekteras via dricksvatten eller via badvatten. Sjöar och vattendrag, som kan fungera som rekreation för människor, utgör ibland dricksvattenkälla för boskap och det finns fall där avrinning från gödslad mark (ej slamgödslad) påverkat vattentäkt och dricksvatten (Sundsvalls Kommun 1999).

Vid vektorspridning kan transport av patogener ske rent mekaniskt via yttre delar av djuren, eller så kan de få i sig de infektiösa organismerna och bli infekterade, med eller utan symptom, för att senare utsöndra patogener med risk för vidare spridning. Vektorer kan komma i kontakt med slammet efter spridning men även under lagring om den sker relativt öppet. Spridning av *Campylobacter* har exempelvis rapporterats ske genom att måsfåglar förorenat en öppen vattenreservoar (TemaNord 1994).



Figur 1. Möjliga spridningsvägar för patogener vid användning av avloppsslam på mark. Patogenerna i slammet kan sedan spridas vidare till människor och djur via vattnet, jorden, grödan eller vektorer.

Spridning av infektioner via gröda som gödslas med slam är kanske den mest uppenbara risken och också den som i lagstiftningen ofta har åtgärdats genom regler för hur lång tid som ska passera mellan gödsling och skörd samt för vilka grödor som får gödslas. Några direkta samband mellan slamspridning och infektioner via gröda har som tidigare nämnts ej rapporterats för människor. Däremot finns kopplingar mellan sjukdomsfall och gröda (grönsaker) som bevattnats med avloppsvatten (Cifuentes 1998). Det finns misstänkta utbrott rapporterade för boskap som betat på slamgödslad mark (Watson 1985). Gödsling före sådd minskar risken för patogener på själva grödan, vilket även nedmyllning av slammet gör (undantaget rotfrukter). Stänk vid t.ex. regn kan dock orsaka att patogener hamnar på grödan. Vad gäller nötkreatur är det viktigt att komma ihåg att de kan få i sig stora mängder jord vid bete; upp till 1 kg per dygn har rapporterats (Spörndly och Burstedt 1998, i Albihn och Stenström 1998).

Vid annan användning än på jordbruksmark, exempelvis på grönytor, ser smittspridningsvägarna liknande ut förutom att risken för spridning via gröda ofta elimineras. Detta gäller även energiskog, medan man vid traditionell skogsodling måste ta hänsyn till risker för smittspridning via bär och svamp. Hur många djur och människor som befinner sig på och i närheten av ett slamgödslat område påverkar naturligtvis riskbilden.

# Mikroorganismer i avloppssystem

---

Mag- och tarminfektioner är relativt vanligt förekommande i samhället. En del personer insjuknar med diarré och/eller andra symptom som i vissa fall kan vara allvarliga med påverkan på t.ex. leder (*Salmonella*), njurar (EHEC, *Campylobacter*) och lever (hepatit). Många infekterade blir dock endast symptomfria bärare. Båda grupperna utsöndrar patogener via fekalierna och således kommer dessa organismer att återfinnas i avloppsvattnet (obehandlat och behandlat) och produkter med sitt ursprung i avlopp. Förekomsten och koncentrationen av patogener är beroende av hälsoläget i den anslutna befolkningen, typ av anslutna avlopp och annat inkommande vatten samt av vilken behandling som sker i avloppsreningsverket. Förekomsten varierar under dygnet och även beroende på säsong.

## Förekomst och reduktion i avloppsvatten

Det finns en stor mängd internationell litteratur som anger halter och reduktion av mikroorganismer i olika steg i avloppsvattenbehandling. Angivelserna varierar och är beroende bland annat av infektionsfrekvensen i den anslutna populationen, reningsverkets uppbyggnad, årstid (vissa infektioner är säsongberoende) samt detektionsmetoder. I en stor svensk studie (SWEP; Stenström 1987) undersöktes förekomsten och reduktionen av ett antal indikatororganismer (se vidare *Indikatororganismer* nedan). Indikatorernas egenskaper varierar och de kan därför sägas representera olika grupper av mikroorganismer. Resultaten visade på stora variationer med en lägsta medelreduktion på 71 % och en högsta på 99,99 %. Reduktionen av patogener kan väntas variera i samma utsträckning, men då har man även en ökad variation i ingående halter jämfört med indikatororganismerna. Det är därför svårt att säga något generellt om förekomst och halter av patogener i utgående avloppsvatten. Enskilda avloppsanläggningar (infiltrationsanläggningar och liknande) har ofta en sämre reduktion än kommunala anläggningar, men variationen mellan anläggningar är troligen mycket stor.

I stora avloppsreningsverk (ARV) med många personer anslutna är det troligt att olika patogener alltid finns närvarande. I mindre system är sannolikheten för förekomst mindre, men om anslutna personer är infekterade förekommer patogenerna i relativt sett högre halter. En blandning av många enskilda avlopp kan sägas ge motsvarande variation i patogeninnehåll som en större anläggning. Industriavlopp innebär sällan förorening med patogener. Dagvatten innebär ofta en utspädning men är inte fritt från patogener. Källor kan exempelvis vara

fågelspillning samt hund- och kattfekalier.

Miljöbalken säger att avloppsvatten ska avledas och renas eller tas om hand på något annat sätt, så att olägenhet för människors hälsa och miljön inte uppkommer, men det finns inte några specifika hygieniska eller mikrobiella krav på utgående avloppsvatten. För vissa delar av sjukhus, mikrobiologiska laboratorier, patologavdelningar m.m. bör det dock finnas beredskap för att desinfektera avloppsvatten vid behov (SOSFS 1989:39). En provning görs från fall till fall enligt miljöbalken. Desinfektion av avloppsvattnet genom klorering eller värmebehandling kan anses nödvändig och det finns även mikrobiella gränsvärden (totala och termotoleranta koliformer). Avloppsvatten från sjukhus och mikrobiologiska laboratorier medför dock i allmänhet inte större risk för smittspridning än annat avloppsvatten (SOSFS 1989:39).

## Mikroorganismer i avloppsslam

Förekomsten av mikroorganismer i avloppsslam speglar delvis förekomsten i inkommande avloppsvatten. Eftersom många mikroorganismer är partikelbundna kommer en koncentrationsökning att ske i slammet. Enligt Stenström (1996) är halterna i obehandlat råslam upp till 100 gånger högre än i inkommande avloppsvatten och 1 000 – 100 000 gånger högre än i utgående avloppsvatten. Halterna av indikatororganismer i slam är i genomsnitt en tiopotens lägre än i avföring.

Tabell 1. Halter [cfu/ml] av indikatorbakterier i färsk avföring, i inkommande och utgående avloppsvatten från konventionella reningsverk samt i råslam per gram våtvikt (Geldreich, 1978; Stenström 1996; Sundin 1999)

Indikatorbakterie	Avföring	Obehandlat avloppsvatten	Råslam	Behandlat avloppsvatten
Totala koliformer	$10^7-10^9$	$10^3-10^5$	$10^6-10^8$	$10^1-10^3$
<i>E. coli</i>	$10^7-10^9$	$10^3-10^5$	$10^5-10^7$	$10^0-10^3$
Enterokocker	$10^5-10^7$	$10^3-10^4$	$10^4-10^6$	$10^1-10^2$
Clostridier	$10^5-10^6$	$10^2$	$10^3-10^5$	$10^0-10^1$

Vid tarminfektion kan ett stort antal olika patogener förekomma i höga halter i avföringen. Det är framförallt fyra grupper av mikroorganismer som orsakar infektioner; bakterier, virus, parasitära protozoer och parasitära maskar (helminter). De patogener som orsakar de anmälningspliktiga mag-tarminfektionerna i Sverige är, i ordning efter antalet fall 2001: *Campylobacter*, *Salmonella*, *Giardia*, *Yersinia*, *Shigella*, Amöba och EHEC (SMI 2002a). Virus (t.ex. calicivirus) orsakar troligen en stor del av infektionerna med liknande symptom men är normalt inte anmälningspliktiga. Mer än 120 olika tarmvirus kan utsöndras via fekalierna (Haas et al. 1999) och i USA uppskattas de orsaka 80 % av alla mag-

tarminfektioner (Mead et al. 1999). Hepatitvirus (A och E, 169 respektive 0 fall rapporterade i Sverige under 2001) orsakar en leverinflammation och utsöndras via fekalierna. Smittspridningen är förknippad med avloppspåverkat vatten och förorenade livsmedel framförallt i tredje världen (SMI 2002b). Typiska halter av några patogener i slam ges i tabell 2 (EC 2001).

Tabell 2. Typiska koncentrationer av mikroorganismer i slam per g våtvikt (efter EC 2001)

<b>Bakterier</b>	<i>E. coli</i>	10 <sup>6</sup>
	<i>Salmonella</i>	10 <sup>2</sup> –10 <sup>3</sup>
<b>Virus</b>	Enterovirus	10 <sup>2</sup> –10 <sup>4</sup>
<b>Protozoer</b>	<i>Giardia</i>	10 <sup>2</sup> –10 <sup>3</sup>
<b>Maskar</b>	<i>Ascaris</i>	10 <sup>2</sup> –10 <sup>3</sup>
	<i>Toxocara</i>	10 <sup>1</sup> –10 <sup>2</sup>
	<i>Taenia</i>	5

Aktuella undersökningar om förekomst av patogener i slam från svenska avloppsreningsverk har länge saknats. SVA genomförde under 2000–2001 (med fortsättning under 2002) en studie där förekomsten av *Salmonella*, *Listeria*, *Campylobacter* och *E. coli* O157 (EHEC) i råslam, i centrifugerat slam och i ytterligare slamfraktioner om sådana fanns analyserats (SVA 2001). Totalt undersöktes åtta reningsverk vid sex olika tillfällen. Resultaten presenteras i tabell 3 nedan och diskuteras även nedan under respektive organismgrupp.

Tabell 3. Förekomst av bakteriella patogener i slam från åtta svenska reningsverk. Resultat från en studie utförd av SVA (2001)

Patogen	Positiva prover från råslam (totalt 48 prover)	Positiva prover från behandlat slam (totalt 55 prover)
<i>Salmonella</i>	33 (69 %)	29 (53 %)
<i>Campylobacter coli</i>	3 (6 %)	1 (2 %) (i kompost)
<i>Campylobacter jejuni</i>	11 (23 %)	2 (4 %)
<i>Listeria monocytogenes</i>	6 (12,5 %)	1 (2 %)
<i>E. coli</i> O157 (EHEC)	0	0

Förekomst av patogener i slam ska även undersökas i en annan svensk studie som finansieras av VA-forsk och utförs vid Sahlgrenska sjukhuset i Göteborg (*Risker för smittspridning vid slamspridning i jordbruket?*, Svenskt Vatten 2002).

## Patogena mikroorganismer av betydelse

Några patogena mikroorganismer har i avloppssammanhang fått extra uppmärksamhet och deras betydelse beskrivs här mer i detalj. Viktiga skillnader mellan olika organismgrupper beskrivs också, varav den mest utmärkande är att endast bakterier kan tillväxa i miljön. Vidare har mikroorganismer olika tålighet och överlevnadsegenskaper. Det är svårt att dra generella slutsatser om mikroorganismers relativa tålighet eftersom den varierar beroende på typ, stam och omvärldsförhållanden. Vissa bakterier kan bilda sporer, vilka är de allra tåligaste mikroorganismerna. Dessa utgör dock i avloppssammanhang inget vanligt problem för människor. Slam kan innehålla sporer (bl.a. *Clostridium*) som kan infektera kor och ge problem i mejeriindustrin. Bakterier inaktiveras generellt lättare än maskägg och protozocystor (Lewis-Jones och Winkler 1991) och virus är generellt mer resistent än bakterier mot miljöfaktorer, men överlever inte längre än protozocystor (Crook 1998). I EPA:s dokument innehållande regler för slam och bakgrundsmaterial redovisas mest troliga och maximala överlevnadstider för olika organismgrupper (tabell 4). En jämförelse med tidigare publicerat material (Feachem et al. 1983) och litteraturen refererad ovan visar på svårigheterna att dra säkra slutsatser om överlevnad.

Tabell 4. Uppskattade överlevnadstider (i dagar om inte annat anges) för olika mikroorganismer i fekalier, slam, jord och på gröda (enligt Feachem<sup>a</sup> et al. 1983 och Kowal<sup>b</sup> 1985, i EPA 1999)

Mikro-organism	Fekalier och slam <sup>a</sup> 20-30 °C	Jord <sup>a</sup> 20-30 °C	Jord <sup>b</sup> absolut max <sup>c</sup> / normalt max	Gröda <sup>a</sup> 20-30 °C	Gröda <sup>b</sup> absolut max <sup>c</sup> / normalt max
Bakterier			1 år/2 månader		6 månader/1 månad
Fekala koliformer	<90 normalt <50	<70 normalt <20		<30 normalt <15	
<i>Salmonella</i>	<60 normalt <30	<70 normalt <20		<30 normalt <15	
Virus	<100 normalt <20	<100 normalt <20	1 år/3 månader	<60 normalt <15	2 månader/1 månad
Protozoer <sup>d</sup> (Amöba)	<30 normalt <15	<20 normalt <10	10/2	<10 normalt <2	5/2
Maskar (ägg)	flera månader	flera månader	7 år/2 år	<60 normalt <30	5 månader/1 månad

<sup>c</sup> Absoluta maximumtider för överlevnad är möjliga vid ovanliga förhållande, så som vid konstant låg temperatur eller vid mycket skyddade förhållanden.

<sup>d</sup> Data saknas för *Giardia* och *Cryptosporidium*, troligen överlever deras cystor respektive oocystor längre än vad som här anges för protozoer.

Det antal organismer som krävs för att orsaka infektion (infektionsdosen) kan variera med flera tiopotenser mellan olika patogener. Smittspridningen är också beroende av om spridning kan ske mellan olika arter eller ej. De sjukdomar som sprids mellan djur och människor benämns zoonoser.

### Salmonella

*Salmonella* (undantaget *Salmonella typhi* och *paratyphi*) är en av de bakterier som uppmärksammats mest i hygiendiskussionerna om slam. Dess förekomst i slam i Sverige undersöktes redan på 70-talet (Danielsson 1977) och den nyligen utförda studien på SVA visade att *Salmonella* var vanligt förekommande både i obehandlat (69 % av proverna positiva) och i behandlat slam (53 % av proverna positiva) (SVA 2001). Vissa *Salmonella* är värdspecifika men de flesta serotyper kan infektera olika arter. Spridningen till människa från hönsägg är väldokumenterad men risken för spridning via vilda fåglar har också uppmärksammats (Palmgren et al. 1997). Den typ av *Salmonella* som påvisats hos måsar (*S. typhimurium*) anses vara den vanligaste hos vilda fåglar och är också en av de vanligaste hos människor i Sverige (Palmgren et al. 1997). De flesta fall orsakas dock av livsmedel och ca 85 % smittas utomlands. I Sverige är mindre än 1 % av alla djur och livsmedel smittade med *Salmonella* (SMI 2002c). Smitta i en djurbesättning leder ofta till beslut om nödslakt, vilket är förknippat med stora ekonomiska förluster. *Salmonella* är en av de bakterier som kan tillväxa i slam, varför låga halter fortfarande kan utgöra en risk (Sidhu et al. 2001). Överlevnaden i jord har i vissa studier rapporterats vara lång, upp till år (diverse referenser i Danielsson 1977; Morse och Duncan 1974, i Dumontet et al. 2001).

### Campylobacter

*Campylobacter* är den vanligaste rapporterade orsaken till mag-tarminfektion i Sverige (SMI 2002a) och finns således i avloppsvatten. *Campylobacter jejuni* orsakar 80–90 % av fallen och *Campylobacter coli* orsakar oftast resterande fall (Kaijser och Berndtson 2001). *Campylobacter* påvisades dock ej i en studie av tre reningsverk i södra Sverige (Carlander et al. 2002). I SVA:s studie (SVA 2001) var 29 % av de obehandlade slamproverna och 5 % av de behandlade slamproverna positiva för *C. jejuni* eller *C. coli*. Förekomsten i avloppsslam har i internationella studier visats vara säsonsberoende (Straub et al. 1993). *Campylobacter* har troligen ofta en kort överlevnad i slam, men resultat kan vara missvisande eftersom bakterien kan gå in i ett levande men inte odlingsbart stadium (VBNC) (Straub et al. 1993). Bakterierna är dessutom allmänt svåra att odla. De tillväxer också dåligt i livsmedel men infektionsdosen är låg och de flesta sjukdomsfall orsakas av livsmedel. Ca 60 % av fallen är utlandsförvärvade. *Campylobacter* har varit den vanligaste orsaken till vattenburna utbrott där smittämne kunnat fastställas (Andersson och Gustavsson 1998). Bakterien har påvisats i 2,6 % av undersökta råvatten (Andersson och Gustavsson 1998). Den finns hos många tama och vilda fåglar och förekommer även hos andra djur. De humanpatogena

campylobakterna orsakar dock sällan sjukdom hos djur (Kaijser och Berndtson 2001).

## EHEC

EHEC (enterohemorragisk *E. coli*) har uppmärksammats på senare tid dels för att den är en relativt nyupptäckt variant av *E. coli*, dels för att den kan orsaka allvarlig sjukdom, med dödsfall rapporterade från flera utbrott. Infektion med EHEC är vanligt förekommande hos nötkreatur i vissa länder och nötkreatur och får kan utgöra reservoar för bakterien. Enligt undersökningar av träckprov är prevalensen 1–2 % hos nötboskap i Sverige (Carlson och Vågsholm 2001) och 9 % av mjölkgårdarna visades ha djur infekterade med *E. coli* O157 (den vanligaste typen av EHEC; SVA 2003). Som inhemsk spridningsväg anges miljösmitta från djuren samt sekundärsmitta till den insjuknandes omgivning (Carlson och Vågsholm 2001). Utbrott har kopplats till en mängd olika livsmedel. Enligt ett PM från Jordbruksverket (1998) bör gödsling med stallgödsel på vall och betesmark undvikas på grund av risken för spridning av EHEC (Albertsson pers. medd.). EHEC påvisades inte i slamprover i SVA:s studie (SVA 2001). I en skotsk utvärdering bedömdes jordbruksanvändning av slam utgöra en låg risk för spridning av EHEC jämfört med den gödsel som sprids naturligt via djur (Scottish Executive 2001). Enligt en översikt av Dumontet et al. (2001) har EHEC påvisats i avloppsvatten i Tyskland. Infektionsdosen är betydligt lägre för EHEC än för andra sjukdomsframkallande *E. coli* (Hegrestad 2001).

## Giardia och Cryptosporidium

Förekomsten och egenskaperna hos dessa två protozoer har studerats intensivt de senaste årtiondena. *Giardia* och *Cryptosporidium* är zoonotiska agens (orsakar zoonoser) och kan infektera både djur och människor. Cirka 1 500 fall av *Giardia* rapporteras varje år. Endast runt 10 % är inhemska och då ofta förvärvade via daghemssmitta (SMI 2002d). *Cryptosporidium* är inte en anmälningspliktig sjukdom. Infektionen är hos djur vanlig bland kalvar, men även andra djur kan fungera som reservoar. Smitta till människor sker framförallt via livsmedel och förorenat vatten, med flera vattenburna utbrott rapporterade (Uggla och Evengård 2001). Både *Giardia*-cystor och *Cryptosporidium*-oocystor är infektiösa vid utsöndring och infektionsdosen är relativt låg, ID<sub>50</sub><sup>4</sup> är ca. 10–100 (oo)cystor (Teunis et al. 1996). (Oo)cystorna är tåliga och anses överleva länge i miljön. Förekomst har visats vara vanligare i miljön (råvatten) i områden som är avloppspåverkade eller påverkade av djur, jämfört med ”orörda” områden (Hansen och Stenström 1998). I en svensk studie påvisades (oo)cystor i ca 80 % och 50 % av prover på obehandlat respektive behandlat avloppsvatten (Carlander et al. 2002). Liknande resultat erhöles i en annan studie där *Giardia* förekom i 100 % och 33 % i inkommande respektive utgående avloppsvatten. Motsvarande siffror för *Cryptosporidium* var 67 % respektive 17 % (Ottoson 2001). *Giardia* har pekats ut

---

<sup>4</sup> Den dos som infekterar 50 % av individerna.



som en risk vid ”okontrollerad” användning av slam i jordbruk (Gibbs och Ho 1993). Avdödningen av *Cryptosporidium* (som ofta anses tåligare än *Giardia*) har visats vara snabb även vid mesofil rötning av slam (Horan et al. 2002; Stadterman et al. 1995). Enligt EPA är reduktionen dock ej tillräcklig för att motsvara deras högsta klass och en oro för överlevnad av andra protozoer vid 35 °C rapporteras (EPA 1999). *Cryptosporidium* har rapporterats överleva minst 30 dagar i slamgödslad jord (Withemore and Robertson 1995).

### Parasitära maskar

Infektion av parasitära maskar (helminter) är normalt förknippat med dåliga sanitära förhållanden och är inte vanligt förekommande hos människor i Sverige. Däremot är många djur infekterade och det är just risken för spridning till djur som uppmärksammas i diskussioner om slamspridning (Barbier et al. 1990; Carrington et al. 1991). Alla typer av maskägg är, till skillnad från övriga mikroorganismer, inte infektiösa direkt vid utsöndring och kartläggning av smittspridningsvägarna blir därför mer komplex. Nematoder (t.ex. *Ascaris*) är en grupp av maskar vars ägg anses tåliga och de har därför använts som indikatorer på hygienisk kvalitet i flera sammanhang, bland annat i regler för slam, se vidare nedan (WHO 1989; EPA 1999; Gaspard et al. 1997). *Ascaris*ägg är framförallt tåliga vid lägre temperaturintervall och avdödas enligt Feachem et al. (1983) relativt snabbt över 45 °C. Brannen et al. (1975, i Haug 1993) påvisade dock ingen reduktion vid 47 °C under 2 timmar, vilket påverkat att minimitemperaturen för klass A processer i USA satts till 50 °C. I en fransk studie påvisades *Ascaris*, *Trichuris*, *Toxocara* samt *Capillaria* i avloppsslam (Gantzer et al. 2001). Termofila slambehandlingsmetoder samt långtidslagring av slam som behandlats med kalk (62 %) reducerade koncentrationen av nematodägg till under detektionsnivån (Gantzer et al. 2001). Överlevnaden av *Ascaris* har rapporterats vara lång (månader–år) i lagrat slam såväl som i slamgödslad jord (diverse referenser i Dumontet et al. 2001).

### Enteriska virus

Enteriska virus eller tarmvirus är troligen den vanligaste orsaken till mag-tarminfektioner i västvärlden (Mead et al. 1999). Dessa virusinfektioner är dock inte anmälningspliktiga i Sverige och syns därför inte i statistiken. Hepatit räknas inte till mag-tarminfektioner (enligt Smittskyddsinstitutets rapportering) men kan utsöndras via avföringen. Många virus är fortfarande svåra att detektera och deras förekomst och överlevnad i t.ex. avloppsvatten och slam har därför inte studerats lika utförligt. De har mycket varierande överlevnadsegenskaper men har som grupp rapporterats att inte reduceras fullständigt under olika typer av slambehandling (Straub et al. 1993). Vissa värmetåliga virus kan till och med klara pastörisering vid 70 °C i en timme (SVA 2002; Sahlström pers. medd.). Ca 50 % av virus uppskattas fästa till partiklar och på så sätt koncentreras i slam (Payment et al. 2001; Straub et al. 1993). Virus är mindre än protozoer och bakterier och de kan

därför transporteras lättare i miljön. Infektionsdosen är ofta låg. Enteriska virus anses generellt inte spridas mellan djur och människor.

### Prioner – BSE

BSE tillhör gruppen transmissibla spongiforma encefalopatier (TSE). BSE är en sjukdom som anses orsakad av ett smittämne som kallas prion. Prioner skiljer sig från andra smittämnen, i det de till synes saknar nukleinsyra och endast består av ett protein. Smittämnet startar en omvandling av djurets eget hjärnprotein till en sjuklig form. En av prionets viktigaste egenskaper är dess exceptionella motstånd mot nedbrytning (Jordbruksverket 2002). BSE (galna ko-sjukan) har ingen koppling till mänsklig avföring eller avlopp från hushåll. Vid slakten tas de delar av djuret som skulle kunna innehålla smittämnet (specificerat riskmaterial; hjärna, ryggmärg osv.) om hand och oskadliggörs. Avloppsslammet från slakterier kommer att klassas som högsta kategorin (kategori 1, dvs. det som utgör störst risk) i biproduktsförordningen (förordning (EG) nr 1774/2002), med krav på förbränning eller behandling vid höga temperaturer (ex. 133 °C i 20 minuter). Diskussioner pågår dock inom EU eftersom det skulle bli enorma volymer som behöver behandlas. Dessutom finns inte alls motsvarande regler för det ”slakteri-slam” som hamnar i centrala reningsverk (Liljenström pers. medd.). Det skulle kunna finnas en liten risk med avloppsvatten (som senare blir slam i reningsverket) från slakterier där rester av prionbärande material kan ingå. I en riskvärdering för förhållanden i Storbritannien beräknades risken för BSE hos människor som konsumerade råa grönsaker från slamgödslad mark vara acceptabelt låg (Gale och Stanfield 2001). Risken för boskap som betar beräknades vara 7 på 100 000 om så mycket som 1 % av hjärna och ryggmärg från slakterier hamnade i det kommunala avloppsvattnet. Ett *värsta fall*-scenario användes i riskvärderingen där ingen avdödning antogs ske under slambehandlingen eller i jorden efter spridning. Det bör noteras att några BSE fall ännu inte inträffat i Sverige.

# Behandlingsmetoder

---

## Allmänt

Behandlingen av slam syftar inte bara till att avdöda patogena mikroorganismer utan även till att stabilisera slammet, dvs. bryta ner organiskt (lättnedbrytbart) material, ofta med luktreduktion som önskad bieffekt. Både själva hygieniseringen och stabiliseringen är av betydelse för smittspridning eftersom ett stabiliserat slam inte attraherar vektorer via lukt och förhindrar återinfektion och återväxt av patogena bakterier. Hygienisering och stabilisering kan åstadkommas genom en enda process eller genom att ha ett separat hygieniseringssteg följt av t.ex. mesofil rötning, där rötningen är till för stabilisering. I EPA:s (USA) regler är det två separata krav med möjlighet till olika kombinationer av behandlingar (EPA 1999).

I det senaste utkastet från Europakommissionen (EC 2000) föreslås två nivåer (olika kategorier eller klasser) på slambehandling – avancerad och konventionell. USA och flera andra länder har infört den här modellen (se nedan). En avancerad behandling skulle i EC:s fall innebära att patogenhalterna reduceras till obetydliga nivåer, vilket betyder att det föreligger en minimal, eller i det närmaste försumbar, risk för smittspridning. En konventionell behandling anses också reducera patogeninnehållet betydligt men förlitar sig på ytterligare reduktion efter spridning och en minimering av riskerna genom reglering av användningsområde och spridningsteknik. Ett annat synsätt som används av EPA (1999) är att slammet inte innebär någon risk om halterna reduceras till samma nivåer som redan finns i omgivningen, dvs. jorden (marken). En sådan bakgrundsnivå kan dock vara svår att fastställa eftersom uppfattningen om vad som är ”normalt” kan variera.

I slambehandlingsmetoder är det oftast temperatur eller pH som har den största effekten på avdödningen av patogener. Den konkurrerande mikroflora som finns vid kompostering eller rötning kan också påverka. I avloppsvatten finns en mängd olika ämnen som kan koncentreras i slammet och dessa kan också vara toxiska för mikroorganismer. Ammoniak har t.ex. rapporterats ha en inaktiverande effekt på virus i slam vid högre pH-värden (Ward och Ashley 1977) och på cryptosporidier (Jenkins et al. 1998). Under naturliga förhållanden, som råder vid t.ex. lagring av slam eller efter spridning av slam, påverkas mikroorganismerna av de faktorer som styrs av klimatet. Solljus eller UV-strålning och en höjning av temperaturen samt uttorkning påskyndar avdödningen och i jorden finns också en naturlig mikroflora som kan ha en konkurrerande funktion (Crites 1984). Tillgången på näring och syre påverkar framförallt bakteriers förmåga till överlevnad och/eller tillväxt.

Behandlingsmetodernas effektivitet har undersökts i en rad studier, dock under varierande förutsättningar och inte på ett så systematiskt sätt att de enkelt kan jämföras. Resultat från några undersökningar nämns nedan i samband med respektive metod. Materialet syftar dock inte till att utgöra en heltäckande litteratursammanställning. Sammanfattningsvis kan sägas att resultaten från de behandlingar som sker vid lägre temperaturer (mesofila området) enligt litteraturen skiljer sig mer än resultaten vid högre temperatur, där man kommer in på de ”säkra zonerna” för patogeners avdödning (Feachem et al. 1983; EC 2001; se vidare *Pastörisering*). En förklaring kan vara att vid lägre temperaturer påverkar andra parametrar, såsom toxiska ämnen och konkurrerande mikroflora, avdödningen i större utsträckning. Dessa parametrar varierar naturligt och går heller inte att mäta på ett bra sätt.

Återväxt av bakterier i avloppsslam är ett välkänt fenomen som särskilt har uppmärksammats för komposterat slam (Sidhu et al. 1999; TemaNord 2002). Orsaken kan vara att det finns delar av slammet som blivit ofullständigt hygieniserat, exempelvis genom att hela materialet inte uppnått tillräckligt hög temperatur. Överlevande bakterier kan då vid gynnsamma förhållanden under lagring återväxa i materialet. Återinfektion kan ske om hanteringen inom reningsverket inte fungerar tillfredsställande, så att ohygieniserat material kommer i kontakt med det redan hygieniserade. Patogener kan också tillföras slammet utifrån, exempelvis via vektorer (se vidare *Hantering för att förhindra återinfektion*, sid. 41).

Behandling av slam kan medföra andra problem som man behöver ta hänsyn till vid val av metod. Exempelvis kan processer som sker öppet avge gaser som påverkar miljön negativt. Vidare kan arbete med osläckt kalk innebära arbetsmiljörisker. Inblandning av annat material i slam kan också resultera i större volymer och därmed lägre koncentrationer av näringsämnen. Andra aspekter än hygieniseringseffekten tas dock inte hänsyn till i denna rapport. För mer detaljer kring miljöeffekter och beskrivning av tekniken för olika behandlingar hänvisas till rapporterna *Hygienisering av biologiskt avfall* (Inger et al. 1997) och *Erfaringer med hygienisering av slam i Norge* (Nybruket et al. 2003, manuskript).

## Långtidslagring

Hittills har lagring framförallt förekommit som metod för att ”förvara” slammet fram till lämplig spridningstid. Då sådan lagring ofta sker okontrollerat och öppet, med undantag för en hård yta undertill och på sidorna, kan det vara svårt att förutsäga den hygienisering som sker, även om man vet att antalet mikroorganismer generellt minskar med tiden. Det finns även möjlighet att patogena mikroorganismer tillförs via fåglar och andra djur vid öppen lagring. Vektorspridning och tillväxt av bakteriella patogener kan således förekomma. Lagring under sex månader har dock i Naturvårdsverkets tidigare gällande Allmänna Råd (AR 90:13) ansetts ge en tillfredsställande hygienisering för vissa jordbruksändamål och spridning på grönytor. Överlevnad av mikroorganismer i olika omgivningar

är, som diskuterats ovan, svår att förutse och mycket kunskap saknas. En lämplig (tillräcklig) lagringstid för slam före användning är därför svår att fastställa.

Enligt resultaten sammanställda i tabell 4 är ett år en tillräcklig tid för att avdöda patogena mikroorganismer, med undantag för parasitära maskäggs. Vid analys av mesofilt rötat och avvattat slam i Australien kunde fekala koliformer och *Salmonella* påvisas efter ett års lagring, trots att en reduktion till under detektionsnivån konstaterats dessförinnan (Gibbs et al. 1997). Förklaringen var trolig återväxt från låga halter bakterier eller återinfektion genom avföring från djur. Liknande resultat erhöles i en fransk studie med ökande bakteriehalter även i kalkbehandlat slam (Gantzer et al. 2001). Koncentrationen av *Giardia* cystor reducerades inte under lagring, dock kunde inte metoden som användes skilja mellan levande och döda cystor (Gibbs et al. 1995). I en tidigare sammanställning av behandlingsmetoder (Inger et al. 1997) bedömdes lagring uppfylla hygieniseringskrav med avseende på *Salmonella*, medan data saknades för parasitägg och fekala streptokocker.

Lagring med frysning/tining samt torkning av slammet har undersökts främst i norra Sverige (Hellström och Kvarnström 1996) men då mest som metod för att avvattna slammet och erhålla en volymminskning. Många mikroorganismer påverkas negativt av ett frysning/tiningsförfarande (Lewis-Jones och Winkler 1991). Enligt Inger et al. (1997) sker dock ingen tillfredsställande hygienisering avseende bakterier eller parasitägg vid frysning/tining. På motsvarande sätt kan hög omgivningstemperatur påskynda avdödningsen. Även andra faktorer som solljus (UV) och den lokala temperaturhöjning samt torkning som det medför kan förbättra hygieniseringen. Denna påverkan är dock störst i yttre skikt av materialet och en metod där man förlitar sig helt på omgivningsförhållanden kan inte ses som en kontrollerad hygienisering med ett visst förväntat resultat. Detta konstateras även i uppföljningsrapporten från Europakommissionen (EC 2001), där det också påpekas att huvudorsaken till patogenreduktion, framförallt i kallare klimat, är produktion av fettsyror och andra antimikrobiella ämnen under stabiliseringen samt den konkurrerande mikrofloran.

Enligt utkastet från Europakommissionen (EC 2000) ska olika typer av lagring tillåtas, men det är upp till lokala myndigheter att avgöra under hur lång tid den ska ske. EPA (1999) inkluderar lagring (eller lufttorkning, *air drying*, som det benämns) i klass B behandlingar med krav på tre månader och att temperaturen under två av dessa månader är över 0 °C. SVA planerar att utföra en studie för att undersöka hur olika mikroorganismer påverkas under lagring av avloppsslam vid svenska förhållanden.

Konstruktion och bevattnings av vassbäddar med avloppsslam kan också ses som en form av lagring som ger avvattning och volymminskning. Den biologiska nedbrytningen påskyndas genom att vassen bildar kanaler som ökar syretransporten (Runeson 2001). En hygienisering sker dock framförallt på grund av långa uppehållstider. Ett tiotal kommuner i Sverige använder sig av metoden och den

har tillämpats en längre tid i Danmark, Tyskland och USA (Tideström et al. 2000). I t.ex. Köping är planen att vassbädden ska grävas upp efter 10 år och att slammet då kan användas som ett gödslings/jordförbättringsmedel i lantbruket. Vilken reduktion av mikroorganismer som sker är oklart och skulle behöva undersökas.

## Kalkning

Att tillsätta kalk för att få en pH-höjning och därmed en hygienisering och stabilisering av avloppsslam har en lång tradition. En höjning till pH 12 under minst tre månader genom tillsats av släckt kalk är ett alternativ för att nå den högsta nivån av hygienisering för avloppsslam i Danmark. Strauch (1998) föreslog en liknande behandling; pH 12.6 i tre månader. Enligt Carrington et al. (1998, i EC 2001) så reduceras många patogener till obetydliga halter efter 2 timmar vid pH 12. En sådan behandling inkluderas i EPA:s klass B (EPA 1999). En senare undersökning i UK (Horan et al. 2002) visade att patogena bakterier och poliovirus var känsliga för pH 12 med total avdödning efter 2 timmar (motsvarande 4,5–7,1 log<sub>10</sub> reduktion). *Cryptosporidium* oocystor reducerades dock endast med 2 log<sub>10</sub> respektive 0 log<sub>10</sub> i två olika försök. Inger et al. (1997) refererar till ett antal studier av framförallt fekala koliformer och *Salmonella*, där avdödningen visats vara god så länge pH-värdet var tillräckligt högt (>11,5). En undersökning av Gantzer et al. (2001) indikerar att pH vid kalkbehandling inte får understiga 11,5 vid sex månaders behandlingsperiod.

Tillsats av osläckt kalk (CaO, *quicklime*) höjer samtidigt temperaturen till 55–70 °C. En sådan behandling föreslås av Europakommissionen (EC 2001) liksom av EPA (1999) vara ett av alternativen till avancerad respektive klass A behandling, medan tillsats av släckt kalk anses vara en konventionell metod som kräver användningsrestriktioner. Inger et al. (1997) bedömde att kalkning uppfyllde väsentliga hygieniseringskrav med undantaget att släckt kalk inte hade tillräcklig effekt på parasitägg. I en annan studie (Gantzer et al. 2001) visades inte heller behandling med osläckt kalk (25 %) ge en tillfredsställande reduktion av nematodägg (pH 12,4; temperatur och tid ej angivet). Reduktionen av *Salmonella* var högre vid behandling med osläckt kalk medan *E. coli* och enterokocker reducerades 5–6 log<sub>10</sub> efter behandling med både släckt och osläckt kalk (Gantzer et al. 2001).

## Rötning

Rötning är en anaerob biologisk process där mikroorganismer bryter ner organiskt material under bildning av biogas (metan, koldioxid och ammoniak).

*Mesofil* rötning vid ca 35 °C är vanligt vid större svenska reningsverk. Under denna process minskar antalet patogener, men det innebär ingen direkt hygienisering av materialet (Dumontet et al. 1999; Gantzer et al. 2001). SVA har i sina studier inte påvisat någon *Campylobacter* eller *Listeria* efter mesofil rötning. Däremot återfanns *Salmonella* i dessa prover. Koliformer reducerades i medel 1–2 log<sub>10</sub> (SVA 2001). Horan et al. (2002) undersökte avdödningen vid mesofil rötning (mesophilic anaerobic digestion – MAD) vid 35 °C i 12 dagar. Bakterier reducerades mellan 0,4 och 4,3 log där *Campylobacter jejuni* hade den lägsta reduktionen och *Salmonella senftenberg* den högsta. Poliovirus avdödades snabbt med totalt 6,2 log och *Cryptosporidium* oocystor avdödades till under detektionsnivån. Stadterman et al. (1995) påvisade 99,9 % avdödning av *Cryptosporidium* oocystor efter 24 timmars rötning vid 37 °C. Enligt Dumontet et al. (1999) varierar avdödningen av virus; 50–99 % avdödning anges.

*Termofil* rötning sker vid högre temperatur, runt 55 °C. I slammet som rötats termofilt (en anläggning) i SVA:s studie kunde *Salmonella* påvisas i ett prov (1/6), dock inte direkt efter behandlingssteget utan senare i hanteringskedjan (Albihn pers. medd.). I de undersökta reningsverken var reduktionen av koliforma bakterier 2–4 log<sub>10</sub> och direkt efter röttningssteget var koliformer och enterokocker under detektionsnivån (<10 cfu/g respektive <100 cfu/g). Då prov togs efter centrifugeringssteget var det ingen skillnad i resultat av termofil rötning jämfört med mesofil. Termofil rötning klarade de hygieniseringskrav som Inger et al. (1997) ställde upp avseende bakterier och parasitägg.

Vid mesofil rötning krävs längre uppehållstider för stabilisering av slammet. En längre tid krävs också för att erhålla någon avdödning genom påverkan av andra faktorer än temperatur och uppehållstiden i en kontinuerlig reaktor blir viktig vid mesofil rötning (EC 2001). Vid termofil rötning påverkar temperaturen så mycket snabbare att uppehållstiden har i stor sett försumbar effekt enligt EC (2001). Detta beror dock på den genomsnittliga uppehållstiden och uppehållstidsfördelningen, dvs. hur stor del av materialet som utsätts för olika uppehållstider. En delvis kontinuerlig process är vad som vanligtvis tillämpas i reningsverken och då finns det risk för att en liten del av materialet kan gå ”rakt igenom” reaktorn. En temperatur på 55 °C under minst 4 timmar från senaste påfyllning och till nästa uttag ur reaktorn har definierats i kommissionens uppföljningsrapport (EC 2001) för att nå acceptabla uppehållstider. I RVF:s certifieringskrav för biogasanläggningar har exponeringstiden satts till 10 timmar vid 55 °C (RVF 1999). EPA (1999) tillåter variationer i temperaturen ända ner till 20 °C beroende på uppehållstid (se vidare *Regler i EU och andra länder*, sid. 50).

## Kompostering

Kompostering är en naturlig aerob process med värmeutveckling, där temperaturen uppgår till 45–65 °C. Det organiska materialet bryts ner av mikroorganismer till koldioxid och vatten. Temperaturen går från omgivningstemperatur, över det

mesofila temperaturområdet till termofil temperatur. Processen fortgår tills temperaturen sjunker och mognadsfasen börjar. Det är framförallt temperaturen som bidrar till avdödningen av patogener, men även det varierande pH:t och den konkurrerande mikrofloran påverkar (Holmqvist och Stenström 2001; Haug 1993). En relativt balanserad kol-kvävekvot och tillräckligt med syre samt lagom fuktighet (40–60 %) krävs för en väl fungerande process. Kompostering av slam kan utföras öppet i strängar, i en hög som luftas eller i olika typer av reaktorer. Generellt kan sägas att reaktorkompostering är en mer kontrollerad process och vid öppen kompostering finns en större risk för förorening av slammet. Ur risksynpunkt är det väsentligt att hela komposten, även de yttre delarna, uppnår högre temperaturer.

I laboratorieförsök, där tid och temperatur reglerades enligt kraven i uppföljningsrapporten från Europakommissionen och kraven i Storbritannien (se nedan), rapporterades god avdödning ( $>5 \log_{10}$ ) för alla undersökta bakterier förutom *Listeria monocytogenes* och *Salmonella senftenberg* samt poliovirus. (Horan et al. 2002). Inger et al. (1997) bedömde att kompostering vid termofila temperaturer gav en tillräcklig hygienisering. I SVA:s studie var *Campylobacter coli* enda patogen som kunde påvisas i komposterat material (SVA 2001).

Våtkompostering sker satsvis eller kontinuerligt i reaktorer och ingående material är i vätskeform. Utvecklingen av våtkompostreaktorn skedde ursprungligen för att hygienisera gödsel och septikslam (från enskilda anläggningar) samt för att oskadliggöra ogräsfrö (SSH Aeroba AB 2002). Komposteringsprocessen startas genom att luft tillförs i stor mängd. Ingående material ska ha en TS-halt på minst 4 % för att temperaturer  $>50 \text{ }^\circ\text{C}$  ska uppnås. En undersökning utförd i Sverige (Eller et al. 1996) visade att indikatorbakterier (fekala koliformer och fekala streptokocker) reducerades med  $4 \log_{10}$  efter 12 timmar i  $55 \text{ }^\circ\text{C}$  och till under detektionsnivån efter 3,5 timmar i  $60 \text{ }^\circ\text{C}$ . *Ascaris* ägg reducerades med ca  $2 \log_{10}$  efter 4 timmar i  $50 \text{ }^\circ\text{C}$  och till under detektionsnivån efter 5 minuter i  $55 \text{ }^\circ\text{C}$ . Den tid som behövdes för  $1 \log_{10}$  reduktion av den undersökta bakteriofagen (bakterievirus, *S. typhimurium* 28B) var ca 20 timmar vid  $55 \text{ }^\circ\text{C}$  och ca 10 timmar vid  $60 \text{ }^\circ\text{C}$ . Ingående material i studien var klosettatten, organiskt hushållsavfall och flytgödsel och skillnader i resultat erhöles beroende på blandningen av de olika materialen.

Motsvarande temperatur och tid som för rötning men vid aeroba förhållanden (aerobic digestion) anges också som en metod för avancerad behandling (EC 2001). Carrington et al. (1991) rapporterade total avdödning av *Ascaris* och enterovirus och reduktion av bakterier till  $<10^3/100 \text{ ml}$  vid aeroba termofila förhållanden. I en italiensk studie förekom virus i 82 % av de anaerobt behandlade slamproverna och i 46 % av det aerobt behandlade (Aulicino et al. 1998). Gaspard et al. (1995) påvisade en högre avdödning av nematodägg vid anaerob nedbrytning jämfört med en luftad nedbrytningsprocess; 66 % respektive 93 % av äggen var levande efter behandlingarna.



## Pastörisering

Pastörisering kan definieras som en upphettning till hög temperatur under en kort tid. Efter pastörisering krävs en sekundär process för att stabilisera slammet, t.ex. mesofil rötning. Det finns diagram som visar på så kallade *säkra zoner* för olika mikroorganismer, där olika temperatur-tid-kombinationer ger total avdödning (Feachem et al. 1983; Strauch 1991; EC 2001). EPA har använt sig av en formel för beräkning av motsvarande förhållande och resultaten stämmer relativt väl överens vid högre temperaturer (EPA 1999; EC 2001). Upphettning till 70 °C under 30–60 minuter anses vara en relativt säker hygieniseringsmetod (bortsett från t.ex. animaliskt högriskavfall) som avdödar samtliga mikroorganismer förutom bakteriesporer och vissa värmetåliga virus (och prioner). Direkt efter pastöriseringen är materialet känsligt för återinfektion. Hygienisering vid 70 °C under 60 minuter tillämpas bl.a. i biogasanläggningar i Sverige, där animaliskt lågriskavfall (annat än matavfall, kommer från maj 2003 motsvara kategori 3 i biproduktsförordningen EG nr 1774/2002) behandlas i enlighet med Jordbruksverkets föreskrift 1998:34 (RVF 2001). SVA utförde en laboratoriestudie där man kunde konstatera att alla undersökta bakterier, undantaget clostridiesporer, avdödades under dessa förhållanden (Sahlström et al. 2002). Effekten på vissa virus var dock inte lika god (Sahlström pers. medd.). I rapporten från Europakommissionen anges även temperatur-tid-kombinationerna 80 °C-10 minuter och 75 °C-20 minuter som säkra alternativ vid behandling med fuktig luft (EC 2001).

Från Storbritannien rapporterades att samtliga undersökta bakterier samt poliovirus avdödades vid pastörisering 70 °C, 30 minuter, vilket motsvarade en reduktion på 5–9 log<sub>10</sub>. För *Cryptosporidium* oocystor går det med nuvarande analysmetoder inte att uppmäta en så hög reduktion. I den här studien kunde man dock återfinna levande oocystor efter pastöriseringen, men de avdödades till under detektionsnivån vid den efterföljande rötningen (Horan et al. 2002). Pastörisering vid 55 °C i 4 timmar undersöktes också och gav total avdödning, förutom i en omgång då *S. senftenberg*, *L. monocytogenes* och *C. jejuni* återfanns (Horan et al. 2002).

## Torkning

Termisk torkning (thermal drying) vid minst 80 °C under 10 minuter finns med i uppföljningsrapporten från kommissionen som ett förslag till avancerad metod (EC 2001). Förutsättningen är också att fuktigheten ska reduceras till <10 % under processen. Torkning tillämpas på amerikanska reningsverk, där torkning genom indirekt eller direkt kontakt mellan slammet och de heta gaserna i en roterande trumma är den mest populära metoden (EPA 1999).

Torkning förekommer i samband med pelletering av slam i Sverige. En relativt ny teknik är att spraya ett kalkpulver på pelletarna när de pressas ut genom små hål i

en platta och sedan torka dem till 10-15 % vattenhalt med 100-gradig luft (Hånell et al. 1996).

Enligt Inger et al. (1997) klarade torkning de uppställda hygienkraven avseende bakterier, medan data saknades för parasitägg. De temperaturer som anges ovan avdödar sannolikt samtliga patogener förutom bakteriesporer.

## Andra metoder

Strålning finns med som ett alternativ i EPA:s föreskrifter. Slammet utsätts för gamma- eller betastrålning, varefter en stabiliseringsprocess följer för att minska vektorattraktionen (EPA 1999). Enligt EC (2001) är strålning en dyr metod som uppfattas innebära risker och de tror därför inte på någon framtid för strålning av slam. EPA (1999) tar också upp värmebehandling vid högre temperaturer, 180 °C under 30 minuter som en metod för att sterilisera slam. Behandling med syra vid pH 1,5 har en desinficerande effekt och kan även kombineras med värmeutvecklande processer (Stenström 1996). Slam som behandlats på detta sätt kan dock inte användas direkt i jordbruket utan föregående neutralisering.

# Reglering och kontroll

---

## Föreskrifter

Svensk lagstiftning gällande slam måste delvis anpassas till EU. Våra föreskrifter får inte vara mindre stränga än nu gällande EG-direktiv.

Gällande föreskrifter i Sverige (*Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket*; SNFS 1994:2 ändrad SNFS 1998:4 och NFS 2001:5) innebär att slam får spridas med vissa restriktioner. Restriktionerna som gäller är att slam inte får användas på betesmark och i samband med vissa grödor, alternativt att tio månader måste passera mellan slamspridning och skörd av sådana grödor. Behandlingen av slam är inte mer definierad än biologisk, termisk eller kemisk behandling, långtidslagring eller annan behandling ”för att bland annat avsevärt minska hälsoriskerna i samband med användningen”. Obehandlat slam får användas om det brukas ner inom ett dygn och får inte innebära några olägenheter för närboende.

De svenska föreskrifterna, liksom föreskrifter i flera andra länder och det nuvarande EG-direktivet, bygger på ett barriärtänkande. Den primära barriären är behandlingen av slammet, om än odefinierad. Ytterligare barriärer mot smittspridning erhålls genom att minska exponeringsrisken, och detta görs genom krav på spridningsmetoder och grödor. Dessa relativt odefinierade föreskrifter kan vara svåra att följa upp. Det är till exempel upp till Miljö- och Hälsoskyddsförvaltningen i kommunerna att avgöra om spridningen av obehandlat slam utgör några olägenheter.

Nyare regler, exempelvis i USA och det senaste utkastet från Europakommissionen (EC 2000), bygger på att en mer direkt kontroll av den hygieniska kvaliteten på slammet görs, dels genom validering av definierade behandlingsprocesser, dels genom analys av förekomst av olika mikroorganismer. För slam som behandlas med mer avancerade metoder anses patogener reduceras till nivåer som innebär att riskerna för smittspridning är obefintliga och någon ytterligare barriär behövs därför inte. Föreskrifter som bygger på denna strategi kräver genomtänkta val av lämpliga testorganismer och för de regelbundna kontrollerna behövs kunskap och tillgång till mikrobiologiska laboratorier. För slam som behandlas med mindre kraftfulla (konventionella) metoder föreslås däremot fortfarande att risker kontrolleras genom krav på spridningsmetoder som injekterar eller nedmyllar slammet och restriktioner för användning på vissa grödor och viss typ av mark.

## Allmänna råd

Allmänna råd från Naturvårdsverket är regler som inte är bindande och som avser tillämpningen av en författning (föreskrift). De rekommenderar en handlingsväg då man tillämpar en författning; så här bör det vara, så här bör man handla (NV 2000). Då det allmänna råden inte är lagligt bindande är de svåra att följa upp.

Det tidigare gällande allmänna rådet *Slam från kommunala avloppsreningsverk* (AR 90:13) borde således speglat SNFS 1994:2, men bedömdes att inte göra det och är därför indraget<sup>5</sup>. AR 90:13 tog förutom jordbruksanvändning upp annan markanvändning och såg på flera olika aspekter av slamspridning i relation till hygien. Bland annat togs lämpliga spridningsmetoder upp (se vidare nedan).

## Samråd och överenskommelser

Slamöverenskommelsen mellan Naturvårdsverket, LRF och dåvarande VAV (nu Svenskt Vatten) kom till stånd 1994. Överenskommelsen har bland annat syftat till att förbättra kvaliteten på det slam som sprids och ibland har mer långtgående krav på slammet än vad som definieras i föreskrifterna ställts. Vid möten i Nationella samrådsgruppen för användning av slam i jordbruket (här ingår ytterligare företrädare för myndigheter, VA-branschen, livsmedelsindustrin, jordbrukets organisationer m.fl.) har hygien och smittskydd lyfts fram som en viktig fråga som bör utredas.

Genom lokala slamrevisioner kvalitetssäkras slammet. Kontroll av föroreningar och informationsinsatser för att förbättra kvaliteten är inkluderade, liksom policyfrågor. I de lokala slamsamråden försöker man förankra kvalitetssäkrings- och hanteringsfrågor hos berörda parter. Bland annat eftersträvas en öppenhet i hela kedjan av aktörer. Man har tagit hänsyn till hygieniska aspekter i viss utsträckning, dock endast på ett generellt plan.

Inom projektet ReVAQ som initierats av LRF och ett antal kommuner har man tagit viss hänsyn till smittskydd. Enligt Envisys som koordinerar projektet krävs att slammet är tillfredsställande hygieniserat och att det ska vara fritt från *Salmonella* (Envisys 2002). En metod för hygienisering som godkänts är lagring under 6–10 månader (beroende på spridningssäsong) (Käppala 2002). Kalkbehandling eller termofil rötning kan vara alternativa metoder för hygienisering före användning. Inom detta projekt försöker man nå nationell acceptans hos bl.a. livsmedelsindustrier och konsumentorganisationer. De stora skillnaderna mellan detta projekt och andra slamsamråd är att man kan se ett långsiktigt åtagande och att deltagande reningsverk har en ovanligt god kvalitet på slammet. Under 2002 slöt fyra reningsverk avtal med ReVAQ (Envisys 2002).

---

<sup>5</sup> AR 90:13 är indraget sedan september 2002.

## Frivillig certifiering

Certifiering innebär bestyrkande från en oberoende tredje part att en produkt uppfyller krav ställda i standard eller annan form av specifikation (SP 1999). Fortlöpande kontroll består ofta i tillverkarens egenkontroll och det certifierande organets övervakande kontroll genom granskning av egenkontrollen samt stickprov. Avloppsslam, eller biomull som det då kallas, produktcertifieras av Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut (SP). Certifieringen lutar sig mot SNFS 1994:2 och slamöverenskommelsen och i reglerna står att slammet ska vara tillfredsställande hygieniserat. En definition av ”tillfredsställande hygieniserat” saknas dock. Bara tre reningsverk är för närvarande certifierade (SP 2002) men SP har märkt ett ökat intresse (Ekvall pers. medd.). Själva avloppsreningsverket kan certifieras av olika organisationer enligt ISO 14001 och ett miljöledningssystem kan komplettera en produktcertifiering. SP granskar och besiktar de VA-verk som deltar i projektet ReVAQ.

SP har även startat ett certifieringsarbete gällande jordtillverkning, där avloppsslam är en möjlig komponent. Krav på hygienisk kvalitet ska enligt projektplanen ingå (Ekvall 2001).

Frivillig certifiering är den väg som hittills valts för hygienisering vid komposterings- och biogasanläggningar där sorterat organiskt avfall behandlas. Ingår animaliskt avfall måste Jordbruksverkets föreskrifter följas. Certifieringen görs av Renhållningsverksföreningen (RVF) och hygieniseringskontrollen som görs två gånger per år består av en mikrobiologisk undersökning av den hygieniserade komposten eller rötresten samt en teknisk beskrivning (RVF 2001).

## Avgränsningar i regleringen av slam

Det bakomliggande regeringsuppdraget för denna rapport är begränsat till avloppsslam och kraven som diskuterats nedan är endast relaterade till slam från kommunala avloppsreningsverk och enskilda reningsanläggningar, dvs. trekammarbrunnsslam och liknande. I uppföljningsrapporten från Europakommissionen diskuteras förutom avloppsslam även slam från köttprocessindustri (meat processing industry), grönsaksindustri (vegetable), garvningsindustri (tannery waste) och från pappers- och massaindustrin (pulp and paper). Europakommissionen avråder från återanvändning av avfall som kan innehålla BSE (EC 2001). Till slakterierna i Sverige kommer dock endast djur som är friska (Liljenström pers. medd.) och specificerat riskmaterial (SRM) tas om hand och förbränns (se även *Mikroorganismer i avloppssystem*, sid. 18). Reglering av slam från grönsaksindustrierna syftar främst till att förhindra spridning av växtpatogener och med övriga typer av slam är riskerna för smittspridning försumbara.

Nu gällande föreskrifter tar endast hänsyn till användning av slam på jordbruksmark. För annan markanvändning fanns ett allmänt råd (AR 90:13)<sup>6</sup> där det bl.a. angavs att ”slammet bör ha genomgått en betryggande hygienisering, t ex rötning eller kalkbehandling, för att kunna användas vid anläggning av grönytor”. För gödsling av energigrödor och användning för markbyggnad nämns inga hygienrekommendationer. Människor och djur kan exponeras för patogener i slam även vid annan markanvändning och hygieniska krav på slam oavsett användningsområde bör rimligtvis ingå i föreskrifterna. I AR 90:13 togs även jordbruksanvändning upp (se vidare *Nuvarande föreskrifter och rekommendationer i Sverige*).

Försäljning och distribution av anläggningsjord som delvis är tillverkad av slam utan deklARATION av innehåll har uppmärksammats det senaste året och ses som en risk som bör kontrolleras (Eksvärd pers. medd.). Tillsats av slam som en komponent i jord kan eventuellt jämföras med annan markanvändning.

Skogsmark har för svenska förhållanden bedömts lämplig för slamgödsling (Tideström et al. 2000). Det senaste utkastet från Europakommissionen säger dock att skogsmark (undantaget energiskog och vid nyetablering av skog) ej får gödglas med slam (EC 2000), vilket har kommenterats av bland annat Sverige, som menar att det vore önskvärt med möjlighet till användning av slam i skog (Sahlén pers. medd.). Huruvida det kommer att stå fast är oklart, men skogsmark ses som ett möjligt användningsområde för slam som behöver regleras i likhet med annan markanvändning.

Det är ur smittspridningssynpunkt störst behov att reglera slam från kommunala avloppsreningsverk och liknande produkter (slam från trekammarbrunnar, innehåll i slutna tankar och klosettwater) där fekalier ingår i ursprungsmaterialet (inkommande avloppsvatten). Beroende på framtida alternativa avloppssystem kan det dock finnas behov av smittskyddsregler för andra avloppsfraktioner.

Det finns även annan lagstiftning gällande gödsling och miljöbalken kan t.ex. tillämpas för att skydda vattentäkter. Förutom krav som syftar till att skydda människors hälsa finns restriktioner för när man får sprida slam för att undvika miljöpåverkan (SJVFS 1999:79). Denna lagstiftning behandlas inte inom regeringsuppdraget.

---

<sup>6</sup> AR 90:13 är indraget sedan september 2002.

# Olika typer av krav

---

Föreskrifter (lagligt bindande regler) eller rekommendationer som syftar till att skydda människors hälsa kan byggas upp på olika sätt. Här följer ett antal olika alternativ som kan kombineras i ett förslag till nya slamföreskrifter. Hänvisningar till existerande samt föreslagna föreskrifter och rekommendationer görs löpande för att exemplifiera alternativen. För mer fullständiga exempel hänvisas till avsnitten nedan om regelverk i Sverige och andra länder.

## Behandling

### Definiera processbetingelser

Här kan ett antal möjliga processer med förväntat jämförbar reduktion av mikroorganismer definieras. Det senaste utkastet (3<sup>rd</sup> draft, april 2000) gällande EG:s slamdirektiv innehöll förslag på behandlingsmetoder. Det fanns dock diskussioner som tydde på att detta skulle tas bort till kommande förslag; en synpunkt var att det skulle förhindra utveckling av ny teknik (Lundeberg, pers. medd.). Något senare utkast har inte kommit, men däremot innehåller den uppföljande rapporten från kommissionen (EC 2001), som förväntas ligga till grund för ett kommande direktivförslag, krav på behandlingsmetoder på motsvarande sätt (för *advanced treatment*, se vidare nedan). Principen tillämpas i EPA:s (USA) slamföreskrifter och har tidigare också diskuterats och lagts som ett förslag från HYOR-gruppen (Hygiengruppen för organiskt avfall) med deltagare från Naturvårdsverket, SMI, SVA, SoS, Jordbruksverket och LRF, där LRF varit sammankallande.

Ett sätt att främja teknikutveckling är att lämna öppet för andra behandlingsprocesser i föreskrifterna. Förutom en bedömning baserad på processparametrarna kan det då vara nödvändigt att ställa krav på behandlingens effektivitet genom valideringskrav och/eller kvalitetskrav (se vidare nedan).

Processernas avdödande effekt på patogener är ofta beroende av temperatur och/eller pH. Dessa parametrar kan oftast mätas på ett relativt snabbt och enkelt sätt och gör det möjligt att kontinuerligt följa processerna. Något direkt mått på slammets kvalitet erhålls dock inte.

### Olika nivåer

I Naturvårdsverkets nuvarande föreskrifter skiljer man endast på behandlat och obehandlat slam, men det finns möjlighet att göra tydligare definitioner på olika

nivåer av behandlingar. De olika nivåerna är då ofta kopplade till restriktioner av olika slag.

EPA har i sina guidelines för slam definierat två klasser (A och B), där den högre klassen (klass A) kan användas utan restriktioner medan användningen av klass B slam åtföljs av olika restriktioner beroende av typ av gröda (EPA 1999). EC (2000; 2001) har i ovan nämnda utkast och rapport på liknande sätt definierat behandlingar för en högre nivå (*advanced treatment*) och några restriktioner på användning finns då inte. Ett begrepp motsvarande konventionell behandling (*conventional treatment*) definieras inte tydligare än mesofil rötning eller behandling med släckt kalk och en lista på restriktioner följer dessa behandlingar.

Med olika nivåer av slambehandling finns det möjlighet för reningsverken att anpassa sig efter de egna förutsättningarna.

## Validering av behandlingsprocesser

För att validera att en viss behandlingsprocess reducerar patogener till en förväntad nivå kan reduktionen av en specifik mikroorganism undersökas. Även om en process är definierad och några driftparametrar registreras kontinuerligt kan det naturligtvis finnas lokala och tidsmässiga variationer. Om utrymme för nya behandlingsprocesser ska finnas, kan krav på motsvarande reduktion ställas.

En validering kan göras genom analys av indikatororganismer som naturligt förekommer i höga halter eller genom tillsats av mikroorganismer. Genom tillsats kan en lämpligare (exempelvis mer värmetålig) organism väljas. Det ger också möjlighet att undersöka flera olika mikroorganismgrupper. I uppföljningsrapporten från Europakommissionen (EC 2001) diskuteras en  $4 \log_{10}$  reduktion av patogener i behandlat slam jämfört med obehandlat som tillräcklig för att nå de låga halter som krävs. I det senaste officiella utkastet skulle de avancerade processerna reducera *E. coli* med  $6 \log_{10}$ . Vid tillsättning av organismer (eventuellt patogena) kan det vara nödvändigt att använda en behållare (påse, kammare) av något slag som placeras i slammet under processen. Man kan då ha en koncentrerad hög halt för att underlätta analysen. Ytterligare utvärdering och undersökningar av sådana metoder är dock nödvändiga för att se om de är lämpliga för rutinmässig användning. Vissa praktiska problem har uppmärksamats i en nordisk studie av komposteringsanläggningar och det finns frågetecken kring hur väl olika behållare representerar förhållanden i det faktiska materialet (TemaNord 2001). Utveckling av rutinmässiga metoder för analys av virus och parasiter är också önskvärd för att sådana patogener ska kunna inkluderas i valideringar.

Målet med de ”avancerade” behandlingsprocesser som definieras i föreskrifter är att avdöda patogener i det närmaste totalt (med undantag för bakteriesporer) eller till en nivå som kan definieras som acceptabel med dagens kunskap. Den



teoretiska risken med att använda slammet är inte obefintlig (kan aldrig bli noll), men Europakommissionen definierar den avancerade behandlingen som att den reducerar patogeninnehållet till *obefintliga nivåer*, där obefintliga nivåer ska tolkas som att de innebär en minimal risk för människor, djur och växter. EPA (1999) definierar målet för klass A processer till reduktion under detektionsnivån och under infektionsnivån.

Analysmetoder och möjlighet till kvantifiering varierar mellan olika mikroorganismgrupper. Exempelvis kan en total avdödning innebära en lägre reduktion än den i uppföljningsrapporten (EC 2001) föreslagna  $4 \log_{10}$  reduktionen beroende på koncentrationen av organismen. För analysmetoder som förlitar sig på mikroskopi kan det vara svårt att mäta mer än en 99,9-procentig ( $3 \log_{10}$ ) reduktion. Det kan därför vara nödvändigt att sätta olika reduktionskrav beroende av testorganism. En validering kräver stora insatser under en begränsad tid. Den totala arbetsinsatsen beror av hur ofta valideringen behöver upprepas.

Indikatororganismer och specifika mikroorganismer som kan vara möjliga att använda vid validering diskuteras ytterligare nedan (*Mikroorganismer och halter för att bedöma hygienisk kvalitet*).

## Mikrobiologisk/hygienisk kvalitet

### Förekomst av mikroorganismer

En indirekt kontroll på kvaliteten hos det behandlade slammet fås genom kontinuerlig kontroll (monitorering) av processen (t.ex. mätning av temperatur eller pH). Förekommer specificerade behandlingsmetoder förutsätts att dessa kontrolleras på ett motsvarande sätt. Analys av förekomsten av en specifik mikroorganism (eller grupp av mikroorganismer) kan sägas vara ett mer direkt mått på den hygieniska kvaliteten och på att behandlingsmetoden fungerat, även om det inte finns någon mikroorganism som motsvarar samtliga patogener som kan förekomma. Variationer i förekomst kan förekomma lokalt och vara säsongberoende.

Med krav på halter av mikroorganismer följer frågeställningar om provtagning och analysmetoder (se vidare nedan). Antingen kan indikatororganismer eller patogener analyseras. EPA (1999) föreskriver till exempel att antingen *Salmonella* eller fekala koliformer analyseras, även om förutsättningen för klass A-behandlingar är att parasitägg och virus avdödas till under detektionsnivåer (detta är ett krav om processen inte är definierad). Indikatororganismer kan analyseras på relativt enkelt sätt medan analys av patogener vanligtvis är mer komplicerad och generellt dyrare. Det krävs dock i båda fallen tillgång till viss mikrobiologisk kompetens och laboratoriefaciliteter.

Indikatororganismer och specifika mikroorganismer som kan vara möjliga att använda i kvalitetskontroller diskuteras nedan (*Mikroorganismer som kvalitetsmått*, sid. 44).

### Reduktion av mikroorganismer

En annan möjlighet är att definiera den reduktion av en specifik mikroorganism som ska uppnås vid varje behandling, vilket skulle kunna likställas med att en validering görs vid varje behandlingstillfälle. Det krävs då att man analyserar en organism som man vet alltid finns i höga halter i slammet (fekala indikatororganismer). Analys av reduktionen leder till ett mer komplicerat provtagningsförfarande än om bara utgående halter analyseras, men variationer beroende på t.ex. säsong skulle kunna undvikas.

## Användningsrestriktioner

Restriktioner kan finnas för typ av gröda, typ av mark (användningsområde) eller för tid mellan spridning av slam och skörd av grödor. Syftet är att minska exponeringen av människor och djur via direkt kontakt med slam som spridits ut eller via gödslade livsmedel. Restriktioner för användning förekommer redan i de svenska föreskrifterna. Slam får inte användas på betesmark eller på frukt och grönsaker som ska konsumeras råa och inte på mark där sådant ska skördas inom tio månader. I uppföljningsrapporten från Europakommissionen föreslås restriktioner gällande dessa punkter för slam som behandlats konventionellt, medan det för slam som behandlats ytterligare (*advanced*) endast finns en restriktion för parker och urbana öppna ytor; för denna användning måste slammet vara väl stabiliserat och luktfritt.

I uppföljningsrapporten (EC 2001) kan restriktionerna som föreslagits tolkas som om en högre säkerhet skapas för människor än djur, eftersom det krävs endast tre veckor mellan slamspridning och bete eller skörd av fodergrödor, medan det för grönsaker, frukt och fruktträd krävs mellan 10 och 30 månader. Den längre tiden gäller frukt och grönsaker som ska konsumeras råa, vilket enligt rapporten i praktiken leder till att ingen sådan användning skulle ske. Perioden på tre veckor har kritiserats av bl.a. SVA, som anser den alltför kort (Albihn pers. medd.). Baserat på litteraturdata räknar man med att konventionell behandling ger ca 2  $\log_{10}$  reduktion av patogener och att ytterligare en 2  $\log_{10}$ -reduktion sker i miljön under tre veckor av sommarsäsong i nästan hela Europa. På så sätt uppnås motsvarande reduktion som i de avancerade behandlingsprocesserna.

Användningsrestriktioner är enkla att tillämpa men det är svårt att säkerställa att önskad effekt uppnås. Den 2  $\log_{10}$ -reduktion som förväntas av restriktionerna som anges i uppföljningsrapporten (EC 2001) är i det närmaste omöjlig att kontrollera. Litteraturdata på avdödning i jord skiljer sig åt eftersom faktorerna som påverkar

avdödning i miljön – solljus, uttorkning, konkurrens, temperatur m.m. också varierar och är svåra att mäta samtidigt (se tabell 4).

## Spridningsmetoder

Spridning av slam innebär risker för den som arbetar med spridningen och andra personer i närheten. Risker för personer i närområdet föreligger främst om aerosoler bildas vid spridningen. Efter spridning ökar risken för exponering av människor och djur om slammet ligger ovanpå marken. Risken för vektorspridning ökar samtidigt. En nedbrukning av slammet minskar dessa risker och även risken för ytavrinning och transport av patogener till närliggande vattendrag. Behandlat avloppsslam är oftast ett så pass fast material att risken för aerosolbildning är liten. Risken för transport av patogener till grundvattnet minskar också om materialet är fast. Däremot är riskerna större vid användning av trekammarbrunnsslam som har en lägre torrsubstanshalt och det kan vara nödvändigt att ta hänsyn till lokala förutsättningar (exempelvis närhet till dricksvattenbrunnar).

I uppföljningsrapporten från Europakommissionen (EC 2001) definieras spridningsmetod endast för konventionellt behandlat slam och det handlar då om injektering. På odlingsmark (*arable land*) godkänns även nedbrukning (*plough-in*). I EPA:s regler ingår injektering och nedbrukning samt övertäckning av slam som metoder för att minska vektorattraktionen (EPA 1999). Här specificeras också att maximalt åtta timmar får passera mellan hygieniseringsprocessen (klass A) och injektering/nedbrukning för att undvika tillväxt i eventuellt återinfekterat material.

## Hantering för att förhindra återinfektion

I en studie av ett antal nordiska komposteringsanläggningar (vissa komposterade avloppsslam, andra hushållsavfall eller trädgårdsavfall) påvisades återväxt av *Enterobacteriaceae* och fekala koliformer relativt ofta under stabiliseringsfasen (TemaNord 2002). Återväxt kan ske om bakterier finns kvar efter behandling och förhållandena (t.ex. näringstillgång och temperatur) är gynnsamma för tillväxt. Med återinfektion menas i stället en nyintroduktion av en patogen i slammet. Efterföljande tillväxt behövs dock oftast för att ge så pass höga halter att patogenen ska kunna påvisas. I en av komposteringsanläggningarna påvisades *Salmonella* i två av fem prover (trots att *E. coli* koncentrationen var låg). Området för stabilisering och lagring bedömdes här som olämpligt och innebära stor risk för att återinfektion skulle kunna ske (TemaNord 2002). I SVA:s studie som gjordes för Jordbruksverkets räkning (SVA 2001) visades att över hälften (53 %) av slamproverna innehöll *Salmonella* efter behandling (tabell 3). Vid flera provtagningstillfällen kunde man påvisa samma typ (serotyp) av *Salmonella*, vilket tyder på att en *Salmonella* som var specifik för reningsverket och fanns kvar i systemet vid

upprepade tillfällen återinfekterat slammet. För en säker slamprodukt krävs att hela hanteringskedjan fungerar.

Transporttekniken pekats ut som en möjlig källa till återinfektion av behandlat slam. Hur man kommer åt detta problem genom regler är inte klart. Det ligger på en praktisk nivå, som t.ex. rengöring av utrustning, byte av skopa eller användning av olika transportfordon för obehandlat respektive behandlat slam, och kan behöva hanteras från fall till fall. Rimligtvis kan inte tillverkaren (reningsverket) ta ansvar för vad som händer efter leverans till lantbrukaren eller annan (entreprenör), däremot för hanteringen innan slammet lämnar reningsverket. Det är därför viktigt att eventuella krav på hantering gäller fram till användning av slammet. Återinfektion av slam under lagring kan även ske genom vektorer (t.ex. fåglar). Resultaten i SVA:s studie indikerade dock inte att fåglar eller andra djur återinfekterat slammet, eftersom ingen skillnad kunde påvisas mellan slam som producerats i reningsverk inomhus respektive utomhus (SVA 2001). För att eliminera denna risk skulle slam inte kunna förvaras öppet överhuvudtaget.

EPA uppmärksammar också problemet med återinfektion och rekommenderar lämplig lagring utan vidare definition för klass A slam (EPA 1999). Har slammet däremot behandlats i enlighet med klass B förlitar man sig på konkurrerande mikroflora och menar att bakterietillväxt inte är något problem. Sidhu et al. (2001) visade att *Salmonella* kunde tillväxa i steriliserat slam upp till halter på  $10^8$  per g, medan halterna i osteriliserat slam maximalt var  $10^3$  per g. En möjlighet att kontrollera om återinfektion eller tillväxt (återväxt) skett är att prov på den hygieniska kvaliteten (innehåll av specifik mikroorganism), om sådant krävs, tas sent i hanteringskedjan. EPA (1999) föreskriver att detta ska göras vid tiden för användning eller vid produktionen av en produkt för försäljning (t.ex. anläggningsjord), med tillåtelse för den analystid som krävs (maximalt två veckor).

## Skyddsåtgärder för arbetare

En viss risk föreligger för dem som hanterar slammet så länge det inte är steriliserat, men en adekvat behandling av slammet kan minska riskerna betydligt. Vid besök på en gård där slam spreds framgick att de som arbetade med spridningen inte använde skyddsutrustning såsom handskar eller munskydd, och de oroad sig heller inte för smittspridningsrisker, men såg till att tvätta händerna ordentligt. Principer om skyddskläder, rengöringsmöjligheter och liknande tas upp i uppföljningsrapporten från Europakommissionen med hänvisning till direktivet om *biological agents at work*. Ett specificerat krav på förebyggande åtgärder eller ett generellt råd om att de som hanterar slam ska informeras om riskerna skulle kunna ges i Sverige, men i huvudsak hänvisas till Arbetsmiljöverkets (tidigare Arbetarskyddsstyrelsen) regler (AFS 1984:15, se vidare *Nuvarande föreskrifter och rekommendationer i Sverige*).

## Provtagning

I de gällande slamföreskrifterna (SNFS 1994:2) finns beskrivet hur prov för metallanalys m.m. ska tas och hur ofta. Prov ska tas löpande och förvaras i fryskyl för att senare blandas till ett samlingsprov som analyseras. Detta förfarande är anpassat till kemisk analys. Det ställs ofta högre och mer komplicerade krav på hantering av prover avsedda för mikrobiologisk analys. Speciellt rengjorda provtagningskärl ska användas och det ställs krav på vid vilken temperatur provet ska förvaras och transporteras samt hur lång tid som får passera mellan provtagning och analys. För enklare analyser av indikatorbakterier skulle det troligen vara möjligt att införa rutiner vid reningsverken, medan det för regelbunden analys av patogener krävs större resurser. En jämförelse med certifieringsreglerna för komposterings- och biogasanläggningar kan göras. Här krävs att provtagaren har en viss utbildning, men prover tas endast två gånger per år så kunnig personal behöver ej finnas vid varje anläggning (RVF 2001). Om det är fråga om validering av ett reningsverks behandlingsprocess behövs en större insats vid ett tillfälle och eventuellt uppföljning eller stickprov vid senare tillfällen.

## Analysmetoder

Om föreskrifter för maximala halter av mikroorganismer i behandlat slam eller för validering av processer införs, kan det vara nödvändigt att specificera analysmetoder. För metaller och annat (pH, TS, fosfor, glödningsförlust) anges i SNFS 1994:2 standardmetoder (SS, EN och ISO) eller ”likvärdiga metoder”. I EPA:s slamföreskrifter finns detaljerade beskrivningar på både provtagningsförfarande och analysmetoder (EPA 1999). För certifiering av komposterings- och biogasanläggningar krävs att standardmetoder (NMKL) används vid de mikrobiologiska analyserna (RVF 2001). NMKL-metoderna har sitt ursprung i livsmedelsanalyser och tillämpas på SVA. På Smittskyddsinstitutet (Sektionen för Vatten och Miljömikrobiologi) används svenska standardmetoder (SS) som baseras på internationella standarder (ISO). De olika standarderna för bakterieanalys liknar dock ofta varandra. Ett annat krav som kan ställas är att laboratorier som utför analyserna ska vara ackrediterade. Ett sådant krav ingår i certifieringsreglerna för rötrest och kompost (RVF 2001).

# Mikroorganismer som kvalitetsmått

---

## Indikatororganismer

För att bedöma hygienisk kvalitet kan så kallade fekala indikatororganismer användas. De är mikroorganismer som normalt utsöndras med avföringen och teoretiskt bör ha en minst lika god överlevnad som patogener i miljön. Traditionellt sett har indikatorbakterier betraktats som ett bra mått vid bedömning av smittrisker, men i och med att kunskapen om olika patogener och deras egenskaper ökar har indikatorbegreppet börjat ifrågasättas. I många fall vet man att en patogen mikroorganism har en betydligt längre överlevnad än indikatorbakterierna och analys av indikatorbakterierna bidrar då till att risken underskattas. I andra fall kan det ha skett en tillväxt av indikatorbakterier som inte motsvaras av eventuellt förekommande patogener och risken kan då i stället överskattas. Några av de vanliga indikatorbakterier som används är fekala koliformer, *E. coli* (undergrupp till fekala koliformer), (fekala) enterokocker (tidigare användes ofta benämningen fekala streptokocker) och clostridier (i huvudsak *Clostridium perfringens*). Typiska halter i slam redovisas i tabell 1.

## Bakteriofager

Kolifager är bakterievirus som finns naturligt i avföring. Halter i råslam har rapporterats vara  $10^3$ – $10^5$  per g (Stenström 1996). I en undersökning av centrifugerat slam, råslam m.m. vid Enköpings reningsverk varierade halterna mellan  $10^3$  och  $10^6$  per 100 ml (per g TS för centrifugerat) (Carlander pers. medd.). De liknar i många avseenden humana virus och är relativt tåliga och de skulle därför kunna vara ett bra komplement till indikatorbakterier för att kontrollera avdödning av patogener vid slambehandling. Vidare undersökning av deras förekomst i slam och reduktion under behandling vore värdefullt för att bedöma deras lämplighet. För validering skulle även andra typer av fager kunna vara lämpliga eftersom de är ofarliga och lätta att analysera (se vidare nedan). En *Salmonellafag* har i många sammanhang använts av Smittskyddsinstitutet. Den är mer värmetålig än många andra organismer och skulle därför kunna vara ett bra alternativ. En förutsättning är dock att man kan använda någon slags behållare i valideringsproceduren.

## Kvalitetskontroll

Krav på rutinmässig kontroll av slammets hygieniska kvalitet finns i flera länder och ges bland annat som förslag i uppföljningsrapporten från Europakommissionen (EC 2001). Där föreslås att halten *E. coli* ska vara <1 000/g TS och att halten *Clostridium perfringens*-sporer ska vara <3 000/g TS. Förslaget i 3<sup>rd</sup> draft (EC 2000) var <500 *E. coli* per g och inga detekterbara *Salmonella* i 50 g slam (våtvikt). *E. coli* skulle eventuellt kunna bytas ut mot eller kompletteras med enterokocker (EC 2001). En hänvisning görs till Danmark som använder enterokocker (se *Regler i EU och andra länder* nedan). Enterokocker betraktas generellt som en tåligare bakterie än *E. coli*. Med motiveringen att de har en högre temperaturtålighet har enterokocker efter en nordisk utvärdering föreslagits som processindikator i komposteringsanläggningar (TemaNord 2002). De mikrobiologiska krav som ställs på certifierad kompost och rötrest i Sverige är behandlingskrav där fekala streptokocker ska ha reducerats 4 log<sub>10</sub>-enheter och *Enterobacteriaceae* (inkluderar *E. coli*, *Salmonella* m.fl.) inte får överstiga en viss halt i ett visst antal prov. Halten får ej vara ≥300 per g i ett eller flera av dessa prov (RVF 2001). Förekomsten av clostridier i fekalier varierar stort och bakterierna utsöndras heller inte av alla individer (Geldreich 1978). Det kan dock tänkas att halterna i slam är så pass jämna att de kan fungera som indikatorer.

Reduktion av indikatorbakterier (*E. coli* och enterokocker) har visat sig snabb även vid lägre temperaturer i annan typ av kompost (hushållsavfall) och de anses därför kanske inte lämpliga för att bedöma kompostens hygieniska kvalitet (Holmqvist och Stenström 2001). Å andra sidan har det visat sig svårt att erhålla låga halter av dessa indikatorer vid storskalig kompostering av hushållsavfall (TemaNord 2002). I de övriga typerna av kompost (avloppsslam, stallgödsel och trädgårdsavfall) påvisades återväxt av *Enterobacteriaceae* och fekala koliformer relativt ofta under stabiliseringsfasen, medan halterna av *E. coli* och enterokocker förblev låga eller sjönk ytterligare (TemaNord 2002). Enterokocker, som delvis kan utgöras av icke-fekala arter, återväxte i två (av 16) anläggningar och *E. coli* ansågs därför som en bättre indikator för bedömning av hygienisk kvalitet och stabilitet på färdig kompost (TemaNord 2002). För specifik kontroll av återinfektion rekommenderade man i samma studie kompletterande analys av *Salmonella*.

Enligt EC (2001) är protozoers och maskars förekomst i slam oförutsägbar. Virus förekommer i varierande halter och använda analysmetoder är ofta arbetskrävande och man har därför valt att inte föreslå dessa organismer. Både USA och Norge (även Tyskland, Nybruket et al. 2003, manuskript) föreskriver att några levande maskägg inte ska kunna detekteras, med definitionen <1 per 4 g slam respektive ”inga”. I USA förutsätter man att de definierade behandlingarna för högsta kvalitet på slamm (klass A) reducerar maskägg till denna nivå och analyskraven är i stället fekala koliformer <1000 MPN per g TS eller *Salmonella* <3 MPN per 4 g TS. I Norge har frågan väckts om hur ett kontrollprogram för maskägg i slam ska kunna se ut, eftersom det endast finns ett laboratorium (Veterinärhögskolan)

som utför analyser av *Ascaris*ägg (Nybruket, pers. medd.). Statens helsetilsyn har bett om ett förslag och Anläggningsägarna/NORVAR föreslår nu (Nybruket 2001) att regelbundna analyser (t.ex. 1 gång/månad) av *Salmonella* och termotoleranta bakterier (eventuellt *E. coli*) ska göras samt ett internkontrollprogram för dokumentation av driftbetingelser. Undersökning av *Ascaris* ägg föreslås eventuellt att göras i ett antal utvalda reningsverk.

## Validering av anläggningar

Nya anläggningar föreslås i uppföljningsrapporten (EC 2001) att testas med *Salmonella* (*senftenberg*), *E. coli*, *C. perfringens* och *Ascaris*ägg. Enbart *S. senftenberg* finns med i 3<sup>rd</sup> draft (EC 2000). Halten *E. coli* ska inte överskrida 1000 per g TS och *C. perfringens* föreslås, tills mer kunskap finns, sättas till 3000 per g TS. Den 4 log<sub>10</sub>-reduktion som tidigare nämnts skulle gälla för *Salmonella* och *Ascaris*. Clostridiesporer är mycket tåliga, vilket skulle kunna göra att behandlingar döms hårt, men samtidigt kan ses som om en säkerhetsmarginal erhålls. *S. senftenberg* ansågs tidigare som ofarlig men har uppmärksamats som patogen på senare tid (EC 2001). Den har ansetts som en lämplig testorganism för att den är värmetålig. Avdödas *S. senftenberg* betyder det att övriga *Salmonellabakterier* också avdödas. Kritik finns dock mot att det blir svårt att göra upprepade kontroller av anläggningar eftersom *S. senftenberg* måste tillsättas materialet (Salminen pers. medd.). Analys av *Ascaris*ägg görs vanligen med mikroskopiska metoder, vilket betyder att detektionen av en 4 log<sub>10</sub>-reduktion skulle kräva mycket arbete. Som diskuterats ovan skulle även andra indikatorbakterier och bakteriofager eventuellt vara möjliga att använda i valideringar.



# Nuvarande föreskrifter och rekommendationer i Sverige

---

## Jordbruksanvändning

De nuvarande föreskrifterna i Sverige (SNFS 1994:2) bygger på EG-direktivet 86/278/EEG. Här föreskrivs att avloppsslammet ska behandlas innan det används i jordbruket. Men obehandlat avloppsslam får dock användas om det brukas ned senast inom ett dygn från spridningen och användningen inte leder till olägenheter för närboende. Behandling av avloppsslam specificeras som att det har ”behandlats biologiskt, kemiskt eller termiskt, lagrats under lång tid eller behandlats på annat sätt för att bl.a. avsevärt minska hälsoriskerna i samband med användningen”.

Avloppsslam får enligt 7 § i SNFS 1994:2 inte användas:

1. på betesmark,
2. på åkermark som skall användas för bete eller om vallfodergrödor skall skördas inom tio månader räknat från slamspridningstillfället,
3. på mark med odlingar av bär, potatis, rotfrukter, grönsaker eller frukt, dock ej frukt på träd,
4. på mark avsedd för kommande odling av bär, potatis, rotfrukter eller sådana grönsaker som normalt är i direkt kontakt med jorden och normalt konsumeras råa, under tio månader före skörden.

Övriga grödor förutsätts processas på ett sådant sätt att smittriskan är obefintlig. Vad gäller potatis bygger restriktionerna på att den tas in i köket relativt jordig och på så vis kan kontaminera andra livsmedel (Palm pers. medd.). Stenström (1996) pekar på två viktiga skillnader i skrivningarna för EG-direktivet respektive den svenska kungörelsen. I stället för att slamspridning inte får orsaka ”olägenheter för närboende” definieras det i direktivet att slam får spridas ”...om hälsorisker för människor och djur inte uppkommer”. I de svenska föreskrifterna skrivs det vidare att slammet ska användas så att ”kvaliteten hos jorden samt yt- och grundvattnet inte försämras”, medan det i EG-direktivet står att slam ska ”användas på ett sätt som säkerställer att marken samt yt- och grundvattnet skyddas”. I den första skrivningen skulle således bevisföring för att visa på en negativ påverkan krävas, medan man skulle kunna tolka den senare skrivningen så att förebyggande åtgärder måste vidtas. Stenström (1996) ansåg vidare att de behandlingskrav som anges är alltför odefinierade och att det på så sätt inte finns några tydliga regler för vilket slam som får spridas.

För att skydda dem som arbetar med slam finns i Arbetarskyddsstyrelsens (numera Arbetsmiljöverket) författningssamling regler för avloppsanläggningar (*Arbetarskyddsstyrelsens kungörelse med föreskrifter om avloppsanläggningar m.m. samt kommentarer*, AFS 1984:15). I dessa ingår bland annat krav på att skyddshandskar ska användas, att skyddsvaccinering ska erbjudas och att det ska finnas möjligheter till handtvätt nära.

Ytterligare rekommendationer gavs i Naturvårdsverkets numera upphävda Allmänna råd 90:13 *Slam från kommunala avloppsreningsverk*. I AR 90:13 redovisas en bedömning av effekten av olika behandlingsmetoder. Endast stabilisering bedöms ha måttlig effekt medan kalkbehandling, pastörisering (>100 °C), kompostering och sterilisering bedöms ha god eller mycket god effekt. Lagring av slam under minst sex månader bedöms ge en tillfredsställande hygienisering för vissa ändamål, t.ex. för jordbruksändamål och användning på grönytor. Det behandlade slammet och även råslam samt slam från enskilda slamavskiljare anses lämpligt att sprida på jordbruksmark eller på inarbetningsområde. För råslam och enskilt slam anges förbehållet ”i begränsad omfattning långt från bebyggelse, brukas ned omedelbart”. Sådant slam anses också olämpligt att sprida på grönytor eller energigrödor.

För jordbruksändamål anges också hur och när spridning bör ske. Spridning bör ske så nära marken som möjligt och så att finfördelning av vätska inte sker. Det senare gäller våtslam, vilket numera är ovanligt att sprida (AR 90:13). Slammet bör nedbrukas för att öka kontaktytan med jord och för att minska risken för lukt och ytlig avrinning. Som gäller för andra gödselmedel nämns skydds zoner intill sjöar och vattendrag. Ytterligare restriktioner för tidpunkt för spridning regleras i annan lagstiftning (SJVFS 1999:79).

I oktober 1999 rekommenderade LRF sina medlemmar att avstå från spridning av slam.

## Annan markanvändning

Förutom jordbruksanvändning nämns Anläggning av grönytor, Odling av energigrödor, Inarbetningsområde och Markbyggnad med slam och slam som täckmaterial i AR 90:13. Grönytor innebär ytor där människor kan vistas och där odling av livsmedelsgrödor inte planeras. Det anges att slammet bör ha genomgått ”en betryggande hygienisering, t.ex. rötning eller kalkbehandling”. För energigrödor och inarbetningsområden ges inga kommentarer avseende hälsoskydd. Inarbetningsområde jämföras med en mellanlagring av slam för att slam/jordblandningen senare ska användas inom jordbruket eller på annan mark. Användning av slam som fyllnadsmassor jämföras med deponering och hänvisning görs till annan lagstiftning för att skydda mark och vatten. Användning av slam på skogsmark nämns ej i AR 90:13.

Annan markanvändning har sen slamstoppet 1999 ökat. Det kommande deponeringsförbudet 2005 kommer troligen innebära en ytterligare ökning. Detta är ett av skälen till att det vore önskvärt att föra in annan markanvändning i lagstiftningen. En möjlighet är att utvidga regelverket till att gälla även användning på annan mark än åkermark.

En ökande del slam används för tillverkning av anläggningsjord som används på golfbanor, banvallar, vägrenar m.m. Om försäljning av sådan jord i plastsäckar (avsedda för bland annat hushåll) förekommer är osäkert. Däremot förekommer att avloppsslam delas ut gratis till privatpersoner direkt från reningsverken (Hansson pers. medd.). Föreskrifter för slam bör gälla även då det blandas med andra beståndsdelar för att senare benämnas ”jord” eller något liknande.

Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut (SP) har initierat ett projekt för certifiering av jord där slam kan ingå som en komponent (Ekvall 2001). Ett av kvalitetskriterierna kommer att innebära krav på processer för att säkerställa hygien, stabilitet, ogräsfrihet m.m. (Ekvall 2001).

# Regler i EU och andra länder

---

## Norge

I Norge ställs krav på att allt slam, oavsett användningsområde, ska stabiliseras och hygieniseras. Kravet på hygieniseringen är: 1) Inga *Salmonellabakterier* ska kunna påvisas, 2) Inga parasitägg ska kunna påvisas, och 3) Halten termotoleranta koliformer ska vara <2 500 per g TS (FOR 1995-01-02 nr 05: *Forskrift om avløpsslam*). Inga specificerade behandlingsmetoder anges och det skrivs också att det inte är möjligt att ställa kontrollkrav på själva stabiliseringen utan att metoderna som väljs ska bygga på norsk och internationell erfarenhet.

Enligt NORVAR är just kravet på parasitägg svårt att efterleva eftersom inga metoder specificeras och Veterinärhögskolan i Oslo är de enda som kan utföra analyser (Nybruket et al. 2003, manuskript). I ett projekt för utvärdering av hygieniseringskraven föreslogs ett internkontrollsystem för slam där kontrollen framförallt bygger på driftparametrar och regelbunden analys av termotoleranta koliformer och *Salmonella* (Paulsrud och Storhaug 2001, i Nybruket et al. 2003, manuskript).

## Danmark

I Danmark (Statutory order from the ministry of environment and energy no. 823 of September 16, 1996, on application of waste products for agricultural purposes) har man definierat olika nivåer på behandlingar och beroende på nivå finns restriktioner på hur och till vilka grödor avloppsslammet kan användas. Obehandlat avloppsslam får användas – men inte i jordbruket. Slam som behandlats enligt den högsta nivån (*controlled deactivation*) kan användas i jordbruket utan några restriktioner. De behandlingar som definieras för denna nivå är:

- a) Behandling i reaktor vid minst 70 °C i minst 1 timme, eller liknande inaktivering. Temperatur och tid ska dokumenteras under behandlingen.
- b) Behandling genom tillsats av kalk som säkerställer pH 12 i allt material under minst 3 månader. Tid och pH ska dokumenteras för hela satsen under behandlingen.
- c) Behandling i biogasreaktor vid termofil temperatur och behandling i separat inaktiveringstank (*deactivation tank*) kombinerad med nedbrytning (*digestion*) i termofil eller mesofil reaktor och minimiuppehållstider enligt en tabell med olika kombinationer. Tabellen (som ej återges här) är ett resultat av en studie av biogasanläggningar och temperaturerna varierar mellan 52 °C och 65 °C (Bendixen 1995).

Det behandlade slammet har också kraven: 1) ingen påvisbar *Salmonella* och 2) halten fekala streptokocker ska vara <100 per g TS. Avloppsslam som komposterats kontrollerat, dvs. att temperaturen inte varit lägre än 55 °C under minst två veckor, får användas men endast för stråsäd och liknande inom ett år efter spridning.

Dessa regler gäller även för andra typer av slam, t.ex. från fiskindustri, och för organiskt hushållsavfall, men då med andra användningsrestriktioner.

## Finland

Det är förbjudet att använda obehandlat slam inom jordbruket i Finland. Slam ska enligt föreskrifterna (Statsrådets beslut Nr 282/1994 *om användning av slam från reningsverk inom jordbruket*) ”behandlas genom rötning eller kalkstabilisering eller på något annat sätt genom vilket man väsentligt kan minska antalet sjukdomsalstrare och luktolägenheterna samt de skador för hälsan eller miljön som användningen av slam orsakar”. Rötningen definieras som anaerob behandling i några veckor vid en temperatur på åtminstone 33–35 °C och kravet för kalkstabilisering är att pH-värdet i inledningsskedet är över 12.

Det behandlade slammet får endast användas till spannmål, sockerbetor, oljeväxter eller grödor som inte används som människoföda eller djurfoder. På vallar får slam spridas vid anläggning tillsammans med skyddssäd och så att det ”omsorgsfullt myllas ned”. På åkermark där slam har använts är det tillåtet att odla potatis, rotfrukter eller grönsaker tidigast fem år efter slam användningen (Statsrådets beslut Nr 282/1994).

## EU

Den gällande lagstiftningen i EU (86/278/EEG) avspeglas i de nuvarande svenska föreskrifterna som redan diskuterats. Ett nytt förslag är dock under utarbetande. I det tredje utkastet (3<sup>rd</sup> draft; EC 2000) var olika behandlingsnivåer specificerade och beroende på nivå även olika användningsområden. De specificerade behandlingarna förväntades dock tas bort i det kommande förslaget med motiveringen att det hindrar utvecklingen av nya metoder (Lundeberg pers. medd.; Balmér pers. medd.). I rapporten från kommissionen som skrivits efter senaste utkastet (delvis som utvärdering; EC 2001) finns dock förslag till behandlingar kvar (tabell 5).

Skillnader från det officiella utkastet är bl.a. att kalkbehandling till pH 12 under 3 månader tagits bort från listan över avancerade behandlingsmetoder (*advanced treatment*) och att satsvisa termofila behandlingar tidigare ingick. Det finns även en lista som definierar konventionella behandlingar i 3<sup>rd</sup> draft.

Tabell 5. Föreslagna processer för avancerad behandling (advanced treatment) av slam (EC 2001)

<b>Behandlingsprocess</b>	<b>Parametrar som ska följas</b>
<i>Strängkompostering</i>	Satsvisa slamportioner ska hållas vid 55 °C under 4 timmar mellan varje vändning (totalt 3) och följas av en mognadsperiod.
<i>Luftad kompostering eller reaktorkompostering</i>	Satsvisa slamportioner ska hållas vid >40 °C under minst 5 dagar och under den här perioden vid >55 °C under 4 timmar. Ska följas av en mognadsperiod.
<i>Termisk torkning</i>	Slammet ska hettas upp till >80 °C under 10 minuter och fukthalten ska reduceras till <10 %.
<i>Termofil nedbrytning (aerob eller anaerob)</i>	Slammet ska erhålla >55 °C under 4 timmar efter den sista tillsatsen och före nästa uttag. ARV ska konstrueras för att köras vid >55 °C och med en medeluppehållstid som är tillräcklig för att stabilisera slammet.
<i>Värmebehandling (pastörisering) följt av rötning</i>	Slammet ska hettas upp till 70 °C under minst 30 minuter. Ska omedelbart följas av mesofil rötning vid 35 °C med en medeluppehållstid av minst 12 dagar.
<i>Kalkbehandling (CaO)</i>	Slammet och kalken ska blandas noggrant för att erhålla ett pH på minst 12 och en temperatur på >55 °C under 2 timmar.

Parallellt med kraven ges också förslag till restriktioner (tabell 6). För det slam som utsatts för avancerad behandling finns inga restriktioner, förutom att slam som sprids i parker och liknande ska vara väl stabiliserat och luktfritt. Det konventionellt behandlade slammet åtföljs av restriktioner för spridningsmetoder och väntetider mellan gödsling och skörd, vilka är beroende av vilken typ av gröda som odlas.

Tabell 6. Föreslagna restriktioner för slam som behandlats avancerat respektive konventionellt<sup>a</sup>

Typ av gröda/mark	Avancerad behandling	Konventionell behandling <sup>a</sup>
Betesmark	Ja	Injektering och 3 veckor utan bete
Fodergrödor	Ja	Ingen skörd inom 3 veckor
Livsmedelsgrödor/Odlingsmark (arable land)	Ja	Injektering eller nedharvning (plough-in)
Grönsaker med markkontakt	Ja	Ingen skörd inom 10 månader
Frukt och grönsaker som konsumeras råa	Ja	Ingen skörd inom 30 månader <sup>b</sup>
Frukträd, vingårdar	Ja	Injektering och inget tillträde inom 10 månader
Parker och öppna urbana ytor	Väl stabiliserat och luktfritt	Nej
Landreklamering	Ja	Inget tillträde på 10 månader

<sup>a</sup> För konventionell behandling har inte exakta parametrar angetts. Mesofil rötning och behandling med släckt kalk nämns i rapporten.

<sup>b</sup> I rapporten anges att denna väntetid i praktiken innebär att ingen användning på denna typ av gröda kommer att ske.

Den väntetid som på tre veckor som anges för betesmark och skörd av fodergrödor anses ur djurhälsoperspektiv som alltför kort (Albihn pers. medd.) Det skiljer sig också markant från gällande svenska föreskrifter där slam användning på betesmark överhuvudtaget inte är tillåtet. Barbier et al. (1990) påpekar särskilt risken för spridning av *Taenia* till boskap vid endast 3 veckors latenstid. I det officiella utkastet (EC 2000) definieras en latenstid på 6 veckor.

Risken för smittspridning vid hantering av slam ska minimeras genom att följa reglerna i direktivet om *biological agents at work* (1995) och relaterad lagstiftning. Principerna som ska tillämpas är att arbetarna informeras om risken, att lämplig skyddande klädsel tillhandahålls, möjlighet till att tvätta åtminstone händer och ansikte ska vara lätt tillgängligt och måltider ska kunna intas ifrån slammet.

I det senaste officiella utkastet (3<sup>rd</sup> draft) säger man nej till användning av slam på skogsmark.

I Bryssel hölls den 30-31 oktober 2001 ett möte med 200 deltagare, som hade som tema att diskutera det nya slamdirektivet. Ett resultat från mötet var att man beslutade att bordlägga slamdirektivets fortsatta bearbetning i 3-4 år. På mötet hade framkommit fakta och data i form av nya ämnen, och mer kunskap behöver tas fram för att nivåerna på gränsvärden för dessa ska kunna fastställas

(Livelink 2002). Andra bud är att arbetet med direktivet återupptas under 2003, men det är svårt att förutse hur lång tid det kommer att ta till ett färdigt förslag.

## Storbritannien (UK)

Behandlat slam definieras i Storbritannien som slam som genomgått biologisk eller kemisk behandling, värmebehandling, långtidslagring eller någon annan lämplig process, som signifikant kan reducera dess ”jäsningsförmåga” (fermentability) och hälsorisker förenade med dess användning (Statutory Instrument 1989 No. 1263). Obehandlat slam är dock också tillåtet att använda under förutsättning att det injekteras eller arbetas in i marken så snabbt som är praktiskt möjligt (reasonably practicable).

De restriktioner som finns för slam användning är

- att tre veckor måste passera innan djur får beta eller vallfodergrödor (forage crops) får skördas,
- att tio månader måste passera innan grönsaker och frukt som är i kontakt med jorden och normalt konsumeras råa får skördas.

Föreskrifterna (*Sludge (Use in Agriculture) Regulations 1989*, Statutory Instrument 1989 No 1263) kompletteras med en *Code of Practice*. Båda dessa dokument är under omarbetning och förväntas ingå i den så kallade *Safe Sludge Matrix* som i dag styr slam användningen i Storbritannien. Dokumentet är resultatet av en överenskommelse mellan vatten- och avloppsverksoperatörerna och återförsäljarna (av livsmedel) och togs i bruk under 1998. I denna överenskommelse har man fasat ut användningen av obehandlat slam på livsmedelsgrödor. Ett totalt stopp för obehandlat slam kommer att gälla från och med 2006. I övrigt definieras olika grad av behandling av slam och vilka användningsområden som är lämpliga beroende på behandling (Adas 2001).

Uppföljningsrapporten från Europakommissionen har skrivits av två engelsmän och *Safe Sludge Matrix* liknar i många delar de förslag som presenteras i rapporten (EC 2001). Definitionerna på behandlingsmetoderna och användningsrestriktionerna är till del överensstämmande. I Storbritannien krävs dock en 6  $\log_{10}$ -reduktion av patogener i de avancerade eller utökade behandlingarna (kallades från början *advanced* men betecknas nu *enhanced treatments*) (Adas 2001).

## USA

EPA presenterar i ett omfattande dokument (*Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge*, 177 sidor) föreskrifter för hur slam får användas i USA (EPA 1999). Här finns specificerade behandlingsmetoder för två olika



klasser, klass A och klass B. På motsvarande sätt som i EU utkastet (EC 2000) antas de metoder som anges för klass A (jämför *advanced treatment*) reducera antalet patogena mikroorganismer till ”obefintliga nivåer” och det behandlade slammet kan spridas utan restriktioner.

Målet med klass A behandlingarna är att reducera *Salmonella* till <3 MPN, enteriska virus till <1 PFU och viabla (livsdugliga) maskägg till <1 per 4 g TS. Den mikrobiologiska kvaliteten på allt klass A slam måste kontrolleras, men man har då alternativen att antingen ska halten fekala koliformer vara <1 000 MPN per g TS eller så ska halten *Salmonella* vara <3 MPN per 4 g TS. Kontrollen ska göras vid den tidpunkt då slammet är färdigt att användas med förbehållet att tid som krävs för mikrobiologisk analys lämnas.

För att möta klass B kraven finns olika möjligheter. Halten fekala koliformer kan analyseras och ska vara under 2 miljoner CFU eller MPN per g TS (alternativ 1). Alternativ 2 innebär att slammet behandlas enligt specificerade metoder (tabell 7). Det sista alternativet (alternativ 3) innebär att en metod jämförbar med de definierade används och förslag anges. Samtliga metoder ska ha visats reducera fekala koliformer med 2 log<sub>10</sub>. För klass B slam följer också en lista på användningsrestriktioner. Metoder för analys av de mikroorganismer som det finns gränsvärden för ingår också i dokumentet.

Tabell 7. Behandlingsprocesser som definierar klass B slam i USA (EPA 1999)

Behandlingsprocess	Parametrar som ska följas
<i>Aerob nedbrytning</i>	Slammet omblandas med luft- eller syretillsats. Medeluppehållstiden och medeltemperaturen ska variera mellan 40 dagar vid 20 °C och 60 dagar vid 15 °C.
<i>Lufttorkning (lagring)</i>	Torkning på sandbäddar eller på cementerad/asfalterad yta under minst 3 månader. Under 2 av dessa 3 månader ska omgivningstemperaturen vara >0 °C.
<i>Rötning</i>	Medeluppehållstiden vid en viss medeltemperatur ska variera mellan 15 dagar vid 35–55 °C och 60 dagar vid 20 °C.
<i>Kompostering</i>	Temperaturen ska vara >40 °C under minst 5 dagar och under den här perioden >55 °C under 4 timmar. Sträng-, luftad eller reaktorkompostering kan väljas.
<i>Kalkstabilisering</i>	Kalk ska tillsättas så att pH 12 erhålls under 2 timmar.

Djurhälsan betonas mer än inom EU och särskilda kapitel om hur vektorattraktionen ska minskas ingår.

# Referenser

---

## Litteratur

- Adas. 2001. The Safe Sludge Matrix. 3rd edition, April 2001.  
<http://www.adas.co.uk/matrix/SSM.pdf>
- Albihn, A. och Stenström, T.A. 1998. Systemanalys VA - Hygienstudie. VA-Forsk Rapport 1998-16, VAV AB, Stockholm.
- Andersson, Y. och Gustavsson, O. 1998. Campylobacter – en vattenburen smitta att beakta vid planläggning av vattentäkt av ytvattentyp. Forskningsrapport ÖCB, Överstyrelsen för civil beredskap, Stockholm.
- Aulicino, F.A., Colombi, A., Calcaterra, E., Carere, M., Mastrantonio, A. och Orsini, P. 1998. Microbiological and chemical quality of sludges from domestic wastewater plants. *International Journal of Environmental Health Research* 8:137-144.
- Bagge, E. 2001. Organiskt avfall som gödselmedel: Finns det risk för återinfektion efter hygienbehandling? *Biologik* 3/2001:8-12.
- Barbier, D. et al. 1990. Parasitic hazard with sewage sludge applied to land. *Applied and Environmental Microbiology* 56(5):1420-1422.
- Beaglehole, R., Bonita, R. och Kjellström, T. 1993. *Basic Epidemiology*. World Health Organization, Genève, Schweiz.
- Bendixen, H.J. 1995. Smitstofreduktion i biomasse. Veterinärdirektoriet, Landbrugs- og fiskeministeriet. Fredriksberg, Danmark.
- Blum, D. och Feachem, R. 1985. Health aspects of nightsoil and sludge use in agriculture and aquaculture – Part III An epidemiological perspective, IRCWD Report 05/85.
- Brannen, J.P., Garst, D.M. och Lanley, S. 1975. Inactivation of *Ascaris lumbricoides* eggs by heat, radiation, and thermoradiation. Sandia Laboratories, NM. I: Haug, R.T. 1993. *The practical handbook of compost engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- Carlander, A., Stenström, T.A., Albihn, A. och Hasselgren, K. 2002. Hygieniska aspekter vid bevattning av Salixodlingar – undersökningar vid tre fullskaleanläggningar. VA-forsk rapport 2002-1, Svanskt Vatten AB, Stockholm.
- Carlson, J. och Vågsholm, I. 2001. EHEC-infektion. I: Källenius, G. och Svenson, S.B. (red.) 2001. *Zoonoser*. Studentlitteratur, Lund. s. 72-78.
- Carrington, E.G., Pike, E.B., Auty, D. och Morris, R. 1991. Destruction of faecal bacteria, enteroviruses and ova of parasites in wastewater sludge by aerobic

thermophilic and anaerobic digestion. *Water Science and Technology* 24(2):377-380.

Carrington, E.G., Davis, R.D., Hall, J.E., Pike, E.B., Smith, S.R. och Unwin, R.J. 1998. Review of the scientific evidence relating to the controls on the agricultural use of sewage sludge. Report DETR 4415/3 (part 1) and Report DETR 4454/4 (part 2) WRc plc, Medmenham. I: EC. 2001. Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction – final report. European Communities, Luxemburg.

Cifuentes, E. 1998. The epidemiology of enteric infections in agricultural communities exposed to wastewater irrigation: Perspectives for risk control. *International Journal of Environmental Health Research* 8:203-213.

CIWEM. 2002. Proceedings from the CIWEM conference Biosolids the risks and benefits – an update on the latest research. London, 9<sup>th</sup> January, 2002.

Cooper, R.C. och Olivieri, A.W. 1998. Infectious disease concerns in wastewater reuse. I: Asano, T. (ed.) *Wastewater reclamation and reuse*. Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, PA, USA. p. 489-520.

Crites R.W. 1984. Land use of wastewater and sludge. *Environmental Science and Technology* 18(5):140A-147A.

Crook, J. 1998. Water reclamation and reuse criteria. I: Asano, T. (ed.) *Wastewater reclamation and reuse*. Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, PA, USA. s. 627-703.

Danielsson, M.-L. 1977. Salmonella in sewage and sludge. *Acta Veterinaria Scandinavica Supplementum* 65:1-126.

Dorn, C.R., Reddy, C.S., Lamphere, D.N., Gaeuman, J.V. och Lanese, R. 1985. Municipal sewage sludge application on Ohio farms: health effects, *Environmental Research* 38(2):332-359. I: Stenström, T.A. och Carlander, A. 1999. Mikrobiella risker för smittspridning och sjukdomsfall - Slamspridning och behandling. Rapport 5039, Naturvårdsverket, Stockholm.

Dumontet, S., Scopa, A., Kerje, S. och Krovacek, K. 2001. The importance of pathogenic organisms in sewage and sewage sludge. *Journal of Air & Waste Management Association* 51:848-860.

Dumontet, S., Dinel, H. och Baloda, S.B. 1999. Pathogen reduction in sewage sludge by composting and other biological treatments: A review. *Biological Agriculture and Horticulture* 16:409-430.

EC. 2000. Working document on sludge, 3<sup>rd</sup> draft. European Communities, Bryssel.

EC. 2001. Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction – final report. European Communities, Luxemburg.

Eksvärd, J. 1999. Debatt: Går det att få förtroende för slammet?) *VAV-Nytt* 5:38-39.

Ekvall, A. 2001. Ansökan – Kvalitetskriterier för jord. Dokument från SP, Borås.

- Eller, G., Norin, E. och Stenström, T.A. 1996. Aerobic thermophilic treatment of blackwater, mixed with organic waste and liquid manure: persistence of selected pathogens and indicator organisms. *Environmental Research Forum Vols. 5-6*:355-358.
- Envisys. 2002. ReVAQ – Ren växtnäring från avlopp. [www.envisys.se/revaq](http://www.envisys.se/revaq)
- EPA. 1999. Environmental regulations and technology – Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. EPA/625/R-92-013, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, USA.
- Feachem, R.G., Bradley, D.J., Garelick, H. och Mara, D.D. 1983. Sanitation and Disease - Health aspects of excreta and wastewater management. John Wiley and Sons, Chichester, UK.
- Gale, P. och Stanfield, G. 2001. Towards a quantitative risk assessment for BSE in sewage sludge. *Journal of Applied Microbiology* 91:563-569.
- Gaspard, P.G, Wiart, J. och Schwartzbrod, J. 1995. Urban sludge reuse in agriculture: waste treatment and parasitological risk. *Bioresource Technology* 52:37-40.
- Gaspard, P., Wiart, J. och Schwartzbrod, J. 1997. Parasitological contamination of urban sludge used for agricultural purposes. *Waste Management and Research* 15:429-436.
- Geldreich, E.E. 1978. Bacterial populations and indicator concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes. In: Berg, G. (ed.) *Indicators of viruses in food and water*. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI, USA. s. 51-97.
- Gantzer, C., Gaspard, P., Galvez, L., Huyard, A., Dumouthier, N. och Schwartzbrod, J. 2001. Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge. *Water Research* 35(16):3763-3770.
- Gibbs, R.A. och Ho, C.J. 1993. Health risks from pathogens in untreated wastewater sludge: Implications for Australian sludge management guidelines. *Water* 20(1):17-22.
- Gibbs, R.A., Hu, C.J., Ho, G.E., Phillips, P.A., och Unkovich, I. 1995. Pathogen die-off in stored wastewater sludge. *Water Science and Technology*, 31(5-6):91-95.
- Gibbs, R.A., Hu, C.J., Ho, G.E., och Unkovich, I. 1997. Regrowth of faecal coliforms and salmonellae in stored biosolids and soil amended with biosolids. *Water Science and Technology*, 35(11-12):269-275.
- Haas, C.N., Rose, J.B. and Gerba, C.P. 1999. *Quantitative Microbial Risk Assessment*. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, USA.
- Hansen, A. och Stenström, T.A. 1998. Giardia och Cryptosporidium i svenska råvattentäkter. Smittskyddsinstitutet och Livsmedelsverket. Elanders Gotab, Stockholm.

- Haug, R.T. 1993. The practical handbook of compost engineering. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- Hegrestad, A.-L. 2001. EHEC – ett livsmedelshygieniskt gissel. Svensk Veterinärtidning 53(12):619-625.
- Hellström, D. och Kvarnström, E. 1996. Natural freezing and drying as sludge dewatering methods – a full-scale pilot plant study in northern Sweden. VATTEN 52(4):245-255.
- Holmqvist, A. och Stenström, T.A. 2001. Survival of *Ascaris suum* ova, indicator bacteria and *Salmonella typhimurium* phage 28B in mesophilic composting of household waste. Abstract volume First International Conference on Ecological Sanitation, 5-8 November, Nanning, Kina. s. 99-103.
- Horan, N., Fletcher, L. och Lowe, P. 2002. The fate of pathogens in sewage sludge processing. Artikel presenterad på CIWEM – Biosolids the risk and benefits, an update on the latest research, London 9 januari 2002.
- Hånell, B., Magnusson, T. och Modig, T. 1996. Pelletering av slam – världsnvyhet stärker skogens roll i kretsloppet. Fakta Skog nr 11 1996, SLU, Uppsala.
- Inger, M., Norin, E. och Mathisen, B. 1997. Hygienisering av biologiskt avfall. JTI rapport Kretslopp & Avfall nr.10. Jordbrukstekniska institutet, Uppsala.
- Jenkins, M.B., Bowman, D.D. och Ghiorse, W.C. 1998. Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts by ammonia. Applied and Environmental Microbiology 64(2):784-788.
- Jordbruksverket. 1998. Hantering av stallgödsel med anledning av förekomsten av EHEC-bakterien. Internt PM. 1998-07-03
- Jordbruksverket. 2002. BSE & TSE. <http://www.sjv.se/net/SJV/Startsida/%c4mnesomr%e5den/Djur+&+veterin%e4r/Smittsamma+djursjukdomar/BSE+&+TSE>. Besökt 2002-03-04.
- Kaijser, B. och Berndtson, E. 2001. *Campylobacterios*. I: Källenius, G. och Svenson, S.B. (red.) 2001. Zoonoser. Studentlitteratur, Lund.
- Kowal, N.E. 1985. Health effects of land application of municipal sludge. Pub. No.: EPA/600/1-85/015. Research Triangle Park, NC: US EPA Health Effects Research Laboratory. I: EPA. 1999. Environmental regulations and technology – Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. EPA/625/R-92-013, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, USA.
- Käppala. 2002. Utvecklingsverksamhet vid Käppalaförbundet - Växtnäringsutnyttjande från avfall vid livsmedelskonsumtion. <http://www.kappala.se/ReVAQ%20grunddokument%20nov%202002.pdf>.
- Lewis-Jones, R. och Winkler, M. 1991. Sludge parasites and other pathogens. Ellis Horwood Limited, Chichester, UK.
- Livelink. 2002. N 77 Minnesanteckningar fr smtr i Berlin 2001-11-22 [http://li.sis.se/livelink/llview.exe/N\\_77\\_Minnesanteckningar\\_fr\\_smtr\\_i\\_Berlin\\_2](http://li.sis.se/livelink/llview.exe/N_77_Minnesanteckningar_fr_smtr_i_Berlin_2)

001-11-  
22.html?func=doc.View&nodeId=863496&docTitle=N+77+Minnesanteckningar  
+fr+smtr+i+Berlin+2001 %2D11 %2D22. Daterad 2002-01-11.

Mead, P.S., Slutsker, L., Dietz, V., McCaig, L.F., Bresee, J.S., Shapiro, C., Griffin, P.M. och Tauxe, R.V. 1999. Food-related illness and death in the United States. *Emerging Infectious Diseases* 5(5):607-625.

Millner, P.D., Bassett, D.A. och Marsh, P.B. 1980. Dispersal of *Aspergillus fumigatus* from sewage sludge compost piles subjected to mechanical agitation in open air. *Applied and Environmental Microbiology* 39:1000-1009.

Morse, E.V. och Duncan, M.A. 1974. Salmonellosis: An environmental health problem. *Journal of the American Veterinary <medical Association* 165:1015-1019. I: Dumontet, S., Scopa, A., Kerje, S. och Krovacek, K. 2001. The importance of pathogenic organisms in sewage and sewage sludge. *Journal of Air & Waste Management Association* 51:848-860.

NRC. 2002. Biosolids Applied to Land: Advancing Standards and Practices. Committee on Toxicants and Pathogens in Biosolids Applied to Land, National Research Council. National Academy of Sciences, USA.  
[http://www.nap.edu/catalog/10426.html?onpi\\_newsdoc070202](http://www.nap.edu/catalog/10426.html?onpi_newsdoc070202)

NV. 2000. Naturvårdsverkets externa föreskrifter och allmänna råd – Intern föreskrift/Tjänstemeddelande 4/00.

Nybruket, S.K. 2001. Kontrollopplegg for parasittegg i avløpsslam. NORVAR, ref: 376/01/SKN/SL/60003.

Nybruket, S., Nedland, K.T. och Paulsrud, B. 2003. Erfaringer med hygienisering av slam i Norge. VA-forsk rapport. Manuskript.

Ottoson, J. 2001. *Giardia* and *Cryptosporidium* in Swedish wastewater treatment plants. *VATTEN* 57:283-289.

Palmgren, H., Sellin, M., Bergström, S. och Olsen, B. 1997. Enteropathogenic bacteria in migrating birds arriving in Sweden. *Scandinavian Journal of Infectious Diseases* 29:565-568.

Payment, P., Plante, R. och Cejka, P. 2001. Removal of indicator bacteria, human enteric viruses, *Giardia* cysts, and *Cryptosporidium* oocysts at a large wastewater primary treatment facility. *Canadian Journal of Microbiology* 47:188-193.

Paulsrud, B. och Storhaug, R. 2001. Kontrollopplegg for parasittegg i slam – forprosjekt. Foreløpig rapport till NORVAR. Aquateam AS, Oslo. I: Nybruket, S., Nedland, K.T. och Paulsrud, B. 2003. Erfaringer med hygienisering av slam i Norge. VA-forsk rapport. Manuskript.

Runeson, M. 2001. Vassbäddar – Uppbyggnad och funktion. Veg Tech AB.  
[http://www.vegtech.se/dokument/vass\\_uppbyggnad.pdf](http://www.vegtech.se/dokument/vass_uppbyggnad.pdf)

RVF. 1999. Sjösetting av certifieringssystem för kompost och rötrest. AFR-report 257/RVF Utveckling Rapport 99:2, Malmö.

- RVF. 2001. Hygienisering vid biogasanläggningar. RVF Utveckling, Rapport 01:2, RVF Service AB, Malmö.
- Rylander, R. 2001. Kompostering och hälsorisker – Litteratursammanställning och riskanalys. Rapport 5/01, Avdelningen för Miljömedicin, Göteborgs Universitet.
- Sahlström, L., Bagge, E. och Albihn, A. 2002. The effect of pasteurisation in biogas plants: a laboratory study. Preliminary Proceedings of the 10th International Conference of the FAO European System of Cooperative Research Networks in Agriculture (ESCORENA) 14-18 May, 2002, Strebske pleso, High Tatras, Slovakien. (CD-ROM).
- SCB. 2000. Användningen av slam från reningsverk 1998. Statistiska Centralbyrån. [www.scb.se/landmiljo/annan/miljosverige/miljoutslogod3.asp](http://www.scb.se/landmiljo/annan/miljosverige/miljoutslogod3.asp). Senast uppdaterad 26 juli 2000.
- Scottish Executive. 2001. Task force on E. coli O157, final report. <http://www.scotland.gov.uk/library3/health/ecoli.pdf>
- Sidhu, J., Gibbs, R.A., Ho, G.E. och Unkovich, I. 1999. Selection of Salmonella typhimurium as an indicator for pathogen regrowth potential in composted biosolids. *Letters in Applied Microbiology* 29(5):303-307.
- Sidhu, J., Gibbs, R.A., Ho, G.E. och Unkovich, I. 2001. The role of indigenous microorganisms in suppression of Salmonella regrowth in composted biosolids *Water Research* 35(4):913-920.
- SMI. 2002a. Smittsamma sjukdomar 2001. Smittskyddsinstitutet, Stockholm.
- SMI. 2002b. Hepatit A. <http://www.smittskyddsinstitutet.se/diseases.asp?prmDocumentID=197&AlphaStart=H&menuStart=0>. Besökt 2002-09-30.
- SMI. 2002c. Salmonella. <http://www.smittskyddsinstitutet.se/diseases.asp?AlphaStart=S&prmDocumentId=0>. Besökt 2002-09-30.
- SMI. 2002d. Giardia. <http://www.smittskyddsinstitutet.se/diseases.asp?AlphaStart=G&prmDocumentId=0>. Besökt 2002-09-30.
- SP. 1999. Certifieringsregler för biomull – SPCR 089. [http://sp.se/cert/cert\\_prod/spcr/spcr089.pdf](http://sp.se/cert/cert_prod/spcr/spcr089.pdf)
- SP. 2002. Certifierade produkter – Biomull. [http://sp.se/cert/cert\\_prod/default.asp?level=2&typ=CertProd&prodomr=Biomull](http://sp.se/cert/cert_prod/default.asp?level=2&typ=CertProd&prodomr=Biomull). Besökt 2002-02-28.
- Spörndly, E. och Burstedt, E. 1998. Personligt meddelande, SLU, Uppsala. I: Albihn, A. och Stenström, T.A. Systemanalys VA- Hygienstudie. VA-Forsk rapport 1998-16. VAV AB, Stockholm.

- SSH Aeroba AB. 2002. Våtkompostering - Biologiska system för kretsloppsanpassning. <http://www.aeroba.se/vaat/>
- Stadterman, K.L., Sninsky, A.M., Sykora, J.L. och Jakubowski, W. 1995 Removal and inactivation of *Cryptosporidium* oocysts by activated sludge treatment and anaerobic digestion. *Water Science and Technology* 31(5-6):97-104.
- Stenström, T.A. 1987. Kommunalt avloppsvatten från hygienisk synpunkt – Mikrobiologiska undersökningar. SNV PM 1956, Naturvårdsverket och Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, Stockholm.
- Stenström, T.A. 1998. Systemanalys VA - Hygienstudie. VA-Forsk Report 1998-16, VAV AB, Stockholm.
- Stenström, T.A. 1996. Sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppssystem - Riskvärdering av traditionella och alternativa avloppslösningar. Rapport 4683, Naturvårdsverket och Socialstyrelsen, Stockholm.
- Stenström, T.A. och Carlander, A. 1999. Mikrobiella risker för smittspridning och sjukdomsfall - Slamspridning och behandling. Rapport 5039, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Straub, T.M., Pepper, I.L. och Gerba, C.P. 1993. Hazards from pathogenic microorganisms in land-disposed sewage sludge. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 132:55-91.
- Strauch, D. 1991. Survival of pathogenic micro-organisms and parasites in excreta, manure and sewage sludge. *Scientific and Technical Review Office International des Epizooties* 10(3):813-846.
- Strauch, D. 1998. Pathogenic microorganisms in sludge. Anaerobic digestion and disinfection methods to make sludge usable as fertiliser. *European Water Management* 2, Nr 2, s.12-26.
- Sundin, A. 1999. Koprostanol som fekal indikator i urinsorterande system. Examensarbete 1999:2, Avdelningen för Mikrobiologi, SLU, Uppsala.
- Sundsvalls Kommun 1999. Lidens vattentäkt våren 1999 – Tillbud med infiltrering av flytgödsel i kommunal vattentäkt. Utredning – Rapport (onummerad), Sundsvalls Kommun Miljökontoret, Västernorrlands Landstings Smittskyddsenhet.
- SVA. 2001. Slutrapport till SJV avseende Hygienstudie på slam från svenska reningsverk – finns en risk för smittspridning till lantbruket? <http://www.sva.se/pdf/rapport/sjv0110.pdf>.
- SVA. 2002. Miljö: Vanliga frågor – biologiskt avfall som gödning. <http://www.sva.se/dokument/stdmall.html?id=456&searchstring=zoonoser&visaarkiv=1>. Senast uppdaterad 2002-06-03.
- SVA. 2003. Bakteriologi: Vad är EHEC. <http://www.sva.se/dokument/stdmall.html?id=199&searchstring=EHEC&visaarkiv=1>. Senast uppdaterad 2003-01-28.



- Svenskt Vatten. 2002. VA-forsk projekt beviljade 2000. 20-105 Risker för smittspridning vid slamspridning i jordbruket? Förstudie.  
<http://www.svensktvatten.se>
- TemaNord. 1994. Vattenburna infektioner i Norden. TemaNord 1994:585, Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn.
- TemaNord. 2001. Development of a Nordic system for evaluating the sanitary quality of compost. TemaNord 2001:550, Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn, Danmark.
- TemaNord. 2002. Supervision of the sanitary quality of composting in the Nordic countries. TemaNord 2002:567, Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn, Danmark.
- Teunis, P.F.M., van der Heijden, O.G., van der Giessen, J.W.B. och Havelaar, A.H. 1996. The dose-response relation in human volunteers for gastrointestinal pathogens. RIVM report nr. 284550002, RIVM, Bilthoven, Nederländerna.
- Tideström, H., Starberg, K., Ohlsson, T., Camper, P.-A. och Ek, P. 2000. Användningsmöjligheter för avloppsslam. VA-Forsk rapport 2000-2, VAV AB, Stockholm.
- Uggla, A. och Evengård, B. Kryptosporidios. I: Källenius, G. och Svenson, S.B. (red.) 2001. Zoonoser. Studentlitteratur, Lund. s. 300-304.
- UMWA. 2002a. Deadly sludge: Pennsylvania's silent killer? UMWA Journal 113(2). <http://umwa.org/journal/VOL113NO2/mar2.shtml>.
- UMWA. 2002b. Citizens join UMWA campaign to combat deadly sludge. UMWA Journal 113(3). <http://umwa.org/journal/VOL113NO3/may2.shtml>.
- Ward, R.L. och Ashley, C.S. 1977. Identification of the virucidal agent in wastewater sludge. Applied and Environmental Microbiology 33(4):860-864.
- Watanabe, T., Sano, D. och Omura, T. 2002. Risk evaluation for pathogenic bacteria and viruses in sewage sludge compost. Water Science and Technology 46(11-12):325-330.
- Watson, D.C. 1985. Potential risks to human and animal health arising from land disposal of sewage sludge. Journal of Applied Bacteriology Symposium Supplement, 95S-103S.
- Whitmore, T.N. och Robertson, L.J. 1995. The effect of sewage sludge treatment processes on oocysts of *Cryptosporidium parvum*. Journal of Applied Bacteriology 78:34-38.
- WHO. 1989. Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture. WHO, Genève, Schweiz.

## Personliga meddelanden

Bertil Albertsson, Jordbruksverket.

Ann Albihn, SVA.

Nicholas Ashbolt, University of New South Wales, Australien.

Peter Balmér, Svenskt Vatten.

Anneli Carlander, Smittskyddsinstitutet.

Jan Eksvärd, LRF.

Annika Ekvall, SP.

Paul Gale, WRc-NSF Ltd, Storbritannien.

Anders Hagevi, Ragn Sells AB.

Bengt Hansson, Envisys.

Susanne Liljenström, Jordbruksverket.

Simon Lundeberg, Naturvårdsverket.

Steinar Nybruket, NORVAR, Norge.

Ola Palm, JTI.

Kenneth Sahlén, SLU.

Leena Sahlström, SVA.

Pirjo Salminen, Jord- och Skogsbruksministeriet, Finland.

Therese Westrell, Smittskyddsinstitutet.

RAPPORT 5215

# *Risker för smittspridning via avloppsslam*

*Redovisning av behandlingsmetoder och föreskrifter*

I dagsläget finns inga specificerade krav på behandling av avloppsslam för att reducera innehållet av sjukdomsframkallande mikroorganismer och på så vis minska riskerna för smittspridning. I ett regeringsuppdrag ställt till Naturvårdsverket ingick översyn av den gällande lagstiftningen och utredning om eventuella behov av förändringar. Den här rapporten har utarbetats för att utgöra kunskapsunderlag för den bedömningen och utgör tillsammans med ett antal delrapporter underlag till de förslag som presenteras i Naturvårdsverkets rapport 5214 *Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp*. I rapporten redovisas olika möjligheter att ställa krav som kan kombineras i framtida regelverk. En sammanställning av olika smittspridningsvägar vid användning av avloppsslam, relevanta patogener och olika behandlingsmetoder samt deras hygieniserande effekt ingår. Rapporten redovisar även tidigare riskbedömningar som har gjorts samt regler i EU och några andra länder.

ISBN 91-620-5215-2  
ISSN 0282-7298

**NATURVÅRDSVERKET**