

Ammoniakhygienisering för säker användning av slam i odling

Björn Vinnerås

Annika Nordin

Håkan Jönsson



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Rörnät & Klimat
Avlopp & Miljö
Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Anna Linusson, Ordförande
Daniel Hellström, Utvecklingsledare
Lena Blom
Tove Göthner
Bertil Johansson
Stefan Johansson
Johan Olanders
Lisa Osterman
Hans Bertil Wittgren
Carl-Olof Zetterman

Svenskt Vatten
Svenskt Vatten
Kretslopp och vatten, Göteborgs Stad
Sveriges Kommuner och Landsting
Norrvatten
Skellefteå kommun
Ovanåkers kommun
Örebro kommun
Sweden Water Research/VA SYD
SYVAB

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

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 Bromma
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Ammoniakhygienisering för säker användning av slam i odling
Title of the report:	Ammonia treatment of sewage sludge
Författare:	Björn Vinnerås, Annika Nordin, Håkan Jönsson (Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Energi & Teknik)
Rapportnummer:	2017-10
Antal sidor:	44
Sammandrag:	Behandling av avloppsslam med ammoniak är en billig och effektiv process som ger ett hygieniserat slam med ett kväveinnehåll som kan tas upp av grödorna vid gödsling med slammet. Rapporten sammanställer kunskapsläget och redogör för ett pilotförsök i Uppsala.
Abstract:	Hygienisation of sewage sludge by ammonia addition is a low cost, 10 kr PE ⁻¹ , a ⁻¹ , and an efficient treatment method that hygienise the sludge within three months with an addition of 1.8 % urea, corresponding to 0.9 % ammonia.
Sökord:	Avloppsslam, hygienisering, ammoniakbehandling, salmonella, ascaris, e.coli, enterococcus, urea
Keywords:	Avloppsslam, hygienisering, ammoniakbehandling, salmonella, ascaris, e.coli, enterococcus, urea
Målgrupper:	Personal på avloppsreningsverk, beslutsfattare inom VA-sektorn, konsulter, forskare
Omslagsbild:	Täckt behandling av 65 ton avloppsslam. Fotograf: Annika Nordin SLU
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2017
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	12-123
Projektets namn:	Ammoniakhygienisering av avloppsslam
Projektets finansiering:	Formas (diarienummer 211- 2010-2292), Svenskt Vatten Utveckling via Kluster Mälardalen, Uppsala Vatten och Avfall AB, Kemira Kemi AB

Förord

Denna rapport är en kunskapssammanställning över kunskapsläget för ammoniakhygienisering, främst med tillämpning för avloppsslam. Utvecklingen av ammoniakhygienisering i Sverige har pågått sedan 2001. Studien av ammoniakhygienisering av avloppsslam har skett inom ramarna för Formasprojektet "Ammonia Treatment of Sewage Sludge" diarienummer 2010-2292, som är samfinansierat av Svenskt Vatten Utveckling via medel till VA-Kluster Mälardalen, Uppsala Vatten och Miljö AB och Kemira AB. I projektets referensgrupp finns Eric Cato (Uppsala vatten), Hans Holmström (Uppsala vatten), Bengt Hansen (Kemira), Jonas Berglind (LFR Mälardalen) och Agneta Leander (VA Syd/SVU).

Denna rapport går igenom generella principer och tekniker för hygienisering och varför man skall hygienisera avloppsslam. Dessutom innehåller den en översikt för hur olika länder förhåller sig till säkerhet och hygienisering vid spridning av avloppsslam på åkermark. Översikten ges för att se vilka reduktions- och slutproduktskrav som kan vara relevanta vid hygienisering av slam i Sverige, då det idag inte finns någon svensk reglering av hygienisering av avloppsslam. Krav som finns ställs på Revaq-certifierade anläggningar. Under hösten 2013 kom Naturvårdsverket ut med ett förslag kring vilken grad av hygienisering som bör krävas för avloppsslam, detta förslag har ännu inte beslutats vid slutet av 2016. Slutligen redogör rapporten för det stora pilotskalförsök med hygienisering av avloppsslam som genomfördes i Uppsala 2011–2012.

Innehåll

Förord.....	3
Sammanfattning	6
Summary.....	7
Förkortningar	8
1 Inledning.....	9
2 Hygienisering - teoretisk bakgrund.....	10
2.1 Vad innebär hygienisering	10
2.2 Varför ska material som återförs hygieniseras?	11
2.3 Mål för hygieniseringen och hur den kan mätas	12
3 Reglerad behandling av avloppsslam	13
3.1 Svensk lagstiftning.....	13
3.2 Europeiska unionen och dess medlemsstater.....	14
3.3 Norge	15
3.4 USA.....	15
4 Reglerade organismer	18
4.1 Salmonella.....	18
4.2 Escherichia coli	18
4.3 Enterokocker	20
4.4 Ascaris spp. (suum, lumbricoides).....	21
4.5 Virus.....	21
5 Behandlingsmål för hygienisering av avloppsslam.....	23
6 Ammoniakhygienisering	24
6.1 Ammoniakbehandling i praktiken.....	27
7 Fallstudie med slambehandling med urea i Uppsala	29
7.1 Resultat från studien	30
7.2 Kontrollparametrar för ammoniakbehandling.....	35
7.3 Teknik och kostnad	35
7.4 Ammoniakhygienisering	35
7.5 Behov av fortsatta studier	36
7.6 Slutsatser.....	36
8 Referenslista	38

Sammanfattning

Behandling av avloppsslam med ammoniak är en billig och effektiv process som ger ett hygieniserat slam med ett kväveinnehåll som kan tas upp av grödorna vid gödsling med slammet. Rapporten sammanställer kunskapsläget och redogör för ett pilotförsök i Uppsala.

För att växtnäringssämnen i avloppsslam ska kunna återföras till åkermark måste det säkerställas att slammet inte innehåller så stora mängder av sjukdomsframkallande mikroorganismer att det kan leda till infektion av grödor och smittspridning till människor och djur. Man säger att slammet måste hygieniseras. Detta kan ske i olika hög grad, och gälla bakterier, virus och parasiter som spolmask och kryptosporidier.

I Sverige finns det ännu inga regler för hygienisering av slam som används för odling. Naturvårdsverket kom hösten 2013 med ett förslag till regeringen, men våren 2017 är ännu inget beslut fattat. Rapporten innehåller en översikt av hur olika länder förhåller sig till säkerhet och hygienisering av avloppsslam som ska spridas på åkermark. De enda krav som ställs på hygienien i Sverige gäller för Revaqcertifierade reningsverk som måste ha en behandling för att klara salmonella. Vanligast är lagring under minst sex månader, men även värmebehandling och kemisk behandling är möjliga.

Ammoniakbehandling är en typ av kemisk behandling som har utvecklats under de senaste 15 åren. Ammoniak finns alltid i ett jämviktsläge mellan oladdad ammoniak (NH_3) och den laddade ammoniumjonen (NH_4^+). Det är den oladdade formen som är giftig för mikroorganismerna, och den finns i större andel när pH-värdet och temperaturen stiger. Ammoniakbehandlingen utförs vid basiskt pH-värde (pH 8,5–9,5) och i täckta system utan luftdrag som ventilerar bort ammoniak.

Ammoniak förbrukas inte under behandlingen, utan finns kvar i det behandlade slammet och kan tas upp som kvävegödning av grödorna. Behandlingen har därför ett dubbelt värde – den hygieniserar slammet och ökar gödselvärdet eftersom inte bara fosfor tillförs växterna utan även kväve. Genom att ammoniakbehandlingen hämmar bakterietillväxt så hämmar den också de bakterier som producerar de kraftiga växthusgaserna lustgas och metan, vilket är en fördel för systemet.

I rapporten redovisas en pilotstudie i Uppsala som visar att ammoniakbehandling är en enkel hygieniseringsmetod för avloppsslam. Med tillsats av 1,6 procent urea baserat på våtvikten gick det att hygienisera slammet under tre vintermånader vid temperaturer ned till minus 20° C. Med dagens pris (vintern 2017) på 5,50 kronor per kg urea skulle behandlingskostnaden motsvara 90 kronor per ton slam våtvikt. I genomsnitt kan man räkna med att behandlingens årskostnad är under 10 kronor per ansluten person. Kostnaden för tillsatsen bör inte variera speciellt mycket mellan verk av olika storlek, men den ökar när slammets halt av torrsubstans minskar eftersom doseringen är baserad på våtvikt.

Summary

In Sweden today there are no requirements regarding hygiene in the reversal of sewage sludge. Sludge from facilities connected to the Revaq certification system requires treatment giving sanitisation to get a sludge free from salmonella. Long-term storage for a minimum of 6 months is the most common method, but other methods are also possible eg pasteurization, thermophilic digestion with at least 2 hours of residence time for all sludge, lime (quicklime and slaked lime. Furthermore requires Revaq that a composite sample consisting of 25 separate samples did not re-find any salmonella, and that the recent negative analysis is completed by 8 weeks prior to recycle to agriculture.

The studies have focused on the reduction of *Escherichia coli* (*E. coli*) and *Enterococcus* spp. These two organisms are found in most studies, and they are naturally occurring in all wastewater fractions in concentrations over $5 \log_{10} \text{ g}^{-1}$ which allows monitoring of the reduction of these organisms over time. Moreover, *Salmonella* spp. was found in only every third sample of the 22 initial sludge samples, thereafter salmonella was not found during the study.

Ammonia treatment is a method that has been developed over the last fifteen years. The actual sanitation does not consumes the ammonia, which means that after completing the treatment the ammonia will increase the fertiliser value of the treated product.

In the performed field study compared three treatments to evaluate the hygienization of sludge in storage without the addition of urea (control), with the addition of 0.85 % urea, as well as the addition of 1.6 % urea, based on wet weight. A total of 200 tons of sludge were treated. The treatment with maximum addition of urea, 1.6 %, at day 12 no *E. coli* was recovered in any of the sample points ($<10 \text{ cfu g}^{-1}$). In the treatment with 0.85 % urea 1–2 samples were positive for *E. coli*, right up to the last sampling day 145. For the control the concentrations were still over $1\,000 \text{ cfu g}^{-1}$ wet weight at the last sampling date 145 where the highest concentrations were found at the surface. *Enterococcus* spp. were reduced to below the detection level of 100 cfu g^{-1} in line with the maximum addition of urea (1.6 %) at sampling after 89 days.

The study shows that ammonia treatment is a simple treatment method for sanitation of sewage sludge. An addition of 1.6% of urea based on the wet weight makes it possible to sanitize the sludge during three winter months with temperatures down to -20° C . With a urea addition of 1.6 % phosphorus is still the limiting element for the applied amount of sludge to the field. With today's price of 5.5 SEK kg^{-1} of urea would be the cost of treatment equivalent to $\text{SEK } 90 \text{ ton}^{-1}$ wet weight sludge. This provides that, on average, can expect to annual costs of treatment are under 10 SEK pe^{-1} . The cost of the additive should not vary very much between the works of different sizes. However, the dry matter content of the sludge influence the cost of the treatment as the addition of 1,6 % urea is related to the wet weight.

Förkortningar

ABP – Animaliska biproduktförordningen, EU regler för hantering av animaliska biprodukter i kategorierna 1–3.

Bakteriofag – virus som infekterar bakterier.

CFU – koloniformande enheter för beräkning av förekomsten av bakterier vid odling på fast agarmedium.

Katalasnegativ – en indikation om att en mikroorganism inte producerar enzymet katalas.

MPN – most probable number. Ett sätt att kvantifiera en kvalitativ analysmetod.

Rottegrad – Biologisk mätmetod för att utvärdera en komposts mognad genom att mäta förmågan att producera värme under optimala förhållanden.

Solvita – Kemiskt testkit för att utvärdera en komposts mognadsgrad genom att under ett kortare tidsintervall mäta utsöndringen av ammoniak och koldioxid.

TAN – Total Ammonia Nitrogen, totala mängden ammoniumkväve.

TTC – totala termotoleranta coliformer.

Vektor – djur som kan sprida smitta vidare, t.ex. flugor som bär smitta på fötter och i saliv.

Zoonos – sjukdom som smittar mellan djur och människor (t.ex. *Salmonella*).

1 Inledning

Ammoniakhygienisering är en förhållandevis ny behandlingsmetod för att hygienisera avloppsfraktioner innan de återförs till åkermarken. Metoden baseras på ammoniaks toxiska verkan i ammoniakens oladdade form (NH_3). Detta är en metod som i huvudsak har utvecklats under de senaste 15 åren. Ammoniak återfinns alltid i ett jämviktsläge mellan den oladdade formen NH_3 och den laddade jonformen NH_4^+ . Fördelningen mellan dessa former är främst kopplat till omgivande pH och temperatur. När dessa två faktorer stiger ökar även andelen oladdad ammoniak. Jämvikten när 50 % av ammoniaken är i vardera formen, vid 20° C, sker vid pH 9,2. Hygieniseringen sker därför med fördel vid basiskt pH, ett pH under 8,5 resulterar i en så låg andel oladdad ammoniak att det är svårt att se effekter av ammoniaken på mikroorganismerna som behandlas. Behandlingen förbrukar inte ammoniaken utan den finns kvar i materialet under hela behandlingen vilket gör att risker för återväxt och återsmitta är mycket låg. När det behandlade materialet sprids på åkermark sjunker pH eftersom det då späds ut av jorden när den tillförs. Ammoniaken kan då tas upp av de växande grödorna, antingen direkt som ammoniak eller som nitrat efter nitrifiering. Därigenom har behandlingen ett dubbelt värde, både som effektiv hygieniseringsmetod och som ökat gödselvärde för den behandlade produkten.

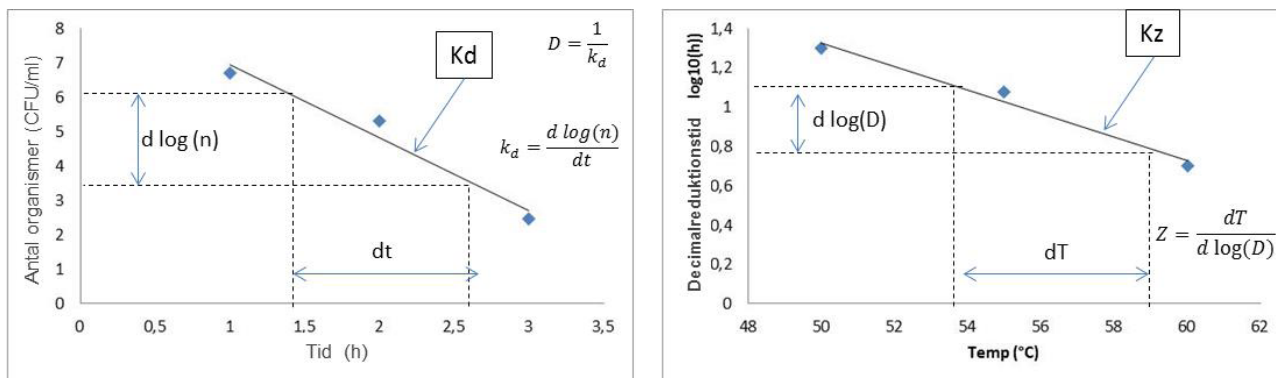
Syftet med denna rapport är att sammanfatta kunskapsläget för ammoniakhygienisering och presentera resultaten från studierna med urea-behandling av avloppsslam som genomförts.

2 Hygienisering - teoretisk bakgrund

2.1 Vad innebär hygienisering

Hygienisering utförs för att minska förekomsten av sjukdomsframkallande mikroorganismer, patogener. Det är inte möjligt att avdöda alla mikroorganismer men förekomsten av en sjukdomsalstrande mikroorganism kan reduceras till en så hög grad att risken att infekteras blir försumbar, och på så sätt skydda människor och djurs hälsa. Hygieniseringsgraden för en behandling definieras ofta genom den reduktion av mikroorganismer den uppnår, ofta angivet i form av tiopotenser. Effekten av en hygieniserande behandling kan bedömas utifrån hur många tiopotenser som en bestämd mikroorganism reduceras. Ofta är denna reduktion log-linjär, vilket innebär att en behandlings decimalreduktionstid (D-värde), dvs. den tid det tar att reducera koncentrationen av en organism med en tiopotens, kan beräknas. D-värdet motsvarar tiden för 90 % reduktion av en bestämd mikroorganism och benämns även t_{90} -värde (Figur 2-1a).

Många hygieniserande behandlingar baseras på värme och är effektivare vid högre temperaturer, t.ex. många kemiska behandlingar. I många fall är även förhållande mellan logaritmen av D-värdet och behandlingstemperaturen linjär. Z-värdet är det antal grader som krävs för att ändra D-värdet med en faktor tio och ger ett mått på hur känslig den undersökta organismen och den specifika behandlingen är för ändring av temperaturen (Figur 2-1b).



Figur 2-1. a) En organisms koncentrationsminskning över behandlingstiden vid olika temperaturer och b) det linjära sambandet mellan D-värde och behandlingstemperatur.

Många material har ofta höga startkoncentrationer av mikroorganismer vilket har lett till att koncentrationen ofta ges i tiopotenser. För hygienisering antas ofta att reduktionen skall vara minst 10^6 cfu ml⁻¹/g⁻¹ medan sterilisering innebär en reduktion på 10^{12} cfu ml⁻¹/g⁻¹. För en säker återföring av växtnäring från restprodukter innebär hygienisering oftast tillräcklig reduktion av patogener. Bedömningen av reduktionsgraden för en specifik patogen i ett material bör vara kopplat till en riskvärdering där de specifika organismens förekomst och den acceptabla risken för infektion. Man bör dock vara medveten om att all återföring av växtnäring från slam (kretslopp)

leder till en ökad risk i livsmedelskedjan jämfört med att använda mineralgödsel. Kretsloppet kan dock leda till minskad smittrisk i andra delar av samhället genom att utsläppen minskar på andra ställen. Dessutom ger kretsloppet andra vinster som måste värderas mot riskerna med systemet. I de olika behandlingskrav som ställts samman nedan har risker såväl som vinster oftast vägts in i bestämmelserna.

Den eftersträlvade reduktionen av sjukdomsframkallande organismer kopplas ofta till förekomst och reduktion av andra organismer, vanligen indikatororganismer som förekommer i materialet naturligt. Indikatororganismen används då som modell för patogener, och dessa organismer skall då förekomma naturligt i materialet från början och ha en liknande överlevnad som patogenerna under behandlingen. Helst skall indikatororganismerna inte vara sjukdomsframkallande samt vara enkla att odla/undersöka. Indikatororganismer kan vara av ett helt annat slag än de organismer som den används som indikator för. Ett exempel på detta är användandet av tomatfrön som indikator för hygienisering i den tyska komposteringsstandarden.

Bedömningen av den slutgiltiga smittrisen vid användningen av en specifik produkt beror på hela hanteringskedjan där olika komponenter ger en sammanlagd reduktion/minskning av risken. På så vis kan behandlingskrav i kombination med andra barriärer leda till goda säkerhetsmarginaler för att undvika smitta till människor och djur vid användningen av produkten. Exempel på andra barriärer mot smittspridning än hygienisering är valet av gröda som gödslas, t.ex. om energigröda gödslas, karenstider mellan spridning och skörd/bete samt hur man gödslar, där direkt nedbrukning ger bättre hygien eftersom risken för kontakt med den tillförda gödselprodukten minskar. Hygieniserande behandling är dock troligen den barriär vars reduktion enklast kan kontrolleras och dokumenteras.

2.2 Varför ska material som återförs hygieniseras?

När flödet på avlopp och avfallsprodukter ändras i samhället kommer även nya risker att introduceras för att sprida smitta till miljön, nya potentiella smittvägar. Införande av ett nytt system, parallellt med att det gamla systemet finns kvar ökar nästan alltid risken för smittspridning. Kretsloppet av växtnäring bör optimeras så att näringsförlusterna är så små som möjligt, vilket oftast kan göras genom att hålla kretsloppet så kort som möjligt. För smitta gäller motsatsen. Ju fler behandlingar och åtgärder som utförs på vägen, desto mindre blir risken för att sprida smitta vid slutanvändningen.

I ett kretslopp måste nyttan med växtnäring återförsel och risken för smittspridning ställas mot varandra och processen och systemet bör därefter optimeras utifrån dessa två aspekter. Idag har Sverige hög livsmedelssäkerhet och lågt smittryck inom lantbruket. För att lyckas med ett uthålligt kretslopp får säkerheten inte riskera, vare sig gällande livsmedelskvaliteten eller gällande smittorna i miljön. Effekterna av felaktig hantering, även små fel, kan leda till stora problem med smittspridning och därmed stoppa kretsloppet av växtnäringen.

2.3 Mål för hygieniseringen och hur den kan mätas

Det viktigaste för en säker återföring av växtnäring till lantbruket är att definiera vad som skall uppnås med behandlingen. För den slutliga risken vid återföring är det produktkvaliten som påverkar, dvs. koncentrationer av patogena mikroorganismer i materialet efter behandling. Denna koncentration är dock resultatet av koncentrationen av patogener vid start i kombination med den reduktion som uppnås under hanteringen och speciellt under den hygieniserande behandling. Vid en riskbedömning kan acceptabla nivåer på slutkoncentrationer bestämmas utifrån exponeringsvägar och exponeringsfrekvens med målsättningen att återanvändning av produkten inte skall medföra någon ökad risk för infektion. Denna bedömning av vilka koncentrationer av organismer i det behandlade materialet som anses säkra, i kombination med startkoncentrationerna i materialet, ger den reduktion som behandlingen måste klara.

För att designa och utvärdera en behandling är det rimligt att sätta upp ett reduktionsmål för behandlingen. Vid validering i fullskala måste sedan behandlingsanläggningen visa att den uppnår det uppsatta reduktionsmålet. Reduktionen av mikroorganismer kopplas till processens styrparametrar (t.ex. temperatur och tid) vilka sedan under pågående process följs för att säkerställa ett godkänt behandlingsresultat. Ett sådant tillvägagångssätt är mycket säkrare än mikrobiell analys av enstaka stickprov från behandlat material, där frånvaron av patogener inte nödvändigtvis innebär att en reduktion har skett. Ett tydligt exempel på en sådan utvärdering av en process är de reduktionsmål som är satta för animaliska biprodukter (EC, 2009) där man kräver en behandling på 70° C i en timme eller en process med liknande hygieniserande effekt, dvs. som ger en reduktion av *Salmonella* Senftenberg och *Enterococcus faecalis* motsvarande 10^5 , samt en 10^3 reduktion av värmeteroleranta virus, för sådana material där virus anses som en risk. Dessutom finns kravet att kemisk behandling skall klara reduktion av *Ascaris* spp. (spolmask) ägg, motsvarande 10^3 . Med dessa krav har man satt upp tydliga gränser för hur långtgående behandlingen skall vara, oberoende på vilket material som kommer in till processen, och kraven är så satta att behandlingen skall ge ett material som i de tillåtna hanteringskedjorna inte skall ge ökad risk för smittspridning.

3 Reglerad behandling av avloppsslam

3.1 Svensk lagstiftning

Idag, 2016, finns det ingen svensk nationell lagstiftning kring hygien vid återföring av avloppsslam som definierar behandlingar eller reduktion av organismer i behandlat material men ett förslag är under framtagande. Ett tidigare förslag (NV, 2010) innebar att slammet skulle hygieniseras till koncentrationer av *E.coli* till <1 000 cfu (koloniformande enheter) per gram torrsubstans (TS), för huvuddelen av användningsområden. För användning på jordbruksmark krävdes även att koncentrationen *Enterococcus* spp. skall understiga 1 000 cfu per gram TS. Dessutom krävdes det att ingen *Salmonella* spp. skall återfinnas i 25 gram vått slam. Det nya förslag som utarbetats kräver ingen *Salmonella* spp. skall återfinnas i 50 gram vått slam samt krav på <100 cfu *E.coli* per gram våtvikt (NV, 2013).

Den nationella reglering som finns med avseende på hygien är den frivilliga Revaq certifieringen som bland annat sätter krav på slammets hygieniska kvalitet.

Från Bilaga 2 i Revaq Regler (2016), hygieniska krav:

Syftet med hygienisering är att undvika att smitta sprids. Allt slam ska vara behandlat med godkänd metod, enligt nedan, och förklarat fritt från salmonella innan det kan spridas på åkermark. I de flesta avloppsvatten finns oönskade patogener närvarande och de krav som föreskrivs här ska säkra att spridning av dessa patogener undviks.

Lagring

Lagring av ett slamparti kan ske vid reningsverket eller på annan plats. Vid lagring ska hänsyn tas till risk för luktolägenhet. Om slampartiet behöver flyttas under lagringstiden får detta ske under förutsättning att partiet inte blandas med annat slam eller riskerar att kontamineras under förflyttningen. Salmonellaprov skall dock uttas efter förflyttning men innan spridning.

Hygieniseringsmetoder

Metoder som kan användas för hygienisering är långtidslagring under minst sex månader och de metoder som anges i NV rapport 6580 "Hållbar återföring av fosfor". Rapporten finns på Svenskt Vattens hemsida. En vassbädd till vilken slam inte längre tillförs, kan betraktas som ett slamparti under långtidslagring. Även andra metoder kan godkännas. Det krävs då att verksamhetsutövaren visar att dessa fungerar. Detta sker genom att vid åtminstone tre skilda tillfällen, där salmonella påvisats före hygienisering, ta ut prov före och efter hygienisering. Proven analyseras enligt bilaga 5. Slammet ska efter hygienisering visas vara salmonellafritt.

Kontamination

Vid lagring, lastning och transport av slam måste kontamination från icke hygieniserat material undvikas. Lastmaskin, lastbil eller andra transportfordon eller traktor med spridare som använts för ej hygieniserat slam får inte användas för hygieniserat material utan föregående rengöring.

Salmonellakontroll

Före användning på åkermark ska allt slam kontrolleras på salmonella oavsett hygieniseringsmetod. Om salmonella påvisas ska avloppsslammet behandlas vidare eller avskiljas. Maximalt åtta veckor får gå mellan provtagning och spridning.

3.2 Europeiska unionen och dess medlemsstater

Användandet av avloppsslam på jordbruksmark har sedan 1986 reglerats i *The Sewage Sludge Directive* 86/278/EEC. Direktivet avser att minimera risker relaterade till patogener och potentiell ackumulering av persistenta ämnen i jorden. Med avsikt att minimera risk för infektion innehåller direktivet krav på behandling före användning i jordbruk; att obehandlat slam undantagsvis kan användas om det blandas in i jorden i samband med spridning; samt restriktioner gällande grödor och karenstider. Direktivet innehåller inga specifikeringar av mikrobiell slutkvalitet eller rekommendationer av specifika behandlingar utan definierar behandling av slam som *'biological, chemical or heat treatment, long-term storage or any other appropriate process so as significantly to reduce its fermentability and the health hazards resulting from its use'* (Art. 2(b)). År 2000 lades det fram ett förslag på ett tillägg till direktiv 86/278/EEC vilket anger reduktion av mikroorganismer för att validera behandlingar samt acceptabla mikrobiologiska gränser för slutprodukten samt klassificering av behandlingar som *'advanced treatment'* och *'conventional treatment'* varvid det finns större restriktioner på användningen av produkter från *'conventional'*.

Bedömningen vilka slambehandlingar som anses lämpliga vid olika användningar delegeras idag till medlemsländerna. Många medlemsländer har i dag hårdare gränsvärden och hanteringsregler jämfört med direktivet, antingen genom bindande regler eller genom riktlinjer och andra frivilliga överenskommelser, t.ex. certifieringsregler med kvalitetskrav på slam. Några nationella regleringar tar upp ämnen som inte inkluderas i direktivet, bland annat patogener. T.ex. har Danmark, England, Frankrike, Finland, Italien, Luxemburg och Polen standarder som anger maxkoncentrationer för patogener och indikatororganismer i avloppsslam.

I England, kom 2001 "UK Water Industry" och "British Retail Consortium" överens om en "voluntary code" känd som "Safe Sludge Matrix" (ADAS, 2001), vilken kräver mera rigorös kontroll av slambehandling, patogenreduktion och markanvändning, än vad som tidigare krävdes i *Code of Practice for Agricultural Use of Sewage Sludge* (1996) and the Statutory Instrument (DoE, 1989; UK SI, 1989) vilken implementerade direktivet. *'The Safe Sludge Matrix'* och revisionen av *'Sludge (Use in Agriculture) Regu-*

lations' kräver att avloppsslam behandlas för att klassas som antingen 'conventional' eller 'enhanced biosolids' vilka båda är lämpliga för användning på jordbruksmark. Behandlingar som anges som lämpliga överensstämmer i stort sett med de behandlingar som ges i US EPAs i Part 503 för produktion av klass A och B slam medan gränsvärden för mikroorganismer skiljer mellan regelverken. 'Safe Sludge Matrix' ger dessutom ett mått på rekommenderad reduktion som behandlingen skall uppfylla.

I Frankrike regleras användningen av avloppsslam på jordbruksmark i 'Decree No. 1133 of December 8, 1997' och genom 'Enforcement Order January 8, 1998'. Frankrikes 97/1133 dekret fastställer att innan någon spridning av slam sker på mark, måste en förstudie genomföras. I studien skall producenten identifiera slambehandling och kvalitet samt markens kvalitet. Sedan mars 2004 finns krav på kvalitet när det gäller komposterat slam som godkänts av de nationella myndigheterna. Komposter som uppfyller denna kvalitetsstandard betraktas som en produkt. Tabell 3-1 listar produktkvalitet och reduktionskrav vad det gäller hygien respektive olika reglerade behandlingar, för avloppsslam och vissa fall gödsel.

3.3 Norge

I vårt grannland Norge finns en lång tradition av återföring av avloppsslam i lantbruket och även behandling av slammet för detta och reglering av kraven för återföring. Recirkulationen av avloppsslam regleras sedan 2003 i en förordning som harmoniserats och avser behandling av organiska gödselmedel, hushållsavfall, avloppsslam, trädgårdsavfall m.m., med vissa undantag vad det gäller djurgödsel. Förordningen har tydliga krav vad gäller patogenkontroll, och krav på att det inte skall förekomma livsdugliga maskägg av parasiter i slutprodukten. Processer som har validerats vad gäller deras förmåga att reducera parasitära maskägg listas också och även nya processer måste uppfylla detta krav. De behandlingar som rekommenderas har ett steg som verkar hyginiserande såsom värmebehandling och torkning och detta kombineras med stabiliserande behandling, till exempel rötning och kompostering.

3.4 USA

I USA regleras den hygieniska kvalitén på avloppsslam och avlopp från hushåll som används på mark på federal nivå genom 'The standards for the use or disposal of sewage sludge' (40 Code of Federal Regulations; part 503; US EPA 1993, 1994). Förordningen som härfter benämns 'Part 503' reglerar användningen av avloppsslam på mark utifrån slammets kvalitet relativt gränsvärden för oönskade ämnen, och delar in det i klass A eller B utifrån patogen reduktion samt vektorreduktion. 'Part 503' öppnar för alternativa behandlingar under förutsättning att uppsatta hygienkrav möts. Detta är en skillnad jämfört med tidigare förordning (40 CFR Part 257, 1977) vilken förordnade specifika behandlingsmetoder. Vidare skildes i 'Part 503' krav på behandling för patogenreduktion från krav på behandling för reduktion

av vektorattraktion (t.ex. attraherar flugor), även om dessa två krav fortfarande kan uppfyllas av samma behandling. I klass A slam skall salmonella, indikatorbakterier, virus och livsdugliga ägg från parasitära nematoder inte vara detekterbara medan för klass B så räcker en reduktion av patogener till gränser, som i kombination med att exponering minimeras, antas tillräckliga för att inte riskera försämring av människors hälsa.

Patogenreduktionskraven i 'Part 503' kan nås antingen genom att använda specificerad behandlingsteknik eller genom att visa på att kvalitén på det behandlade materialet möter givna krav gällande patogener och/eller indikatororganismer. Klass A kvalitet kan nås genom de specificerade behandlingarna som i alla fall utom för beta- och gammastrålning har en komponent av temperaturhöjning till 50° C eller högre. För alternativa behandlingar skall mätt patogenreduktion relateras till processparametrar under 2 år och efter detta kan man övergå till att övervaka processparametrarna i kombination med en mindre omfattande kontroll av mikroorganismerna. För behandlingar som bygger på okända processparametrar och för kända behandlingar som inte utförs på samma sätt vid varje behandlingsomgång skall produktkvaliteten verifieras för varje sats behandlat material. Behandlingar som anses jämförbara till de specificerade behandlingarna kan godkännas av tillståndsgivande myndighet och därmed ge ett klass A slam, t.ex. listas behandling med kalk resulterande i 70° C i 30 minuter som en till 'Part 503'ekvivalent behandling i (EPA 625-R-92_013 (1992, reviderad 2003)).

För specificerade klass A behandlingar skall termotoleranta koliforma bakterier kvartalsvis påvisas vara färre än 1 000 cfu per gram TS eller *Salmonella* spp. påvisas vara färre än 3 MPN per 4 gram TS minst varje halvår. För alternativa/okända/specificerade men ej stringent utförda behandlingar skall även slutkoncentration av enteriska virus (<1/4 g TS) och viabla maskägg (max 1 livsdugligt ägg per g TS) verifieras. Klass B kvalitet nås genom behandling vid temperaturer lägre än 50° C eller genom övervakning av totala termotoleranta koliforma bakterier. För B klassning skall 7 prov tagna under 2 veckor i genomsnitt innehålla mindre än 2×10^6 cfu MPN TTC g⁻¹ TS.

USA var tidiga att reglera hygien vid markanvändning av avloppsslam och i och med att 'Part 503' bygger på en omfattande riskvärdering har andra länders regleringar vad gäller hygienaspekter för avloppsfraktioner och andra liknande material i många fall harmoniserats med 'Part 503' för att samma krav skall ställas.

Tabell 3-1 Gränser för koncentrationer av patogener och indikatororganismer i avloppsslam och gödsel samt mått på mikroorganismreduktion som används för validering av behandlingsmetoder i olika regleringar

Organism	Kvalitets-/reduktionskrav	Reglering/Land	Klassning
Enterobakterier	$<10^2$ cfu g ⁻¹ TS	Luxemburg, Schweiz	-
	$<10^3$ cfu g ⁻¹ TS	Österrike	-
Totala termotoleranta koliforma bakterier	$<10^3$ cfu g ⁻¹ TS	US EPA	Klass A
	$<2,5 \times 10^3$ cfu g ⁻¹ TS	Norge	-
	$<2 \times 10^6$ cfu/MPN g ⁻¹ TS	US EPA	Klass B
	Ingen förekomst	Frankrike	-
<i>E. Coli</i>	$<5 \times 10^2$ cfu g ⁻¹ TS	EU slamförordningsförslag	
	$<10^3$ cfu g ⁻¹ TS	Finland	-
	$<10^5$ cfu g ⁻¹ TS	England	Conventional
	2 log ₁₀ cfu reduktion	England EU slamförordningsförslag 2002	Conventional Conventional
	$<10^3$ cfu g ⁻¹ TS	England	Enhanced
	6 log ₁₀ cfu reduktion	England EU slamförordningsförslag 2002	Enhanced Advanced
<i>Salmonella</i> spp.	Ingen förekomst	Danmark, Polen; Schweiz	-
	Ingen förekomst g ⁻¹ TS	Österrike	-
	Ingen förekomst 25 g ⁻¹ våtvikt	Finland, ABP förordningen 2011	-
	Ingen förekomst 50 g ⁻¹ TS våtvikt	EU slamförordningsförslag 2002 Norge	Conventional, Advanced
	<3 MPN 4 g ⁻¹ TS	US EPA	Klass A
	<8 MPN/10 g ⁻¹ TS	Frankrike	-
	$<10^3$ MPN g ⁻¹ TS	Italien	-
	5 log ₁₀ cfu reduktion (S.Senftenberg W775)	EU slamförordningsförslag 2002 ABP förordningen 2011	Advanced -
Enterococcus spp.	<100 cfu g ⁻¹	Danmark	-
	5 log ₁₀ cfu reduktion	ABP förordningen 2011	-
Parasitära maskägg (livsdugliga*)	<1 g ⁻¹ TS	US EPA Österrike, Schweiz	Klass A -
	<3 10 g ⁻¹ TS	Frankrike	-
	Inga	Luxemburg; Norge	-
	3 log ₁₀ reduktion	ABP förordningen 2011	-
Virus	<1 4 pfu g ⁻¹ TS	US EPA	Klass A
	<3 MPN (10 g TS) ⁻¹	Frankrike	-
	3 log ₁₀ pfu reduktion om ansett vara en risk	ABP förordningen 2011	-

* Livsdugliga organismer innebär att de hittade parasitäggen utvecklas till larver under en månads inkubering.

4 Reglerade organismer

4.1 *Salmonella*

Salmonellabakterien är generellt sett lik *E. coli*, och ligger nära taxonomiskt. Till skillnad från *E. coli* är salmonella en zoonotisk patogen som infekterar djur såväl som människor. Sverige har en låg prevalens av salmonella. Alla diagnostiserade salmonellautbrott registreras och gårdarna sätts under spärr. I jämförelse med andra länder i Europa är förekomsten av salmonella inom lantbruket generellt sett låg i Sverige. Även om salmonellaförekomst hos människa är låg i Sverige är det hela tiden möjligt att återfinna salmonella i avloppsslam från Svenska reningsverk. Sahlström m.fl. (2004) fann vid flera olika tillfällen samma undergrupp av salmonella vid ett och samma reningsverk vilket kan tyda på att salmonellan kan tillväxa i reningsverk. Samtidigt är underrapporteringen av antalet sjukdomsfall i salmonella i Sverige stor.

Studier av ammoniakhygienisering vid olika temperaturer och koncentrationer har visat att olika underarter och undergrupper av salmonella har olika känslighet och inaktiveringstid (Nordin, 2010). Salmonella är dock i jämförelse med andra organismer, t.ex. enterokocker, avsevärt känsligare för ammoniak. Salmonella reduceras 90 % med värmebehandling i 50° C på ca 150 minuter och D-värdet är nere i en minut vid 65° C (D-värde = tiden för 90 % reduktion av en mikroorganism under ett specifikt förhållande, t.ex. en temperatur (figur 2.1 1a)). Olika studier har visat på ett Z värde på mellan 5 och 7° C i avloppsslam och i götödsel (Tabell 4-1). Z-värdet anger temperaturförändringen för 90 % reduktion av D-värdet (figur 2-1b).

De flesta regleringar har kvalitetskrav som syftar till en salmonellafri slutprodukt och de satta gränserna (Tabell 3-1) bygger på lägsta detekterbara nivåer utifrån olika förekommande detektionsmetoder, t.ex. US EPAs gräns på <3 MPN 4 g⁻¹ TS baseras på en tänkt provvolym på 100 ml med 4 % TS. Av de granskade regleringarna är det bara Italien som anger en kvalitetsgräns (<10³ MPN g⁻¹ TS) som inte bygger på detektionsgränser för metoder medan t.ex. klass B slam enligt US EPA inte nödvändigtvis måste påvisas vara salmonellafritt även om det förväntas vara det.

4.2 *Escherichia coli*

Escherichia coli är en gramnegativ, stavformig bakterie som ofta finns i tarmen hos varmblodiga organismer. De flesta *E. coli*-stammar är ofarliga, men vissa *E. coli* kan orsaka allvarlig sjukdom hos människa och djur. De ofarliga stammarna är en del av normalfloran i tarmen där de bland annat hjälper till vid produktionen av vitamin K 2. *E. coli* och besläktade bakterier utgör cirka 0,1 % av tarmfloran. *E. coli* reduceras enligt olika studier vid värmebehandling motsvarande 50° C till 90 % efter ca 70–700 minuter beroende studie och medium som studerats. D-värdet är nere under en minut vid 65° C. Olika undersökningar har visat ett Z värde på mellan 4,5 och 6° C i avloppsslam respektive glass (Tabell 4-1).

Tabell 4-1 Tid, D-värde, (minuter) för en decimalreduktion (90 % reduktion) av *Escherichia coli*, *Salmonella* spp, *Enterococcus* spp., *Ascaris* spp., *Rotavirus*, *Poliovirus* och *Enterovirus* vid värmebehandling, samt temperaturhöjningen (Z-värde) som ger 10 gånger snabbare reduktion

Temperatur	E. coli	E. coli	Salmonella	Salmonella	Enteroc.	Enteroc.	Ascaris	Ascaris	Ascaris	Rotavirus	Poliovirus	Poliovirus	Enterov.
50° C	609	71	146	145	195	526	91	58	94	118	0,00051	1,33	87
55° C	47	9	27	15	20	72	50	2,2	10	39	0,00015	0,94	27
60° C	4	1	5	2	2	10	27	0,08	1,1	13	0,00005	0,66	8,5
65° C	0	0	1	0	0	1	15	0,01	0,11	4	0,00001	0,47	2,7
70° C	0,02	0,02	0,17	0,02	0,02	0,19	8,1	0,01	0,01	1,5	0,00001	0,33	0,83
75° C	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01	0,03	4,4	0,01	0,01	0,49	0,00001	0,23	0,26
80° C	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	2,4	0,01	0,01	0,16	0,00001	0,16	0,08
Z-värde° C	4,5	5,7	6,8	5,1	5,1	5,8	19,0	3,5	5,1	10,5	9,5	33,0	9,9
Substrat	Slam	Glass	Slam	Gödsel	Gödsel	Slam	Slam	Slam	Slam	Lab- lös- ning	Slam	Slam	Slam
Referens	1	1	1	2	2	1	3	4	5	6	3	4	5

- 1) Misterlich and Marth (1984)
- 2) Elving (2012)
- 3) Popat m.fl. (2010)
- 4) Aitken m.fl. (2005)
- 5) Vinnerås m.fl. (2003)
- 6) Meng m.fl. (1987)

E. coli är en organism som ofta regleras vad det gäller den hygieniska kvalitén på behandlade produkter, vilket troligen har sitt ursprung i att den under lång tid använts som indikation på fekal förorening i vatten och miljö. Som modell för andra organismer representerar den bäst andra arter av *enterobacteriaceae* såsom salmonella. I och med att den förekommer naturligt i tarmen kan man förvänta sig att alltid ha högre koncentrationer jämfört med salmonella och andra bakteriella patogener. Vid en reduktion av *E. coli* på 5–6 log₁₀ (EC sludge proposal 2002) eller ett högt ställt produktkrav såsom ingen förekomst (Frankrike) kan man förvänta sig en korresponderande god hygienisering av salmonella (Tabell 3-1). I vissa fall regleras termotoleranta totala koliforma bakterier och enterobakterier vilka till stor del utgörs av *E. coli*. Att undersöka termotoleranta koliforma bakterier i stället för *E. coli* kan vara metodmässigt enklare och om produktkrav är satta lika höga som för *E. coli* är de ett lika användbart mått på hygienisering.

4.3 Enterokocker

Enterokocker är Gram-positiva, katalasnegativa, fakultativa anaerobier som normalt är sfäriska eller äggformade, <2 µm i diameter och som förekommer ensamma, i par eller som kedjor. De är opportunistiska patogener. Två arter är vanliga organismer i tarmen hos människor: *E. faecalis* (90–95 %) och *E. faecium* (5–10 %). Enterokocker kan inte bilda sporer, men är ändå toleranta mot ett brett spektrum av miljöförhållanden: extrema temperaturer (10–45° C), ett stort pH spann (4,5–10,0) och höga saltkoncentrationer. Enterokocker blir allt vanligare som indikator för fekal förorening, bland annat finns de med i EUs nya vattendirektiv samt i vattendirektiven i USA. Ett problem med detta är att det finns flertalet enterokocker som inte är av fekal ursprung utan som bland annat kan komma från växter (Son Thi Thanh et al., 2011). Vid standardodlingsmetoder för enterokocker är det svårt att särskilja de olika typerna vilket försvårar bedömningen, då den enda säkra metoden är fördjupade analyser av subgrupper.

Enterokocker kan vara icke-representativa som modellorganism för vanliga bakteriella tarmpatogener eftersom deras tålighet mot miljöförhållanden är så mycket högre. Dessutom försvåras deras användning som indikatororganism av att det i miljön naturligt förekommer tåliga enterokocker vilka morfologiskt är svåra att skilja från de som kommer från tarmfloran.

Enterokocker är termiskt resistenta och har i de flesta fall en något långsammare reduktion än animala virus, t.ex. rotavirus, och parasiter, t.ex. *Ascaris* spp., vilket gör att de kan vara en god modell av dessa patogener (Tabell 4-1). Vid höga temperaturer, 70° C och mer, börjar dock reduktionen av enterokockerna bli avsevärt snabbare än reduktionen av dessa två organismgrupper. Dock är tiden för 1 logs reduktion (D-värdet) fortfarande under en minut för alla de nämnda organismerna enligt olika studier. Enda undantaget är en studie av Popat m.fl. (2010) som visat överlevnad av *ascaris* motsvarande ett D-värde på 8 minuter, medan andra studier av *ascaris* påvisar en mer än tio gånger så snabb reduktion.

Enterokocker reduceras 90 % vid värmebehandling 50° C efter 200 och 500 minuter, i gödsel respektive slam (Elving, 2012). Oavsett substrat är

D-värdet nere i en minut vid 65° C. Studier har visat ett Z-värde på mellan 5,1 och 5,8° C i gödsel och avloppsslam (Tabell 4.1).

För validering av behandlingar av gödsel och ABP kategori 3 skall en reduktion på 5 log₁₀ av *Enterococcus faecalis* påvisas. En sådan reduktion ger goda reduktionsmarginaler för andra bakteriella patogener, t.ex. frånvaro av salmonella i slutprodukten. Av de granskade regleringarna är det bara Danmark som har ett produktkrav, mindre än 100 enterokocker g⁻¹ (Tabell 3-1).

4.4 *Ascaris* spp. (*suum*, *lumbricoides*)

Ascaris, spolmask, är en av de största parasitära rundmaskarna och den förekommer hos flertalet djurslag. Det är dock endas grisens (*A. suum*) och människans (*A. lumbricoides*) som har zoonotisk karaktär och smittar mellan arterna. *Ascaris* anges som kontrollorganism inom ABP-förordningen när det gäller kemiska behandlingar. *Ascaris* är vida känd för sin resistens i miljön och gentemot kemikalier. Bland annat har livsdugliga *Ascaris suum* (*Ascaris* som infekterar gris) bekräftats i svinstallar som varit tomma i 14 år (Wallgren pers med.). I amerikanska studier har man påvisat att *ascaris* överlever behandling i pH 12 i upp till tre månader. Ammoniakbehandling av *ascaris* har visat sig mycket mer effektiv än kalkbehandling även vid pH runt nio (Nordin m.fl., 2009).

Som presenterats i Tabell 3-1 finns det regleringar kring förekomsten av *ascaris* i avloppsprodukter ämnade för återföring till odling. I Sverige är det sällan man finner *ascaris* i avloppsslam (Sahlström et al., 2004). Detta gör det svårt att använda *ascaris* som en generell behandlingsindikator om organismen inte tillförs innan behandlingen och sedan följs genom hela processen. I och med att *ascaris* ägg inaktiveras snabbare än enterokocker i de flesta behandlingstemperaturer kan reduktion av enterokocker indikera *ascaris*inaktivering. För kemisk behandling finns dock inte denna korrelation och reduktionen av *ascaris* bör valideras för behandlingen så att man säkerställer behandlingens effekt på organismen.

Ascaris reduceras till 90 % med värmebehandling 50° C efter 60 till 90 minuter i avloppsslam. Z-värdet för *ascaris* från studier av Popat m.fl. (2010) visar en långsam ökning av reduktionen med ökande temperatur då man har ett Z-värde på 19, jämfört med Aitken m.fl. (2005) som i sina studier påvisar det motsatta med ett Z-värde på 3,5° C. Detta gör att de båda studierna visar upp ett D-värde vid 65° C på 15 minuter respektive 6 sekunder (Tabell 4-1). Denna stora skillnad belyser vikten av att veta förutsättningarna för inaktivering i det egna materialet och systemets utformning/design.

4.5 Virus

Parvovirus är ett linjärt enkelsträngat DNA-virus och är ett av de minsta virusen. Det finns inga humanpatogena parvovirus men ett antal som infekterar djur. Parvoviruset är det rekommenderade viruset som skall användas inom ABP förordningen om virus anses vara en risk vid användningen av

produkten (EU 142/2011). I jämförelse med de flesta andra animala virus är Parvovirus extremt värmetåligt, och i vissa fall uppnår en timmes behandling i 70° C inte 90 % reduktion (Sahlström et al., 2008). Detta gör att det finns bättre och mer relevanta virus att använda för att säkerställa behandlingars effekt på virus.

Studier av inaktiveringen av bakterievirus, bakteriofager, har genomförts. Dessa kan enkelt korreleras till animala virus när det gäller termisk behandling och vissa fall har det även visat sig möjligt att använda några som modell för ammoniakbehandling (Emmoth m.fl., 2011). Metodmässigt är virus jämfört med bakterier mer komplicerade att analysera och därmed avsevärt kostsammare. Virus är generellt sett inte ett problem vid hantering av avloppsprodukter förutom källsorterade avloppsprodukter som används för odling av livsmedelsgrödor som konsumeras råa. Enterokocker har visat sig väl täcka in reduktionen av flera animala virus för termisk reduktion (Tabell 4-1) samt kemisk reduktion med ammoniak (Kohn m.fl. 2017) vilket gör att man i de flesta fall kan använda enterokocker som en god indikator på behandlingens effektivitet även mot patogena virus. Däremot har det inte varit möjligt att finna någon matematisk korrelation mellan reduktionen av de två olika organismgrupperna.

Studier av poliovirus, rotavirus och generellt av enterovirus visar på en sekunds snabb reduktion av poliovirus vid 50° C till D-värden på upp till 120 minuter för rotavirus vid samma temperatur. Vid 65° C reduceras Rotavirus 90 % efter fyra minuter medan Enterovirus reduceras efter tre minuter och polio reduceras på under minuten. Detta motsvarar ett Z-värde på 10 för Rotavirus medan poliovirus kan ha ett Z-värde på över 30° C eftersom reduktionshastigheten var hög i lägre temperatur men skillnaden vid ökad temperatur var låg. Det höga Z-värdet för poliovirus kan även bero på tröghet i analyserna vilket lett till att man inte klarat av att säkerställa exakta inaktiveringshastigheter när decimalreduktionen skedde snabbare än en minut.

5 Behandlingsmål för hygienisering av avloppsslam

Målet med en hygieniserande behandling är att producera ett säkert gödsel- eller jordförbättringsmedel. Behandlingen har då två olika typer av patogenförekomst att ta hänsyn till. Den första typen är de vanligt förekommande sjukdomsframkallande mikroorganismerna som finns i materialet. Ett exempel är salmonella, viken man alltid kan förvänta sig finna i avloppsprodukter från större områden trots låg rapportering av humana fall. Den andra typen är organismer som inte förekommer lika ofta men som kan vara svårare att reducera, såsom inälvsparasiter, t.ex. *ascaris* och kryptosporidier. Behandlingen måste klara dessa två olika förekomster för att säkerställa att risken för att föra smitta vidare minimeras. Flera länder har absoluta koncentrationsmål för olika organismer, t.ex. har man i Norge kravet att det inte skall finnas några livsdugliga *Ascaris* spp ägg, medan man i USA kräver att det skall finnas mindre än ett *Ascaris* spp. ägg per fyra gram material (Tabell 3-1). Studier av slammet i Sverige visar att man vanligen inte finner parasiter i avloppsslammet (Sahlström m.fl., 2004) vilket gör slutkoncentrationer till ett dåligt mått på hygieniseringen. Det är enklare att man för en behandlingsprocess kräver att behandlingen skall ge vissa reduktionsnivåer. Dessa nivåer behöver valideras i processen där avdödningen av modellorganismer korreleras till styrparametrar i processen, t.ex. temperatur, pH, ammoniakkoncentration etc. Processens dagliga hygieniska kvalitet kan sedan utvärderas med direktmätningar av de validerade styrparametrarna.

Vad materialet skall användas till påverkar i sin tur hur långtgående behandlingen bör vara och då användning där risk för smittspridning är hög, t.ex. vid gröda avsedd för humankonsumtion, krävs en högre grad av hygienisering jämfört med användning som ger lägre risk för smittspridning. Den regel som vanligen gäller vid certifiering av gödslingsprodukter är att produkten skall vara hygieniskt säker när den lämnar behandlingsanläggningen. För att säkerställa att en validerad behandling är giltig bör även lagringen på anläggningen inkluderas i de parametrar som styr hygieniseringen för behandlingen.

Mikrobiella analyser ger en ögonblicksbild av den mikrobiella statusen för just den undersökta organismen i det analyserade provet. Det är därför viktigare att behandlingsprocessen är parameterstyrd, där hygieniseringen måste styras av de för processen uppsatta kraven. Dessa krav skall i samband med uppstarten valideras att de ger önskad effekt för behandlingen.

6 Ammoniakhygienisering

Ammoniakhygienisering är en behandlingsmetod som har utvecklats under de senaste femton åren. Den främsta utvecklingen har skett vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för energi och teknik, men viss aktivitet förekommer vid ett antal internationella universitet och antalet forskargrupper som jobbar med ammoniakrelaterade frågeställningar har växt under senare år. Hygieniseringen bygger på att man utnyttjar ammoniakens sedan länge kända antibiotiska effekt (Warren, 1962). Den oladdade ammoniakmolekylen (NH_3) har en abiotisk effekt på de flesta biologiskt aktiva organismer och samtidigt är den laddade jonen NH_4^+ en ofarlig molekyl som i jorden fungerar som växtnäring. Själva hygieniseringen konsumerar inte ammoniak, vilket gör att man efter genomförd behandling kan använda ammoniaken som gödselmedel. Detta leder till att behandlingskostnaderna, både de ekonomiska såväl som de miljömässiga kan omfördelas från att vara en ren hygieniseringskostnad till att vara en kostnad som kan delas mellan hygieniseringen och materialets ökade gödselvärde.

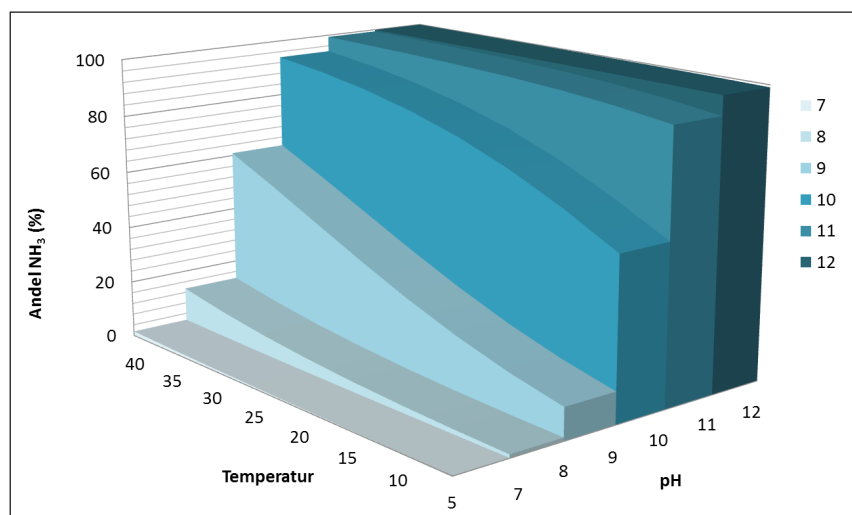
Själva mekanismen för inaktivering vid ammoniakbehandling är i dagsläget oklar. Empiriska studier har visat effekt av ammoniaken i en rad olika material men ingen har påvisat vilken den bakomliggande mekanismen är. Mekanismen kan dessutom antas skilja mellan olika organismtyper. Ammoniak är en liten molekyl som är löslig såväl i vatten som i fetter. Detta gör att molekylen lätt kan diffundera igenom cellmembran. För parasiter finns det inte några publicerade teorier kring mekanismerna. För virus visade man på 1970-talet att behandlade poliovirus inte var infektiösa men att de både fäste på och injicerade sitt genom in i värdceller (Ward, 1978). Den teori som man lade fram var att ammoniaken hade påverkat själva genom och därmed virusets virulens. Studier pågår för tillfället i Schweiz kring ammoniaks effekt på virus, men slutgiltiga resultat saknas ännu. Ammoniakmolekylen kan eventuellt verka genom att förändra laddningen på andra molekyler och därmed förstöra laddningen på cellmembranen, eller genom att denaturera proteiner i cellen, både på ytan och inuti själva cellen. Då ammoniaken lätt passerar genom membran in i cellen kan en annan mekanism vara att ammoniakmolekylen höjer intracellulärt pH i cytoplasman. För att behålla ett optimalt pH kompenserar cellen med att ta upp protoner från omgivningen samtidigt som kaliumjoner (K^+) pumpas ur cellen. Detta leder i sin tur till kaliumbrist och att cellen dör (Bujozek, 2001).

Behandlingen sker antingen, som i källsorterad humanurin, med den i materialet redan tillgängliga ammoniaken, eller med tillsatt ammoniak, i form av urea eller vattenlöst ammoniak. Vattenlöst ammoniak bör hanteras med försiktighet. Det som vanligen finns på marknaden är en 25 % vattenlösning. Tillsatser på upp till 0,5 % totalt ammoniakkväve (TAN) i form av vattenlöst ammoniak leder till en direkt pH höjning och man når lätt ett pH på mellan pH 9 och 9,5. Urea, som är ett vanligt gödselmedel internationellt, sätts till materialet som granulat. Efter att urean lösts bryts den ned av ett naturligt förekommande enzym till ammoniak och karbonat

vilket ger en pH höjning. Beroende på tillsatsform, behandlat material och dess torrsubstanshalt ger en tillsats av TAN, i form av ammoniak eller urea, på 0,2–1 % vanligen ett pH på 8,8 till 9,3. Under behandlingen sjunker pH något, vanligen några tiondels pH-enheter.

Ammoniakhygieniseringen sker vid ett basiskt pH som dock är lågt jämfört med andra alkaliska hygieniseringsbehandlingar. Behandlingen med ammoniak kan uppnå god inaktivering av mikroorganismer redan vid pH 8,5 och däröver. Ett basiskt pH på 8,5 eller högre är en förutsättning för god reduktion, men pH i sig är inte den aktiva mekanismen för reduktionen. Ammoniak är en svag bas, som är mycket lösligt i vatten, med ett pKa-värde på 9,25 vid 25° C, vilket innebär att 50 % av molekylerna är i laddad form (NH_4^+) och 50 % i oladdad form (NH_3) vid pH 9,25.

För att maximera hygieniseringseffekten av en given tillsats av urea eller ammoniak är det önskvärt att ha så stor andel av TAN som oladdad NH_3 som möjligt. Vid ökad temperatur och ökat pH ökar andelen oladdad NH_3 (Figur 6-1). Om andelen NH_3 är låg, t.ex. för att behandlingen sker vid pH mellan 8,5 och 9 eller att temperaturen är låg, kan man kompensera detta genom en hög koncentration av TAN i materialet, d.v.s. en stor dos av ammoniak eller urea, vilket ökar koncentration av oladdad ammoniak (NH_3).



Figur 6-1 Andelen oladdad ammoniak (NH_3) av TAN beroende av temperatur (° C) och pH.

Effekten av ammoniakbehandlingen beror på koncentrationen löst ammoniak $\text{NH}_3(\text{aq})$, den oladdade ammoniakmolekylen. Förhållandet mellan $\text{NH}_3(\text{aq})$ och TAN i en lösning kvantifieras av dissociationskonstanten, K_a , som är relaterad exponentiellt till temperaturen. För att bestämma koncentrationen oladdad ammoniak i materialet, måste temperatur, TAN koncentration och pH, som ger koncentrationen av protoner $[\text{H}^+]$, i provet bestämmas. Med denna information kan koncentrationen av $\text{NH}_3(\text{aq})$ beräknas och hygieniseringstiden för ett material kan uppskattas.

I tabell 6-1 har data för inaktiveringen av salmonella och enterokocker i urin, klosettavatten, fekalier, avloppsslam samt djurgödsel inkluderats för att ge en heltäckande bild över reduktionshastigheten vid olika NH_3 koncen-

trationer. Tiden för reduktion har sedan satts med marginal för alla punkter, vilket innebär att tidsdata i tabell 4-2 ges med säkerhetsmarginal. Reduktionen ges för en 5 log₁₀ reduktion inklusive den fördröjning som ofta finns innan reduktionen börjar.

Tabell 6-1 Tid som behövs för uppfyllande av EU's krav på 5 log₁₀ reduktion för animala biprodukter (EG 142/2011) genom ammoniakbehandling av stallgödsel i olika NH₃ koncentrationer och vid temperaturer från 4° C för salmonella och enterokocker

NH ₃ koncentration (mM)	TAN vid pH 9, 4° C (g L ⁻¹)	Tid för 5 log ₁₀ red. (dagar)	
		<i>Salmonella</i> spp.	<i>Enterococcus faecalis</i>
50	2,5	4	150
75	3,7	1	80
100	5,0	0,5	50
150	7,5	0,5	30
200	10,0	0,5	20
250	12,5	0,5	10

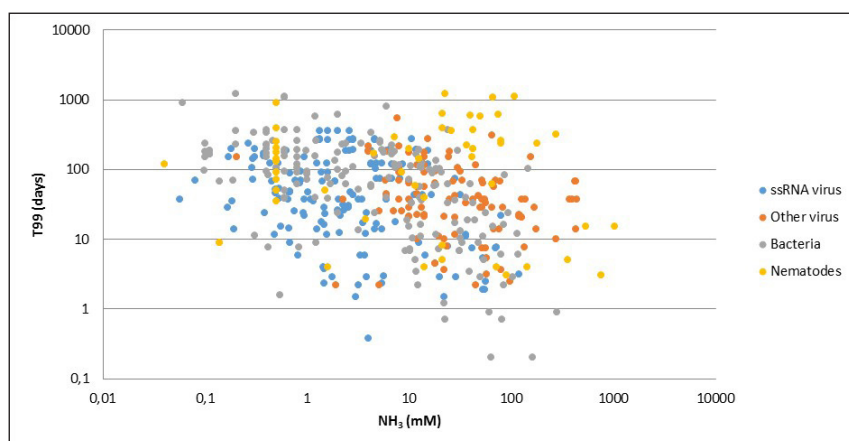
Studier av ammoniakhygienisering på virus visar att patogena animala virus inaktiveras förhållandevis snabbt av ammoniak. Studier har gjorts på enkla virus, som aviär-influensa (fågelinfluensa), samt virus som förväntas vara mer robusta som reo- och adenovirus. Dessa studier har visat att dessa virus inaktiveras i liknande takt som enterokocker (opublicerade data) vilket tyder på att enterokocker kan vara en alternativ modell för virus vid ammoniakhygienisering. Studierna visar även att bakteriofager (bakterievirus) inte är någon bra modell för inaktiveringen av virus. Emmoth m.fl. (2012) visade att det var möjligt att göra vissa korrelationer mellan inaktiveringen av fågelinfluensavirus och bakteriofagen MS2 men de animala virusen var avsevärt känsligare för ammoniak i jämförelse med bakteriofagernas känslighet. Många studier har genomförts och en sammanställning inom ramarna för Global Water Pathogen Project har genomförts där över 500 inaktiveringsstudier har utvärderats (Figur 6.2) för att se effekten av ammoniak på olika organismer (Kohn m.fl., 2017). De slutsatser som man drar i den sammanställningen är följande.

Fördelar med ammoniakbehandling

1. Behandlingen är enkel och kan arbetsmiljömässigt säkra om man använder urea och det resulterar i en produkt med högt gödselvärde
2. Behandlingen är skaloberoende och okänslig för torrsubstanshalten på det behandlade materialet
3. Behandlingen är effektiv mot de utvärderade organismerna, speciellt mot ssRNA virus och gramnegativa bakterier, t.ex. salmonella

Nackdelar med ammoniakbehandling:

1. Behandlingen kan vara långsam, speciellt för *Ascaris* och andra virus än ss-RNA virus
2. Låga behandlingstemperaturer <20° C kräver väldigt långa behandlingstider, speciellt för grupperna i punkten innan.



Figur 6-2 Behandlingstid för att uppnå två log (99 %) reduktion i relation till ammoniakkoncentrationen.

6.1 Ammoniakbehandling i praktiken

Det är viktigt att ammoniakbehandlingen inte leder till stora utsläpp av ammoniak. Eftersom ammoniaken stabiliserar materialet och säkerställer dess hygieniska kvalitet under hela den tid den finns som oladdad molekyl i materialet är det viktigt att ammoniaken inte förloras eftersom det då både uppstår risk för luktproblem, övergödande och försurande utsläpp samt risk för återväxt av oönskade bakterier. Dessutom höjer ammoniaken slammets gödselvärde och gör det till ett fullgödselmedel som återför, vid en väl avvägd dosering, en balanserad mängd kväve förutom fosfor. Ammoniakförlusten hålls låg genom att behandlingen och hanteringen görs i system som är täckta och inte exponerade för luftdrag som ventilerar bort ammoniaken. Täckningen kan till exempel göras genom att behandlingen sker i behandlingsceller som täcks med plast eller gummiduk vid uppstarten. Ett annat alternativ kan vara behandling i strängar (Figur 6-3) där man efter inblandning av urea/ammoniak lägger upp så höga strängar som möjligt med slammet som man sedan täcker med plansiloplast. Tätningen av kan-



Figur 6-3 Ureabehandlade slamsträngar om 65 ton styck täckta med plansiloplast (foto: Annika Nordin)

ten på täckningen kan göras med hjälp av behandlat slam eller jord som läggs över kanten för att hålla plasten på plats samt för att undvika att plasten blåser iväg.

Genom att ammoniakbehandlingen hämmar bakterietillväxt, hämmar den även aktiviteten och tillväxten av andra bakterier. Både lustgas, N_2O , och metan CH_4 , produceras mikrobiellt och studier av avloppsslamlagring visar att ammoniakbehandlat slam har avsevärt lägre utsläpp av växthusgaser, såväl lustgas som metan (opublicerade data). En aspekt med ammoniakbehandling är att behandlade materialet har hög kvävehalt, vilket gör att det är lämpligast för gödsling under vårbruket för att därmed kunna utnyttja behandlingens fulla växtnäringspotential.

7 Fallstudie med slambehandling med urea i Uppsala

Ammoniakbehandlingar av avvattnat avloppsslam studerades med tillsats av 0,85 % och 1,6 % urea baserat på våtvikten parallellt med lagring av ett kontrollerat utan tillsats av urea. Totalt användes 200 ton slam till studien, vilket motsvarar ca en veckas produktion vid Uppsala avloppsreningsverk. I urea-behandlingarna genomfördes inblandningen i satser om 7 ton slam som spreds i ett 0,5 meter tjock lager som sedan toppades med 110 respektive 220 kg urea för de två behandlingarna med urea. Slammet blandades sedan med frontlastare fem gånger innan det lades upp i sträng genom passage i blandarskopa, vilket ledde till en god inblandning av urean (Figur 7-1). Detta upprepades tills varje behandling/sträng bestod av ca 65 ton slam. Slammet till kontrollsträngen behandlades på samma sätt med omblandning och uppläggning i sträng med hjälp av blandarskopan för att kontrollen skulle gälla inblandningen av urea, och inte hanteringen i övrigt. Strängarna placerades på en asfalterad yta och var $1,1 \pm 0,10$ m höga, $5,20 \pm 0,20$ m breda och $14 \pm 0,5$ m långa. Temperaturen i strängarna mättes kontinuerligt med sju prober (OW-TEMP-B3-12xA – Temperature Probe, USA) som stuckits in i slammet enligt Figur 7-2. Dessutom mättes omgivningstemperaturen kontinuerligt på fyra ställen, två givare satt på 1,7 m höjd och två på 0,1 m höjd.

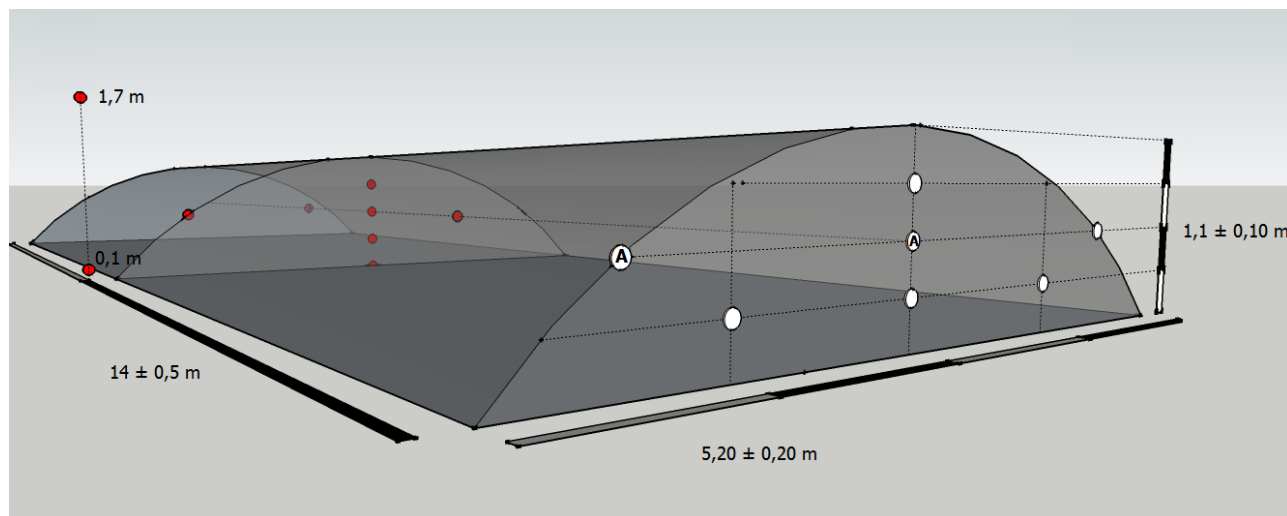


Figur 7-1 Inblandning av urea och uppläggning av slamsträngarna (ca 65 ton) med blandarskopa (vänster) och den resulterande inblandningen av 1,6 % urea relativt våtvikt (höger) (Foto: Annika Nordin)

Under uppläggningsen av strängarna togs 300 g slam ut som prov för varje 7,2 ton slam som behandlades (totalt 22 prover). Dessa prover analyserades för *Salmonella* spp., termotoleranta koliforma bakterier, *Escherichia coli*, *Enterococcus* spp, coli- och f-specifika fager, torrsubstans, askhalt, pH samt totalkoncentration av TAN. Analyserna genomfördes vid SVA i Uppsala.

Studien genomfördes från 30 november 2011, till och med 25 april 2012. Sex provtagningar genomfördes under studien (dag 0, 12, 40, 61, 89 och 145). För att undvika randeffekter avlägsnades två meter av slamsträngen med en frontlastare inför varje provtagningstillfälle, varpå proverna togs i den nyöppnade ytan. För att undvika kontaminering mellan olika

provpunkter avlägsnades dessutom för varje provtagningspunkt ett ytlager av slammet med en spade klädd med oanvänd plast. Läget på provtagningspunkterna framgår av Figur 7-2.

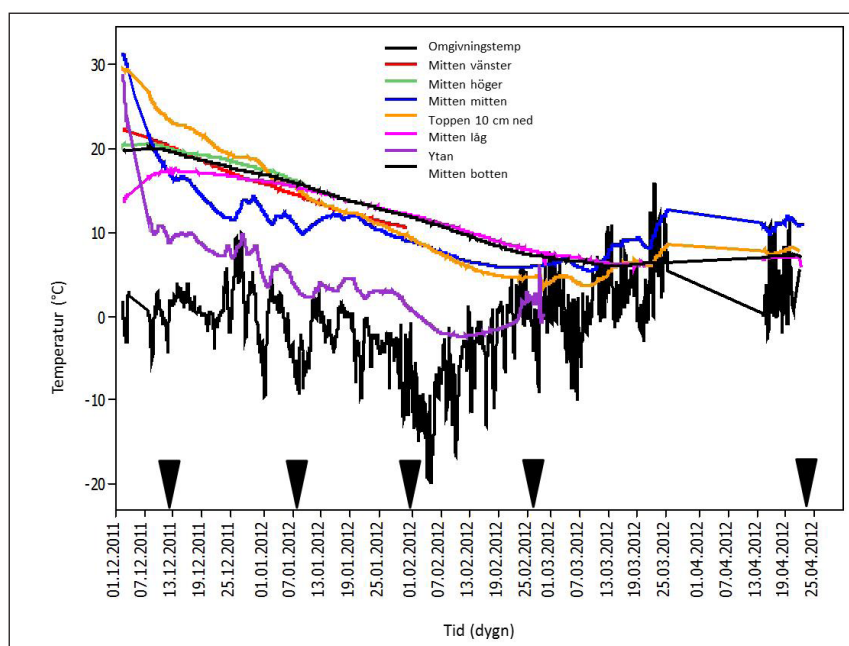


Figur 7-2. Måtten för slamsträngarna med provtagningspunkter (vita markeringar med ascaris äggpåsar indikerade med ett A) och mätpunkter för temperaturmätning (röda markeringar).

7.1 Resultat från studien

Under behandlingen varierade omgivningstemperaturen från -20 till $+20^{\circ}$ C, med en sjunkande medeltemperatur till mitten av februari (dag 65) för att sedan återigen stiga. Temperaturskillnaden mellan strängarna med de olika behandlingarna var inte större än 5° C vid något tillfälle, och den var inte större än den interna skillnaden i de enskilda strängarna på mittnivån (Figur 7-3). Initialt ökade temperaturen till över 30° C i alla behandlingsled, speciellt i ytan, för att sedan, efter någon vecka, sjunka till temperaturer i paritet med omgivningstemperaturen. Ytan av strängarna hade störst temperaturvariation med höga initiala temperaturer låga temperaturer senare och vissa delar frös under försöket. De mer centrala delarna av strängarna var mer stabila temperaturmässigt. Temperaturen i botten på strängarna var $11-12^{\circ}$ C medan strängarnas mitt ofta höll något högre temperatur $11-16^{\circ}$ C.

Den initiala provtagningen och analysen av de 22 proverna med ett prov per 7,2 ton slam visade att slammet var homogent (Tabell 7-1). Analyserna av slammet visade också att det fanns mycket energi kvar i det färskaslammet, som hade rötats och avvattnats. Tester av slammets stabilitet med metoderna Solvita och Rottegrad visade att slammet var medelaktivt till högaktivt, vilket visar att slammet har kvar tillräckligt med energi för att kunna värma sig självt genom kompostering. Slammet höll ett pH på 7,9 när studierna startades och tillsatsen av urea gav en pH höjning till 8,7 respektive 8,9 för de två leden med 0,85 respektive 1,6 % tillsats av urea. Det var en viss variation av pH och ammoniakkoncentration i materialet vid de olika provtagningarna, vilket visar att urean inte var helt homogent inblandad och distribuerad. Under behandlingen sjönk pH i alla led. Variationen i temperatur, pH och TAN ledde till att koncentrationen oladdad ammoniak



Figur 7-3 Temperatur i de olika punkterna i slamsträng behandlad med 1,6 % urea. Provtagningsstidpunkterna har markerats med pilspetsar på x-axeln.

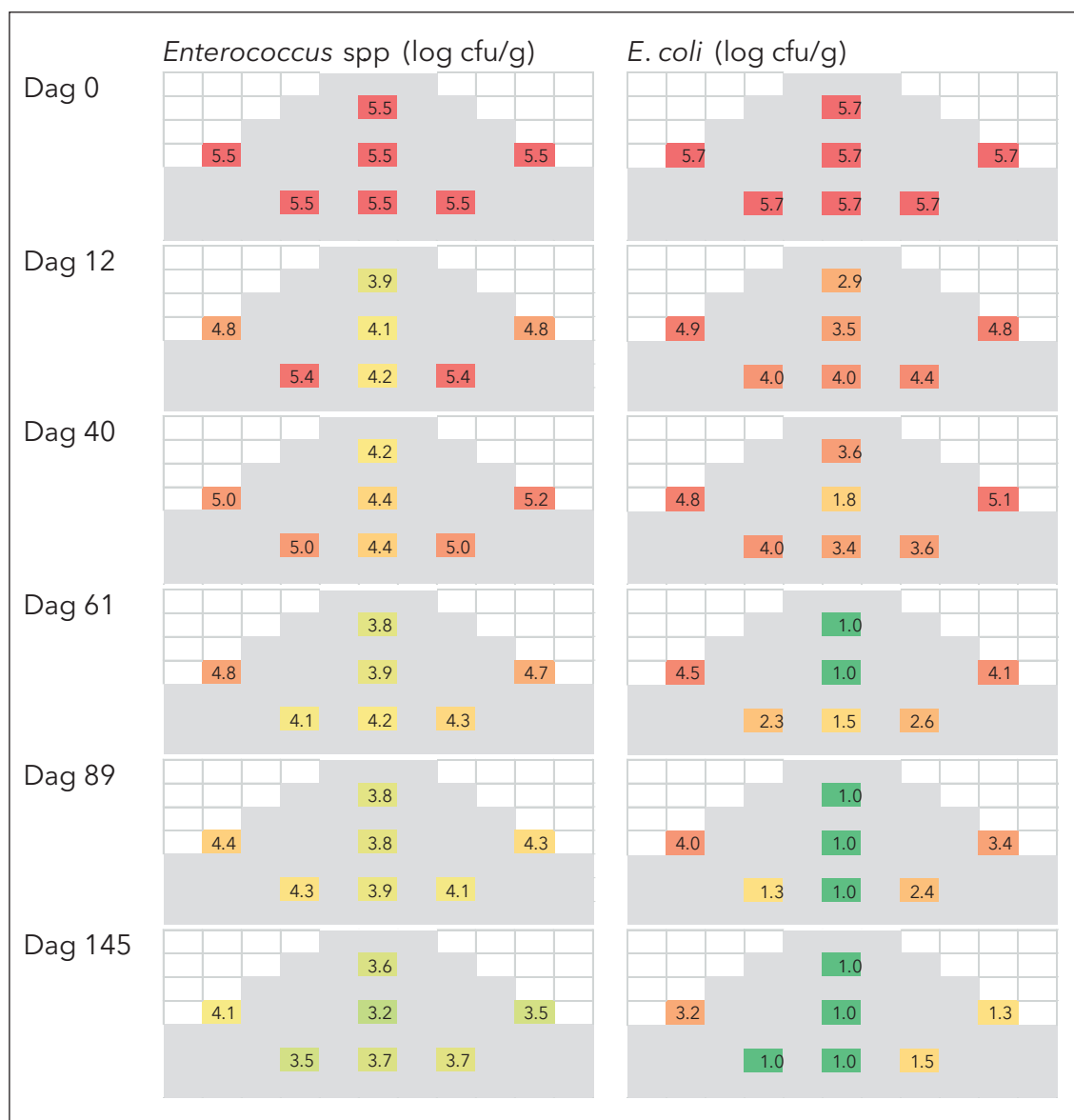
(NH₃) varierade över tiden och på de olika platserna i strängarna. Den högsta koncentrationen av oladdad NH₃ var utifrån de uppmätta parametrarna 17 mM i kontrollen, 43 mM i 0,85 % ledet samt 79 mM i 1,6 % ledet. Vid studiens slut, dag 145, var motsvarande koncentrationer 5 mM i kontrollen, 14 mM i 0,85 % ledet samt 48 mM i 1,6 % ledet. Denna förändring innebär att hastigheten på inaktiveringen avtog med tiden, men för båda behandlingarna med urea var koncentrationerna hela tiden tillräckligt höga för att hämma bakterietillväxt.

Tabell 7-1 Startvärden för det avvattnade slammet från Uppsala, medelvärde ± standard avvikelsen (S.D) samt intervall (minimum till maximum)

Parameter	Enhet	Antal prov	Medelvärde±S.D.	Intervall
Torrsubstans	% av våtvikt	22	31±1	29- 33
Glödgningsförlust	% of torrsubstanshalt	22	60±1	58-62
Ammonium/ammoniak	g TAN kg ⁻¹	3 ^a	3,7±0,1	3,6-3,8
Total N	g N kg ⁻¹	3 ^a	12,2±0,4	11,7-12,5
pH	Enhetslös	16	7,9±0,1	7,9-8,2
<i>E. coli</i>	Log ₁₀ cfu g ⁻¹	22	5,6±0,3	5,0-6,3
<i>Enterococcus</i> spp	Log ₁₀ cfu g ⁻¹	22	6,1±0,3	5,5-6,8
Koliphager	Log ₁₀ pfu g ⁻¹	22	4,0±0,2	3,7-4,2
F-specifika RNA phager	Log ₁₀ pfu g ⁻¹	22		<1
Salmonella positiva prover	%	22	33	

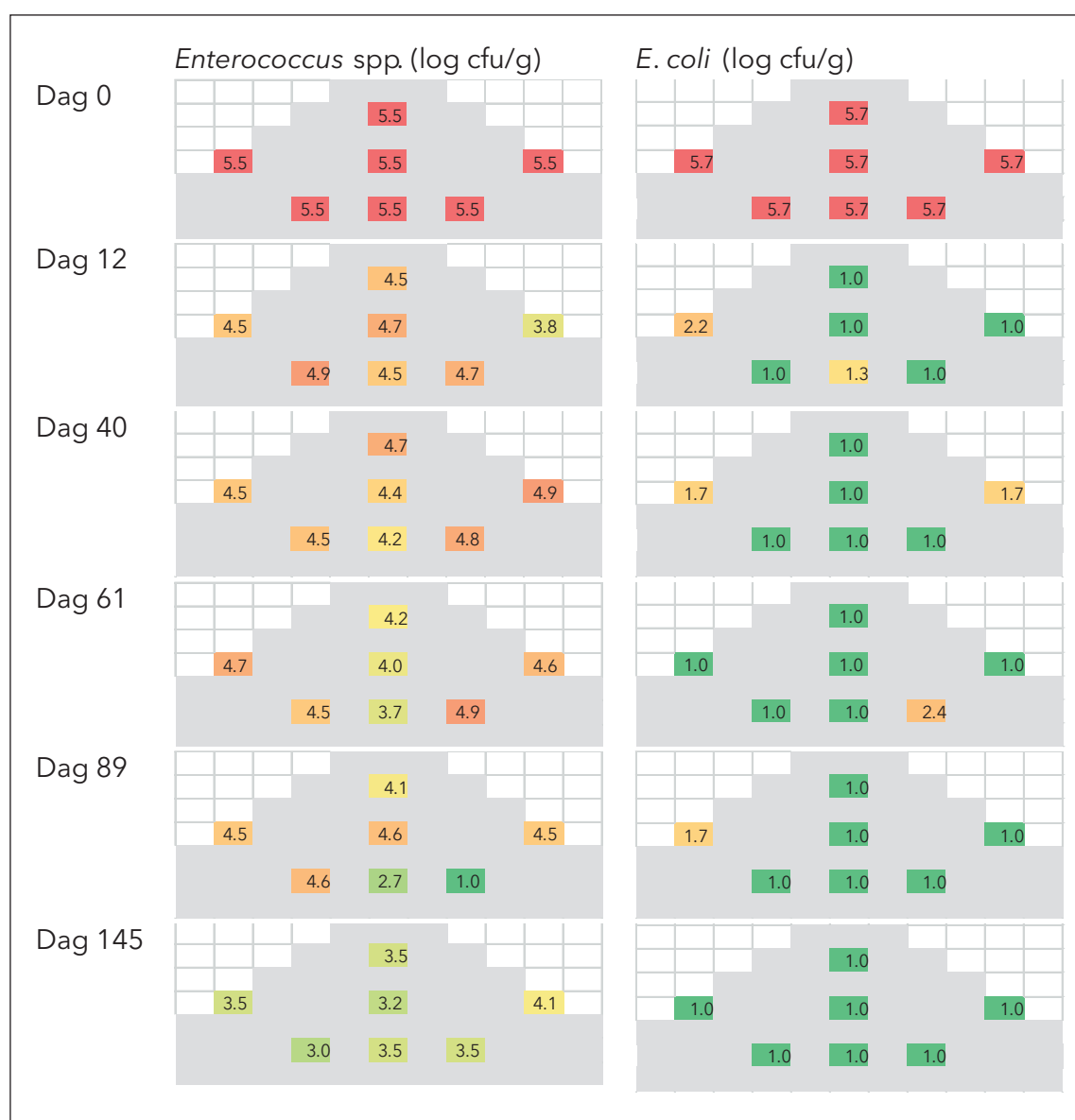
^a Samlingsprov bestående av 16 delprov

Vid starten av försöken återfanns *Salmonella* spp. i en tredjedel av proverna men redan vid provtagningen dag 12 var det inte möjligt att finna salmonella i någon av behandlingarna, inklusive kontrolletet. Detta innebär att samtliga led hade lägre halter av *Salmonella* spp. än 1 cfu per 25 gram slam. I behandlingen med störst tillsatts av urea, 1,6 %, var det inte möjligt att finna *E. coli* i någon av provpunkterna (<10 cfu g⁻¹) första provtagning dag 12 (Figur 7-6). I behandlingen med 0,85 % var det möjligt att finna 1–2 prover som var positiva för *E. coli* ända fram till sista provtagningen vid dag 145 (Figur 7-5). I kontrolletet var *E. coli* koncentrationerna fortfarande över 1 000 cfu per gram våtvikt vid sista provtagningen dag 145, där de högsta koncentrationerna återfanns i ytan av strängen (Figur 7-4).

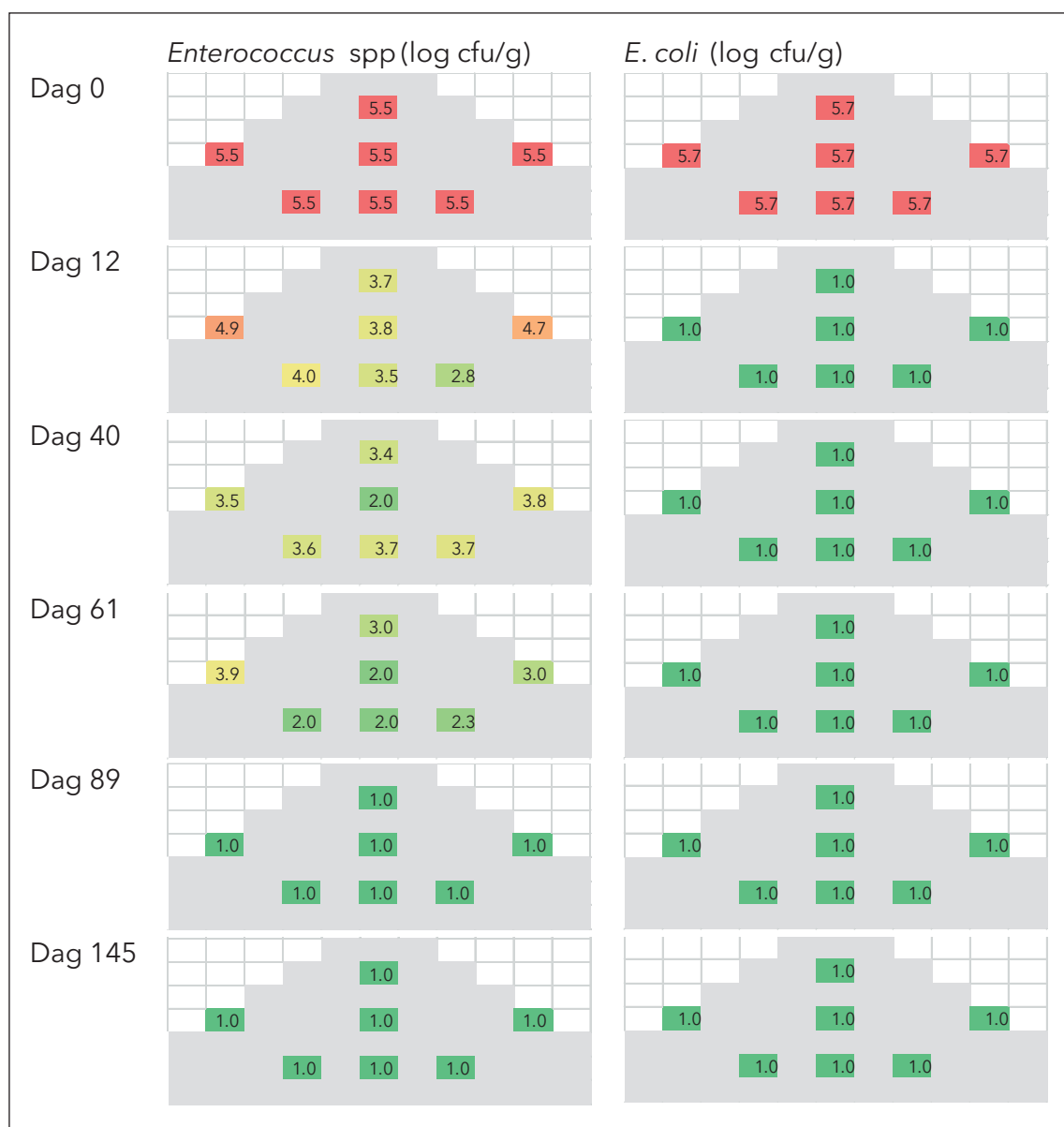


Figur 7-4 Reduktion över tid i $\log_{10}$ av *Enterococcus* spp. och *E. coli* över tid i kontrolletet, utan tillsats av urea. Färgerna visar den inbördes relationen mellan provpunkterna med röd som anger högsta uppmätta koncentrationen till grön som är detektionsnivån.

Enterococcus spp. reducerades till under detektionsnivån 100 cfu per gram slam i ledet med högst tillsats av urea (1,6 %) vid provtagningen efter 89 dagar. Vid provtagningen innan, dag 61, var det möjligt att finna mellan 100 och 10 000 cfu per gram. I den lägre ureatillsatsen (0,85 %) var reduktionen liknande den i kontrolledet där mellan 1 000 och 10 000 cfu per gram prov uppmättes vid den sista provtagningen, dag 145. Detta motsvarar en reduktion på 2,5 log₁₀ cfu per gram prov.



Figur 7-5 Reduktion i log₁₀ av över tid av *Enterococcus* spp. och *E. coli* i ureabehandlingen med 0,85 % urea. Färgerna visar den inbördes relationen mellan provpunkterna med röd som anger högsta uppmätta koncentrationen till grön som är detektionsnivån.



Figur 7-6 Reduktion över tid i $\log_{10}$ av *Enterococcus* spp. och *E. coli* i ureabehandlingen med 1.6 %. Färgerna visar den inbördes relationen mellan provpunkterna med röd som anger högsta uppmätta koncentrationen till grön som är detektionsnivån.

Studien visar att ammoniakbehandling är en enkel metod för hygienisering av avloppsslam. I försöket gjorde en tillsats av 1,6 % urea av våtvikten det möjligt att hygienisera slammet under tre vintermånader med temperaturer ned till -20°C . Med en tillsats av 1,6 % urea är det för Revaq-certifierat slam fortfarande ofta fosfor som styr givan av slam som får spridas på åkermarken. Tillsatsen av urea innebär att det ibland inte kommer att behövas någon ytterligare tillsats av kväve under det år slammet sprids. Halverad dos, 0,85 % urea, var inte tillräckligt för att hygienisera slammet under detta vinterförsök.

7.2 *Kontrollparametrar för ammoniakbehandling*

Kunskap om temperatur och pH gör att man utifrån koncentrationen av TAN kan räkna ut koncentrationen av oladdad NH_3 . Därför måste dessa tre parametrar (temperatur, pH och TAN) övervakas under behandlingen och jämföras med de för behandlingen validerade intervallen. Om behandlingen skall avdöda också parasitägg finns det idag bra kunskapsunderlag endast för temperaturer över 20° C. För övriga organismer är inte behandlingstemperaturen det viktigaste utan koncentrationen oladdad NH_3 . Så länge ammoniaken finns kvar i materialet föreligger det ingen risk för återkontamination eller återväxt av patogena bakterier.

7.3 *Teknik och kostnad*

Kostnaden för behandlingen beror på mängden ammoniak som tillsätts. Högsta rekommenderade dos i dagsläget för storskalig behandling av avloppsslam är tillsatts av ca 0,8 % TAN av våtvikten vilket motsvarar en ureatillsats på 1,6 % urea. För det undersökta slammet från Uppsala, med en torrsubstans över 30 %, motsvarade detta en ureakostnad på 300 kr, ton^{-1} slam TS. Kostnaden för behandlingen, med en ammoniakkostnad om ca 5 kr kg^{-1} urea, är då 80 kr ton^{-1} material. Detta innebär att en ureakostnad på mindre än 10 kr PE^{-1} och år. Den rörliga kostnaden bör inte variera nämnvärt mellan olika stora reningsverk. Däremot påverkar slamets torrsubstanshalt. Lägre TS kräver ökad ammoniak tillsats räknat per pe. Ett slam med 20 % TS gör att kostnaden för urea ökar till ca 15 kr PE^{-1} . Investeringskostnaderna för behandlingen bör vara relativt låga eftersom behandlingen inte kräver någon komplicerad infrastruktur.

Tillsatsen av urea innebär ett ökat gödselvärde på slutprodukten vilket förhoppningsvis kan göra att slammet blir mera intressant som gödselmedel. Investeringskostnaden för behandlingen varierar, i pilotskaleförsöken som genomförts i Uppsala med ca 65 ton slam per behandlingsled, har befintlig slamhanteringsplatta och hanteringsutrustning använts och täckningen har gjorts med ensilageplast, som redan används för täckning av hushållsavfallskompostering.

7.4 *Ammoniakhygienisering*

I jämförelse med andra hygieniseringsmetoder är ammoniakhygienisering en enkel behandlingsmetod som garanterar god hygienisk standard på materialet ända fram tills att det återförs till marken. Detta förutsatt att materialet hanteras så att inga större ammoniakförluster sker. Jämfört med värmebehandling är ammoniakbehandlingen en avsevärt långsammare hygieniseringsmetod. Dessutom har alla kemiska hygieniseringsmetoder svårt att avdöda spolmasken *ascaris*. Dock hittar man normalt inte dessa ägg i slammet eftersom smittnivån i Sverige är så låg (Sahlström m.fl., 2004). Ammoniakhygienisering är dock avsevärt mer effektiv för avdödning av *ascaris* jämfört med kalk (Nordin 2010).

Om man vill införa ammoniakbehandling i ett befintligt avloppsreningsverk behöver man förändra i sista steget i slamhanteringen. Om man däremot vill införa värmebehandling införs den vanligen som ett förbehandlingssteg före rötningen eftersom rötningen stabiliserar slammet och ger en hög koncentration av mikroorganismer som gör att risken för återväxt eller återkontamination minskar.

En annan stor skillnad mellan ammoniakbehandling och värmebehandling är att vid värmebehandlingen behandlas allt slam, oavsett hur slammet skall användas medan ammoniakbehandlingen endast behöver utföras på det slam som behöver hygieniseras. Dessutom kan ammoniakbehandlingen vid behov göras av slam som långtidslagrats, men som trots detta inte uppfyller hygienkraven för användning.

7.5 Behov av fortsatta studier

Studier av hygienisering av avloppslam med urea har hittills endast genomförts i stor skala med ett slam, från Uppsala reningsverk. För verifiering och ett större genomslag av metoden behöver ytterligare studier, med andra slam, genomföras.

Den genomförda studien och studierna av slammets stabilitet visade att det finns en självvärmningspotential för slammet. Genom att kombinera kompostering, som första steg, med ammoniakbehandlingen, i ett andra steg, skulle det vara möjligt att genomföra en avsevärt snabbare hygienisering jämfört med den ovan beskrivna studien i Uppsala som pågick under tre månader. För att säkerställa att detta är möjligt krävs det ytterligare studier på dessa metoder i full skala.

Generellt sett skulle behandlingen behöva optimeras för olika slam (beroende på fällningskemikalie, polymerer, andra reningssystem), omgivningstemperatur och tillgänglig behandlingstid med målet att sänka behandlingskostnaden. Dessutom skulle processen kunna optimeras vidare genom att kombineras med andra behandlingar såväl kemiska som biologiska.

Vidare behövs samverkan med lantbruk och entreprenörer, liksom odlingsförsök och mätningar av ammoniakförluster efter spridning, eftersom ett ammoniakbehandlat slam blir rikt på kväve och därför företrädesvis bör spridas på våren, vilket innebär en stor förändring för både lantbrukare och entreprenörer.

7.6 Slutsatser

- Ammoniakhygienisering är en metod som är effektiv för behandling av avloppsprodukter som avses att återföras till odling.
- Behandlingen är storleksoberoende, fungerande hygieniseringsbehandlingar har genomförts i storlekar från 50g upp till 1000 m³.
- Behandlingen kan genomföras över ett vitt spektrum av torrsubstans, fungerande hygieniseringsbehandlingar har genomförts på material med torrsubstanshalter mellan 1 % upp till 50 %.

- Hygieniseringen pågår så länge ammoniaken finns kvar i materialet, slutbehandlingen krävs. Vid återföring till åkermarken återanvänds den tillförda ammoniaken som växtnäring.

Rekommendationer för optimal användning (Kohn m.fl., 2017):

1. Ammoniakkbehandling bör designas för att inaktivera *Ascaris* spp. Om *Ascaris* inte är av vikt skall virus som inte är ss-RNA virus eller grampositiva bakterier bestämma behandlingstiden.
2. Behandlingen är effektivare desto högre ammoniakkoncentration, pH och temperaturer den sker vid.
3. Den höga bufferingskapaciteten för organiskt material för att material med en hög torrsubstanshalt kräver högre ammoniakkoncentrationer för att nå tillräckligt högt pH för effektiv behandling.
4. Så hög temperatur som möjligt skall användas vid behandlingen om *Ascaris* är den begränsande organismen.
5. Rekommenderade behandlingskoncentrationer
 - a. NH_3 koncentrationer för effektiv behandling på våtviktsbasis är 0,75 % ammoniak, vilket motsvarar en tillsats på 1,5 % urea.
 - b. Man bör mäta pH under behandlingen och det skall överstiga pH 8,8.
 - c. Rekommenderade behandlingstider är
 - i. $T < 20^\circ \text{C}$ 6 mån
 - ii. $T < 30^\circ \text{C}$ 2 mån
 - iii. $T > 30^\circ \text{C}$ 0,5 mån.

8 Referenslista

- Bujozek G. 2001. *Influence of ammonia and other abiotic factors on microbial activity and pathogen inactivation during processing of high-solid residues*. Diss. Manitoba: University of Manitoba.
- EC 1069/2009 Regulation (EC) No 1069/2009 of the European parliament and of the council of 21 October 2009. Laying down health rules as regards animal by-products and derived products not intended for human consumption and repealing Regulation (EC) No 1774/2002 (Animal by-products Regulation). *Official Journal of the European Union*, Brussels, Belgium.
- EU 142/2011. Regulation (EU) No 142/2011 of 25 February 2011 implementing Regulation (EC) No 1069/2009 of the European Parliament and of the Council laying down health rules as regards animal by-products and derived products not intended for human consumption and implementing Council Directive 97/78/EC as regards certain samples and items exempt from veterinary checks at the border under that Directive. *Official Journal of the European Union*, Brussels, Belgium.
- Elving, J., Ottoson, J., Vinnerås, B., Albiñ, A. 2010. Growth potential of faecal bacteria in simulated psychrophilic/mesophilic zones during composting of organic waste. *Journal of Applied Microbiology* 108:6, 1974-1981.
- Elving, J., Emmoth, E., Albiñ, A., Vinnerås, B., Ottoson, J. 2012. Composting for Avian Influenza Virus Elimination. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(9), 3280-3285.
- Elving, Josefine (2012). *Thermal treatment of organic waste and its function as a controlled risk mitigation strategy*. Diss. (sammanfattning/summary) Uppsala: Sveriges lantbruksuniv., Acta Universitatis agriculturae Sueciae, 1652-6880 ; 2012:102
- Emmoth, E., Ottoson, J., Albiñ, A., Belák, S., Vinnerås, B. 2011. Ammonia disinfection of hatchery waste for elimination of single-stranded RNA viruses. *Applied and Environmental Microbiology*. 77 3960-3966.
- Feachem R.D., Bradley D.J., Garelick H. & Mara D.D. (1983). *Sanitation and Disease Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. World Bank Studies in Water Supply and Sanitation 3. Washington: The World Bank
- Gibbs R.A., Hu C.J., Ho G.E. and Unkovich I. 1997. Regrowth of faecal coliforms and salmonellae in stored biosolids and soil amended with biosolids. *Water Sci. Techn.* 35, 269-275.
- Kohn, T. Vinnerås B. Decrey L., 2017, Chemical Agents, Editor Rose J. *Global Water Pathogen Project, Part four: Risk and Management; Sanitation and Disinfection Technologies*. www.waterpathogens.com (in press)

- Meng, Z.D., Birch, C., Heath, R., Gust, I. 1987. Physicochemical stability and inactivation of human and simian rotaviruses. *Applied and Environmental Microbiology*, 53(4), 727-730.
- Mitscherlich E. & Marth E.H. (1984). *Microbial Survival in the Environment*. Berlin: Springer-Verlag
- Nordin, A., Nyberg, K., Vinnerås, B. 2009. Inactivation of Ascaris Eggs in Source-Separated Urine and Feces by Ammonia at Ambient Temperatures. *Applied and Environmental Microbiology*, 75(3), 662-667.
- Norvar 2007, *Behandlingsmetoder som er i bruk i Norge, for å stabilisere og hygienisere slam*. https://www.norsk vann.no/images/pdf/slambehandlingsmetoder_februar2010.pdf
- NV, 2013, Rapport 6580 - *Hållbar återföring av fosfor - Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen*, Arkitektkopia AB, Bromma
- Nyberg K., Vinnerås B., Ottoson J., Aronsson P., Albiñ A. 2011. Inactivation of Escherichia coli O157:H7 and Salmonella Typhimurium in manure-amended soils studied in outdoor lysimeters. *Applied Soil Ecology*, 46:3, 398-404
- Popat, S. C., Yates, M.V., Deshusses, M.A. (2010). "Kinetics of inactivation of indicator pathogens during thermophilic anaerobic digestion." *Water Research* 44(20): 5965-5972.
- Revaq, 2016, *Revaq – Regler för certifieringssystemet*. Utgåva 3.3, Svenskt Vatten AB Stockholm.
- Sahlstrom, L., Aspan, A., Bagge, E., Danielsson-Tham, M.L., Albiñ, A. 2004. Bacterial pathogen incidences in sludge from Swedish sewage treatment plants. *Water Research*, 38(8), 1989-1994.
- Sahlstrom, L., Bagge, E., Emmoth, E., Holmqvist, A., Danielsson-Tham, M.L., Albiñ, A. 2008. A laboratory study of survival of selected microorganisms after heat treatment of biowaste used in biogas plants. *Bioresource Technology*, 99(16), 7859-7865.
- Schönning, C., Leeming, R., Stenstrom, T.A. 2002. Faecal contamination of source-separated human urine based on the content of faecal sterols. *Water Research*, 36(8), 1965-1972.
- Sidhu J., Gibbs R.A., Ho G.E. & Unkovich I. (2001). The role of indigenous microorganisms in suppression of Salmonella Regrowth in composted biosolids. *Water Research* 35, pp. 913-920.
- Son Thi Thanh, D., Dung Van, T., Madsen, H., Dalsgaard, A. 2011. Survival of faecal indicator bacteria in treated pig manure stored in clay-covered heaps in Vietnam. *Veterinary Microbiology*, 152(3/4), 374-378.
- US EPA 1994. *A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule*. In: *Office of waste water management*, W. (Ed.). U.S. Environmental Protection Agency, USA.
- Wallgren P. 2010. Personal communication, Professor Per Wallgren, National Veterinary Institute, Uppsala Sweden. E-mail Per.Wallgren@SVA.se
- Ward R.L. 1978. Mechanism of poliovirus inactivation by ammonia. *J Virol.* 26(2), 299-305

- Warren, K.S. 1962. Ammonia toxicity and para H. *Nature*, 195(4836), 47-48.
- Vinnerås, B., Björklund, A. & Jönsson, H. 2003. Disinfection of faecal matter by thermal composting – laboratory scale and pilot scale studies. *Bioresource Technology* 88:1, 47-54
- Vinnerås, B., Hedenkvist, M., Nordin, A., Wilhelmson, A. 2009. Peepoo bag: self-sanitising single use biodegradable toilet. *Water Science and Technology*, 59(9), 1743-1749.
- Vinnerås, B., Bölske, G., Wahlström, H., Albiñ, A. 2011. Survival of *Mycobacterium tuberculosis* and *Mycobacterium bovis* in human urine. *Water Science & Technology* 63:6, 1075-1080.
- Yen-Phi VT, Clemens J, Rechenburg A, Vinnerås B, Lenßen C, Kistemann T. 2009. Hygienic Effect of Plastic Bio-digesters under Tropical Conditions. *Journal of Water & Health* 07:4, 590-596.



Box 14057 • 167 14 Bromma
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se