

---

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport

Nr 2023-12

---

# Slamhygienisering – kartläggning och utvärdering av tekniker

---

Solveig Johannesdottir

Annika Nordin

Emelie Persson

Elin Kusoffsky

Ann Johansen

---

# 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.

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

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL [svensktvatten@svensktvatten.se](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)

---

RAPPORTENS TITEL Slamhygienisering – kartläggning och utvärdering av tekniker

TITLE OF THE REPORT Sludge sanitisation – Mapping and evaluation of technologies

FÖRFATTARE Solveig Johannesdottir, RISE, Annika Nordin, SLU, Emelie Persson, IVL, Elin Kusoffsky, RISE, Ann Johansen, RISE

RAPPORTNUMMER 2023-12

ANTAL SIDOR 72

**SAMMANDRAG** Rapporten presenterar en kartläggning av potentiella tekniker för slamhygienisering baserat på en litteraturstudie. För tekniker med hög teknisk mognad och tillräckligt underlag för bedömning av hygieniseringseffekt har projektet utvärderat aspekter som är relevanta för svenska avloppsreningsverk. Valet av teknik är högst specifikt för varje reningsverk. Rapporten ger ett underlag som kan användas när det ska fattas beslut om hygieniseringsmetod.

**SUMMARY** This report presents mapping of potential technologies for sludge sanitisation, based on a literature review. Technologies with a high technical readiness level and sufficient data in hygienisation have been evaluated on aspects relevant for Swedish wastewater treatment plants. Suitable technology is highly specific for the plant in question. The report includes support for decision-making when choosing technology.

**SÖKORD** Slam, hygienisering, avloppsslam, patogener, sjukdomsframkallande

**KEYWORDS** Sludge, sewage, hygienisation, sanitisation, pathogens

**MÅLGRUPPER** VA-huvudmän, kommunala beslutsfattare, forskare

**RAPPORT** Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/>

**UTGIVNINGÅR** 2023

**UTGIVARE** ©Svenskt Vatten AB

**REFERENS** Johannesdottir S., Nordin A., Persson E., Kusoffsky E. och Johansen A. (2023). Slamhygienisering – kartläggning och utvärdering av tekniker. SVU-rapport 2023-12. Stockholm: Svenskt Vatten.

## Om projektet

**PROJEKTNUMMER** 22-102

**PROJEKTETS NAMN** Slamhygienisering – Kartläggning och utvärdering av tekniker

**PROJEKTETS FINANSIERING** Svenskt Vatten Utveckling, Uppsala Vatten och Avfall, Gryaab, Roslagsvatten, Tekniska Verken i Linköping samt Stockholm Vatten och Avfall

---

# Förord

Slamhygienisering syftar till att reducera mängden sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppsslam så att hantering kan ske hygieniskt och säkert. Då det näringsrika slammet ska återanvändas som gödningsmedel till jordbruksändamål är detta särskilt viktigt för att skydda människor, djur och miljö. Dock saknas det i dag lagkrav på slamhygienisering i Sverige. Däremot har kvalitetcertifieringssystemet Revaq som ett delkrav att slammet ska hygieniseras för att godkännas för spridning på åkermark. Den vanligaste metoden vid slamhygienisering är i dag långtidslagring, vilket är en utrymmeskrävande metod som även riskerar att generera utsläpp av växthusgaser och lakvatten. Dessutom förväntas framtida krav på hygienisering av avloppsslam. Dessa skäl bidrar till ett ökat intresse för slamhygienisering hos Sveriges VA-huvudmän.

Olika tekniker reducerar olika indikatororganismer och patogener till olika grad beroende på vilken inaktiveringsfaktor som verkar och hur intensiv den är. Andra aspekter relevanta vid utvärdering av en tekniks lämplighet är erforderlig volym för behandling, behov av lagringsyta, transportbehov, luktproblematik, emissioner såsom växthusgaser samt teknisk mognadsgrad. För att utreda detta har Svenskt Vatten Utveckling beviljat RISE Research Institutes of Sweden, IVL Svenska Miljöinstitutet och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) medel för att kartlägga och utvärdera möjliga tekniker för slamhygienisering. Projektledare var Solveig Johannesdottir, RISE. I projektgruppen ingick även Annika Nordin, SLU, Emelie Persson, IVL, Elin Kusoffsky och Ann Johansen, RISE.

Rapporten ska ge en överblick över kunskapsläget samt den tekniska mognadsgraden. Målet är att den ska kunna fungera som ett kunskapsunderlag för kommuner och VA-huvudmän i planering och strategiskt arbete.

Projektgruppen vill tacka referensgruppen bestående av medarbetare hos medfinansiärerna Uppsala Vatten och Avfall, Gryaab, Roslagsvatten, Tekniska Verken i Linköping samt Stockholm Vatten och Avfall. Tack för gott samarbete vid referensgruppsmöten, utvärderingar och granskning av material. Vi vill även tacka Daniel Tamm, RISE, och Josefine Elving, Statens veterinärmedicinska anstalt, för samarbete under projektet, samt de teknikleverantörer som bidragit med information. Projektgruppen vill slutligen tacka Svenskt Vatten Utveckling, som gav oss möjligheten att utreda metoder för hygienisering av avloppsslam i Sverige.

Författarna

---

# Innehåll

Förord .....	2
Sammanfattning .....	4
Summary .....	5
Ordlista.....	6
<b>1 Bakgrund .....</b>	<b>8</b>
1.1 Dagsläget för hygienisering av slam i Sverige .....	8
1.2 Organismer relevanta vid hygienisering .....	9
1.3 Lagstadgade hygienkrav för material med liknande användning i jordbruk som slam.....	10
1.4 Syfte och mål .....	13
<b>2 Metod .....</b>	<b>15</b>
2.1 Litteraturstudie .....	15
2.2 Tekniklista och utvärdering .....	15
<b>3 Tekniklista och utvärderingsparametrar .....</b>	<b>17</b>
3.1 Utvärderingsparametrar .....	17
3.2 Identifierade tekniker för hygienisering av avloppsslam.....	18
3.3 Avdödningsfaktorer vid hygienisering .....	19
3.4 Utvalda tekniker för utvärdering .....	23
<b>4 Utvärdering av prioriterade tekniker .....</b>	<b>24</b>
4.1 Värmetorkning .....	24
4.2 Pastörisering/värmebehandling .....	26
4.3 Pyrolys.....	29
4.4 Hydrotermisk karbonisering .....	31
4.5 Termisk hydrolys.....	34
4.6 Termofil rötning.....	35
4.7 Kompostering.....	39
4.8 Alkalisk behandling .....	41
4.9 Surgörning och kemisk oxidation. ....	43
4.10 Ammoniakhygienisering.....	46
<b>5 Tekniker som kan komma att bli relevanta .....</b>	<b>48</b>
5.1 Joniserande strålning .....	48
5.2 Elektrokemisk behandling .....	49
5.3 Mikrovågsstrålning .....	50
5.4 Trycksatt gas .....	51
5.5 Kavitation.....	51
<b>6 Diskussion .....</b>	<b>53</b>
<b>7 Slutsats.....</b>	<b>61</b>
Referenser .....	62

---

# Sammanfattning

**Rapporten presenterar en kartläggning av potentiella tekniker för slamhygienisering baserat på en litteraturstudie. För tekniker med hög teknisk mognad och tillräckligt underlag för bedömning av hygieniseringseffekt har projektet utvärderat aspekter som är relevanta för svenska avloppsreningsverk. Valet av teknik är högst specifikt för varje reningsverk. Rapporten ger ett underlag som kan användas när det ska fattas beslut om hygieniseringsmetod.**

Det finns ett antal metoder för slamhygienisering tillgängliga. En kunskapssammanställning har efterfrågats av kommuner som i dag står inför att införa ny eller förändra befintlig slamhygienisering. Hygienisering av avloppsslam är för närvarande inte ett lagkrav i Sverige, men är obligatoriskt före spridning av slam från avloppsreningsverk som är certifierade enligt kvalitetssystemet Revaq.

Den vanligaste metoden för hygienisering är långtidslagring som är utrymmeskrävande och därför har begränsad tillämpning. Långtidslagring medför också produktion och utsläpp av växthusgaser och lakvatten. Det här kan vara en anledning till att VA-huvudmän är intresserade av alternativa metoder för slamhygienisering. Men orsaken kan också vara att tillståndsmyndigheten kräver en utredning av möjligheter till slamhygienisering vid ombyggnad och ansökan om nytt tillstånd enligt miljöbalken.

Situationen är osäker när det gäller framtida krav kring hygienisering, men det kan antas att kraven på EU-nivå kan komma att harmoniseras med annan liknande EU-lagstiftning, exempelvis för animaliska bioprodukter, EU-gödselmedel och avloppsvatten som används för bevattning. Därför användes dessa krav som referenser i projektet tillsammans med krav i andra skandinaviska länder.

En bred litteraturstudie genomfördes för att kartlägga potentiella tekniker för slamhygienisering. Det gjordes en utvärdering för de tekniker där underlaget för bedömning av hygieniseringseffekt var tillräckligt, och där den tekniska mognadsgraden var tillräckligt hög för att anses relevant för de deltagande VA-organisationerna (Uppsala Vatten och Avfall, Gryaab, Roslagsvatten, Tekniska Verken i Linköping samt Stockholm Vatten och Avfall). De utvärderade teknikerna är kommersiellt tillgängliga och relevanta för svenska förhållanden. I flera fall baseras hygieniseringen på värmeinaktivering. De metoder som utvärderades var värmeterkning, pastörisering, pyrolys, hydrotermisk karbonisering, termisk hydrolys, termofil rötning, kompostering, alkalisk behandling, surgörning och kemisk oxidation samt ammoniakhygienisering. Tekniker för hygienisering som identifierats ha lägre teknisk mognadsgrad har inte utvärderats på grund av bristande underlag, men de beskrivs i korthet i rapporten.

Valet av lämplig hygieniseringsmetod beror på lokala förutsättningar och drivkrafter såsom integrering i befintlig process, påverkan på avloppsslammets karaktär, tillgänglig yta för anläggningen, tillgång till spillvärme från angränsande verksamheter, avsättningsmöjligheter för producerad biogas, närhet till bebyggelse som kan störas av lukt, möjlighet till avsättning av restprodukter, samt inte minst olika faktorer som gäller utsläpp av växthusgaser. Utsläpp av växthusgaser för de utvärderade teknikerna är en kunskapslucka som behöver studeras mer. Det behövs också ytterligare utredning av metodernas praktiska och tekniska aspekter för olika storlek på anläggningar.

---

# Summary

This report presents mapping of potential technologies for sludge sanitisation, based on a literature review. Technologies with a high technical readiness level and sufficient data in hygienisation have been evaluated on aspects relevant for Swedish wastewater treatment plants. Suitable technology is highly specific for the plant in question. The report includes support for decision-making when choosing technology.

The project aimed to map and evaluate technologies for sludge sanitisation. A compilation of knowledge has been requested by municipalities that are currently faced with introducing new or changing existing sludge sanitisation. Sanitisation of sewage sludge is not currently a legal requirement in Sweden but is mandatory before spreading sludge from sewage treatment plants that are certified according to the Revaq quality system. The most common method of sanitisation is long-term storage, which is area intensive and limits the possibility of this method. In addition, long-term storage results in emissions such as greenhouse gases and leachate. This may be a reason why local water and wastewater organisations are interested in investigating the possibility of switching to an alternative method for sludge sanitisation. But the reason may also be that the licensing authority requires an investigation of possibilities for sludge sanitisation when rebuilding and applying for a new permit according to the Environmental Code.

The situation is uncertain regarding future requirements and standards. It is probable that future EU regulation on sludge sanitisation will be harmonized with the existing regulations on animal bi-products, fertilisers and reuse of wastewater. Therefore, these requirements are used as references in the project together with existing regulations in other Nordic countries. This report aims to present a knowledge base for municipalities and local water and wastewater organisations, in planning and strategic work.

The results are based on a literature review performed where a range of sources were identified and used to map potential technologies for sludge hygienisation. For technologies with a high technical readiness level and sufficient data on hygienisation, a further evaluation was performed. Furthermore, the technologies evaluated are commercially available and suitable for Swedish conditions. The methods for sludge sanitisation include heat drying, pasteurisation, pyrolysis, hydrothermal carbonisation, thermal hydrolysis, thermophilic digestion, composting, alkaline treatment, acidification and chemical oxidation, and ammonia sanitisation. Technologies identified with low technical readiness level and insufficient data on hygienisation were not evaluated but are briefly described in the report.

There are a number of technologies for sludge hygienisation that are available with a high level of technical readiness, commonly based on thermal treatment. The choice of a suitable method depends on conditions, the existing processes in the treatment plant and incentives. Choice of suitable technology depends on how it can be integrated in existing processes, as well as how sludge characteristics are affected. Additionally, available area, access to excess heat, deposition of sludge product and produced biogas, proximity to build environment, and emission can be determining factors. Emissions of greenhouse gases for the evaluated technologies need to be further studied, as well as the practical and technical aspects associated with different sizes of the hygienisation treatment.

---

# Ordlista

**ABP.** Animaliska biprodukter, produkter från animalieproduktion (exempelvis djurgödsel, matavfall). När avloppsslam samrötas med matavfall tillämpas de hygieniska krav som gäller för ABP.

***E. coli.*** *Escherichia coli* (gram-negativ mag-tarmbakterie).

***E. faecalis.*** *Enterococcus faecalis* (gram-positiv mag-tarmbakterie).

**Enterokocker.** Släkte av bakterier där *E. faecalis*, *E. faecium* och andra bakterier ingår.

**EU-gödselprodukt.** Gödselmedel som säljs på den europeiska marknaden och är CE-märkt.

**Gram-negativa bakterier.** Färgas inte av ett gramfärgningstest då dessa bakterier har en enklare uppbyggd cellvägg. Många patogena bakterier hör till denna grupp.

**Gram-positiva bakterier.** Färgas av ett gramfärgningstest då dessa bakterier har en komplexare cellvägg. Enterokocker hör till denna grupp.

**Hygieniska processkrav.** Den reduktion av mikroorganismer, patogener eller indikatororganismer, som en hygieniserande behandling ska uppnå. Mäts ofta i  $\log_{10}$  skala.

**Hygieniska produktkrav.** Den kvalitet som den behandlade slutprodukten ska hålla, med avseende på koncentrationen patogener eller indikatororganismer, vilket då anges som ett gränsvärde eller koncentrationsintervall.

**Indikatororganism.** Organism som med säkerhet förekommer i höga koncentrationer i det material som behandlas men som inte behöver vara patogen, för avloppsfraktioner exempelvis mag-tarmbakterierna *E. coli* och *E. faecalis*.

**Modellorganism.** Organism som verkar som modell för andra organismer med liknande tålighet och egenskaper.

**Patogen.** Sjukdomsalstrande mikroorganism (i detta fall som avser organismer som kan spridas via avloppsslam behandlas bakterier, virus, protozoer och inälvsmaskar).

**Personekvivalent (pe).** Mått på föroreningsbelastning. En personekvivalent motsvarar den mängd som en person avger schablonmässigt avger på ett dygn. I Sverige motsvarar en personekvivalent den mängd organiskt nedbrytbart material som har en biokemisk syreförbrukning på 70 gram löst syre per dygn under sju dygn ( $BOD_7$ ).

**Processparametrar.** För behandlingen relevanta parametrar, vilka direkt eller indirekt kan säkerställa behandlingens hygieniserande effekt, exempelvis temperatur och tid för värmebehandlingar.

**Protozoer.** Parasitära protozoer är encelliga, rörliga organismer med faktisk cellkärna och klassas som protister, vilka utgör ett eget taxonomiskt rike och är varken bakterier eller djur. I avlopp och avloppsslam är det troligt att hitta *Giardia*, *Cryptosporidium* och *Entamoeba*, och det kan ses som en reell risk kopplad till slamåterföring.



---

**Reduktion.** Skillnad i koncentration mellan startvärde och värde efter hygieniserande behandling. Anges ofta i tiopotenser och därmed  $\log_{10}$  skala, till exempel så motsvarar en  $3 \log_{10}$  reduktion en 1000 gånger lägre koncentration efter behandling jämfört med innan behandling.

**Sporbildande bakterier.** Vissa arter av bakterier kan bilda (endo)sporer, ett slags vilostadium där bakteriecellen har kraftiga väggar, ingen metabolism och kan motstå ogynnsamma yttre förhållanden under mycket lång tid. När omgivningen inte är lika stressande kan bakteriesporen aktiveras och gå in i vegetativt stadium. Sporbildande bakterier som är patogena för människan hör främst till släktena *Bacillus* och *Clostridium*. *Clostridium perfringens* används som indikator/modell organism.

**spp.** *sub species*, underarter av organismer som ingår i samma släkte. Till exempel *Salmonella* spp. omfattar alla arter och stammar av släktet salmonella.

**Validering.** Fastställer att en behandling uppfyller ställda processkrav och relaterar behandlingens effekt (reduktion av mikroorganismer) till relevanta processparametrar.

**Vegetativa bakterier.** Bakterier som är metaboliskt aktiva och inte förekommande i sporform. Bakterier som kan bilda sporer kan förekomma i antingen vegetativ form eller sporform medan de flesta bakterier bara förekommer i vegetativ form.

**Zoonos.** Sjukdom som kan spridas mellan djur och människa.

---

# 1 Bakgrund

## 1.1 Dagsläget för hygienisering av slam i Sverige

Avloppsslam innehåller förutom näringsämnen och organiskt material även sjukdomsframkallande mikroorganismer, patogener. Syftet med slamhygienisering är att reducera mängden patogener för att ge en hygieniskt säker avloppsprodukt (Nordin et al. 2017). Hygienisering är i synnerhet angeläget då produkten ska återanvändas, exempelvis för jordbruksändamål, och människor och djur kan exponeras både via gödsblad gröda och från miljön. Regeringsuppdraget om en giftfri och cirkulär återföring av fosfor från avloppsslam lyfter hygieniseringsfrågan som en viktig del av en smittfri och säker hantering av avloppsslam (SOU 2020:3 2020). Förutom reduktion av patogener behöver slammet också stabiliseras, genom att lätt nedbrytbar organisk substans bryts ned, för att exempelvis minska luktolägenhet. Minskad lukt minskar också risken att slammet attraherarflugor som kan återintroducera patogener till slammet (Schönning 2003).

Förutom hur väl en teknik reducerar mängden patogener kan ytterligare faktorer såsom volym av slam som hanteras, behov av lagringsplats, effektiva transporter, lukt, eventuell minskning av avgång av växthusgaser samt de platspecifika förutsättningarna såsom möjlighet till avsättning till fjärrvärme/värme vara drivande i val av teknik. Styrkor respektive svagheter behöver därför vägas vid teknikval för den aktuella anläggningen. I dag saknas dock en aktuell sammanställning av vilka tekniker på marknaden som kan användas för hygienisering och vilken grad av hygienisering de kan uppnå. För VA-organisationerna i Sverige skulle en oberoende kunskapssammanställning över tillgängliga tekniker, där tillräcklig avdödning/reduktion av patogener/indikatororganismer testats och verifierats, kunna underlätta arbetet inför kommande investeringar.

I rapport 6580 ”Hållbar återföring av fosfor” (2013) föreslog Naturvårdsverket metoder och behandlingskrav för hygienisering av avloppsfraktioner för slamförordning. I rapporten föreslås termisk torkning, termofil rötning, pastörisering, sluten kompostering, strängkompostering, kalkbehandling och ureabehandling vara godkända metoder för hygienisering, förutsatt att vissa behandlingsparametrar uppfylls. Dessa metoder, samt lagring i 6 månader, är de metoder för hygienisering som är godkända enligt certifieringssystemet Revaq under 2023. För Revaq-certifierat slam fastställs slammet vara Salmonellafritt (i minst 25 gram prov) före spridning, men inga andra krav kopplat till hygienindikatorer anges (Revaq Regler för certifieringssystemet Utgåva 8.1 2023.01.01). I 2024 års Revaq certifieringsregler innefattas även slamkol och renat avloppsvatten som produkter som kan ingå för certifierade reningsverk. Slamkolet kan framställas genom pyrolys (biokol) eller hydrotermisk karbonisering (hydrokol) och anses hygieniserat efter minst 30 min vid minst 190 °C. För renat avloppsvatten i jordbruk för olika typer av användning finns olika grader av hygienkrav som ska uppfyllas enligt EU:s direktiv och där Revaq-certifiering inte ställer högre krav (Revaq Regler för certifieringssystemet Utgåva 9.0 2024.01.01).

Bland alla de avloppsreningsverk i Sverige som har återföring av slam till jordbruksmark och är Revaq-certifierade är långtidslagring (minst 6 månader) den vanligaste metoden för slamhygienisering. Lagring av slam är dock en osäker metod för hygienisering då det är svårt att förutse patogener/indikatororganismers överlevnad då den inte är relaterad till några tydliga, mätbara material- eller processparametrar. Faktorer som påverkar VA-verksamhetens behov av att ha fler eller andra hygieniseringsmetoder i sin repertoar än långtidslagring är bland annat ökade krav på hantering av lakvatten från lagringen, platsbrist för långtidslagring, och olika lokala miljökrav för lagringsytor (Figur 1.1). Utöver långtidslagring förekommer i dag vid några verk hygienisering genom termofil rötning alternativt kalkning med osläckt kalk.



**Figur 1.1**

Långtidslagring av avloppsslam från Ryaverket.  
Foto: Emelie Asplund.

## 1.2 Organismer relevanta vid hygienisering

Patogener i avlopp och avloppsslam utgörs av olika bakterier, virus och parasitära protozoer och maskar. Även om avloppsslam kan innehålla patogener som infekterar till exempel luftvägarna via inandning är det främst de patogener som smittar via förorenad föda och vatten som utgör en risk vid återföring av avloppsfraktioner (Nordin 2018). Dosen som krävs för att förorsaka infektion är oftast hög för bakterier men till skillnad mot parasiter och virus kan bakterier växa till under gynnsamma förutsättningar. Många av de patogena bakterierna är zoonotiska, infekterar både människa och djur, vilket innebär en ytterligare risk för spridning. Ett exempel är salmonella som infekterar nästan alla djurarter och som därför är viktig att inte sprida i miljön. Salmonella är trots gott smittläge i Sverige frekvent förekommande i avloppsslam. De flesta bakterier är dock relativt känsliga och avdödas med hygieniserande behandlingar. Virus skiljer sig från bakterierna genom att de inte kan föröka sig i miljön och oftast bara infekterar antingen människa eller djur vilket är bra ur smittspridningssynpunkt. Parasiterna består av protozoer, enkla encelliga djur, och inälvsmask. Inälvsmask är i stort sett utrotad i Sverige medan protozoer är vanligt förekommande i avlopp och bör beaktas vid återföring av avloppsslam.

Att mäta alla patogener i ett material är inte möjligt, och då frånvaron av en patogen inte nödvändigtvis beror på att materialet är hygieniserat använder man sig av indikator- och modellorganismer för att fastställa en behandlings effektivitet. Traditionellt har bakterier hörande till familjen *Enterobacteriaceae*, varav *E. coli* utgör stor del av de som anses vara av fekal ursprung, och arter av *Enterococcus* använts för att spåra fekal förorening av dricksvatten. Ur ett behandlingsperspektiv används *E. coli* bäst som representant för andra arter av samma familj exempelvis salmonella. Enterokockerna hör till de gram-positiva bakterierna vilka har en cellvägg som ger mer skydd mot mesofila temperaturer, höga salthalter, torkning och desinfektion jämfört med de gram-negativa bakterierna, till vilka de flesta bakteriella patogener hör (Bitton 1999). Då indikatororganismer ska användas som ett mått på en behandlingseffektivitet krävs att de är kontinuerligt förekommande i materialet, förekommer i tillräckligt höga koncentrationer och är relativt enkla att identifiera och mäta (EU 142/2011 2011; Bitton 1999).

En modellorganism kan studeras för att dra slutsatser om andra organismer som har liknande egenskaper i relation till en behandling och behöver inte nödvändigtvis förekomma naturligt i materialet, även om det är att föredra. Användande av bakteriofager, virus som infekterar bakterieceller och förekommer i avlopp, som modell

---

för humanvirus är vanligt (Fraise et al. 2004). Bakteriofager är lätta att kvantifiera i jämförelse med human- och djurvirus som traditionellt har krävt levande celler för kvantifiering. För att representera potentiella patogener är det viktigt att använda indikator-/modellorganismer som representerar olika grupper av patogena mikroorganismer. *Salmonella* spp. och ägg från *Ascaris lumbricoides* är de faktiska patogener som oftast mäts efter behandling i slutprodukter som härstammar från avlopp. I de olika regelverk som berör hygienisering av olika slags gödselmedel anges både användandet av naturlig förekommande, icke-patogena organismer, såväl som patogena organismer. I vissa fall anges önskvärd reduktion av faktiska patogener men om detta inte kan studeras föreslås indikator-/modellorganismer för dessa (Tabell 1.1). För mer djupgående information kring hygienisering och indikatorer för behandlingar, speciellt termiska behandlingar, se Vinnerås (2013).

### **1.3 Lagstadgade hygienkrav för material med liknande användning i jordbruk som slam**

Organiska gödselmedel från avfall faller under olika lagtexter beroende på sitt ursprung. Detta projekt fokuserar på tekniker för hygienisering av avloppsslam, men då avlopp är en avfallsfraktion som länge varit oreglerad vad det gäller hygieniska aspekter så redovisas nedan även hygieniska process- och slutkvalitetskrav för gödselprodukter med hushållsavfall och djurgödsel (som båda klassas som animaliska biprodukter, ABP) där strikta hygienkrav gäller sedan länge. Animaliska biprodukter regleras av Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1069/2009 (EG 1069/2009 2009) och Kommissionens förordning (EU) nr 142/2011 (EU 142/2011 2011). Matavfall och gödsel behandlas som ABP kategori 3 för vilket standardbehandlingen är 70 °C i en timme, men andra behandlingar kan godkännas och ska då uppnå angiven reduktion av patogener och indikatororganismer (Tabell 1.1). Vid validering av en teknik för att kunna påvisa reduktion kan organismer behöva tillsättas i det fall inkommande material har otillräcklig mängd av organismerna i fråga. Vid låga halter av organismer är det svårt eller rent av omöjligt att visa att log-reduktionskrav uppfylls om inte organismer tillsätts. *Ascaris*-ägg exempelvis finns inte i slam naturligt och behöver därför alltid tillsättas artificiellt.

Fram till nyligen har avloppsfraktioner som avloppsslam och avloppsvatten inte haft några krav relaterade till hygienisering vid användning. Rådets direktiv 86/278/EEG av den 12 juni 1986 om skyddet för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket (EU 86/278/EEC 1986) stipulerar gränsvärden för tungmetaller i slammet men även för den jord som ska gödslas. Med syfte att förhindra smittspridning står i direktivet att avloppsslam ska behandlas med stabiliserande behandling (som samtidigt kan hygienisera slammet) men i praktiken tillåts användning av obehandlat slam så länge det brukas ned inom 48 timmar från spridning. Direktivet stipulerar dock restriktioner gällande val av grödor och karensperioder mellan gödsling och skörd. Att utvärdera vilka behandlingar som kan vara tillämpliga för olika slam användningar är i dag upp till varje EU-stat att definiera. Direktiv 86/278/EEC har implementerats på nationell nivå, med striktare gränser för tungmetaller (exempelvis i Sverige) men också med striktare krav relaterat till hygienisering (exempelvis i Österrike, Danmark, Storbritannien, Frankrike, Finland, Italien, Luxemburg och Polen). Dessa striktare krav manifesteras ofta genom att sätta gränsvärden för patogener eller indikatororganismer i slutprodukten, men också genom att definiera den reduktion som hygieniserande behandling ska uppnå. Sveriges implementering av Direktiv 86/783/EEC i Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket (SNFS 1994:2 2001) anger varken krav kopplat till reduktion eller slutproduktkvalitet vad det gäller hygienisering. I vårt grannland Norge finns en lång tradition av återföring av avloppsslam i lantbruket

---

och sedan 2003 har hygienisk kvalitet när slam, tillsammans med andra organiska gödselmedel, används i jordbruket reglerats (med vissa undantag vad det gäller djurgödsel) (Lovdata 2003). De norska föreskrifterna har krav på att det inte ska förekomma viabla maskäggn (parasitära maskar) i slutprodukten och en kvalitetsgräns för termotoleranta koliforma bakterier. Godkända processer har validerats att reducera parasitägg. De behandlingar som anges inkluderar värmebehandling och torkning kombinerat med stabiliserande behandling. Även Danmark har sedan 1995 (Miljöministeriet 2018) haft hygienkrav på avloppsslam (och andra avfallsprodukter) som återförts till jordbruk. De danska bestämmelserna reglerar hygien teknik, men anger även hygienkrav (Tabell 1.1).

Även i USA har hygienisering av slam reglerats länge med uppdelning i två olika klasser, A och B, med högre och lägre krav på hygienisering (US EPA 2021). Patogenreduktionskraven kan nås antingen genom att använda specificerad behandlingsteknik eller genom att visa på att kvaliteten på det behandlade materialet möter givna krav gällande patogener och/eller indikatororganismer. Klass A-slam ska hålla koncentrationer av fekala koliforma bakterier lägre än 1 000 per gram TS medan salmonella, virus och viabla maskäggn ej ska förekomma i slammet. För klass B-slam är kravet  $<2 \cdot 10^6$  fekala koliforma bakterier per gram TS, vilket kan ses som ett lågt ställt krav som inte påvisar någon hög grad av hygienisering, utan snarare kan ses som en indikator på att det inte förekommit betingelser för tillväxt av bakterier.

Från juni 2023 kommer Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2020/741 om minimikrav för återanvändning av vatten att vara gällande i alla EU:s medlemsstater. Regleringen klassar avloppsvatten i fyra kvalitetsklasser (A, B, C, D) utifrån avsedd användning och bevattningsmetod (EU 2020/741 2020). Klasserna baseras på typ av gröda med det högsta kravet (A) vid bevattning av grödor som konsumeras råa med ätliga delar i direktkontakt med återanvänt vatten eller jord och det lägsta kravet (D) vid bevattning av exempelvis industri- och energigrödor. Klasserna A, B och D kan använda alla typer av bevattning, medan klass C ska bevattnas med droppbevattning. För alla klasser av avloppsvatten krävs minst sekundär avloppsrening och hygienisering, metoder för hygienisering är dock inte angivna i regleringen. För avloppsvatten av kvalitetsklass A krävs även ytterligare filtrering (typ av filter dock ej angivet) och turbiditet ska mätas. *E. coli* mäts för alla klasser medan specifikt för klass A ska avdödning av indikatororganismer för virus, protozoer och bakterier, eller den faktiska referenspatogenen (Rotavirus, *Cryptosporidium* spp., *Campylobacter* spp.) säkerställas (Tabell 1.1).

Europaparlamentets och rådets förordning (EU 2019/1009 2019), som reglerar EU-gödselprodukter (det vill säga gödselprodukter som lanseras på den europeiska marknaden och som då ska CE-märkas), började gälla juli 2022. Förordning (EU) 2019/1009 anger kriterier för föroreningar i gödselprodukten för tungmetaller och hygienisk kvalitet. EU 2019/1009 harmoniserar produktkvalitetskraven för gödselprodukter med gränsvärdena för animaliska biprodukter (ABP). EU-gödselprodukter får inte innehålla material klassat som avfall eller som slutat vara avfall, exempelvis avloppsslam enligt EU 2008/98/EC (2018). Dock är det tänkt att 2019/1009 kommer kompletteras över tid med fler typer av material som tillåts användas i EU-gödselprodukter. Förordningen har hittills kompletterats till att även inkludera utfällda fosforsalter (EU 2021/2086 2021) samt pyrolys- och förgasningsmaterial (EU 2021/2088 2021) som tillåtna komponentmaterial. Utöver de mikrobiologiska kraven i grundförfattningen har tillägget för utfällda fosforsalter ytterligare gränser för organismkoncentrationer och reduktionskrav (Tabell 1.1).

	EU 2020/741 (avloppsvatten) <sup>a</sup>	EU 2011/142 (matavfall och gödsel)	EC 2019/1009 (EU-gödselprodukter)	EU 2021/2086* (utfällda P-salter) <sup>b</sup>	Forskrift om organisk gjødsel, Norge (inklusive avløpslam)	BEK nr 1001 af 27/06/2018, Danmark (avfall inklusive avloppsslam)	Part 503, USA (avloppsslam)
E. coli	≤10/100ml (A) ≤100/100 ml (B) ≤1 000/100 ml (C) ≤10 000/100 ml (D) ≥5 log <sub>10</sub> red.	≤1 000–5000/g	≤1 000/g eller ml	≤1 000/g eller ml		<100/g	
Enterobacteriaceae		10–300			<2 500/g TS <sup>n</sup>		<1 000/g TS <sup>o</sup>
Campylobacter spp.	≥5 log <sub>10</sub> red.						
Salmonella spp.		<0 i 25 g ≥5 log <sub>10</sub> 0 red. <sup>c</sup>	0 i 25 g eller ml	0 in 25 g eller ml	0 i 50 g TS	0	<4/4 g TS
Enterococcus spp.		≤1 000/g ≥5 log <sub>10</sub> red. <sup>d</sup>	≤1 000/g eller ml	≤1 000/g eller ml		<100/g	
Maskägg <sup>e</sup>	≤1 ägg/l <sup>f</sup>	≥3 log <sub>10</sub> red. <sup>g</sup>		0 i 25 g eller ml	Inga		
Legionella spp.	<1 000 cfu/l <sup>h</sup>						
Bakteriofager <sup>i</sup>	≥6 log <sub>10</sub> red						
Virus	≥6 log <sub>10</sub> red. <sup>j</sup>	≥3 log <sub>10</sub> red. <sup>k</sup>					
Sporer <sup>l</sup>	≥4–5 log <sub>10</sub> red. <sup>l</sup>			<100/g eller ml <sup>m</sup>			
Cryptosporidium spp.	≥4 log <sub>10</sub> red.	0 i 1 g					

a) För *E. coli* olika, reduktionskrav bara för klass A.; b) Om inte värmebehandlade minst 70 °C i 1h; c) *Salmonella Senftenberg* 775W, H2S negativ; d) *Enterococcus faecalis*; e) För 2020/741 definierad som Intestinal nematodes/Helminth eggs, för ABP och EU 2021/2086 definierad som *Ascaris* spp. (viabel); f) vid bevattning av betesmark eller grovfoder; g) för kemiska behandlingar; h) vid risk för aerosolbildning (alla klasser); i) Totalt antal kolifager/F-specifika kolifager/somatiska kolifager/kolifager (*sic*) där totala antalet kolifager är som virusindikator och om inte möjligt ska minst en av kolifagerna (F-specifika eller somatiska kolifager) analyseras; j) rotavirus; k) när virus bedöms utgöra en risk, reduktion av parvovirus eller annat värmetåligt virus; l) *Clostridium perfringens* sporer/ sporbildande sulfatreducerande bakterier (den högre reduktionen för sporbildande sulfatreducerande bakterier) men *C. perfringens* är föredragen indikator; m) *Clostridium perfringens*; n) Totala termotoleranta koliforma bakterier; o) fekala koliforma bakterier.

**Tabell 1.1**

Olika produktkvalitetskrav (gränsvärden) och krav på reduktion under behandling (log<sub>10</sub> reduktion) i olika EU regleringar och direktiv rörande olika avfallsfraktioner och gödselmedel samt krav i Norge, Danmark och USA.

---

Av förordningarna och direktiven i Tabell 1.1 är det förordning (EU) 2020/741 vilken reglerar avloppsvattenanvändning som ställer de högsta kraven både på gränsvärden och reduktion (EU 2020/741 2020). Detta kan ses som rimligt i ljuset av att vid bevattnings används stora volymer i en helt annan magnitud än när ett material används som gödsel. Förordning (EU) 2020/741 föreslår flera olika organismer för validering av behandlingseffekt men anger inte behandlingar. Både ABP-förordningarna och Annex 1 till EC 2019/1009 anger godkända behandlingar, men även vilken organismreduktion som ska uppnås för att validera alternativa behandlingar. Det är bra med möjlighet att använda alternativa tekniker, men problematiskt då vissa av de godkända behandlingarna inte resulterar i den reduktion som krävs vid validering av alternativa behandlingar. Till exempel är struvit som värmebehandlats 70 °C i 1 timme eller högre undantaget att bevisa att *Clostridium perfringens* är lägre än 100 per ml eller g struvit, trots att *C. perfringens* har visat sig överleva sådan värmebehandling medan alternativa behandlingar ska påvisa en sådan reduktion. På liknande sätt har värmetoleranta parvovirus som föreslås för validering av alternativa behandlingar till 70 °C i 1 timme (ABP) ifrågasatts som testorganism i och med deras extrema värmetålighet i relation till relevanta virus och att de ibland visat sig överleva längre än 1 timme (Elving 2012). Denna diskrepans mellan krav som ställs på alternativa behandlingar i relation till redan godkända behandlingar riskerar att hämma teknikutveckling. Ytterligare är användandet av gränsvärden i produkter som inte relaterar till faktiska risker förvirrande. Speciellt gränsvärden för *C. perfringens* (sporbildande bakterie) i fällda fosforsalter kan tyckas orimliga från ett riskperspektiv då bakterien är vanligt förekommande i jord, speciellt jordbruksjord. I förordning (EU) 2020/741 anges att *C. perfringens* är föredragen modellorganism för *Cryptosporidium* spp.-cystor men det är väldigt troligt att *C. perfringens* är tåligare mot behandling än den *Cryptosporidium* som den ska verka som modell för. Det har även höjts andra frågor kring användandet av *C. perfringens* som indikatororganism då det visat sig att flera vanliga slambehandlingar har visat sig kunna stimulera tillväxt av vegetativa och sporbildande bakterier (Martín-Díaz et al. 2017).

Ägg från spolmask (*Ascaris* spp.) är mycket tåliga och anges som testorganism för kemiska behandlingar av ABP och att en 3 log<sub>10</sub>-avdödning ska uppnås. Globalt sett är *Ascaris*-infektion hos människa så vanligt förekommande att spolmaskägg används som en indikatororganism. I Sverige och norra Europa har vi dock utrotat spolmask hos människa, och ägg från dessa utgör ingen reell risk kopplad till användning av avloppsslam. Det kan dock vara så att framtida reglering av hygienisk kvalitet på avloppsslam kan komma att strömlinjeformas med kraven på ABP, som kräver reduktion av *Ascaris*-ägg vid validering av kemisk behandling.

## 1.4 Syfte och mål

I väntan på ny lagstiftning om avsättning för avloppsslam finns redan kommuner som är i behov av hygieniserande behandling av avloppsslam. Detta då det på flera håll råder brist på slamplattor för långtidslagring av slammet, eller förutspås komma att råda brist inom en snar framtid. På grund av de stora mängderna slam som produceras tar långtidslagringen ofta stora ytor i anspråk. Dessutom ger slamlagring upphov till betydande klimatutsläpp, och därför är många VA-huvudmän angelägna om att ersätta långtidslagring med någon alternativ hygieniseringsmetod för att minska miljöpåverkan. Nödvändiga tillbyggnationer och renoveringar av reningsverk och processer kan också kräva att VA-huvudmän utreder olika hygieniseringsalternativ. Det kan till exempel vara aktuellt att utreda hygienisering i direkt anslutning till en ny röt-kammare. Även om ett förbud mot slamspridning inträder är många hygieniseringsmetoder intressanta ändå eftersom de kan minska mängden slam som måste tas omhand.

---

Detta projekt avsåg att kartlägga tillgängliga tekniker för hygienisering av avloppsslam samt att utvärdera och jämföra dessa tekniker och processer utifrån parametrar relevanta för avloppsreningsverkens slamhantering. Kartläggningen baserades på en litteraturstudie och täckte både etablerade och nya tekniker. Projektets mål var att förse kommuner och VA-huvudmän med ett transparent och strukturerat kunskapsunderlag. Underlaget kan stötta dem i planerings- och strategiarbetet kring slamhantering och hygienisering, utifrån de specifika förutsättningar som finns för VA-verksamheterna.

I detta projekt har fokus varit att kartlägga tekniker med mer långtgående hygienisering och som möjliggör återföring av resurser, och därför har inte långtidslagring eller metoder för kvittblivning såsom förbränning inkluderats i utvärderingen (fosfor kan utvinnas ur askan men dessa aspekter har inte inkluderats och förbränning kvarstår därmed som irrelevant för projektets syfte). Frågeställningar kopplade till avsättningen för slutprodukter har inte utretts inom ramen för detta projekt. Ansatser att utgöra energiberäkningar har inte gjorts men presenteras i de fall det har presenterats i litteraturen. Detsamma gäller för identifierade anläggningars kapacitet i olika enheter (pe, ton TS, ton våtvikt exempelvis).



---

## 2 Metod

### 2.1 Litteraturstudie

Litteraturstudien granskade både vetenskapliga publikationer och information i form av rapporter från olika organisationer och information om pågående projekt, exempelvis via organisationers och företags hemsidor. Litteratursökningen utfördes stegvis där den första sökningen hade för avsikt att identifiera tekniker/metoder/processer för slamhygienisering. I sökmotorer för vetenskapliga publikationer (Web of Science; Scopus; PubMed) användes söktermerna: sludge\* OR biosolid\* OR digestate\* AND saniti\* OR hygieni\* OR patogen\* OR inaktivat\* OR disinfect\*. Sökningen utfördes för materialaspekten i Titel, keywords och sammanfattning och för hygieniseringsaspekten i Titel men även med omvända sökfält för material- och hygienaspekten. Efter gallring av duplikat resulterade sökningen i de vetenskapliga databaserna i cirka 2 000 sökträffar. Av dessa träffar fokuserades på publikationer från och med år 2000. Ej relevant litteratur, det vill säga litteratur som inte behandlade tekniker eller processer för hygienisering, gallrades bort. Resterade litteratur (893 källor) klassificerades utifrån teknik vilket ledde till en initial identifikation av hygieniseringstekniker. Djupare studier av litteratur fokuserades på tekniker där det fanns evidens och kvantifiering av hygieniseringsfunktionen.

Övrig litteratur söktes på instituts och myndigheters hemsidor (Svenskt Vatten, RISE, IVL, Havs- och vattenmyndigheten, Naturvårdsverket, Stockholm Environment Institute). Detta kompletterades med samtal och underlag från kommuner och teknikleverantörer samt den tekniksammanställning för hygieniseringsmetoder för samröttningsanläggningar som gjorts under år 2021 inom projektet ”Förbättrad ekonomi på biogasanläggningar och i gödselhantering genom fler nationella standardmetoder för hygienisering” (RISE 2021).

### 2.2 Tekniklista och utvärdering

Identifierade tekniker bedömdes med avseende på hygienisering, teknisk mognad och relevans för svensk kontext. Vid behov kompletterades med litteratursökning kring viss teknik eller parameter. Eventuella teknikleverantörer och andra aktörer som gjort försök med relevanta hygieniseringsmetoder kontaktades för sammanställning av information och tekniska data för deras teknik/process. För tekniker med en lägre teknisk mognadsgrad var det inte möjligt att beskriva prestanda/data för samtliga utvärderingsparametrar på grund av bristfälligt underlag. Dessa presenteras i ett separat kapitel av rapporten.

Kartläggningen av tekniker och processer som ansågs relevanta utifrån projektets syfte och ett svenskt behandlingsperspektiv utvärderades med avseende på hygien och andra relevanta processparametrar. Deltagande VA-organisationer (Uppsala Vatten och Avfall, Gryaab, Roslagsvatten, Tekniska Verken i Linköping samt Stockholm Vatten och Avfall) lyfte innan projektets start följande parametrar som relevanta för utvärdering av hygieniseringsmetoder:

- Hygieniseringsresultat (avseende olika patogengrupper)
- Energianvändning
- Tillämpbarhet på olika slam (rötat, orötat)
- Tillgänglighet på svenska marknaden
- Teknisk mognadsgrad
- Tillgång till referensanläggning

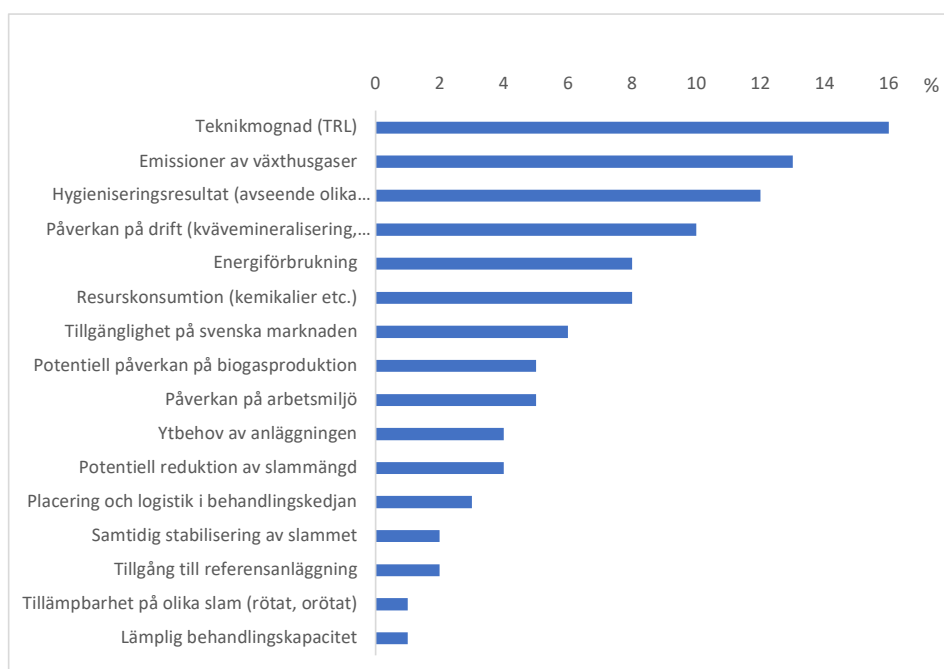
- 
- Ytbehov
  - Resurskonsumtion (kemikalier)
  - Potentiell reduktion av slammängd
  - Potentiell påverkan på biogasproduktion
  - Samtidigt stabilisering av slammet
  - Direkta emissioner av växthusgaser
  - Lämplig behandlingskapacitet (exempelvis minsta/största slammängd som kan hanteras)
  - Påverkan på arbetsmiljö
  - Påverkan på drift (grad av mineralisering av kväve, avvattnings etc)
  - Placering och logistik i behandlingskedjan (exempelvis storskaligt på reningsverket eller småskaligt i anslutning till platsen för användning).

Dessa utvärderingsparametrar användes som diskussionsunderlag vid projektmöten samt workshop. För att bidra med ytterligare underlag och transparens sammanställdes teknikutvärderingen även i en Excel-fil. Denna kan användas tillsammans med rapporten som en kondenserad och sammanfattande form av de resultat som presenteras. Excel-filen finns öppet tillgänglig på [figshare.com](https://figshare.com), en plattform för att dela forskningsresultat på ett refererbart, delbart och tillgängligt sätt (Johannesdottir 2023).

# 3 Tekniklista och utvärderingsparametrar

## 3.1 Utvärderingsparametrar

Vid projektets uppstart ombads deltagande VA-organisationer att prioritera mellan de initiala parametrarna. Detta gjordes genom att fördela 100 poäng emellan dem (Figur 3.1). De parametrar som värderades högst var teknisk mognadsgrad, emissioner av växthusgaser, hygieniseringsresultat (avseende olika patogengrupper), påverkan på drift (exempelvis produktion av rejektvatten och påverkan på avvattning) samt energi- och resursanvändning (exempelvis kemikalier). Denna prioritering stämde återigen av på en workshop inför slutförande av projektet. Frågan om eventuella viktiga parametrar som missats lyftes även på startmötet, men inga lyftes som var relevanta eller möjliga att inkorporera i detta projekt.



**Figur 3.1**

Prioritering av utvärderingsparametrar gjord av deltagande VA-organisationer vid projektstart.

Baserat på prioriteringen av parametrar samt resurser i projektet definierades följande utvärderingsparametrar som de av störst betydelse för lämpligheten av en hygieniseringsteknik:

- Teknisk mognadsgrad (Technical Readiness Level, TRL).
- Logistik och placering i behandlingskedjan.
- Rimlig behandlingskapacitet (ytbehov). Möjlighet till behandling på extern plats (off-site).
- Påverkan på drift, främst påverkan på avvattningsegenskaper, eventuellt rejektvatten samt potentiell påverkan på biogasutbyte.
- Emissioner av växthusgaser och i jämförelse med långtidslagring.
- Resurser: kvalitet av energi som krävs samt insatskemikalier, samt om möjligt kvantitet.

---

För den tekniska mognadsgraden har vi använt den terminologi som utvecklats inom Horizon 2020 för att beteckna en teknologisk mognadsgrad och tydliggör nedan hur vi har tolkat de olika nivåerna av Technical Readiness Level (TRL) i relation till teknik och processer för slambehandling. Av de identifierade teknikerna utvärderades tekniker vidare bara om de bedömdes hålla TRL 6–7 och högre.

*TRL 9* – Systemet beprövat i operationell miljö. Fullt kommersiellt gångbar applikation och teknologin tillgänglig för konsumenten.

*TRL 8* – Systemet komplett och bekräftat. Teknisk lösning som är den första i sitt slag. Tillverkningsproblem lösta.

*TRL 7* – Systemprototyp demonstrerad i avsedd operationell miljö i förkommersiell skala.

*TRL 6* – Teknologin demonstrerad i relevant miljö. Prototypsystem testade i avsedd miljö och med avsedd prestanda.

*TRL 5* – Teknologin validerad i relevant miljö. Storskaliga prototyper testade i avsedd miljö.

*TRL 4* – Teknologin bekräftad i labb. Småskaliga prototyper konstruerade i labbskala finns.

*TRL 3* – Experimentella belägg finns. Tillämpad forskning. De första laboratorietesterna är gjorda.

*TRL 2* – Teknologikoncept finns formulerat. Både koncept och applikationer finns definierade.

*TRL 1* – Basforskning. Principer finns antagna men experimentella belägg saknas.

I denna rapport har kommersiellt tillgängliga tekniker som har testats i full skala på reningsverk getts teknisk mognadsgrad hög (8–9). De tekniker som har testats på reningsverk i form av pilotanläggning har getts teknisk mognadsgrad 6–7. Tekniker som bedöms ha lägre teknisk mognadsgrad har inte utvärderats utan presenteras i separat kapitel av rapporten. Värt att notera är att teknisk mognadsgrad har angetts för den generella processen medan olika former av applikation av den kan ha högre eller lägre, exempelvis implementering av en teknik på olika delar av reningsverk eller från specifika teknikleverantörer (med något olika processdesign) kan ha olika teknisk mognadsgrad men metoden är ändå väl beprövad. Teknisk mognadsgrad i denna rapport har använts dels som ett sätt att välja ut intressanta tekniker, dels ge en indikation på hur beprövad och tillgänglig tekniken är.

### **3.2 Identifierade tekniker för hygienisering av avloppsslam**

Den första screeningen av litteraturen resulterade i 32 tekniker som gjorde anspråk att inaktivera patogena mikroorganismer. Flera tekniker/processer exkluderades från vidare granskning då de bedömdes 1) inte ha tydliga processfaktorer som kopplas till avdödning alternativt inte uppnå fullgod avdödning, 2) ha låg teknisk mognadsgrad (under 6–7), och/eller 3) inte bedömdes som intressanta från ett svenskt perspektiv. Exempelvis uppfyllde inte maskkompostering något av kriterierna medan frysning inte ansågs uppfylla varken 1) eller 3). Teknikerna och bedömning av relevans för detta projekt presenteras i Tabell 3.1.

Genomläsning av litteraturen har visat på många olika tekniker eller processer som kan ge hygienisering. Metoder kan också påverka slammets egenskaper och i vissa fall ge konsekvenser för hur slammet kan avsättas. Vidare kan en kombination av tekniker vara nödvändigt för en fullständig hygienisering av slam. Viktigt är också att olika tekniker kan ha olika grad av risk för smittspridning under behandlingen, exempelvis via bildning av aerosoler, vilket är en viktig faktor i arbetsmiljön. För flertalet tekniker med låg teknisk mognadsgrad kunde inte god hygieniserande effekt fastställas.

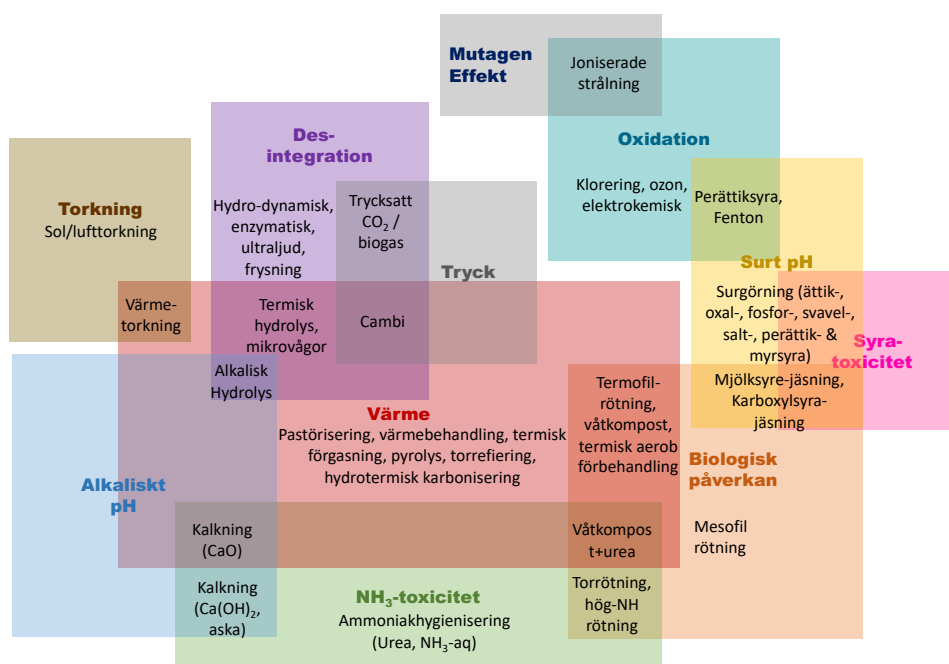
Teknik	Teknisk mognad	God hygienisering	Kategori
Pyrolys	Hög	Ja	Termisk
Termisk hydrolys	Hög	Ja	Termisk
Pastörisering	Hög	Ja	Termisk
Hydrotermisk karbonisering	Hög	Ja	Termisk
Termisk torkning	Hög	Ja	Termisk
Kompostering	Hög	Ja	Biologisk
Termisk aerob förbehandling	Hög	Ja	Biologisk/termisk
Torrötning	Hög	Ja	Biologisk
Termofil rötning	Hög	Ja	Biologisk/termisk
Kalkning	Hög	Ja	Kemisk
Ammoniakhygienisering	Hög	Ja	Kemisk
Hydrolys	Hög	Eventuellt	Fysikalisk
Mesofil rötning	Hög	Nej	Biologisk
Mikrovågor	Medel-hög	Ja	Termisk
Betastrålning	Medel-hög	Ja	Fysikalisk
Gammastrålning	Medel-hög	Ja	Fysikalisk
Oxidation	Medel	Ja	Kemisk
Perättik-/svavel-/ätttik-/karboxyl-syra	Medel	Ja	Kemisk
Mekanisk ångkompression	Medel	Ja	Termisk
Trycksatt koldioxid/biogas	Medel	Ja	Fysikalisk
Ultraljud	Medel	Ja	Fysikalisk
Elektrokemisk/oxidation	Medel	Eventuellt	Elektrokemisk
Elektrokinetisk/dialys	Medel	Eventuellt	Elektrokemisk
Elektroavvattning	Medel	Eventuellt	Elektrokemisk
Kavitation	Medel	Eventuellt	Fysikalisk
Volatila fettsyror	Medel	Eventuellt	Kemisk
Maskkompostering	Medel	Nej	Biologisk
Enzymatisk hydrolys	Medel	Nej	Fysikalisk
Mjölksyrefermentering	Medel	Nej	Biologisk
Klorering	Låg	Ja	Kemisk
Fentonreagent	Låg	Ja	Kemisk
Frysning	Låg	Nej	Termisk

### 3.3 Avdödningsfaktorer vid hygienisering

Även om många olika teknik- och processlösningar finns som leder till avdödning av patogener så beror ofta avdödningen på inaktiverande ”faktorer” som kan verka ensamt eller i kombination, och i synergi, med andra faktorer (Rouch et al. 2011). I vissa fall baseras hygieniseringen för vitt skilda tekniker på samma avdödningsfaktor. Dessa avdödningsfaktorer kan skilja i hur effektiva de är att inaktivera olika patogengrupper och olika stadier av patogener, till exempel om bakterier är i vegetativt stadium eller i sporform. Intensiteten av en faktor, exempelvis för värmebehandling av hur hög temperaturen är, har stor påverkan på avdödningshastigheten eller om hygienisering uppnås eller inte. Även om en behandling bygger på i huvudsak en avdödningsfaktor så förekommer ofta andra bidragande faktorer. Se Figur 3.2 för överblick av hygieniserande faktorer och inverkan för olika tekniker/behandlingar.

**Tabell 3.1**

Identifierade tekniker för hygienisering anges med respektive teknisk mognadsgrad, god hygienisering eller ej samt kategori av behandling (termisk, biologisk, kemisk, fysikalisk).



**Figur 3.2**

Gruppering av tekniker relevanta utifrån huvudsaklig avdödningsfaktor där varje färgat fält motsvarar en avdödningsfaktor, och där placering av teknik i överlappande fält visar att fler avdödningsfaktorer identifierades (är troliga) för tekniken/processen.

*Torkning* är en etablerad metod för att bevara mat, och samma princip är verksam vid slambehandling där vattenaktiviteten blir så låg att organismer inte kan upprätthålla sina funktioner såsom cellintegritet och tillväxt. Vattenaktiviteten är ett mått på fritt biologiskt tillgängligt vatten i ett material, det vill säga icke kemiskt bundet vatten. Vattenaktiviteten beror på koncentrationen av salter och andra ämnen i lösning och är inte direkt korrelerad till vattenhalt. Generellt sett är lägsta vattenaktivitet som mikroorganismer kan tillväxa vid 0,60 men för de flesta patogena organismer ligger den lägsta vattenaktiviteten högre (Beuchat et al. 2013). Bakterier i sporform kan dock överleva långa perioder av torkning och *Ascaris*-ägg kan överleva fukthalter ned till 5 % (Senecal et al. 2020). Även vegetativa, bakteriella patogener har visat sig överleva lång tid i torkad mat (Beuchat et al. 2013). Då patogener studerats under slamtorkning vid omgivningstemperatur har reduktion av bakterier, exempelvis koliforma bakterier, påvisats vid torkning till 90–95 % TS, dock har de fortfarande förekommit i relativt höga koncentrationer (Alkan et al. 2007; Ögleni & Özdemir 2010). I studier av slamtorkning som påvisat avdödning av *E. coli* ned till detektionsgräns (motsvarande 5 log<sub>10</sub> reduktion) har denna torkning tagit längre tid än ett år, och avdödning kan inte nödvändigtvis bara härledas till TS (Rouch et al. 2011). I praktiken är de flesta teknikerna för torkning termiska, så det är en kombination av torkning och hög värme som leder till avdödning av patogener, eventuellt bara värmen.

*Värme* är en av de mest använda faktorerna för avdödning, trots detta är inte mekanismerna fullkomligt fastslagna men vitala cellstrukturer som antas påverkas/förstöras är inner- och yttermembran, cellkärna, RNA och diverse enzymer (Cebrián et al. 2017). Värme som avdödningsfaktor verkar brett på olika slags patogena organismer, men effektiviteten beror på organismgrupp. Generellt så inaktiveras bakterier snabbare än virus och maskägg, med undantaget sporbildande bakterier som är mycket tåliga mot värmebehandling. Det finns även värmetåliga virus och vegetativa bakterier som är mer tåliga än normalkänsliga varianter (Elving 2012). För effekt på sporbildande bakterier gör det stor skillnad med en temperatur på 80 °C (Cho & Chung 2020) jämfört med 70 °C (Bagge 2009). Påvisande av värmetoleranta organismer är delvis en följd av att metoden är så väl undersökt och det är troligt att det även för andra inaktiverande faktorer skulle identifieras tåliga organismer om de var lika väl undersökta som värmehygienisering. Då värme används som inaktiverande faktor i behandlingar kan den samverka

---

med andra avdödningsfaktorer såsom torkning, biologisk konkurrens och alkaliskt pH. Behandlingstiden anpassas utifrån vald behandling och behandlingstemperatur där det generellt krävs temperaturer på 50–55 °C och högre för att säkerställa hygieniserande effekt. Ju högre temperatur desto snabbare avdödning. En systematisk granskning och metaanalys av litteraturen kring patogenavdödning kopplat till tid-temperatur (Espinosa et al. 2020) fastslog att avdödningen av patogener vid lagstadgade tid-temperaturkombinationer är överskattad, att det finns kunskapsluckor för vissa tid-temperaturkombinationer samt att värmeavdödning av protozoer inte är välstuderad.

Värmen kan genereras av biologisk aktivitet, som vid kompostering av avloppsslam, och även kemiskt. Men för många tekniker (biologiska som rötning samt fysikaliska värms slammet med tillskottsenergi (förbränning av bränsle, värmväxling, mikrovågor etc). Tekniska frågor handlar om hur temperaturen ska uppnås på ett energieffektivt sätt och var det är fördelaktigt att lägga värmebehandlingen från ett processperspektiv. Exempelvis kan termisk förhydrolys före rötning ge ett högre biogasutbyte, medan pastörisering av ett rotat och avvattnat slam innebär en mindre slammängd att värma upp. Avloppsslam, till skillnad från andra avfallsmaterial, är ett homogent material med små partiklar och högt vatteninnehåll, vilket underlättar vid reaktorbaserad värmebehandling.

*Disintegrering/hydrolys* av mikroorganismer är en faktor som kan vara resultatet av vitt skilda behandlingar. Detta kan vara ett resultat av både fysikalisk stress (kavitation, mikrovågor, termisk hydrolys) och kemisk stress (oxiderande och alkaliska tillsatser). Förlust av cellintegritet ger irreparabel påverkan på patogener, men graden av effekt är beroende av teknik och exponeringstid. Desintegration av mikroorganismer är en trolig bieffekt av många behandlingar som avser att uppnå en hydrolys av det organiska materialet i syfte att öka gasutbyte vid rötning.

Ett *basiskt pH från alkaliska tillsatser* (olika former av kalk, aska och andra alkalier som NaOH och KOH) har en påvisad effekt på virus och bakterier från pH 10 (Kohn et al. 2017). Men för en effekt på ägg från inälvsmask krävs långa tider vid pH 12, och än högre pH om det är en effekt bara baserad på högt pH (Senecal et al. 2020). Ett högt pH inaktiverar bakterier och parasiter genom att höja deras intracellulära pH, vilket leder till kollaps av cellfunktioner. Alternativt utarmas organismen då all energi går åt till att upprätthålla ett intracellulärt neutralt pH. I kombination med annan stress ökar känsligheten för extracellulärt alkaliskt pH. För virus som inte har någon metabolisk aktivitet utanför sin värdcell verkar alkaliskt pH direkt på virusets byggstenar, och virusets genom (arvsmassa) påverkar hur känsligt viruset är (Kohn et al. 2017). För virus med enkelsträngat RNA (ssRNA) har det visat sig att hydroxidjoner kan passera genom kapsiden och katalysera klyvning av genomet. Denna process är mindre relevant för virus med dubbelsträngat RNA (dsRNA) och för virus med genom i form av DNA. Vid pH 10 är den dominerande avdödningsmekanismen proteindenaturering (Decrey et al. 2016). Alkalisk behandling kan användas i olika delar i processen, exempelvis som alkalisk förhydrolys, efter förtjockning eller efter rötning och avvattning.

Om materialet som behandlas med alkalier innehåller ammoniak/ammonium så samverkar ammoniaktoxicitet och i praktiken kommer det oftast att finnas en viss effekt från ammoniaktoxicitet, vilken då inaktiverar ägg av inälvsmask (Pecson et al. 2007).

*Ammoniaktoxicitet* innebär effekt av  $\text{NH}_3$  på olika patogena mikroorganismer och är en funktion av koncentration  $\text{NH}_3$ , temperatur och exponeringstid (Nordin 2018). För att ha betydande andel av ammoniak i materialet i den toxiska formen, krävs alkaliskt pH från 8 och högre. Metoden är alltså verksam vid ett pH som i sig inte inaktiverar patogener. Toxiska halter  $\text{NH}_3$  kan uppnås genom tillsatser av ammoniakbildande ämnen, till exempel urea (Nordin et al. 2015), men även som en bieffekt vid kalkning (Mendez et al. 2002) och vid biologisk nedbrytning av kväverikt material i slutna reaktor, exempelvis

---

vid rötning (Ottoson et al. 2008). Ammoniak har påvisats inaktivera många olika bakteriella patogener och indikatororganismer, samt virus och bakteriofager (Emmoth et al. 2011; Decrey et al. 2016). Ammoniak verkar även hygieniserande på *Ascaris*-ägg, där hygieniseringen är effektivare vid högre temperatur, även i intervallet för omgivningstemperatur. Till exempel halverar en temperaturhöjning från 17 till 23 °C tiden för en 3 log<sub>10</sub>-reduktion av *Ascaris*-ägg vid samma ureatillsats från 3 månader till 1,5 månader (Fidjeland 2015). Vid 4 °C och 10 °C kan tiden för en 3 log<sub>10</sub>-reduktion vara kring 6 månader även med höga koncentrationer ammoniak (Fidjeland 2015).

**Surgörning** Vid surgörning sänks pH till 2–5 i slammet, vilket visat sig ge reduktion av patogener. Vanligast studerat är att tillsätta starka syror såsom salt- eller svavelsyra till avloppsslammet. Det är aningen oklart om det är pH i sig eller att pH-sänkning även ger toxicitet av olika organiska syror som då blir oladdade och passivt kan ta sig in i celler. Till exempel har Harrof et al. (2019) visat att för avdödning av *Ascaris*-ägg i latrin är karboxylsyror (n-butyric, n-caproic acid) verksamma, medan med bara surgjort till pH 4–5 utan tillsats av syror sker ringa avdödning. Studier av mjölksyra visar på samma sätt liten eller oklar effekt på *Ascaris*-ägg (Scheinemann et al. 2015; Andreev et al. 2018). Försök med 3 % fosforsyra till pH 4 (initialt efter tillsats) visade ingen inaktiverande effekt på koliforma bakterier, och efter 20 dagar var koncentrationerna högre än vid start och vid lagring av slam (Sasakova et al. 2008). Det är troligt att pH behöver vara extremt surt under en längre tid för att inaktivera patogena organismer. Surgörningen kan ske både genom tillsats av syra eller att nedbrytningen av det organiska materialet styrs mot fermentering, så att syror bildas under nedbrytningen. Perättiksyra som surgörande medel verkar även oxiderande och används ibland i kombination med väteperoxid. Myrsyra, den kortaste karboxylsyran, används för stabilisering av slakteriavfall vid transport och påvisad effekt på bakterier och virus (Vinnerås et al. 2012). Perättiksyra har i labbskala påvisad effekt på sporformande bakterier (Vinnerås et al. 2003). Då perättiksyra är både surgörande och oxiderande är det troligt att effekten på sporbildande bakterier kan vara ett resultat av kombinerad effekt av syra och oxidation eller bara oxidation.

**Oxidation** bygger på reaktiva ämnen som kan bryta ned substrat, inklusive patogenernas byggstenar vilket ger hygieniseringseffekt. Kemiska oxideringsmedel inkluderar klorerade produkter, ozon och perättiksyra. Oxidativa ämnen kan även skapas indirekt, exempelvis vid syratillsats (svavel- och perättiksyra) till slam fällt med järn vilket då ger Fentons reaktion, alternativt vid fysikaliska behandlingar som kavitation och joniserande strålning. Oxideringen är ofta icke-specifik och oxidation av det organiska materialet och ammoniak kan beroende på oxidationsmedel förbruka en del av effekten. Olika oxidationstillsatser/skapare skiljer i sin effekt på olika patogena mikroorganismer.

**Mutagen** effekt vid slambehandling kommer främst från behandling med joniserande strålning, som verkar på ett direkt sätt genom att påverka samt förstöra genmaterial i form av DNA och RNA. Men joniserande strålning verkar även indirekt genom att från vatten skapa reaktiva syreformer (e.g. hydroxylradikaler) som verkar oxiderande. För virus, som är enkelt uppbyggda mikroorganismer utan egen replikation och metabolism, är verkan på genmaterialet en relevant mekanism för avdödning. Även UV-strålning i form av protoner leder till skada på nukleinsyror och intracellulära proteiner. Ljusenergin absorberas av nukleinsyror och ger olika fotoprodukter som förhindrar förökning och leder till avdödning. De effektivaste våglängderna ligger mellan 200 och 280 nm (Linden 2016).



---

### 3.4 Utvalda tekniker för utvärdering

Baserat på diskussioner inom projektgruppen under projektets gång samt vid en workshop beslutades att fokusera på de tekniker som har en hög teknisk mognad samt anses relevanta för svenska förhållanden. För dessa tekniker gjordes en ansats att besvara de frågor som utvärderingsparametrarna, presenterade i avsnitt 3.1, ställer. Övriga tekniker som ansågs intressanta men hade för låg teknisk mognad presenteras separat i kapitel 5 i denna rapport. De utvärderade teknikerna presenteras var för sig i kapitel 4. De tekniker som utvärderats visas i Tabell 3.2.

Utvärderade tekniker	Avsnitt
Värmetorkning	4.1
Pastörisering/värmebehandling	4.2
Pyrolys	4.3
Hydrotermisk karbonisering	4.4
Termisk hydrolys	4.5
Termofil rötning	4.6
Kompostering	4.7
Alkalisk behandling	4.8
Surgörning och oxidation	4.9
Ammoniakhygienisering	4.10

**Tabell 3.2**

Tekniker för hygienisering som utvärderats.

---

## 4 Utvärdering av prioriterade tekniker

De prioriterade teknikerna presenteras under varsitt avsnitt i detta kapitel. I slutet av varje avsnitt finns en kort sammanfattning med avseende på de utvärderingsparametrar som prioriterats.

För jämförelser mellan uppgivna behandlingskapaciteter för anläggningar kan schablonvärden för svenska reningsverk för årlig slammängd per personekvivalent 20 kg TS/pe för verk med rötning och 30 kg TS/pe för verk utan rötning användas (Balmér & Hellström 2011).

Teknikutvärderingen sammanfattas i en Excel-fil som finns öppet tillgänglig via <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.24316618.v1> (Johannesdottir 2023). Projektets resultat framgår dock av denna rapport och Excel-filen utgör ett komplement.

### 4.1 Värmetorkning

Det finns flertalet tekniska designer för värmetorkning som bygger på direkt eller indirekt värmeöverföring (Bennamoun et al. 2013). Vid direkt torkning har varm luft, vattenånga eller förbränningsgaser direktkontakt med slammet och slammets vatten förångas. Vid indirekt torkning hålls torkningsmediet (vattenånga eller termolja) åtskilt med metalltor/rör (Bennamoun et al. 2013). Temperatur kan även kombineras med tryck vid mekanisk ångkompression. Direkt torkning/uppvärmning ger snabbare värmeöverföring men innebär större mängd ånga/luft som behöver renas. Indirekt torkning har i Norge gett vissa problem med att slam kletar fast i viss utrustning, vilket lösts genom att recirkulera slam med högre TS (Norsk Vann 2010).

Hygienisering genom att enbart minska vatteninnehållet är en osäker metod som kräver mycket lågt vatteninnehåll (se information under avdödningsfaktorer i avsnitt 3.3). Det är främst uppvärmningen som ger hygienisering, men den låga vattenhalten ger ytterligare stress (Li et al. 2022) och relativt ogynnsamma förhållanden för återväxt av bakterier. Då värmetorkning sker vid höga temperaturer kan avdödning av patogener antas vara effektiv.

I USA är värmetorkning en metod som ger klass A-slam och ska då använda varm gas över 80 °C och reducera vatteninnehåll till under 10 %. Antingen ska temperaturen för slampartiklarna överstiga 80 °C, eller gaserna som lämnar reaktorn ha en våttemperatur som överstiger 80 °C (US EPA 2021). Uppehållstiden regleras för US EPA att vara minst 15 sekunder men är troligen längre i praktiken, och från Norge rapporteras om uppehållstid på 11 min vid 100 °C i en anläggning (Norsk Vann 2010).

I Norge finns flera reningsverk som torkar avvattnat, mesofilt rötat slam. Om slammet ska avsättas på jordbruksmark torkas det till 85–90 % TS, medan om slammet ska förbrännas avbryts torkningen vid TS 40–65 % (Norsk Vann 2010). Då flera norska verk tidigare hade torkning innebar det att hälften av allt slam i Norge behandlades med torkning under en period (Paulsrud et al. 2004). I dag verkar flertalet av torkanläggningarna av olika skäl vara nedlagda och även i Sverige har det byggts några torkanläggningar som sedan lagts ned. Då torkningsanläggningar tagits ur bruk har arbetsmiljöproblem varit orsaken i flera fall då processen kan damma och ge luktproblem (Svenskt Vatten M137 2013). Torkat slam kan självantända och det finns exempel på dammexplosioner. För att vara lagringsstabil anges i meddelande 137 (Svenskt Vatten M137 2013) att slammet ska hålla 92 % TS, dvs högre än de 85 % som anges av tidigare norska rekommendationer (Norsk Vann 2010). Norska erfarenheter indikerar att det

---

är vid uppstart och avstängning av torkanläggningarna det varit mest tekniska problem och rekommenderade då kontinuerlig drift.

Fördelar med torkning är att avdunstningen ger en minskad slammängd, från 70–100 till 20–25 kg slam/pe (Svenskt Vatten M137 2013) vilket är fördelaktigt vid lagring och transport. Dock minskar inte volymen i samma utsträckning då skrymdensiteten för torkat slam kan vara hög. Andra fördelar med slamtorkning är flexibilitet i avsättningsmöjligheter, då förbränning kan vara en avsättning i de fall slamspridning på mark inte längre är ett alternativ. Biogasen från rötning kan ge tillräckligt med energi för torkningen och värme kan återanvändas/värmeväxlas för bättre energibalans.

På Himmerfjärdsverket i Grödinge (Syvab) har torkning använts för avvattnat rötslam. Torkningen på Himmerfjärdsverket har inte gett några arbetsmiljöproblem och fungerat. Under driften med slamtorken avvattades rötat slam med centrifuger till en torrhalt på omkring 24 % av vilket en mindre del (<10 %) torkades i en tubulär slamtork till 90–98 % torrhalt för användning inom jordbruk. En del av den producerade biogasen har använts till att driva slamtorken. I en rapport kring uppskalning av slamtorkning vid Himmerfjärdsverket rekommenderas indirekt slamtorkning för att undvika ammoniakutsläpp till atmosfären, att frånluft renas med skrubber och att slutna torksystem ska användas (Baresel & Lüdtke 2017). Baresel et al. (2017) rekommenderar att reningsverkets egenproducerade biogas används som energikälla vid installation av ny slamtork. Detta skulle dock innebära att mindre biogas kan användas som fordonsbränsle som ersätter fossila drivmedel, vilket enligt en första scenarioanalys av koldioxidutsläpp i Baresel et al. (2016) visar att bortfall av denna mängd biogas till fordonsbränsle skulle leda till en ökning av anläggningens totala koldioxidemissioner med mer än 10 %. I detta scenario användes 1,3 MNm<sup>3</sup> av producerad biogas till torkningen, i stället för att uppgraderas.

I ett FoU-samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet och SYVAB år 2019 (Malovanyy & Baresel 2019) utvärderades olika torkar avseende framför allt energiprestanda och kostnader i förhållande till Himmerfjärdsverkets specifika förutsättningar. Utgångspunkten var torkning av 30 000 ton slam/år med TS-halt 25 %. Utredningen visade att det finns stora skillnader i hur mycket energi som behövs för torkning av slam enligt leverantörernas uppgifter, och även stora skillnader avseende hur mycket värmeenergi som kan återvinnas från torkningen. Den specifika energianvändningen efter värmeåtervinning varierade mellan 0,14 och 0,77 kWh/kg indunstat vatten. Nettoenergikostnaden för torkningen (biogas+elvärmeåtervinning) varierade mellan 2,3 och 19,7 Mkr/år och den totala årskostnaden (inkl. investeringskostnad) varierade mellan 9,6 och 26,2 Mkr/år. För de specifika förutsättningarna på aktuellt reningsverk presterade alternativ med ångtork bäst avseende samtliga utvärderade kategorier (OBS. 2019 års priser för energi mm). Ångtork som utvärderades torkar slammet vid 130–135 °C och 2–3 bars tryck och torkningen tar då 15–20 sekunder (Personlig kommunikation Prem Verma, Swedish Exergi).

Torkning med mikrovågor finns upptaget som en alternativ slamhygieniseringsmetod av US EPA (2023) och det verkar i USA finnas kommersiella fullskalanläggningar (Alderman 2004) medan mikrovågor för svenska förhållanden bara testats i pilotskala (Karlsson et al. 2019). Den höga användningen av elenergi tillsammans med den låga verkningsgraden hos mikrovågstekniken kan ses som negativt för torkningsmetoden (Personlig kommunikation Daniel Tamm, RISE).

#### **4.1.1 4.1.1 Sammanfattning värmestorkning**

*Teknisk mognadsgrad:* Hög. Referensanläggningar finns i olika skala. I Sverige finns exempelvis Himmerfjärdsverket som tidigare använt och som planerar för värmestorkning av slam.

*Hygieniseringsresultat:* Eftersom torkningen baseras på värme kan hygienisering säkerställas med tillräckliga uppehållstider vid de temperaturer som normalt används.

---

Lågt vatteninnehåll efter torkning (mindre än 5 %) försvårar återväxt av patogener.

*Logistik och placering i behandlingskedjan:* Efter eventuell rötning och avvattning.

*Rimlig behandlingskapacitet (ytbehov).* Behandlingskapaciteten beror på torkningsteknik. Kan drivas on-site eller off-site, med olika fördelar och nackdelar exempelvis transport av slamvolym och tillgång till spillvärme.

*Påverkan på drift:* Kvävebelastande rejektivatten. Ökad energianvändning för torkningen alternativt mindre mängd biogas som kan användas för andra ändamål om den återvinns.

*Växthusgasutsläpp:* Utsläpp undgås genom att slammet inte långtidslagras. Mindre vikt och volym av slam som transporteras om behandling utförs on-site vilket minskar utsläpp från transporter. Om biogas används för att driva torkningen i stället för att ersätta fordonsbränsle finns risk att totala klimatpåverkan från reningsverken ökar. Vidare kan ökad intern kvävebelastning på reningsverket från rejektivatten leda till större lustgasutsläpp.

*Resurser:* Lågvärdig energi för att driva torkningen, egenproducerad biogas eller annan spillvärme kan användas. Högvärdig energi för drift av utrustning såsom pumpar, skrubbrar och fläktar.

## 4.2 Pastörisering/värmebehandling

Genom att värma avloppsslam, ibland kombinerat med tryck, kan patogener inaktiveras. Värmebehandling är en etablerad metod för hygienisering och många tid-temperaturkombinationer förekommer. USA:s motsvarighet till Naturvårdsverket, US EPA, anger flera olika värmebehandlingar som ger klass A-slam, men har även tid-temperaturekvationer för beräkning av uppehållstid för olika temperaturer från 50 °C (dock med kortast tillåtna tid 15 sekunder) (US EPA 2021). US EPA anger två värmebehandlingar, där endast värme används, som ger klass A-slam: värmebehandling (180 °C i 30 min) och pastörisering (70 °C i 30 min), troligen baserat på att detta är etablerade tid-temperaturkombinationer. Pastörisering kan göras med värmeväxlare eller injektion av ånga, där ånga kan ge en bättre värmefördelning i materialet. Efterföljande stabilisering av materialet krävs. Värmeutvecklingen kan även komma från tillsats av bränd kalk, CaO, till slammet (US EPA 2021).

Pastörisering är den vanligaste hygieniseringsmetoden vid de svenska samrötningsanläggningarna (biogasanläggningar som behandlar olika organiska material som inte är avloppsslam, exempelvis matavfall, gödsel och skörderester). I enlighet med den europeiska ABP-förordningen krävs 70 °C under minst 1 timme om pastörisering väljs som hygieniseringsmetod när organiska material som klassificeras som animaliska biprodukter rötas (hit hör exempelvis gödsel och livsmedelsavfall från butiker) men dispens kan ges av Jordbruksverket för exempelvis tidigare livsmedel. För större biogasanläggningar har man vanligen tre parallella tankar: en som fylls, en som töms och en hygieniseringstank där 70 °C hålls under 1 timme. Detta för att kunna ha en kontinuerlig inmatning in till efterföljande rötkammare. Även pastörisering efter rötning förekommer på svenska samrötningsanläggningar, även om pastörisering före rötning dominerar. Pastörisering efter rötning kan exempelvis vara fördelaktigt för anläggningar med en stor andel substrat med hög TS-halt, då pumpbarhet, goda omrörningsförhållanden och värmeöverföring lättare nås efter rötningsteget.

---

Pastörisering vid 70 °C i 1 timme och termofil rötning vid 52 °C med 7 dagar hydraulisk uppehållstid och 10 timmar minsta exponeringstid är de två metoder som anges som godkända som hygieniseringsmetoder för ABP-material för samröttningsanläggningar enligt Jordbruksverket (Jordbruksverket 2016). En studie av Yngvesson et al. (2013) jämförde energianvändning för fyra olika biogasanläggningar med termofilrötning eller pastörisering och visade att hygienisering genom enbart termofil rötning gav cirka 50 % lägre energianvändning per inkommande substrat (17 kWh el/ton och 93 kWh värme/ton) jämfört med pastörisering följt av termofil eller mesofil rötning, (37–45 kWh el/ton och 150–180 kWh värme/ton). Observera att i denna studie har inte hänsyn tagits till spädväska för exempelvis förbehandling av matavfall, vilket innebär en osäkerhet vid utvärdering av dessa data eftersom volymen att värma upp då blir större. I en liknande studie (Yngvesson & Tamm 2017) samlades data in från fyra samröttningsanläggningar som använde pastörisering som hygieniseringsmetod. Energiförbehovet angavs här som primärenergi och befanns vara 26, 51, 58 respektive 68 kWh/ton våtvikt inkommande substrat till pastöriseringen (värden utlästa ur graf och därför ungefärliga). I en pilotstudie på Växjö avloppsreningsverk Sundet gjordes en teoretisk beräkning avseende ökat värmebehov vid införande av en pastöriseringsenhet antingen före eller efter huvudrötkammaren och man fann här att 1,1–1,3 MWh extra värme per dag skulle behövas (Rogstrand et al. 2012). Det totala slamflödet in till huvudrötkammaren var då 114 ton per dag, vilket skulle betyda cirka 10–11 kWh/ton. I Norin (2007) anges värmeenergiförbehovet för en större pastöriseringsenhet för en anläggning som behandlar cirka 90 000 ton substrat per år till 17 kWh/ton våtvikt.

### **Pastörisering som försteg till rötning**

Pastörisering som försteg är den vanligaste metoden för hygienisering vid svenska samröttningsanläggningar. Vanligen antas inte behandlingen i sig ge ett ökat biogasutbyte (del Pilar Castillo et al. 2011; Persson et al. 2012; Rogstrand & Olsson 2012), men det finns studier som indikerar uppemot 20 % ökat metanutbyte efter pastörisering (Davidsson & la Cour Jansen 2006). I Rogstrand et al. (2012) ses en försämring i avvattningsegenskaper vid pastörisering som försteg.

### **Pastörisering mellan rötkammare**

Försök vid Sundets reningsverk i Växjö har utvärderat och jämfört pastörisering som ett steg mellan rötkammare och efterrötkammare, med pastörisering som ett försteg till huvudrötkammare (Rogstrand & Olsson 2012). Försöken visade på att det kan finnas fördelar med att placera pastöriseringssteget som ett mellansteg i stället som ett försteg i röttningsprocessen. Utöver pastörisering använde man för båda försöksupställningarna en dispergeringsmaskin för att homogenisera slammet samt slå sönder strukturer i det för att öka den biologiska nedbrytbarheten. Dispergeringsenheten placerades i båda fallen före pastöriseringssteget (själva dispergeringssteget visade sig dock inte påverka metanpotentialen från slammet när det utvärderades med satsvisa utrotningsförsök). För försöket med pastörisering som mellansteg förtjockades slammet mellan huvudrötkammaren och pastöriseringen till ca 8 % TS. Detta då slammets behandling i rötkammaren gjorde det möjligt att förtjocka det ytterligare efter rötning och för att på så vis minska volymen slam som behövde upphettas till 70 °C. Förtjockningssteget mellan huvud- och efterrötkammare gjorde att TS-halten in till efterrötkammaren ökade från i medeltal ca 3 % till 8 % TS, jämfört med försökslinjen med förpastörisering. En utvärdering av energibalansen för de båda försökslinjerna visade på betydligt bättre energieffektivitet för försökslinjen med pastörisering som ett mellansteg i stället för som ett försteg. En anledning till det är förstås den mindre volymen slam att värma tack vare förtjockningssteget mellan huvudrötkammare och pastörisering, men bidragande kan även vara en gynnsam effekt på nedbrytningen av slammet när upphettning görs mellan huvud- och efterrötkammare. Jämfört med Sundets avloppsreningsverks

---

aktuella utformning vid försökets genomförande, då biogasprocessen endast bestod av förtjockning före rötning och huvudrötkammare, bedömdes biogasproduktionen kunna öka med 16 % och mängden slutavvattnat slam minska med 20 % efter implementering av förtjockning, dispergering och pastörisering efter huvudrötkammaren samt installation av efterrötkammare. Risken för metanläckage vid efterföljande lagring av slutavvattnat slam beräknades genom satsvisa utrotningsförsök minska med 71 %. Författarna lyfter dock att metanläckage vid avvattningssteg mellan huvud- och efterrötkammare utgör en icke försumbar risk och att hänsyn till detta måste tas vid utformning av en sådan här process. Slutavvattningsstester indikerade även att slammet skulle bli mer svåravvattnat och att mer polymer skulle krävas om förtjockning och pastörisering implementerades mellan de båda rötkammarna.

#### **4.2.1 Sammanfattning pastörisering/värmebehandling**

*Teknisk mognadsgrad:* Hög (8–9). Flera anläggningar i bruk för slambehandling i Sverige som har pastörisering 70 °C 1 h som försteg eller mellansteg till rötning.

*Hygieniseringsresultat:* Väl etablerad och undersökt metod för hygienisering. 70 °C i 1 timme ger hygienisering i enlighet med ABP-förordning, dock inaktiveras inte nödvändigtvis sporbildande bakterier. Om bara slam hygieniseras kan andra tid-temperaturkombinationer möjligtvis minska energiåtgång för uppvärmning, exempelvis pastöriseras slam i Norge och USA i 30 min vid 70 °C. Bör kombineras med stabiliserande behandling som exempelvis rötning för att minska tillgänglig energi i materialet.

*Logistik och placering i behandlingskedjan:* Används alltid i kombination med rötning (för stabilisering) och kan placeras både före rötkammare, mellan rötkammare och efterrötkammare samt efter sista rötkammaren.

*Rimlig behandlingsskapacitet (ytbehov):* Volymen dimensioneras efter det totala slamflödet som ska passera pastöriseringstankarna för en satsvis uppehållstid på 1 timme. För kontinuerlig inmatning/utmaning krävs tre parallella pastöriseringstankar, men om slamflödet kan hanteras semikontinuerligt kan även en till två pastöriseringstankar användas.

*Påverkan på drift:* Kan ge negativ påverkan på slammets avvattningssegenskaper och innebära ökad polymerförbrukning för slutavvattningen. I en studie i Växjö visade resultaten på en mindre försämring av avvattningssegenskaper när pastöriseringsenheten sattes före huvudrötkammaren jämfört med mellan huvud- och efterrötkammare.

*Växthusgasutsläpp:* Risk för växthusgasutsläpp kan antas minska vid efterföljande lagring/hantering av slammet ifall pastöriseringen leder till ökad nedbrytning av slammet. Olika studier har här gett olika resultat avseende pastöriseringens påverkan på nedbrytning, från ingen påverkan på nedbrytningsgrad till förbättrad nedbrytningsgrad samt minskad metanpotential i slutavvattnat slam med 71 %. Risk har identifierats för metanläckage vid pastörisering som mellansteg om denna föregås av förtjockning efter huvudrötkammaren.

*Resurser:* Kan kräva tillsats av högvärdig energi för att komma upp i 70 °C. Studien i Växjö visade på en betydligt bättre energieffektivitet för hela slambehandlingen om pastöriseringssteget placerades mellan huvud- och efterrötkammare i stället för före huvudrötkammaren. Energitillbehovet som anges i insamlad litteratur varierar stort, men är inte helt jämförbart då olika enheter använts. Lägst energianvändning som hittats har angetts till 10 kWh extra värme per ton våtvikt och högst till 68 kWh som primärenergi per ton våtvikt inkommande material.

---

## 4.3 Pyrolys

Vid pyrolys värms torkat slam upp i en nära syrefri miljö, vanligen vid temperatur över 430 °C, vilket innebär att en stor del av kolinnehållet omvandlas till ett slambiol i stället för att avgå som CO<sub>2</sub>. Produkter av pyrolysen är biokol, gas och en vätska kallad ”tar” eller bioolja. Fördelning och sammansättning av produkterna beror på driftparametrar som högsta temperatur och uppvärmningshastighet (Djandja et al. 2020). Viss avskiljning av framför allt mer flyktiga tungmetaller såsom kvicksilver, men även kadmium, arsenik och bly, kan ske men avskiljningen är beroende av processparametrar (Li et al. 2022). Även flyktiga organiska föroreningar kan avgå i gasform. Pyrolysgasen kan förbrännas och energin återvinnas. Slammet behöver torkas innan pyrolysen och normal processdesign är att återvinna energin från pyrolysgaserna för slamtorken. Vid tillräcklig hög TS i det avvattnade slammet kan energin från pyrolysgaserna räcka både för att driva torken och pyrolysuugnen (för Ekobalans process Eco:S anges minst 25 % TS). Om den återvunna energin inte räcker till kan annan typ av spillvärme användas om sådan finns att tillgå. En förutsättning för en god energibalans är att pyrolyprocessen drivs med energiåtervinning och att torkning av slam sker med spillvärme från pyrolysen. (von Bahr 2016; Personlig kommunikation Gunnar Thelin, Ekobalans). I Revaq certifieringsregler utgåva 9.0 2024.01.01 anges att slamkol, inklusive hydrokol, ska upphettas till minst 190 °C under 30 min för att anses hygieniserat (*Revaq Regler för certifieringssystemet Utgåva 9.0 2024.01.01*).

Kadmium övergår i gasfas men omfattningen är beroende av bland annat processtemperatur (Grundestam et al. 2020; von Bahr 2016). Kadmiumavskiljning är fördelaktigt för slammet men ställer också krav på rening av pyrolysgasen (von Bahr 2016). Det sker en destruktion av oönskade organiska föroreningar inklusive PFAS samt fullständig hygienisering. En miljösystemanalys av fosforgödsling med slambiol visade att biokol hade lägre klimatpåverkan jämfört med gödsling med långtidslagrat slam och mineralgödsel. Detta eftersom utsläpp vid långtidslagring och tillverkning av mineralgödsel undgås, samt att det antogs att biokolet ger en betydande kolsänka vid inbindning av kolet i marken (von Bahr 2016).

En del av kolet i slambiol är stabilt med har lång nedbrytningstid i mark och kan därför anses vara en kolsänka. Denna kolsänka leder till negativa utsläpp av koldioxid-ekvivalenter vid uppskattning av miljöpåverkan och bättre nettomiljöbelastning (Woolf et al., 2021). Detsamma kan dock sägas om spridning av slam vilket också leder till viss inbindning av kol i marken. Varken kolinlagring för slam eller biokol är dock svårt att kvantifiera då det beror av flertalet faktorer. Hur lång tid det stannar i marken, och därmed hur stor miljönytta som kan räknas med, påverkas av stabiliteten av kolet vilken beror av karaktär av ursprungsmaterialet och vid vilken temperatur samt tid det pyrolyseras. Nedbrytningen av kolet i marken påverkas av typ av jord, jordbruket och vädret (Woolf et al. 2021).

En testbädd för pyrolys av avloppsslam är under uppstart inom projektet ”Testbädd Ellinge” som leds av VA SYD. På Ellinge reningsverk byggs i skrivande stund en anläggning för torkning och pyrolys av 50 ton TS slam per år och driftstart planeras till december 2023. Testbädden planeras öppnas för intresserade att processa sitt avloppsslam och på så sätt besparas behovet att skapa en egen pilotanläggning. I projektet ska även produkten slambiol utvärderas samt systemanalys genomföras (Kristiansson 2021).

Företaget AquaGreen som bygger anläggningen på Ellinge reningsverk har även byggt fullskalig anläggning för ångtorkning och pyrolys av avloppsslam i Fårevejle, Danmark. Pyrolysanläggningen uppges av AquaGreen behandla slam från 50 000 hushåll och fler anläggningar i Danmark planeras. Pyrolysen uppges ske vid en behandlingstid på 20 min i upp till 650 °C, pyrolysgasen förbränns och den termiska energin från den återvinnas till ångtorken (AquaGreen Technology 2023).

---

Biototal planerar en anläggning i Kil med torkning och pyrolys av organiskt material med en kapacitet av 25 000 ton per år för torken och 10 000 ton torkat material per år för pyrolysen vilket skulle ge en årlig produktion av 5 000 ton biokol. Det har ansökts om att få behandla avloppsslam, fiberslam samt biogödsel (Personlig kommunikation Bobby Markén, Biototal).

Torrefiering kan sägas vara en variant av pyrolys utförd vid temperaturer mellan 200 och 320 °C. Den kan användas som försteg till gasifiering eller förbränning. Förgasning är en förlängning av pyrolys och sker vid högre temperaturer och i delvis reducerande miljö. Vid förgasning erhålls gas och en aska, som potentiellt kan användas som ett aktivt kolmaterial.

#### **4.3.1 Sammanfattning pyrolys**

*Teknisk mognadsgrad:* Hög. Delbehandlingarna torkning respektive pyrolys betecknas var och en som teknisk mognadsgrad 9, medan kombinationen av torkning följt av pyrolys av slam borde betecknas som teknisk mognadsgrad 8 eller 9. Fullskaleanläggningar finns i Fårevejle och Sønderød, Danmark samt i Tyskland och i andra delar av världen (USA, Kina m.m.). Företaget Pyreg har byggt flera pyrolysanläggningar för avloppsslam. Pilotanläggning vid Ellinge reningsverk har driftstart hösten 2023 (50 ton TS/år).

*Hygieniseringsresultat:* Vid de höga temperaturer som används och förkolningen av materialet uppnås en fullkomlig avdödning av patogener. Då bionedbrytbara ämnen saknas i slutprodukterna och då ett torrt material erhålls försvåras återväxt av patogener vid eventuell kontaminering.

*Logistik och placering i behandlingskedjan.* Processen ligger efter eventuell rötning och avvattning. Pyrolys kräver torkning av slam. Rötat avvattnat slam verkar vara vanligaste substratet, men Testbädd Ellinge ska undersöka processen även på orötat slam. Både torkning och pyrolys kan ske på reningsverket eller på extern plats, alternativt torkas slammet på verket innan det transporteras för pyrolys vilket minskar såväl vikt som volym på slammet som transporteras, men energibehovet på reningsverket ökar dramatiskt.

*Rimlig behandlingskapacitet (ytbehov).* Kapacitetsmässigt saknas en övre gräns. För närvarande planeras anläggningar som kan behandla upp till 20 000 ton TS per år. Anläggning kan vara off-site men kräver då transport av avvattnat slam. Både slamtork och pyrolysuugn är platskrävande och för större slammängder kan anläggning off-site vara lämpligt vid platsbrist på reningsverk.

*Påverkan på drift:* Vid recirkulering av rejektvatten från torkning kan driften påverkas då den interna belastningen ökar. Behandlingen minskar mängden slam för avsättning kraftigt då biokolet är mycket torrt med ca 80 % TS. Om inte återanvändning av termisk energi från pyrolysuugnen räcker till för torkning, kan en del av producerad biogas användas om pyrolysen sker on-site vilket medför att mindre biogas kan avsättas för andra ändamål.

*Växthusgasutsläpp:* Genom att undgå långtidslagring av slam undgås utsläpp. Utsläpp kan förekomma vid kortare lagringstider av slam och eventuellt av biokolet under processen men detta har inte kvantifierats. Vidare kan utsläpp uppstå vid produktion av extern energi (framför allt om spillvärme inte finns att tillgå vid torkningen) samt utsläpp via torkluft och rökgasrening.

*Resurser:* Pyrolysgaser kan förbrännas för återanvändning av den termiska energin till torkningen, dock kan annan energikälla krävas i form av lågvärdig värmeenergi.



---

Egenproducerad biogas kan användas om anläggningen är on-site. Insatskemikalier, exempelvis kvävgas, kan krävas under pyrolysisprocessen beroende på teknikleverantör. Även viss elenergi krävs för drift av utrustning såsom pumpar och fläktar. Slutligen krävs en mindre mängd kemikalier för rökgasrening (exempelvis svavelsyra för scrubber och kalk för rökgasfilter).

#### 4.4 Hydrotermisk karbonisering

Hydrotermisk karbonisering (HTC), som även kallas våtpyrolys, skiljer sig från (torr) pyrolys bland annat genom att den sker vid lägre temperaturer. Det är en syrefri process där slammet behandlas vid högt tryck, 20–35 bar, och vid temperaturer mellan 180 och 260 °C. Från processen erhålls ett hydrokol, rejektivatten samt en gas främst bestående av koldioxid. Det höga trycket används för att undvika kokning. Under processen dehydreras och dekarboxyleras det organiska materialet, vilket gör det mer hydrofobt så att det aggregeras till partiklar, så kallat HTC-biokol eller hydrokol. Hydrokolet avvattnas sedan i en mekanisk avvattnare och man kan då uppnå 50–70 % TS, varvid ett kväve- och kolrikt rejektivatten erhålls. Mätningar på bildad gas vid behandling av kommunalt avloppsslam visar på >97 % CO<sub>2</sub> samt mindre mängder svavelväte och spårmängder av kolväten. För behandling av avloppsslam, och framför allt rötat slam, krävs nettotillförsel av energi för att driva processen eftersom slammet inte innehåller tillräckligt med energi för att göra processen självförsörjande (Baresel et al. 2021).

Vid högre processtemperaturer än 300 °C kallas processen hydrothermal liquefaction/hydrotermisk förvätskning och hydrothermal gasification/hydrotermisk förgasning. Då erhålls även biprodukterna bioolja, metangas och eventuellt vätgas. Temperaturer i det lägre intervallet gynnar omvandlingen till hydrokol. Hydrokol kan liknas vid torv och vissa ligninprodukter, medan biokol från pyrolys har en mer aromatisk struktur och högre termisk stabilitet. Processvattnet innehåller det mesta av de lösta organiska föreningarna. Temperatur och behandlingstid avgör produkternas sammansättning.

HTC kan vara en energimässigt fördelaktig metod för att avvattna/torka slam jämfört med direkt (termisk) torkning (Tasca et al. 2019). Att HTC kan vara energimässigt fördelaktigt jämfört med slamtorkning bekräftas av Baresel et al. (2021) där HTC anges kunna minska elförbrukningen upp till 25 % och värmeförbrukningen med 60 % jämfört med slamtorkning efter rötning. Att ersätta rötning med HTC har också visat sig kunna vara energimässigt fördelaktigt. Miljöanalys av olika slambehandlingsmetoder i Schweiz visade att HTC var det bästa miljöalternativet med de givna förutsättningarna och antagandena som gjordes i studien (Krebs et al. 2013). Som med andra tekniker som kräver uppvärmning av slam, det vill säga torkning, pyrolys och termisk hydrolys, beror dock utfallet av energibalansen mycket på om den värme som går att återvinna från processen kan användas på det aktuella reningsverket eller säljas externt. Slutliga TS-halten i hydrokolet och energibehovet för processen beror på den initiala TS-halten i slammet. Torrare slam innebär att mindre mängd vatten behöver värmas upp under processen. Viss avvattning innan HTC kan vara energieffektivt. Till skillnad från pyrolys krävs dock ingen torkning av slammet innan HTC.

Processen ger fullständig hygienisering och vissa läkemedelsrester kan också brytas ned. I Revaq certifieringsregler utgåva 9.0 2024.01.01 anges att slamkol, inklusive hydrokol, ska upphettas till minst 190 °C under 30 min för att anses hygieniserat (*Revaq Regler för certifieringssystemet Utgåva 9.0 2024.01.01*).

En viktig fråga för tekniken är hanteringen av processvattnet som uppkommer i HTC-processen. Processvattnet innehåller höga halter av COD och en stor del av denna COD är inte biologiskt nedbrytbar. Dessutom innehåller vattnet höga halter av kväve, från samma halter som i ett vanligt rejektivatten från avvattning av rötslam (ca 1 g/l) till 8 g/l.

---

Till skillnad från vanligt rejektivatten är det mesta av kvävet i organisk form. Dessutom innehåller rejektivattnet ämnen som är hämmande för anaeroba och aeroba processer. Baresel et al. (2023) studerade hur rejektivatten från HTC-processen kunde behandlas biologiskt och konkluderade att en separat behandling av vattnet innan återföring till reningsverkets inlopp kan reducera huvuddelen av BOD, men avskiljning av kväve var väldigt begränsad och berodde på hämning av nitrifierande bakterier. Kompletterande tester visade dock att om processvattnet släpps ut till reningsverkets inlopp kommer utspädning av hämmande substanser vara så hög att det inte påverkar kväveavskiljningen negativt. I Tyskland har implementeringen hindrats av dålig avsättning för HTC-biokolet vilket klassas som ett avfall (Baresel et al. 2021).

Vid behandling av orötat slam binds cirka 40 % av kvävet till det producerade biokolet medan resten hamnar i processvattnet (Malovanyy et al. 2022). Mängden kväve som återförs med processvattnet är således liknande som vid traditionell rötning och avvattning av slam. Skillnaden är dock att traditionellt rejektivatten kan behandlas separat i resurseffektiva processer, exempelvis genom deammonifikation, medan rejektivatten från hydrotermisk karbonisering måste renas genom inblandning med huvudströmmen av avloppsvatten. Vid hydrotermisk karbonisering av orötat slam produceras ingen extern energirik ström (som biogas) utan energi återvinns i form av värme.

HTC har testats i pilot- och fullskala i Europa. Pilotförsök har genomförts på Roslagsvattens avloppsreningsverk Margretelund (Figur 4.1), inklusive tester för rening av processvattnet. Efter utvärdering av tekniken, samt andra alternativa tekniker, har Roslagsvatten dock beslutat att implementera pyrolys av slam i stället för HTC. En HTC-pilotanläggning finns förnärvarande på RISE Processum i Örnsköldsvik. Den första fullskaliga HTC-anläggningen i Sverige kommer byggas på Ragn-Sells avfallsanläggning Häradsudden och behandla slam från Slottshagens avloppsreningsverk i Norrköping. Rejektivatten från behandlingen av slammet kommer släppas till det kommunala ledningsnätet och därigenom återförs tillbaka till samma avloppsreningsverk. Processvattnet kommer behandlas med våtoxideration för att omvandla det mesta av det organiskt bundna kvävet till ammonium och kompletteras med en strippningsanläggning för återvinning av kväve från processvattnet. Anläggningen i Norrköping finansieras av företaget Ragn-Sells. Det visar att det kan vara intressant att investera i denna samt andra slambehandlingstekniker både för slamavsättningsentreprenörer och VA-organisationer.

Sedan 2016 används HTC för att behandla 14 000 ton TS avvattnat slam från 500 000 pe i Jining, Kina (Buttmann 2018). Där lyfts potentiell ökning av biogasproduktionen om rejektivattnet från avvattning av hydrokol förs tillbaka in i röt kamrarna. Driftdata som presenteras för anläggningen är en ökning av TS från 23 % i slammet till 68 % i avvattnat hydrokol. Elkonsumtionen är 18 kWh per ton slam (23 % TS) och 130 kWh per ton slam i form av värmeenergi (naturgas). Som katalysator används syra med en dos av 2 % per massa. Uttryckt i ton extraerat vatten kräver anläggningen 174 kWh/ton vatten värme och 24 kWh/ton vatten elektricitet. Detta jämförs med värmeförbrukning som uppges ligga runt 800 kWh/ton vatten för värme och 80 kWh/ton vatten elektricitet (Buttmann 2018). I Phoenixville, USA, är en HTC-anläggning under uppbyggnad för att gradvis ersätta rötning med HTC på reningsverket (Borough of Phoenixville n.d.). För andra typer av slam finns anläggningar exempelvis för bioslam från pappersbruk i Heinola, Finland, med en kapacitet av 20 000 ton per år samt en anläggning med en kapacitet för 23 000 ton per år av organiskt avfall i Mexico City (Romano et al. 2023).



**Figur 4.1**

Pilotanläggning för HTC vid Margretelund reningsverk.

#### **4.4.1 Sammanfattning hydrotermisk karbonisering**

*Teknisk mognadsgrad:* Hög (7–9). Fullskaleanläggning planerad i Norrköping. Företaget C-Green anger teknisk mognadsgrad 7 för sin process. Fullskaleanläggning för 14 000 ton TS per år av företaget TerraNova Energy finns sedan 2016 i Jining, Kina.

*Hygieniseringsresultat:* Vid de höga temperaturer som används och förkolningen av materialet uppnås en fullkomlig avdödning av patogener. Då bionedbrytbara ämnen saknas i slutprodukterna försvåras återväxt av patogener vid eventuell kontaminering.

*Logistik och placering i behandlingskedjan.* Kan användas både efter rötning och på orötat slam. Ingen torkning av slammets krävs före HTC, däremot krävs avvattning av hydrokolet efter HTC. Processen kan placeras antingen på enskilda reningsverk, på närliggande avfallsanläggningar där slammets vanligtvis mellanlagras, eller på en central anläggning som behandlar slam från flera reningsverk.

*Rimlig behandlingskapacitet (ytbehov):* Ytbehovet för anläggning med kapacitet på 5 000 ton TS/år (15–25 % TS in) anges av företaget C-Green vara cirka 500 m<sup>2</sup> (Personlig kommunikation Joachim Reimer, C-Green).

*Påverkan på drift:* Behandlingen minskar mängden slam för avsättning kraftigt då hydrokolet kan avvattnas till 50–70 % TS. TerraNovas anläggning i Jining, Kina, anges öka TS i slammets från 23 % till 68 % genom HTC. Det uppstår en internbelastning med det rejektvatten som produceras vid karbonisering och avvattning. Processen kan användas efter rötning, och inverkar i så fall inte på biogasproduktionen.

*Växthusgasutsläpp:* Genom att undgå långtidslagring av slam undgås utsläpp. Om hydrokolet används vid jordförbättring kan också en långtids kolinlagring ske, men detta beror på stabiliteten i biokolet och behöver utredas.

*Resurser:* C-Green anger 550 kWh el per ton TS i sin nuvarande process (vilket de förväntar sig kunna sänka med processutveckling). De anger även viss användning av renavatten samt mindre mängd åtgång av lut (natriumhydroxid) för rening av processgas (Personlig kommunikation Joachim Reimer, C-Green). Företaget TerraNova har angett en elkonsument som omräknat per ton TS är 78 kWh och en värmeenergi (naturgas) som omräknat är 565 kWh. Det uppges även en 2 % tillsats av syra som katalysator (Buttmann 2018). Vidare tillkommer resurser för avvattning av hydrokolet samt eventuell separat rening av rejektvattnet.

---

## 4.5 Termisk hydrolysis

Termisk hydrolysis är en behandlingsmetod med hög temperatur och högt tryck som framför allt utvecklats för att öka nedbrytbarheten och/eller öka nedbrytningshastigheten för olika substrat före rötning. Behandlingen minskar även viskositeten i materialet kraftigt, varför exempelvis avloppsslam efter behandlingen är pumpbart vid betydligt högre TS-halter än vad som normalt låter sig göras. Det norska företaget Cambi är ett företag som har specialiserat sig på denna teknik och som de kallar THP (Thermal Hydrolysis Plant). I processen värms slammet först till nära 100 °C, varefter det behandlas satsvist i en reaktor där temperaturen i slammet höjs med hjälp av ånga till 160–180 °C vid ett tryck runt 6 bar. Behandlingstiden är 20–30 min och ger fullgod hygienisering. Slammet leds sedan till en behållare med normalt tryck, och genom den trycksänkning som då uppkommer leder det till att det organiska materialet desintegrerar eller ”sprängs”. Ångan som lämnar behållaren i detta steg återanvänds för att värma upp slammet i första steget av processen. När slammet har svalnat i värmeväxlare matas det till rötkammare. Med termisk hydrolysis kan kapaciteten i rötkammaren öka med 2–3 gånger enligt leverantören Cambi, vilket sker genom ökad nedbrytningshastighet samt möjlighet att förtjocka slammet mer före rötning. Dock fås ett ökat flöde av kväverikt vatten från förtjockning och avvattning som måste omhändertas.

Termisk hydrolysis från Cambi finns i Sverige installerad på Sundets reningsverk i Växjö, och en utvärdering av biogasprocessen före och efter installation av anläggningen har genomförts (Schnürer et al. 2017). Utvärderingen visade att den termiska hydrolysen, placerad som ett försteg till rötkammarna, minskade mängden slutavvattnat slam med 15 % och ökade metanproduktionen med 18 %. Den termiska förbehandlingen resulterade i att TS-halten efter förtjockning kunde ökas från ca 6,5 till ca 10 % TS. Detta resulterade i att en längre hydraulisk uppehållstid erhöles i röttningssteget och därmed också en ökad kvävemineraliseringsgrad. Den ökade internbelastningen gjorde att åtgärder behövdes vidtas för att öka kapaciteten på verkets rejektvattenbehandling. Utvärderingen visade att polymerbehovet för slutavvattningen ökade. Energiförbehovet efter installationen av Cambi i Växjö, beräknat för hela biogasprocessen exklusive biogasuppgraderingen, sammanställdes vara drygt 400 kWh pellets/ton TS substrat. (Schnürer et al. 2017)

### 4.5.1 Sammanfattning termisk hydrolysis

*Teknisk mognadsgrad:* Hög (9). Referensanläggningar bland annat i Hamar, Norge (Cambis första fullskaleanläggning med 28 års drift) och Sundets reningsverk. Företaget Cambi uppger ha installerat 80 anläggningar för termisk hydrolysis före rötning (Personlig kommunikation Norman Weisz, Cambi).

*Hygieniseringsresultat:* Med de temperaturer som används (160–170 °C), och speciellt i kombination med tryck, hygieniseras materialet snabbt och de processtider som används (20–30 min) ger fullgod hygienisering. Bör kombineras med stabiliserande behandling som exempelvis rötning för att minska tillgänglig energi i materialet.

*Logistik och placering i behandlingskedjan:* Processen används i kombination med rötning och placeras lämpligast före rötkammaren för att dra nytta av ökad nedbrytbarhet och/eller nedbrytningshastighet efter behandlingen. Enligt Cambi har de även en installation med termisk hydrolysis placerad mellan huvud- och efterrötkammare och två installationer med termisk hydrolysis som ett efterbehandlingssteg.

*Rimlig behandlingskapacitet (ytbehov):* Den minsta anläggningen behandlar slam från reningsverk motsvarande 50 000 pe, och den största anläggningen behandlar slam från upp till flera miljoner pe. Ytbehovet för den minsta anläggningen motsvarar en 40 fots container, vilket innebär 12\*2,5 m, samt tillägg av en ångpanna. En mellanstor

---

anläggning uppges uppta ca 8\*10 m rötning (Personlig kommunikation Norman Weisz, Cambi).

*Påverkan på drift:* Slammet kan slutavvattnas till en högre torrhalt, eftersom celler och cellstrukturer förstörs av processen. Vid avvattning i dekantercentrifuger uppges avvattningen kunna nå ca 28–32 % TS, och om den termiska hydrolysen placeras efter rötning kan en TS-halt på omkring 40 % TS nås enligt Cambi.

Biogasutbytet förbättras av hydrolysen. För primärslam ökar biogasutbudet med omkring 10 %, och för biologiskt slam med 50–100 %, enligt Cambi. I Växjö har biogasutbytet angetts öka med 18 % vid utvärdering 2017.

*Växthusgasutsläpp:* Termisk hydrolys i kombination med rötning förväntas minska risken för växthusgasutsläpp vid efterföljande lagring av slammet om en ökad utröttningsgrad erhålls.

*Resurser:* Erfarenhet visar att polymerbehovet ökar för slutavvattningen efter införande av termisk förhydrolys. Enligt leverantören Cambi tillkommer även motsvarande 4–6 kg polymer per ton TS för föravvattning före den termiska hydrolysen.

Energianvändning motsvarande ca 1 ton ånga per ton TS krävs, då det förvärmade slammet värms från 80 °C till 165 °C (Personlig kommunikation Norman Weisz, Cambi). Värmen kan delvis återvinnas genom att ånga leds tillbaka i processen för att förvärma nästa batch.

## 4.6 Termofil rötning

Rötning vid termofila temperaturer kan ge fullständig avdödning av exempelvis salmonella och god reduktion av övriga indikatororganismer, till skillnad mot mesofil rötning där flera bakteriella patogener överlever. Generellt så är avdödningen av patogener beroende av temperaturen och uppehållstiden men även konkurrens mellan organismer bidrar till avdödningen, liksom förekomsten av flyktiga fettsyror (volatile fatty acids – VFA) och fri ammoniak (Li et al. 2022). Under rötningen bidrar således fettsyror, ammoniak och pH till avdödningen men bidraget av respektive faktor är dock inte helt utrett och det är troligtvis synergier mellan faktorer. Värmeresistenta organismer kan dock överleva termofil rötning. Å andra sidan kan röttningsprocessen ge avdödning av sporbildande bakterier (vilka kan överleva 70 °C under 1 timme) eftersom processen kan leda till att bakterierna övergår till vegetativ form så att de blir mer känsliga för avdödningsfaktorer inklusive värme (Cho & Chung 2020).

Flyktiga fettsyror är en intermediär produkt vid rötning. De verkar hämmande på patogenerns tillväxt genom att påverka elektrofysiologi och metabolism i celler, surgör cytoplasma och påverkar det osmotiska trycket. Fettsyrorerna finns i fri och joniserad form, och ger även upphov till vätejoner, vilka alla spelar en roll i hygienisering. Lågt pH (<7) och en blandning av olika fettsyror är mest gynnsamt för en hygieniserande effekt. Ju lägre pH, desto lägre koncentration av fettsyror krävs för avdödning. Exempelvis visades ingen avdödning av Shigella vid en koncentration av 300 mg VFA/l och pH 7,0 medan vid pH 5,0 skedde inhibering redan vid 10 mg VFA/l. Högre rötningstemperaturer påverkar fettsyrorernas kemiska egenskaper och leder till högre koncentrationer, vilket även gynnar hygienisering (Jiang et al. 2020).

Även ammoniak har en avdödande effekt under rötning. Reduktionen varierar beroende på processparametrar och typ av patogen. Koncentrationer av ammoniak på 644 mg N/l gav 5 log<sub>10</sub>-reduktion av salmonella och enterokocker, medan *E. coli* krävde 580 mg N/l (2070 mg N/l totalkväve varav 28 % NH<sub>3</sub>). För Ascaris-ägg uppges 280 mg NH<sub>3</sub>/l i Jiang et al. (2020).

---

Termofil rötning vid minst 52 °C, med minst 7 dygn hydraulisk uppehållstid som medeltal och minst 10 timmar minsta exponeringstid samt max 12 mm partikelstorlek, är en av de två hygieniseringstekniker som är godkända av Jordbruksverket för hygienisering av ABP-material på biogasanläggningar (Jordbruksverket 2016).

### Termofil rötning i huvudrötkammare

För hygienisering genom termofil rötning i huvudrötkammare krävs intermitterant in- och utmatning så att en minsta exponeringstid kan upprätthållas. I en pilotstudie vid Sjölundas avloppsreningsverk i Malmö (Kjerstadius et al. 2012) visades att hygienisering i enlighet med av Naturvårdsverket föreslagna gränsvärdena för salmonella och *E. coli*, inklusive 4 log<sub>10</sub>-reduktion av *E. coli*, kan nås med 2 timmars exponeringstid vid 55 °C. I försöket användes 2, 2.5, 6 respektive 24 timmar exponeringstid samt 7 respektive 15 dagar hydraulisk uppehållstid. Denna exponeringstid är lägre än vad som exempelvis tillämpas inom ABP-lagstiftningen, där 10 timmar exponeringstid gäller (dock för 52 °C). Kjerstadius et al. (2012) visar energiberäkningar för olika hygieniseringsstrategier att pastörisering följt av mesofil rötning gav den högsta energivinsten om det antas en 20 % ökad metanproduktion. Om ingen ökad metanproduktion sker blev termofil rötning vid 55 °C mest gynnsamt i studien. Termofil rötning av avloppsslam utförs i Sverige, exempelvis på Kalmar avloppsreningsverk.

### Termofilt anaerobt försteg

Ett sätt att optimera röttningsprocessen kan vara att dela upp den i ett kortare försteg, där framför allt hydrolys och syrabildning sker (så kallad förhydrolys), och i ett efterföljande röttningssteg där det mesta av metanbildningen sker. Detta är fördelaktigt för processen då hydrolys och syrabildning respektive metanbildning har olika optimum för pH och temperatur, där hydrolys- och syrabildning sker effektivare vid högre temperatur och lägre pH jämfört med metanbildningen (Persson et al. 2010). Termofil förhydrolys vid 55 °C med 1,5 dagar hydraulisk uppehållstid och 6 timmar exponeringstid med efterföljande mesofil rötning med 15 dagar hydraulisk uppehållstid testades i pilotskala vid Källby avloppsreningsverk i Lund. I försöken visades hygieniseringskraven kunna uppnås enligt löpande driftkontroll och hygieniseringskontroll under kvalifikationsår i enlighet med SPCR 120 Certifierad återvinning (*E. coli* och enterokocker under detektionsgränsen, frånvaro av salmonella i samtliga prover i försökslinjen med förhydrolys samt kunde uppvisa 4 log<sub>10</sub>-reduktion av *E. coli* i prover med tillräcklig mängd *E. coli* i inkommande slam) (Persson et al. 2012). För validering av alternativ hygieniseringsmetod i enlighet med ABP-förordningen krävs dock att exempelvis en 5 log<sub>10</sub>-reduktion kan uppvisas för enterokocker, vilket inte kunde uppvisas på grund av för låg mängd enterokocker i inkommande material.

I samma studie erhöles en ökad gasproduktion vid försökslinjen med rötning med förhydrolys, men metanproduktionen ökade inte. Vid försök i labbskala med slam från tre olika avloppsreningsverk, i samma studie, sågs en stor variation i effekt på metanproduktionen vid förhydrolys, från -8 % till +18 %. Även om metanproduktionen inte alltid ökade sågs en högre TS- och VS-reduktion med förhydrolys i studien, och halten löst COD och ammoniumkväve ökade i rejektvattnet, vilket visar på en ökad nedbrytning av slammet med förhydrolys. Teoretiska beräkningar i studien kom fram till att värmebehovet var större för rötning med termofil förhydrolys jämfört med pastörisering, utifrån gjorda antaganden. Detta berodde på att tankarna är avsevärt mycket större vid förhydrolys jämfört med pastörisering på grund av den längre uppehållstiden, vilket gör att värmeförlusterna genom den större mantelarean blir högre. Vid ett antaget inkommande slamflöde på 6 m<sup>3</sup>/h, vilket motsvarar högsta slamflödet på Källby avloppsreningsverk i Lund, blev värmeförlusterna vid termofil förhydrolys med en tank ca 68 000 kWh/år, med termofil förhydrolys med två tankar 86 000 kWh/år och med pastörisering med tre tankar 25 000 kWh/år. Om termofil

---

förhydrolys kan vara av intresse eller ej beror på påverkan på metanproduktion, minskad slammängd för avsättning, framledningstemperatur i fjärrvärmenätet, fjärrvärmepris, värde av producerad biogas och kostnad för en alternativ värmekälla för uppvärmning till 70 °C. För att bäst utnyttja systemet kom studien fram till att hydrolysgasen bör passera röt-kammaren. Detta för att vätgas och koldioxid som bildats under hydrolysen ska kunna omvandlas till metan i röt-kammaren (Persson et al. 2012).

### **Termofil efterrötning (i kombination med aerob termofil behandling)**

På Uppsalas avloppsreningsverk Kungsängsverket har försök gjorts med termofil efterrötning som hygieniserande steg efter det ordinarie mesofila rötningsteget (Olsson et al. 2014). Försöket designades på så sätt att efter mesofil rötning förtjockades slammet i en bandförtjockare till ca 7–8 % TS, varefter det transporterades till ett termofilt efterrötningsteget med 10–20 dagar hydraulisk uppehållstid. För att kunna garantera en minsta exponeringstid vid termofil temperatur, samtidigt som efterröt-kammaren skulle kunna matas kontinuerligt utan att behöva parallella reaktorer, tänkte man använda sig av ett sista termofilt luftningssteg bestående av två parallella bassänger för att kunna hålla garanterad exponeringstid i enlighet med förmodad kommande lagstiftning. Den hygieniserande processen som undersöktes var därför en kombination av anaerob och aerob process, där eventuellt krav på hydraulisk medeluppehållstid (7 dagar i dagens ABP-lagstiftning) uppfylls i det anaeroba steget, men minsta exponeringstid uppfylls i två parallella aeroba tankar. Ytterligare ett syfte med luftningssteget var att se om avvattningsegenskaperna skulle kunna förbättras samt mer läkemedel reduceras med hjälp av detta. Försöken visade på en ökning av metanproduktionen med omkring 20 % jämfört med enbart mesofil rötning, men avvattningsegenskaperna försämrades kraftigt och försök indikerade att uppemot sju gånger mer polymer skulle krävas för avvattningen. Det efterföljande luftningssteget förbättrade delvis avvattningsegenskaperna enligt försöken, men kompenserade inte fullt ut jämfört med referensalternativet. Försämrade avvattningsegenskaper bedömdes i studien vara den största utmaningen som måste lösas för att processen skulle kunna bli intressant för fullskaledrift (Olsson et al. 2014).

### **Termofil torrötning på slutavvattnat slam**

Det finns studier som visar en större hygieniseringseffekt för torrötning än våtrötning tack vare en högre koncentration av fettsyror och ammoniak (Jiang et al. 2020). Vid Tekniska verken i Linköping har en labbstudie genomförts för att undersöka termofil torrötning av avvattnat rötslam med fokus på att studera processen som en hygieniseringsmetod (Nordell & Rönnberg 2015). Man använde sig av en dryg meter lång pluggflödesreaktor med en aktiv volym motsvarande 38 liter som kontinuerligt matades med mesofilt rötat och avvattnat slam (20–32 % TS) från avloppsreningsverket. Pluggflödesreaktorn höll en temperatur på 52 °C och man fastställde den minsta hydrauliska uppehållstiden/minsta exponeringstiden till 19 dagar och som medel 28–29 dagar hydraulisk retentionstid. Analyser visade på reduktion av salmonella och indikatororganismer (*E. coli*, enterokocker, bakteriofager) ned till detektionsgränser. Vidare inaktiverades *Ascaris*-ägg som tillsats. Den hygieniserande effekten som erhöles berodde förutom på temperatur och tid sannolikt också på de höga ammoniakhalterna som erhöles i reaktorn i och med högt pH 8,2 (uppemot 3 500 mg NH<sub>3</sub> per kg). Försöken visade på en ökad biogasproduktion, 6 % mer biogas erhöles i och med det tillkommande efterbehandlingssteget. För att få en indikation avseende effekt på potentiellt avgivande av växthusgaser vid efterföljande lagring av slammet utfördes BMP-försök (satsvisa utrötning-försök) som visade att metanemissionerna från det torrötade slammet var 98 % lägre jämfört med verkets avvattnade slam som inte efterbehandlats i en torrötning-process. Lustgas kunde inte detekteras för prov från någondera. Mineraliseringen (kvoten mellan löst ammoniumkväve och det totala kväveinnehållet) ökade från ca 12 % i ingående avvattnat slam till 42 ± 6 % i utgående rötrest. Uppvärmningen av det avvattnade slammet motsvarande 9 600

---

ton/år, från ca 30 °C till 52 °C, beräknades kunna ske med fjärrvärme och värmebehovet uppskattades till 250 MWh per år. Elförbrukning för omrörning etc uppskattades till cirka 210 MWh/år och biogasproduktionen till 800 MWh/år, vilket gav en nettoenergi-produktion på 340 MWh biogas. En erfarenhet från projektet var att återföring av utgående rötrest från pluggflödesreaktorn till inkommande flöde var viktigt för att erhålla en återinrympning av mikroorganismer; 10 % återcirkulering av utgående flöde visade sig ge en stabil och välfungerande process. Tekniken med torrötning finns i fullskala på flera ställen i Sverige, exempelvis på Högbytorp biogasanläggning i Stockholm, i Mörrum, Härnösand samt Jönköpings biogasanläggningar, men tillämpas då för organiskt avfall såsom matavfall och fastgödsel.

#### **4.6.1 Sammanfattning termofil rötning**

*Teknisk mognadsgrad:* Hög (7–9). Fullskaleanläggning för slam och andra organiska material finns i Sverige, exempelvis i Kalmar.

*Hygieniseringsresultat:* Termofil temperatur i kombination med tillräcklig uppehållstid ger avdödning av patogener med ytterligare effekt från biprodukter i processen, dock oklart hur de senare kan användas som behandlingsparametrar. Stabilisering av materialet genom processen i sig försvårar återväxt.

*Logistik och placering i behandlingskedjan:* Ett termofilt behandlingssteg placeras i anslutning till röttningsprocessen och kan utgöras av antingen ett försteg till den ordinarie röttningsprocessen, ske i befintlig huvudrötkammare eller användas som ett efterröttningssteg efter ordinarie rötkammare antingen före eller efter slutavvattningen.

*Rimlig behandlingsskapacitet (ytbehov):* Kan tillämpas på alla avloppsreningsverk tillräckligt stora för att stabilisera sitt avloppsslam med rötning. För termofil process före slutavvattning blir ytbehovet starkt beroende av den minsta hydrauliska uppehållstid/minsta exponeringstid som kommer att krävas för en godkänd hygienisering. Försök visar att så låg exponeringstid som 2 timmar kan ge fullgott hygieniseringsresultat, men som lagförslag är utformade nu är det troligt att exponeringstiden som kommer att krävas kan bli 6–8 timmar. Detta påverkar storleken på, samt potentiellt även antalet, reaktorer. Ytbehov för torrötning av avvattnat slam påverkas däremot inte av bestämmelser gällande minsta exponeringstid då tänkbara sådana utan problem kan innehållas i det pluggflöde som erhålls i processen.

*Påverkan på drift:* Termofil rötning är generellt förknippat med försämrade avvattningsegenskaper, vilket i kombination med ökad kväve mineraliseringsgrad på grund av ökad utröttningsgrad ger upphov till ökad internbelastning från rejektvattnet från slutavvattningen. Ett sätt att undvika denna effekt är att tillämpa termofil efterrötning av slutavvattnat avloppsslam med en torröttningsprocess i stället, vilket gett lovande resultat vid pilotförsök i Linköping. För vissa studier har ökad lukt rapporterats och beroende på processkonfiguration kan luktbehandlingsutrustning behövas/behöva utökas.

Termofil rötning kan ha en positiv effekt på metanproduktionen. Man erhåller även en högre behandlingsskapacitet vid övergång till termofil rötning, eftersom nedbrytnings-hastigheten är högre vid denna högre processtemperatur jämfört med mesofil rötning.

*Växthusgasutsläpp:* Termofil rötning förväntas minska risken för växthusgasutsläpp vid efterföljande lagring av slammet om en ökad utröttningsgrad erhålls. Detta kan nå exempelvis genom tillkommande volymer för rötning och/eller snabbare process med bibehållen hydraulisk retentionstid i huvudrötkammare.



---

*Resurser:* Påverkan på biogasproduktion beror exempelvis på hur effektiv rötningsprocess man har som utgångspunkt, det vill säga hur mycket mer metangas man kan få ut efter implementering av termofil rötning. Pilotstudier vid svenska reningsverk visar dock att möjlighet till ökad nettoenergiproduktion efter införande av hygieniseringsmetoden finns trots ökat uppvärmningsbehov av reaktorer. Värmebehovet kan tillgodoses med fjärrvärme, vilket är en fördel jämfört med om mer högvärdig energi krävs för uppvärmningen, såsom exempelvis kan behövas vid pastörisering. Generellt tyder insamlade data på lägre energibehov för termofil rötning jämfört med pastörisering, men anläggningsspecifika faktorer är troligen avgörande. Sådana faktorer kan vara påverkan på metanproduktion, minskad slammängd för avsättning, framledningstemperatur i fjärrvärmenätet, fjärrvärmepris, värde av producerad biogas och kostnad för en alternativ värmekälla för uppvärmning till 70 °C. Energibehovet är även starkt kopplat till vilka värmeåtervinningsåtgärder som kan tillämpas.

Försämrade avvattningssegenskaper har generellt alltid observerats vid termofil rötning, och ökad polymerförbrukning kan förväntas.

## 4.7 Kompostering

Kompostering utnyttjar energin i materialet för att höja temperaturen till hygieniserande nivå. Effekten beror på tid-temperaturförhållande och är som för andra värmebaserade hygieniseringsmetoder god med undantag för bakterier i sporform och värmetoleranta patogener. Förutom värmeinaktivering sker viss avdödning genom konkurrens mellan patogener och andra mikroorganismer och materialet stabiliseras. En väl fungerande kompost kräver en viss mängd syre i materialet. Beroende på typ av kompost kan syresättningen säkerställas genom inblandning av strukturmaterial eller forcerad luftning vid reaktorkompostering och våtkompostering.

Olika kombinationer av tid-temperatur finns för kompostering, där skillnader beror på typ av kompostering eftersom detta är avgörande för att säkerställa att allt material når hygieniserande temperatur. Avvattnat slam kan komposteras i strängkompost, så kallad statisk kompost eller i kompostreaktorer, exempelvis trumkompost. Ej avvattnat slam kan behandlas i våtkompostreaktor. Då materialet är flytande vid våtkompostering trycks luft genom materialet för att syresätta det, ofta i kombination med omrörning vilket även leder till en god omblandning. Vid strängkompostering krävs vanligtvis inblandning av betydande volymer strukturmaterial exempelvis träflis för en väl fungerande process. Strukturmaterial kan även bidra till en för nedbrytningen av materialet mer gynnsam kol/kväve-kvot. Vid väl fungerande kompostering sker hygienisering, stabilisering och för kompostering av avvattnat slam även volymminskning då en stor del av vattnet förångas. Vid våtkompostering är dock volymminskningen obetydlig.

Utöver tid för kompostering och säkerställande av processen kan valet av typ av kompostering beropå risk för lukt beroende på behandlingens placering. Reaktorkompostering kan vara att föredra i och med att utgående luft kan behandlas, likaså även andra emissioner. Det finns dock system där materialet komposteras statiskt under plast och med kontrollerad luftning. Andra parametrar för val av process kan vara utrymme.

### Kompostering av avvattnat slam

Reaktorkompostering har fördelar över strängkompost då kapaciteten är högre, och därmed ytbehovet mindre. Processparametrar samt luftflöde och inmatning av material kan styras. Dessutom kan frånluften samlas in och på så sätt kan utsläpp kontrolleras och värme återvinnas. Tidigare norska erfarenheter var att strängkompostering var svårt att få så väl fungerande att hygienkrav kunde mötas året runt och att reaktorkompostering torde vara en bättre metod (Odegaard et al. 2002).

---

Rodhe et al. (2015) mätte klimatutsläpp (ammoniak, metan, lustgas och koldioxid) från två svenska anläggningar med trumkompostering av stallgödsel. Trumkomposterna var av typen roterande trumma med luftning. För stallgödseln krävdes enligt ABP att allt material i trumman höll en temperatur av minst 52 °C i minst 13 timmar utan avbrott. Komposteringsprocessen bestod av förkompostering, trumkompostering och slutligen efterkompostering av materialet. Resultaten visade att från själva trumkomposteringen bildades knappt 1,5 % de totala växthusgasutsläppen, merparten kom från för- och efterkomposteringen (Rodhe et al. 2015). Trumkompostering av olika typer av gödsel är relativt vanligt förekommande i full skala, men för avloppsslam är tekniken mindre beprövad i stor skala (Nayak & Kalamdhad 2015). Tekniken finns kommersiellt tillgänglig.

Vid aktivt luftad statisk kompost och vid och reaktorkompostering ska enligt US EPA komposten hålla 55 °C i minst 3 dagar medan för strängkompost ska 55 °C hållas i minst 15 dagar med minst fem vändningar. Även i Norge ska strängkompost hålla 55 °C i minst 15 dagar. Vid reaktorkompostering ska i Norge komposten hålla en temperatur på 55 °C i minst 10 dagar alternativt om temperaturen är minst 65 °C en uppehållstid på minst 48 timmar. Efter reaktorkompostering ska dock materialet eftermognas i minst 2 veckor med minst en vändning.

### Våtkompostering

I Sverige våtkomposteras klosettavloppsvatten satsvis med krav på 10–12 timmar vid 55 °C, där skillnader i behandlingstid beror på vilken länsstyrelse som beviljat behandlingen. På grund av låg VS/TS-halt i detta substrat krävs dock tillsatser av exempelvis gödsel för att nå denna temperatur. Våtkompostering av slam är i USA en metod som ger klass A-slam men materialet ska ha en medeluppehållstid på 10 dagar vid 55–60 °C (US EPA 2015). Angivandet av medeluppehållstid indikerar att kontinuerlig process menas och därav den långa behandlingstiden. Våtkompostering av avloppsslam har använts i Norge sedan 1993 vid Vårnes reningsverk i form av en demonstrationsanläggning i full skala (Paulsrud et al. 2004). Till processen tillförs primärslam (kemsam) med belastningen 10 000 pe. För att uppnå hygienisering, genom värmeutveckling, krävs en VS-halt av minst 25 kg/m<sup>3</sup> (2,5 % VS). Detta innebär att slammet inte får vara för blött (minst 3,5–4 % TS). Efter våtkomposteringen lagras slammet, vartefter det avvattnas och är hygieniserat samt stabiliserat (Odegaard et al. 2002).

### Termofil aerob förbehandling

Våtkompostering kombinerat med efterföljande mesofil rötning hade år 2004 använts på sju olika reningsverk i Norge sedan början på 1990-talet. I processen skickas förtjockat slam genom en värmeväxlare och luftas sedan i en reaktortank med temperaturökning som följd. Efter mesofil rötning lagras slammet tillfälligt vartefter det avvattnas. Produkten är hygieniserad och stabiliserad. Processen körs satsvis. Valideringstest i fullskala visade att 45 min behandling vid 61–62 °C räckte för att inaktivera *Ascaris*-ägg. Driftförfarenheterna var goda och metoden ansågs vara robust och effektiv (Paulsrud et al. 2004).

#### 4.7.1 Sammanfattning kompostering

*Teknisk mognadsgrad:* Generellt hög (8–9), men kan variera beroende på processdesign. Våtkompostering har använts i Tyskland och Norge, före och efter rötning för slam.

*Hygieniseringsresultat:* Tid-temperatur ger avdödning av patogener och resultatet beror på om dessa betingelser kan säkerställas i hela materialet. Vid reaktorkompostering säkerställs homogen behandling medan med exempelvis strängkompostering krävs vändningar av materialet vilket ska säkerställa att allt slam uppnår hygieniserande temperatur. Stabilisering av materialet genom processen förhindrar återväxt.

---

*Logistik och placering i behandlingskedjan:* Vanligt att kompostera avvattnat slam, med tillsats av substrat exempelvis flis för att förbättra struktur. Våtkompostering används för icke-avvattnat slam. Som förbehandling kan våtkompostering användas innan rötning. Kompostering av avvattnat slam kan ske off-site.

*Rimlig behandlingskapacitet (ytbehov):* Stort ytbehov för kompostering på platta, inblandning av strukturmaterial kan vara 1–2 volymsdelar till en del slam. Reaktorkompost mer kompakt tack vare kortare uppehållstid. Även våtkompost har kortare uppehållstid men i och med att slammet ej är avvattnat krävs större reaktorvolym än för reaktorkompostering av avvattnat slam.

*Påverkan på drift:* Vid kompostering av avvattnat slam påverkas inte reningsverket men lakvatten kan behöva tas om hand, liksom vid långtidslagring. Våtkompostering innan rötning kan potentiellt påverka efterföljande rötning och avvattning, men tillräckligt underlag för detta har inte identifierats.

*Växthusgasutsläpp:* Betydande utsläpp vid kompostering på platta, främst av ammoniak men beroende på processen även metangas och lustgas. Vid reaktorkompostering kan betydande utsläpp ske vid för- och efterkompostering.

*Resurser:* Strukturmaterial för kompostering kan vara nödvändigt men kan också siktas ut efter kompostering och återanvändas. Energiåtgång för luftning av våtkompost och i reaktorkompost samt för att förflytta materialet innan och efter reaktorkompost.

## 4.8 Alkalisk behandling

I granskningen av litteraturen framkom många olika sätt att använda alkalisk behandling. Förhydrolys baserat på alkaliskt pH enbart, eller i kombination med värme eller ultraljud eller som ett väteproducerande rötningsssteg har undersökts främst i labbskala och på aktivt slam. Kalkning som huvudsaklig stabilisering och hygienisering av förtjockat slam är väl undersökt och praktiseras i fullskala internationellt. Kalkning för behandling av förtjockat slam kombineras även med uppvärmning eller i kombination med torkning. Det fanns även exempel i litteraturen på kalkning som ett efterbehandlingssteg efter rötning men före avvattning, men även som ett sista behandlingssteg efter avvattning av rötslammet (Abu-Orf et al. 2004) samt efter kompostering av avvattnat slam (Madera-Parra et al. 2011).

Alkalisk hydrolys verkar studeras med syfte att öka lösligheten och förbättra gasutbytet, men kan även ge hygienisering. Den alkaliska tillsatsen är oftast natron- och kalilut (NaOH, KOH) ensamt till pH 10 alternativt 12 (Fubin et al. 2017) eller i kombination med värme 60–160 °C (Menert et al. 2008; Zheng et al. 2021). Alkalisk ultraljudshydrolys har jämförts med andra förbehandlingar (värme, alkalisk, ultraljud, termisk-alkalisk) och ultraljud-alkalisk gav jämförelsevis högst löslighet och nedbrytbarhet (Vigueras-Carmona et al. 2013). Att förbättra rötningssprocessen/gasutbudet genom ett termofilt (55 °C) alkaliskt vätgassteg (pH 10) under 5 dagar, undersöktes av Wan et al. (2018). Temperaturen i kombination med pH 10 inhiberar homoacetogenesis fördelaktigt för vätgasproduktion (Wan et al. 2018).

Kalkning är en etablerad alkalisk hygieniseringsmetod och sker genom tillsats av CaO, Ca(OH)<sub>2</sub> eller alkaliska restprodukter (aska) till förtjockat eller rötat slam, rötat avvattnat slam eller komposterat slam. Högt pH är ofta angivet som huvudsaklig faktor för hygienisering med alkalisk behandling, men även ammoniaktoxicitet och torkning bidrar, och vid tillsats av CaO även temperaturutveckling upp till 70 °C. Höga doser av kalk krävs för att både stabilisera och hygienisera. Vid användning av Ca(OH)<sub>2</sub> krävs en

---

tillsats motsvarande minst 12 % av mängden torrsubstans, och vid användning av CaO en tillsats motsvarande 20–40 %. Den högre dosen av CaO (tillsats motsvarande 40 % per mängd TS) behövs för att uppnå hygieniserande temperaturutveckling (Kohn et al. 2017). Restprodukter som olika askor har visat sig att ensamt inte kunna höja pH men kan i kombination med kalk minska kalkbehovet (Wong et al. 2001; Papastergiadis et al. 2015).

Vegetativa bakterier och virus kan effektivt reduceras med god effekt vid ett pH på 10 och högre (Kohn et al. 2017) och effekten är fastslagen för ett stort antal organismer i pilot- och fullskala. Flera studier som tittat på reduktion av termotoleranta koliforma bakterier i kombination med kalkning har dock sett återväxt efter några dagar då pH i slammet sjunkit. Även då kalkbehandling utförs vid temperaturer som ej i sig är avdödande (omgivningstemperaturer) är temperaturen tillsammans med pH en viktig faktor för hur snabbt hygienisering sker, eller om den alls sker. *Ascaris*-ägg är en av de organismer som uppvisar hög tålighet mot höga alkaliska pH. Vid CaO-tillsatser vid olika temperatur och TS, kunde det fastslås att av ett antal olika parasitägg naturligt förekommande i slam var *Ascaris*-ägg mest tåliga mot alla behandlingskombinationer (Maya et al. 2010). Att utföra kalkbehandling på ett slutet sätt så att ammoniak behålls i materialet har gett bättre effekt än när samma slam behandlades öppet (Méndez et al. 2002) och ammoniaktoxicitet vid kalkbehandling antas kunna förklara skillnader i hygieniserande effekt mellan olika försök (Pecson & Nelson 2005). Flera studier indikerar att ammoniaktoxicitet kan vara den huvudsakliga mekanismen för avdödning av *Ascaris*-ägg vid kalkbehandling vid temperaturer under 30 °C. Både Senecal et al. (2020) och Pecson et al. (2007) har i labbstudier studerat effekten av alkaliskt pH och temperatur, torkning och ammoniak på *Ascaris*-ägg, ensamt och i kombination. Dessa studier visar ingen reduktion av äggviabilitet vid pH 12,5 vare sig vid 20 eller 27,5 °C (studerat under 126 dagar respektive 70 dagar) (Senecal et al. 2020) medan pH 12 vid 30 °C kan ge en 2 log<sub>10</sub>-reduktion på mindre än en månad och att tiden kan kortas till dagar vid 40 °C och att vid 50 °C beror avdödningen som tar 2 timmar enbart på värme (Pecson et al. 2007). Även bakteriesporer har visat sig vara relativt tåliga mot kalkbehandling och kalkning kan inducera sporbildning (*C. perfringens*).

I USA är pH-höjning ett av alternativen att uppnå klass A-slam där pH 12 ska hållas under 72 timmar i kombination med 52 °C i 12 timmar eller lufttorkning till TS minst 50 % (US EPA 2023). Kalkning med CaO är även en av angivna alternativa processer för att ge klass A-slam med kravet att pH 12 uppnås i 2 timmar och att temperaturen är 70 °C under 30 min. Kritiska behandlingsaspekter som nämns är att kalken hydratiserar och att jämn värmefördelning uppnås vilket kan vara svårt med avvattnat slam. Termofil kalkning i öppna högar rekommenderas därför inte (Boczek et al. 2023). En annan alternativ process baserad på alkalisk pH men utan temperaturökning kräver pH 13 i minst 7 dagar följt av torkning minst 30 dagar och till minst 65 % där pH inte får falla under pH 12 innan ett TS på 60 % är uppnått (Boczek et al. 2023). I Norge har en metod med kombinerad kalkning och torkning använts (Norsk Vann 2010).

Kungsbacka kommuns största avloppsreningsverk Hammargård (52 000 pe) för-tjockar överskottslam från det biologiska reningssteget gravimetriskt innan det pumpas till ett luftat slamlager, där även slam från tre av kommunens mindre reningsverk tillsätts. Slammet avvattnas i centrifuger innan det hygieniseras och stabiliseras med bränd kalk (CaO), vilket har utförts sedan 1975. Kalkningen ger både pH- och temperaturökning. Provtagning har visat att kalkat slam varit fritt från salmonella, även då salmonella detekterats i processens avloppsvatten (Personlig kommunikation Mats Bäckman, Kungsbacka kommun).

Tillsatsen av kalk/aska ökar slammets volym, även om en del vatten kan dunsta i processen och även askhalten ökar vilket kan påverka möjligheterna till avsättning (Li et al. 2022). Dock kan det faktum att kalkningen ger ett torrare slam underlätta fortsatt hantering vid transport och spridning. Huruvida lantbrukare vill använda slam med

---

högre kalkhalt kan bero på jordmån, och till exempel på Västkusten där jordarna ofta är kalkfattiga har kalkat slam förutom tillförsel av näringsämnen och mull bidragit till att höja försurande jordars pH-värde.

#### **4.8.1 Sammanfattning alkalisk behandling**

*Teknisk mognad:* Hög teknisk mognadsgrad för kalkning av slam, låg för alkalisk förhydrolys. Finns referensanläggningar i Sverige och internationellt för kalkning av slam. Flera mindre verk i Sverige kalkar sitt slam med bränd kalk som ett alternativ till rötning för stabilisering.

*Hygieniseringsresultat:* För vegetativa bakterier och virus, effekt från pH 10. För pH-effekt på Ascaris-ägg krävs pH 12 vid temperaturer över 30 °C. Det är vid kalkning av avloppsslam dock troligt att alltid ha effekt från ammoniaktoxicitet även om denna inte kvantifieras.

*Logistik och placering i behandlingskedjan:* Alkalisk behandling kan användas i olika delar i processen, exempelvis alkalisk förhydrolys eller efter rötning och avvattning. I Sverige utförs kalkning vanligtvis av avvattnat slam som alternativ till rötning.

*Rimlig behandlingskapacitet (ytbehov):* Kräver större ytor i jämförelse med mer kompakta tekniker men behandlingen kan ske off-site genom transport av avvattnat slam.

*Påverkan på drift:* Vid kalkbehandling sker en viss kemisk stabilisering och luktreduktion men om det är en öppen behandling finns risker för betydande ammoniakförluster vilka har försurande, övergödande miljöeffekt och som även kan ge lukt- och arbetsmiljöproblem. Andra arbetsmiljöaspekter är att alkaliska kemikalier är frätande och reaktiva och att kalk dammar (Norsk Vann 2010).

*Växthusgasutsläpp, även ammoniak:* Vid kalkning av avvattnat slam utan täckning kan betydande ammoniakavgång ske.

*Resurser:* Betydande mängd alkaliska kemikalier. Vid kombination med värmebehandling energi för temperaturökning.

## **4.9 Surgörning och kemisk oxidation**

I litteraturen presenteras surgörning som 1) ett sätt att förbehandla slam för ett bättre gasutbud vid rötning (Devlin et al. 2011); 2) som en process för att lösa ut toxiska metaller exempelvis från rötslam eller som ett sätt att återcirkulera fällningskemikalier till vattenreningens från dess kemsam (Keeley et al. 2014); eller 3) huvudsakligen som en hygieniseringsmetod. Oavsett syftet kan tillräckligt låga pH, kanske i kombination med toxiska syror som då blir oladdade, uppnå hygienisering.

För förhydrolys har flera olika syror, både oorganiska och organiska, studerats men främst i labbskala. Olika syror har olika effektivitet på olika ämnen som hydrolyseras (Izydorczyk et al. 2021) och verkar generellt öka biogasproduktionen, även om höga tillsatser kan hämma påföljande rötning (Appels et al. 2011). Tillsats av perättiksyra kan göras före rötning och förbättra löslighet av materialet och ge bättre gasutbyte (Zhou et al. 2017; Sun et al. 2018). Då fokus för förhydrolysen är att öka biogasutbytet har inte inaktivering av patogener studerats i någon större grad, det är även oklart vilket pH syra-tillsatserna resulterat i. Avvattningsegenskaper kan försämrats vid surgörning (Yu et al. 2022, Wei et al. 2019).

---

Vid urlakning av metaller (inklusive fällningskemikalier) så blir urlakningen högre ju lägre pH är, som kan vara så lågt som pH 1. I praktiken används pH 2 (Yu et al. 2022) och pH 4 (Keeley et al. 2014). Surgörning för att cirkulera fällningsmedel har praktiserats tidigare i Japan, USA och UK men verkar ha upphört i och med att vid cirkulationen av fällningskemikalier så kommer även tungmetaller och organiska föreningar med som då också återcirkuleras till vattenreningen (Keeley et al. 2014). Surgörningen skulle kunna ske genom att nedbrytningen av det organiska materialet styrs mot fermentering så att syror bildas under nedbrytningen men detta är metoder på försöksstadiet för urlakning av metaller (Pathak et al. 2009; Wang et al. 2021b).

Även med andra syften undersöks *in-situ*-produktion av organiska syror, vilket är intressant ur ett hållbarhetsperspektiv, men tillämpas som det verkar ännu inte i fullskala. Det mer etablerade sättet att surgöra är via tillsatser av syra, oftast starka syror som svavelsyra eller saltsyra (Zhen et al. 2017). Syror som fosforsyra och svavelsyra berikar samtidigt slammet med näringsämnen medan saltsyra ökar kloridhalten. För sänkning av pH ned till 2 kan höga tillsatser behövas exempelvis 220 kg 98 vikt-% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> per ton TS i rötslam (Cheung 1988).

Ett pH 2 från svavelsyra har visat på hygieniserande effekt på bakterier (5 log<sub>10</sub>-reduktion av fekala koliforma bakterier) men även på maskägg som reducerades med 68 % efter 30 min (Jiménez et al. 2007). När pH har undersökts bara i syfte att hygienisera har ofta ett mindre surt pH undersökts, mellan 3–5. Olika syror har använts för surgörningen och hygieniseringsgraden varierar stort från ingen avdödning alls till god avdödning och avdödning av både *Ascaris*-ägg och andra maskägg (Maya et al. 2012) och sporbildande bakterier (Vinnerås et al. 2003), dock från perättiksyra som även är oxiderande. En förklaring till dessa skillnader kan vara att olika syror är olika potenta men kan också bero på att pH-sänkning även ger toxicitet av olika organiska syror som då blir oladdade och passivt kan ta sig in i celler. Därav kan hygieniseringseffekten bero på slammets egenskaper. Försök med fosforsyra 3 % till pH 4 påvisades initialt, direkt efter tillsats, ha ingen inaktiverande effekt på koliforma bakterier, och efter 20 dagar var koncentrationerna högre än vid start och vid lagring av slam (Sasakova et al. 2008). I Sverige används myrsyra för att surgöra slakteriavfall vid transport, och labbstudier (3 % myrsyra till pH 4,5) visar på god hygienisering av bakteriella patogener och virus med kapsid (proteinhölje), medan virus utan kapsid var tåligare och inaktiverades över tid medan sporbildande bakterier inte inaktiverades alls under 130 dagar (Vinnerås et al. 2012). Då fettsyror kan verka mer toxiska vid låga pH finns en fara att dra för stora slutsatser från studier av andra substrat som latrin och matavfall, och även för studier av avloppsslam bör det betänkas att det är ett variabelt substrat.

Perättiksyra är den syra som visar på bäst hygieniseringseffekt. I labbstudier har perättiksyra visats inaktivera sporbildande bakterier vid behandling av fekalier (Vinnerås et al. 2003) och har i jämförelse med ättiksyra givit bättre reduktion av fekala koliforma bakterier och salmonella trots högre pH (3,4 respektive 4,9). Perättiksyra verkar både surgörande och oxiderande men är inte så väl undersökt för slam i nordiska länder. Salmonella och *Taenia saginata* inaktiverades vid perättiksyrados 250–1000 mg/l (100 % perättiksyra) (Fraser et al. 1985). Salmonella och *E. coli* är studerat vid tillsats av perättiksyra till avloppsslam, men ingen tid har angetts för avdödningen (Luukkonen et al. 2020).

I Sverige har ett av Kemira patenterat konditioneringsmedel, KemiCond, använts i fullskala på Käppalaförbundets reningsverk. Syftet var att förbättra efterföljande slamavvattning och därmed minska slamvolymerna samtidigt som slammet hygieniserades. Slambehandlingen med KemiCond sker i tre steg: surgörning med svavelsyra, oxidation med väteperoxid, och sedan fällning med fällningskemikalie. På Käppala med då 550 000 pe anslutna och slamproduktion från röt-kammarna om ca 320 000 m<sup>3</sup> (TS 3 %) utfördes den kemiska konditioneringen batchvis i fyra reaktorer

---

på 30 m<sup>3</sup> vardera (kapacitet 60 m<sup>3</sup> slam/h) efter vilket slammet avvattnades mekaniskt i hydrauliska kolvpressar (Thunberg 2010).

Starka oxidanter med hög redoxpotential kan förstöra mikroorganismers struktur och bryta ned biologiska makromolekyler såsom enzymer och genetiskt material och därmed inaktivera patogena mikroorganismer. Vanliga oxidanter är perättiksyra, väteperoxid, klorföreningar och ozon. Ett problem vid oxidering är att annat organiskt material konsumerar oxidationsmedlet. En dos av perättiksyra av 480 mg/l har observerats fullständigt avdöda *E. coli* och *Salmonella* spp. I slam. Vid dosering av NaClO av 2,2 g/l minskade antalet fekala coliformer i slam från 6,9 log<sub>10</sub>-enheter till 0,8. Dessutom sågs positiva effekter på slammets avvattningsegenskaper och lakbarhet av tungmetaller. Avancerade oxidationsprocesser genererar flera olika fria radikaler. Fenton och Fentonliknande processer har indikerats effektiva för att avlägsna patogena mikroorganismer i avloppsvatten. Elektrofenton-reaktioner kan vara jämförelsevis bra som förbehandling för patogenreduktion i slam och reducera koliformer med över 4,5 log<sub>10</sub> och *E. coli* med över 3,5 log<sub>10</sub> efter 60 min. Förutom hygienisering kan avancerade oxidationsprocesser förbättra slammets egenskaper och avvattning. Viss evidens finns för behandlingens positiva inverkan på mikroföroreningar, antibiotikaresistens och ekotoxicitet, men mer kunskap behövs (Li et al. 2022).

#### 4.9.1 Sammanfattning surgörning och oxidation

*Teknisk mognad:* Medel, KemiCond som bygger på både surgörande och oxiderande process har använts vid Käppalaförbundet 2008–2013 men togs ur drift då slampressarna byttes mot centrifuger.

*Hygieniseringsresultat:* Hygienisering beroende av surgörande tillsats och bäst effekt av kombination av surgörning och oxidation som då kan ge god reduktion av bakterier, virus, maskägghälar och även viss reduktion av sporbildande bakterier.

*Logistik och placering i behandlingskedjan:* Surgörning kan användas som förhydrolys för att öka biogasutbyte men även efter rötning för att ge hygienisering och förbättra efterföljande avvattning.

*Rimlig behandlingskapacitet (ytbehov):* Enligt Kemira levereras en standard KemiCond-enhet i en 40-fotscontainer och har en kapacitet på 2 000 till 12 000 ton TS per år.

*Påverkan på drift:* Förhydrolys med syra kan optimeras för att ge ökat biogasutbyte men då i huvudsakligen studerat i labbskala. Ingen uppgift om det även ger ett rejektvatten med högre halt av lösta ämnen. Avvattningsegenskaper uppges både förbättras och försämrats och är beroende av både process och slam. Surgörning med svavelsyra kan påverka avvattningen negativt. Avancerade oxidationsprocesser däremot kan förbättra avvattningsegenskaper.

*Växthusgasutsläpp, även ammoniak:* Lite information rörande växthusgasutsläpp hittades. Ammoniakavgången borde minska men hur avgång av lustgas och metan påverkas är oklart. Det saknas även underlag för hur efterföljande stabilisering, exempelvis kompostering, påverkas med avseende på utsläpp.

*Resurser:* Kemikalieförbrukning hög för enbart surgörning. Oxiderande metoder kräver exempelvis perättiksyra.

---

## 4.10 Ammoniakhygienisering

Ammoniak i sin oladdade form,  $\text{NH}_3$ , har påvisats vara toxiskt för flera olika grupper av patogener (bakterier, virus, protozoer och inälvsmask) där undantaget är sporbildande bakterier (*C. perfringens*) (Vinnerås et al. 2003). Om temperaturen är under 17 °C sker långsam avdödning av spolmaskäggs och höga ammoniakkoncentrationer krävs (Fidjeland 2015). Vid 17 °C och högre är metodens styrka just effekt på spolmaskägg som annars är mycket tåliga mot kemisk behandling. Vid kalkbehandling kan ammoniak i materialet utnyttjas om behandlingen utförs täckt. Effekten är i huvudsak beroende på koncentrationen av löst  $\text{NH}_3$  och temperatur medan även karbonater (som bildas vid hydrolys av urea) är verksamt på bakteriella patogener (Fidjeland et al. 2016). För *Cryptosporidium* cystor finns något motstridiga studier där effekt i material med låg TS påvisats medan effekten varit lägre för fasta material.

Ammoniak eller ammoniakbildande urea kan tillsättas för att höja ammoniakkoncentration och pH (då alkaliskt pH är en förutsättning för att ha ammoniak i gasform,  $\text{NH}_3$ ). Att tillsätta urea som vid kontakt bryts ned till ammoniak har utvärderats i pilotskala med mesofilt rötat, avvattnat avloppsslam som ureabehandlats och lagrats vid omgivningstemperatur (Nordin et al. 2015). Att blanda in ureagranuler före avvattningsteget har undersökts (Sylwan 2010) men kväveförlusterna var så stora att detta inte bedömdes som en lämplig metod för inblandning. Det är olämpligt med ammoniak tillsats före rötning på grund av inhibering av metanogenerna. Hög ammoniakrötning/torrötning är ett alternativ att utnyttja ammoniak i materialet (Ottoson et al. 2008; Nordell & Rönnberg 2015). Det krävs att behandlingen är sluten fram till spridning för att inte förlora kväve i form av ammoniakemissioner. Behandlingen har ingen påverkan på slammängd men ger viss strukturförändring (kletigare). Materialet pseudostabiliseras men kan brytas ned ytterligare efter att slammet sprids. Ureabehandling av slam minskar metan- och lustgasbildning vid lagring (Willen et al. 2016). Ammoniakgas är hälsovådligt över vissa halter och urea är en mer arbetsmiljövänlig tillsatskemikalie. Fällningskemikalier antas kunna påverka att slam buffrar mot pH-ökning. Flera kommuner ureabehandlar klosettavloppsvatten men för slam har bara en pilotstudie utförts i Sverige.

Pilotförsök med ammoniakhygienisering har genomförts vid Uppsala avloppsreningsverk (Nordin et al. 2017). Till försöket användes rötat och avvattnat avloppsslam (ca 31 % TS) från Uppsala avloppsreningsverk och urea blandades in med frontlastare i strängar à ca 65 ton som täcktes med ensilageplast. Försöken visade att 0,85 % urea (per våtvikt slam) var en för låg tillsats för fullgod hygienisering, men att man med 1,6 % uppnådde fullgod hygienisering under de tre vintermånader försöket pågick. Till skillnad mot traditionell långtidslagring skulle ammoniakhygienisering innebära en säkrare hygienisering och gödselvärdet för slammet ökar på grund av den tillsatta urean. En osäkerhet är risk för förluster/emissioner av ammoniak till omgivningen under lagringen, vilket inte är önskvärt.

### 4.10.1 Sammanfattning ammoniakhygienisering

*Teknisk mognadsgrad:* Medelhög teknisk mognadsgrad för avloppsslam, högre för klosettavloppsvatten. Pilotförsök med avloppsslam har utförts i Sverige, vid Uppsalas reningsverk.

*Hygieniseringsresultat:* Metoden inaktiverar virus och bakterier oavsett temperatur medan det för maskägg behövs temperatur från 17 °C och högre för rimlig inaktiveringseffekt.

*Logistik och placering i behandlingskedjan:* Efter rötning och avvattning. I pilotskala testat att urea tillsatts vid avvattningen men ledde till för stora kväveförluster.



---

*Rimlig behandlingskapacitet (ytbehov).* Ytbehovet under behandlingen är detsamma som vid långtidslagring av rötat avvattnat slam då ureatillsatsen inte ökar volymen. Däremot är behandlingstiden kortare vilket sammantaget innebär en högre behandlingskapacitet än långtidslagring.

*Påverkan på drift:* Ureabehandling av avvattnat slam påverkar inte reningsverket. Behandlingen har i pilot utförts i strängar på platta, täckt med ensilageplast, då lakvatten kan behöva tas om hand.

*Växthusgasutsläpp, även ammoniak:* Växthusgasutsläpp (metan och lustgas) är mindre än vid lagring av meso- och termofilt rötat slam. Risk för ammoniakemissioner, främst vid hantering av det behandlade slammet.

*Resurser:* Kemikalier i form av urea krävs (1,6 % urea per våtvikt slam vid pilotförsök i Uppsala), och maskineri för inblandning samt täckmaterial alternativt behandlingsbehållare.

---

## 5 Tekniker som kan komma att bli relevanta

I detta avsnitt presenteras tekniker som kan vara relevanta att följa utvecklingen av men som för närvarande har för låg teknisk mognadsgrad för att inkluderas som en prioriterad teknik att utvärdera i detta projekt. För dessa tekniker kan olika processlösningar finnas som påverkar lämplighet och effektivitet vid implementering, liksom hygieniseringseffekten. Ansats har inte gjorts för att utvärdera dessa tekniker eller deras faktiska lämplighet för svenska reningsverk på samma sätt som för teknikerna i föregående kapitel. Hänvisningar till pilotstudier presenteras i de fall de har identifierats.

### 5.1 Joniserande strålning

SI-enheten gray (Gy) används för att kvantifiera dos av joniserande strålning och definieras som absorption av en joule av strålningsenergi per kg av material. Slambehandling med joniserande strålning är energiintensivt och processdesign med rötning för biogasproduktion vilken kan användas för att driva efterföljande strålningsbehandling har gjorts (Chmielewski & Sudlitz 2019). Olika patogener kan vara olika känsliga för strålning, exempelvis finns indikationer på att kolifager kräver högre strålningsdoser än totala koliformer och totala bakterier (Asgari Lajayer et al. 2020). Oklart om detta har utretts. Strålningsdoser av 25 kGy kan behövas för hygienisering, studier uppger olika avdöningar för samma dos. En högre TS-halt kan kräva en högre strålningsdos för samma avdödning (Sudlitz & Chmielewski 2021). En dos av ca 4 kGy från elektronstråle räckte för avdödning av *E. coli*, *Salmonella* spp. Och *Clostridium perfringens* i slam med TS på 1,2–12 % i polskt slam, medan *Ascaris*-ägg krävde 5,5 kGy (Sudlitz & Chmielewski 2021). Både betastrålning och gammastrålning är godkända hygieniseringsmetoder (vid 10 kGy) av US EPA (US EPA 2021).

#### Betastrålning

Strålning med högenergiska elektroner (betastrålar) skapas med en elektronaccelerator. Slamvolym kan reduceras, upplösning ske och organiska föroreningar kan brytas ned. Reduktion till säkra mängder av patogener kan uppnås vid strålningsdoser över 2 kGy. *E. coli* kan avdödas fullständigt vid gammastrålning av 1 kGy, medan mögelsporer avdödades i låg grad vid samma strålningsintensitet. Processdesign kan enligt Chmielewski & Han (2026) vara att avvattnat slam matas till ett band i ett tunt lager (8–40 mm) som strålas med absorberad dos av 5–10 kGy där högsta behandlingshastighet är 3 ton per timme. Efter strålningen flyttas slammet till kompostering (Chmielewski & Han 2016). Implementering försvåras av höga kostnader för pilotanläggning, liksom anläggning i full skala. Betastrålning används också för rökgasrening och avloppsvattenrening (för organiska föroreningar) (Chmielewski & Han 2016).

Enligt US EPA krävs en strålningsdos av 1,0 megarad (10 kGy) vid rumstemperatur för att nå klass A med betastrålning. För låga doser kan leda till otillräcklig avdödning av framför allt virus. Betastrålar har begränsad förmåga att penetrera materialet, vilket innebär att strålningen behöver doseras över tunna lager av slam (US EPA 2015).

I Israel har en anläggning för 7 000 m<sup>3</sup> avvattnat (18–20 % TS) slam per månad designats år 2009. Anläggningen designades för en strålningsdos av 10 kGy (2,5 MeV) med en elektronaccelerator på 100 kW. Slam fördelas på ett band som rör sig 30 m/h genom ett 1,80 mm munstycke till 7 mm tjocklek. Med 16 timmar drifttid, 20 dagar per månad, krävs 100 kW för elektronacceleratorn. Det antogs att acceleratoren och övrig

---

utrustning drar 150 kW (70 % effektivitet) (Kim et al. 2009). Ingen information om huruvida denna anläggning byggdes eller inte har hittats.

Tekniken kan användas för både orötat och rötat slam. Tunna lager material krävs och det verkar fördelaktigt med icke-avvattnat slam. Ingen kemikalieåtgång men hög energiförbrukning. Förbättrade sedimenteringsegenskaper och förbättrad avvattning har observerats men påverkan på efterföljande rötning är oklart. Ingen stabilisering av materialet sker. Strålningen utgör en arbetsmiljörisk. Industriell anläggning uppges finnas i Geiselbullach, Tyskland och anläggningar för avloppsslam i Boston (4 kGy), USA, Albuquerque, USA (10 kGy), och Ukraina (10 kGy) uppges åtminstone ha funnits. Den planerade anläggningen i Israel förväntades bli mer ekonomisk än andra slamhanteringsalternativ såsom förbränning eller kalkning.

### **Gammastrålning**

Gammastrålning består av fotoner av hög energi som produceras av särskilda radioaktiva ämnen, vanligen kobolt 60 eller cesium 137 vid anläggningar för avloppsslam. Gammastrålning erbjuder praktiska fördelar över kemiska och termiska processer såsom inga kemiska tillsatser, oberoende av kringliggande miljö, och inga carcinogena biprodukter. Vid strålningen bildas reaktiva ämnen såsom hydroxylradikaler, lösta elektroner och vätejoner. Den direkta avdödningen av strålning kan hindras av partikulärt material vilket skyddar mikroorganismerna, därav högre avdödning i utgående avloppsvatten än i slam. Men mängden syre påverkar avdödningen, likaså TS-halten. Mängden syre ökar med sjunkande vattenhalt, varför lägre vattenhalt kan ge högre avdödning vid slambehandling.

US EPA kräver en strålningsdos av minst 1,0 megarad (10 kGy) vid rumstemperatur för att nå klass A. Till skillnad från betastrålar så kan gammastrålar penetrera material mycket bättre, varför tjockare lager av material kan användas under processen. Även avvattnat slam kan användas (US EPA 2015). Det finns risk för återväxt, framför allt om slammet lagras blött direkt efter strålningen.

Metoden kräver inga kemikalier men radioaktiva isotoper för strålningen (kobolt 60 eller cesium 137). Detta innebär en arbetsmiljörisk med radioaktiva ämnen. Till skillnad från betastrålning kan tjockare material och avvattnat slam behandlas. Utifrån identifierad litteratur verkar metoden tillämpas främst efter rötning. Påverkan på fysiokemiska egenskaper hos slammet är något oklart, och verkar inte vara väl studerat. Teknisk mognadsgrad bedöms vara medelhög. Pilot finns på reningsverk i Vadodora, Indien, som behandlar 110 m<sup>3</sup> slam/d. Anläggningen använder kobolt 60 för en strålningsdos av 3 till 4 kGy och uppnår 6 till 7 log<sub>10</sub>-reduktion av patogener (Gautam et al. 2005).

## **5.2 Elektrokemisk behandling**

Vid elektrokemisk behandling kan reaktivt syre och klor bildas, vilket kan förstöra mikrobiella cellstrukturer och inaktivera mikroorganismer i slam. Vid en spänning av 15 V kan *E. coli* reduceras med över 3 log<sub>10</sub> medan *Salmonella* spp. Och *Streptococcus faecalis* kan minska med nästan 5 log<sub>10</sub>. Kunskapen om mekanismerna för avdödning av patogena mikroorganismer vid elektrokemisk behandling är inte fullständig. Förklarande mekanismer har föreslagits vara generering av värme genom de elektrokemiska reaktionerna, bildandet av olika oxidanter, såsom fritt klor och reaktivt syre samt väldigt högt eller lågt pH vid gränsskiktet till elektrodplattorna (Li et al. 2022). Tekniken finns kommersiellt.

Låg spänning (10–30 V) uppges kunna hygienisera slam genom bildande av oxidanter såsom ozon, klor och väteperoxid. Klor reagerar med kväveföreningar till kloraminer som bidrar till hygienisering. Dessutom värms slammet upp till över 70 °C. Vid uppåt 100 °C bildas ammoniak som hygieniserar. Tekniken är teoretiskt effektiv och

---

har observerats effektiv i labbskala. Dock bildas biprodukter som behöver hanteras exempelvis klorat, perklorat och halogenerade organiska ämnen som är carcinogena bland annat. Viss utspädning och minskning av toxicitet i rejecktvattnet sker men det kan behövas avhjälpande åtgärder (Zeng et al. 2022). Något oklart vid vilka spänningar som hygienisering sker. Samma spänningar nämns i studier för både avvattning och oxidation, som är hygieniserande. Dessutom verkar inte hygienisering vara verifierad i fullskala. Luktreduktion har rapporterats men om det kan kallas för stabiliserande behandling framgår inte ur granskad litteratur. Troligtvis är graden av stabilisering beroende av vilka processparametrar som används om den ens är befintlig.

Elektrokemisk förbehandling av slammet ökar löslighet och hydrolyshastighet. Vid låg spänning (<100 V) desintegrerar flockars struktur och cellmembran bryts ned genom direkt elektrisk kraft och indirekt oxidation. Behandling vid låg spänning används också för avvattning och kan göras med eller utan samtidig trycksättning. Under elektrooxidation och elektroklorering kan det också bildas olika oxiderande ämnen såsom väteperoxid, hydroxylradikaler, hypoklorit och hypoklorsyra. Effekten av dessa biprodukter på rötningen är dock inte helt utredd. Temperaturen i slammet kan också öka upp till 70 °C vilket också ökar lösligheten av slammet samt hygieniserar. Detta sammantaget kan öka biogasproduktionen, till den grad att energin för elektrobehandlingen i vissa fall kan kompenseras, men inte alltid. Med hög spänning behandlas slammet under mikrosekunder och elektroporation sker. Liten mängd oxidanter bildas och eftersom behandlingstiden är så kort hinner liten uppvärmning ske. Det starka elektriska fältet skapar en polariserande effekt vilket desintegrerar slammet. Vid för höga spänningar kan avvattningsegenskaperna försämrats till följd av ökning av slammets viskositet. Det uppges finnas pilotanläggningar för elektrokinetisk slambehandling i Frankrike samt Korea för reduktion av tungmetaller i slam genom låg spänning vilket kräver lågt pH för effektivitet. Det finns även potential för näringsåtervinning. Elektrokemiska processer för näringsåtervinning, såsom elektrodialys med Fenton-tillsats, surgör slammet och kan ha hygieniserande effekt. Detta verkar dock inte vara utrett (Zeng et al. 2022).

En av de största barriärerna för implementering är energiåtgången och i syfte att avvattna slammet är polymertillsats troligtvis mer kostnadseffektivt. Fullskaleimplementation av högspänningsprocess kan vara energiineffektiv. Det har även observerats driftproblem med skum till följd av vätgas- och syrgasproduktion. Livslängden av elektroder är också ett problem, täcklagret på elektroderna bryts ned och täpps igen. Ompolarisering kan avhjälpa och öka livslängden. Använda elektroder kan återvinnas och täckmaterial återanvändas, vilket minskar kostnaderna (Zeng et al. 2022).

### 5.3 Mikrovågsstrålning

Mikrovågsstrålning används vid torkning av slam (se 4.1) men även som förbehandling till rötning. Mikrovågsstrålning är en elektromagnetisk strålning av hög frekvens (0,3 till 300 GHz) vid våglängder mellan 1 mm och 1 m, utan kontakt med materialet. Förutom hushållsapplikationer så används mikrovågor i flertalet industrier. Mikrovågor är främst en termisk metod. Som förbehandling kan den både öka metanproduktion och avdöda koliforma bakterier. Fullständig avdödning av vissa patogener och volymreduktion med 60 % har rapporterats. Strålningen hydrolyserar organiskt material, men den energi som behöver tillsättas under förbehandlingen kompenseras inte alltid av den ökade metanproduktionen. Ökad biogasproduktion med 35 % har dock rapporterats. Vid försök med mikrovågsstrålning på 2,45 GHz inom intervallet 45–180 °C erhöles högre löslighet av slammet samt ökad metanproduktion (Akgul et al. 2017).

Mekanismen för hygienisering är värme och elektromagnetism, där värme är den avgörande. Kan ge temperatur över 60 °C och temperaturen stiger med stigande

---

mikrovågsenergi. Metoden förstör också cellmembran, vilket påverkar och förstör DNA hos mikroorganismer (Li et al. 2022). Kan ge 99 % reduktion av patogena mikroorganismer. 2,7 log<sub>10</sub>-reduktion av fekala koliformer och 50 % reduktion av *C. perfringens* har rapporterats samt fullständig avdödning av bakterier efter 30–240 min. ”High-level”-desinfektion av enterokocker och salmonella på 9,5 min vid 580 Ws/g och 72 °C har visats. Avdödande effekt på *E. coli* och *Staphylococcus* har rapporterats (Vialkova et al. 2021). Finns industriellt tillämpat. Då mikrovågsstrålning är en erkänd alternativ metod för klass A-slam enligt US EPA bör det finnas någon anläggning i USA.

Exempel på behandlingsparametrar för kommunalt aktivt slam är 60 s vid 900 W och 80 s vid 750 W. 30–250 min vid 3,4 kW ger hög vattenavgång. Behandling med 900 W under några minuter ger ökad löslighet av substanser i slammet, däribland organiskt material och ökning av COD och hydrolys. Mineralisering leder till ökad askhalt (Vialkova et al. 2021). Exempel på en processdesign för att nå klass A är att slam av minst 7 % TS skickas genom mikrovågsgeneratorer med effekt av 75–100 kW. Slammet ska värmas till minst 80 °C under 6–14 min. I denna process torkas också slammet med hjälp av varm luft som cirkuleras.

Resultatet av strålningen ökar generellt med ökande behandlingstid och strålningseffekt. Vid för höga temperaturer kan dock avdunstningen av vatten bli för stor och viskositeten hos materialet ökar, vilket inte är önskvärt. Slamegenskaper (icke-avvattnat) kan påverkas genom minskad viskositet, något minskad vattenhalt, ökning av pH, ökad sedimenteringshastighet, ökning av askhalt, ökning av TS och minskning av patogena mikroorganismer.

## 5.4 Trycksatt gas

Vid högt tryck brister celler, vilket frigör intracellulära delar vilka blir tillgängliga för anaeroba bakterier som i sin tur kan producera mer biogas. pH sjunker under processen, till följd av att CO<sub>2</sub> löses. Cellbristning och lågt pH tros vara mekanismerna för hygienisering. Testanläggning har funnits vid Old Whittington Wastewater Treatment Works (Yorkshire Water, England) där biogas vid 400–600 kPa pumpats genom slam innan rötning vilket ökat biogasproduktionen med 30–40 %. Trycksatt koldioxid har testats i labbskala som förbehandling till rötning för hygienisering. Tryck av 1 500, 2 000 och 2 800 kPa testades under behandlingstider mellan 0,75 och 24 timmar. Fullständig avdödning av *E. coli* (8 log<sub>10</sub>-reduktion) kunde uppnås vid samtliga tryck. Vid 2 800 kPa skedde 7,8 log<sub>10</sub>-reduktion efter 1,5 timme (Mushtaq et al. 2012).

Två labbstudier har hittats i litteraturstudien, där en nämner testanläggning vid reningsverk i England men ingen vidare information om denna har hittats. Samlokalisering med förbränningsanläggning för behandling med trycksatt koldioxid kan vara en intressant lösning. Resurskonsumtionen tycks vara energi (hög energi-användning) för trycksättningen och gas att trycksätta. Påverkan på slamegenskaper något oklar, annat än att biogasproduktionen kan öka.

## 5.5 Kavitation

Vid en effektiv desintegrering förstörs cellväggar genom fysiska eller kemiska metoder. Cellväggarna fragmenteras och intracellulärt material släpps till den omgivande vätskan. På detta sätt ökar lösligheten av volatila ämnen i slammet vilket kan öka efterföljande biogasproduktion (MacHnicka et al. 2012). Det finns flertalet processer för att desintegrera slam. Tekniker som baseras på kavitation, formation av bubblor i materialet, har en viss hygieniserande effekt. När bubblorna brister skapas fysiska effekter i form av lokala skjuvkrafter, värme och tryck. Kemiska effekter är bildande av radikaler,

---

exempelvis hydroxylradikaler och vätejoner. Dessa processer leder till viss avdödning av patogena mikroorganismer. Underlaget är dock för litet för att det ska gå att avgöra om god hygienisering uppnås eller ej, samt för vilken processdesign det skulle uppnås.

### Hydrodynamisk kavitation

En studie av hydrodynamisk kavitation visade fullständig reduktion av salmonella efter 45 min behandlingstid. *Shigella* reducerades med 96 %, *Enterobacteriaceae* med 92 % (laktos-negativa) och 93 % (laktos-positiva) samt *Staphylococcus* med 93 %. Antalet bakterier överlag minskade med 80 %. Vid hydrodynamisk kavitation utsätts slammet för tryck (i detta fall 12 bar) vartefter en snabb tryckförlust leder till att kavitationsbubblor brister. Genom recirkulation i processen fås olika behandlingstider (MacHnicka et al. 2012).

Hygieniseringsresultatet är osäkert på grund av litet underlag. Det tycks vara så att hygienisering kan vara tillräcklig vid rätt processparametrar. Lämpligt före rötning eftersom desintegrering sker. Tekniken är demonstrerad i pilotskala på avloppsreningsverk.

### Ultraljudsvågor

Förbehandling med ultraljud kan öka metanproduktionen i efterföljande rötning, men förbehandlingen kräver energi vilken inte kan antas kompenseras för genom den ökade metangasproduktionen (Akgul et al. 2017). Tekniken fungerar så att ultraljudsvågor skickas genom slammet genom genererade cykler av kompression (positivt tryck) och förtunning (negativt tryck). När det negativa trycket överstiger de molekylära attraktionskrafterna i vätska så bryts det ned och kavitationsbubblor skapas. Således desintegrerar slammet. Förutom desintegreringen genererar ultraljudsvågorna också fria radikaler.

Desintegreringen av slam tros bero på en kombination av skapande av aktiva fria radikaler, höga mekaniska krafter såsom turbulens och skjuvande krafter samt termiska effekter. De fria radikalerna kan interagera med biomolekyler på samma sätt som vid joniserande strålning. Bäst effekt av fria radikaler fås vid höga frekvenser. Omfattningen av desintegreringen beror av energiabsorptionen i materialet, maximal temperatur som uppnås och exponeringstid. TS-halten i slammet bör vara 2–3 %. Huruvida avvattningsegenskaperna förbättras eller inte verkar bero på processparametrarna. Bättre hygienisering erhålls vid högre frekvenser och längre behandlingstid. En behandling under 90 s vid 23 kHz (och 47 W) visade ingen reduktion av fekala koliformer. Men god reduktion sågs i en annan studie vid 130 kHz under 30 min. Upp till 99,9 % reduktion av *E. coli* har observerats. En studie fann att *Giardia lamblia* och *Cryptosporidium parvum* kan reduceras till under detektionsgräns (dock ej uppgett detektionsgränsen) vid 22 kHz i 15 min. Hög reduktion av *Salmonella* och 84 % reduktion av patogena svampsporer vid 22 kHz i 20 min har observerats. Det verkar finnas en avvägning där lägre frekvens ger bättre slamegenskaper exempelvis med avseende på avvattningsegenskaper, medan en högre frekvens ger bättre hygienisering. Det är möjligt att slamegenskaper försämras vid de processparametrar som krävs för tillräcklig hygienisering, men underlaget är bristfälligt för denna aspekt. Viss effekt på antibiotikaresistenta bakterier uppges (Wang et al. 2021a).

## 6 Diskussion

Flera metoder för hygienisering av avloppsslam finns tillgängliga och är utvärderade i svenska förhållanden. Termiska processer är de som för närvarande generellt har högst teknisk mognadsgrad (se avsnitt 3.1). Det finns fler kommersiellt tillgängliga och beprövade hygieniseringstekniker som bygger på värme: värmestorkning, pastörisering, värmebehandling, pyrolys, HTC, termisk hydrolys, termofil rötning och termofil kompostering (avsnitt 4.1–4.7). Även andra tekniker kan ha värme som bidragande faktor till avdödningsgrad såsom kalkning (avsnitt 4.8). De studerade teknikerna har olika för- och nackdelar, till exempel skiljer de i energibehov och volymminskning av slammet. Olika avloppsreningsverk har olika förutsättningar och utifrån detta olika drivkrafter vid införande av en hygieniserande process, och vad som är lämpligt för en plats behöver utredas för det specifika fallet. Även avloppsslammets karaktär kan skilja sig åt mellan olika reningsverk. Även till synes lika slam kan resultera i exempelvis stora skillnader i nedbrytningsgrad och biogasutbyte. För förståelse för hur en hygieniseringsteknik fungerar i drift och även påverkar komposition av behandlat slam, rekommenderas tester och anpassningar i drift för att säkerställa önskad funktion för parametrar andra än hygienisering, vilket kan styra val av teknik.

Utvärderingsparametrarna för de olika teknikerna summeras i Tabell 6.1. Långtidslagring har använts som referens och tilldelats 0 för samtliga parametrar. Vid bättre prestanda än långtidslagring för en parameter tilldelas tekniken + och vid sämre tilldelas den -. Enbart tekniker som uppnår bättre hygienisering än långtidslagring studerades. Pastörisering, värmebehandling, termisk hydrolys, våtkompostering samt surgörning och oxidation kan tillämpas både innan och efter eventuell rötning men har bedömts för det fall de tillämpas efter. För hygienisering baseras klassningen av effekt på olika organismgrupper: effekt bara påvisad/trolig för vegetativa bakterier och virus (+), även för parasitära maskägglägg (++) och även för sporbildande bakterier (+++). Utvärderingsparametern ”påverkan på drift” sammanfattas separat i Tabell 6.2.

**Tabell 6.1**

Sammanfattning av utvärderingsparametrar för respektive teknik, där kategoriseringen gjorts med långtidslagring som referens (0 för samtliga parametrar). Sämre prestanda anges (-) och bättre prestanda (+). Placering i behandlingskedjan anges i förhållande till rötning och/eller avvattning, om inte relevant anges (x). TRL = teknisk mognadsgrad (Technical readiness level).

Utvärderade tekniker	Placering i förhållande till rötning/avvattning	TRL	Hygien	Behandlingskapacitet	Emissioner	Resursförbrukning
Värmestorkning	Efter	8–9	++(+)	+++	++	–
Pastörisering och värmebehandling	Efter	8–9	++	++	+	–
Pyrolys	Efter	8–9	+++	+++	++	–
Hydrotermisk karbonisering	Efter	7	+++	+++	++	–
Termisk hydrolys	Före	8–9	++(+)	+++	++	–
Termofil våtrötning	x	9	++	++	+	–
Termofil torrötning	Efter	7	++	++	+	–
Reaktorkompostering	Efter	9	++	+	0	–
Alkalisk behandling	Efter	8–9	+(+)	+	0	–
Surgörning och oxidation	Efter	7	++(+)	+	0	–
Ammoniakbehandling	Efter	7	++	0	0	–
Långtidslagring* (referens)	Efter	9	0	0	0	0

\* Långtidslagring efter stabilisering med antingen mesofil rötning eller långtidsluftning.

Påverkan på drift	Placering i förhållande till rötning/avvattning	Rejektvatten	Biogasutbyte	Avvattning
Värmetorkning	Efter	–	0	x
Pastörisering och värmebehandling	Efter	0	+	–
Pyrolysis	Efter	–	x	+
Hydrotermisk karbonisering	Efter	–	x	+
Termisk hydrolysis	Före	–	+	+
Termofil våtrötning	x	–	+	–
Termofil torrötning	Efter	0	+	+
Reaktorkompostering	Efter	0	0	0
Alkalisk behandling	Efter	0	0	0
Surgörning och oxidation	Efter	?	0	+
Ammoniakbehandling	Efter	0	0	0
Långtidslagring* (referens)	Efter	0	0	0

\* Långtidslagring efter stabilisering med antingen mesofil rötning eller långtidsluftning.

**Tabell 6.2**

Sammanfattning av påverkan på drift för respektive teknik, där kategoriseringen gjorts med långtidslagring som referens (0 för samtliga parametrar) och där sämre prestanda anges (–) respektive bättre prestanda (+). Placering i behandlingskedjan anges i förhållande till rötning och/eller avvattning, om inte relevant anges (x).

En stor osäkerhet i att göra en jämförande bedömning för teknikerna enligt Tabell 6.1 gällande i synnerhet utsläpp av växthusgaser är de systemgränser som används. I jämförelsen gjordes antagandet att spillvärme finns tillgänglig för de tekniker som kräver extern värme, men hänsyn har inte tagits till varifrån denna spillvärme kommer eller vad den hade kunnat användas till i stället. Om biogas används för att driva hygieniseringen i stället för att substituera fordonsgas exempelvis blir den summerade klimatbelastningen en annan, om detta ligger inom systemgränserna. Vidare så antas att utsläppen från själva hygieniseringen i inget fall är större än de från långtidslagring, men även här finns osäkerheter. Den påverkan på drift som anges i Tabell 6.2 kan se olika ut beroende på för vilket reningsverk de tillämpas, då övriga processer och slammets karaktär kan påverka. En jämförelse av de presenterade teknikerna på detta sätt skulle med andra ord kunna få ett annat utfall då den görs för ett specifikt reningsverk och detta bör ha i åtanke. Vidare finns större och mindre osäkerheter i hur drift av reningsverk påverkas av implementering av tekniken, både på grund av kunskapsluckor men även för att reningsverk kan påverkas i olika hög grad av samma teknik. För tekniken surgörning och oxidation saknades underlag för att kunna säga något om påverkan på rejektivattnet från avvattning.

Syftet med detta projekt var att kartlägga och utvärdera möjliga tekniker/processer för slamhygienisering. Detta har gjorts under förutsättningen att det ännu inte finns några lagstadgade krav på slamhygienisering i Sverige eller på EU-nivå. Det är rimligt att tro att en ny slamförordning kommer att försöka harmonisera krav kring hygien med regelverk kring animaliska biprodukter (ABP) (EG 1069/2009 2009; EU 142/2011 2011) och minimikraven vid återanvändning av avloppsvatten (EU 2020/741 2020). I den senare förordningen anges att platsspecifik riskvärdering ska göras, vilket kan ses som en välkommen strategi för att hantera faktiska risker men initialt innebär visst arbete för verken. I detta projekt bedömdes tekniker med hygieneffekt baserad på diffusa faktorer, som exempelvis effekt från konkurrens, nedbrytningsprodukter eller frysning, att inte kunna säkerställa god hygienisering utifrån processparametrar. De tekniker/processer som valdes ut för utvärdering hade fastslagen avdödning av patogena mikroorganismer eller indikatororganismer kopplat till intensitet av behandlingsfaktorer, som värme, pH och ammoniakkoncentration.

De hygieniserande tekniker som utvärderades i detta arbete hade olika grad av påvisad effekt på mikroorganismer. Det skiljde dock mellan utvärderade tekniker hur omfattande hygienstudier som utförts, där tekniker med högre teknisk mognadsgrad inte helt



---

oväntat var mer undersökta. Patogena mikroorganismer i avlopp som kan utgöra risk för människors och djurs hälsa hör till grupperna virus och bakterier (sporbildande och vegetativa) och protista/protozoer (encelliga parasiter). För vissa tekniker med låg teknisk mognadsgrad var till exempel bara avdödning av bakterier undersökt, medan för etablerade hygieniseringstekniker hade många olika patogengrupper studerats. I vissa fall bygger dock hygieniseringen på en så väletablerad avdödningsfaktor (exempelvis värme vid höga temperaturer) att även om hygieniseringen inte var studerad för tekniken i fråga så kan antaganden göras om fullgod hygienisering.

### **Tekniska aspekter och samverkan**

Det är svårt att generalisera kring vilken teknik som passar för olika storlek av avloppsreningsverk, men det verkar som att vissa tekniker bara finns tillgänglig i standardskala, då teknikleverantörer för sin specifika teknik fokuserat på en viss kapacitet och inte är så benägna att skala vare sig upp eller ned. Storlek/kapacitet för teknik verkar bero både på hur etablerad teknik det är och hur stort företag det är, vilket ofta sammanfaller. Vidare kan det beroende på teknikens komplexitet finnas en nedre kapacitetsgräns under vilken tekniken inte är kostnadseffektiv. Det finns bland VA-organisationer en uppfattning om att det, för avloppsslam, nya tekniker finns leverantörer av främst mindre anläggningar, under 50 000 pe (ca 1 000 ton TS/år). Detta har projektet inte funnit återspeglat i branschen för process av organiska material generellt. Denna aspekt har dock inte utretts inom projektet utan lyfts fram här som en observation som kan vara värd att utreda vidare.

Möjlighet att gå samman med andra reningsverk kan vara en lösning för mindre verk (10 000 pe) för vilka det inte är rimligt att ha egen slambehandling, men det kan även vara en lösning för större verk som är centralt placerade i städer där plats kan vara en bristvara. I dessa fall kan off-site-behandling vara ett alternativ men det är givetvis beroende på transportavstånd. En gemensamhetsanläggning med stor kapacitet skulle kunna vara mer ekonomiskt fördelaktigt att specialkonstruera för leverantörer. Både slamtork och pyrolysuugn är platskrävande, och för större slammängder kan en anläggning off-site vara lämpligt vid platsbrist på reningsverk. Alternativt anläggs en kombinerad anläggning, där torkningen utförs on-site och pyrolysen off-site. Att torkat slam transporteras innebär att mängden slam som transporteras reduceras kraftigt. Men att utföra hygieniseringen off-site innebär dock andra förutsättningar, exempelvis vad gäller energiförsörjning, då biogas från rötning inte kan utnyttjas lika enkelt som vid on-site-behandling och förutsättningar för värmeåtervinning förändras också.

En polsk studie (Kacprzak et al. 2017) presenterade rekommendationer för existerande slamhanteringstekniker utifrån antal pe. Dock saknas transparens för rekommendationerna. Rötning anges där vara möjligt från 10 000 pe men rationellt från 50 000 pe. Termisk hydrolys anges rationellt mellan 20 000 och 250 000 pe, och termisk behandling möjlig från 30 000 pe men rationellt från 250 000 pe (övre begränsning saknas). Huruvida detta är rimliga riktlinjer för svenska förhållanden får vara osagt, men strategin till kategorisering är intressant och något som kanske kan undersökas närmare i framtida studier för svensk kontext.

### **Emissioner och klimatavtryck**

Att införa ett hygieniserande steg kommer med största sannolikhet att innebära ökad användning av resurser i form av energi, kemikalier och yta. Utifrån existerande hantering är det därför troligt att klimatavtrycket förändras, och rimligtvis ökar, när en hygienisering införs även om behandling skulle kunna exempelvis öka utvinningen av biogas. Hur klimatavtrycket ser ut kommer att vara beroende av de lokala förutsättningarna som transportavstånd och för termiska processer (lågvärdig energi) vad som är energikälla. Exempelvis kan klimatavtrycket öka om biogas används för värmning av processen i stället för substitution av fordonsbränsle. Men om outnyttjad spillvärme används

---

kan det i stället bli en miljönytta. Det bör dock beaktas möjliga framtidsscenarioer vid utvärdering av miljöeffekter, exempelvis om elfordon ersätter biogasfordon så ändras förutsättningarna. Vissa behandlingar ger ett rejektvatten som kräver rening, vilket innebär ökade behov av resurser om inte återvinning genom exempelvis kvävestrippning används. Huruvida sådan utvinning är rimlig är en fråga om ökad koncentration i rejektet i avvägning mot ökad kostnad för reningen.

Utöver klimatbelastande resursförbrukning och emissioner kopplade till energianvändning, innebär olika hygieniseringsmetoder/processer olika risk för emissioner i form av växthusgaser. Men även ammoniak, till luft och vatten, som verkar försurande. All stabilisering av organiskt material innebär en minskad risk för okontrollerad nedbrytning och bildning av växthusgaser och ammoniak. Denna studie gör antagandet att de flesta teknikerna har fördelar jämfört med långtidslagring vad det gäller emissioner till luft och vatten genom att slammet inte lagras i samma utsträckning i tid. Hur stora utsläppen faktiskt är vid långtidslagring är dock inte klarlagt. Reaktorbehandlingar möjliggör uppsamling och hantering av emissioner, som för öppna behandlingar kan bli stora. Kontroll av emissionen är också fördelaktigt ur ett luktperspektiv, speciellt vid centralt placerade anläggningar. Exempelvis vid termofil strängkompostering kan en stor del av kvävet i materialet gå förlorat som ammoniakemission och detta bör hanteras med täckning och kondensering av frånluft. Öppen alkalisk behandling innebär förlust av praktiskt allt kväve i ammoniakform, men är inget som praktiseras i Sverige. Då pH sjunker över tid är risken för förluster vid spridning av kalkat slam mindre än vid behandlingen. Ammoniakhygienisering innebär ett specialfall, då ammoniak i form av urea tillsatts till slammet. Det är därav av största vikt att emissioner under behandling och lagring minimeras, så att urean som krävt fossila resurser att tillverka hamnar på åkern. Å andra sidan har försök vid lagring av ureabehandlat slam visat på mindre utsläpp av växthusgas, jämfört med meso- och termofilt rötat slam vid lagring och vid användning som gödselmedel.

### **Avsättning för slutprodukten**

Att en produkt är säker att använda och innehåller värdefulla resurser behöver inte nödvändigtvis betyda att avsättning finns för den. Spridning av slam, och i synnerhet från Revaq-certifierade reningsverk, är en vanlig avsättning. Avloppsslam är en känd produkt och slutanvändare har både kunskap, erfarenhet och utrustning för att hantera och sprida på åkermark. För nya produkter som slamkol är reglering, policys och användare inte utredda. Det kan inte antas att en produkt från avloppsslam per automatik har en marknad i jordbruket. Dessutom finns det utöver jordbruket andra intressenter och möjliga avsättningsmöjligheter, till exempel regnbäddar för dagvattenrening för avsättning av slamkol och skogsbruk för avsättning av torkat slam. Här behövs nya affärsmodeller.

En aspekt som har lyfts inom projektet är kväveinnehållet i slutprodukten. I vissa områden är tillåten giva för slamspridning begränsad av kvävet, det vill säga full fosforgiva får inte spridas eftersom givan av kväve då blir otillåtet hög. Detta gäller för spridning på hösten, vilket är då slam vanligtvis sprids, vilket regleras av Jordbruksverket. Avsättningsmöjligheter för exempelvis ammoniakhygieniserat slam skulle kunna påverkas av detta, men det är platsspecifikt och beror av när slammet ska spridas och för vilken gröda. Detsamma gäller för kalkat slam. Vissa lantbrukare är bevisligen intresserade av att ta emot och sprida kalkat slam på sina jordar, men det kan inte förutsättas att det är en intressant produkt för alla och på alla platser. Dessa aspekter är viktiga att ha med sig vid utredning av hygieniseringsmetod. Möjligheten till avsättning för produkten är ofta högst relevant för vägvalet. Utredning av avsättningsmöjligheter för andra produkter än sådana snarlika Revaq-slam har inte ingått i detta projekt men tydligt är att behov finns av att göra en sådan utredning.

---

### Hygieniseringseffekt vegetativa bakterier

Vegetativa bakterier hör till de organismer som generellt sett är lättast att inaktivera vid hygieniserande behandling. *E. coli* och andra koliforma bakterier har lång användning som indikatororganismer och svarar relativt representativt på behandlingsfaktorer som värme, ammoniak, högt och lågt pH i relation till patogena mag-/tarmbakterier, till exempel salmonella. EU-förordningen kring minimikrav vid användning avloppsvatten (EU 2020/741 2020) är det enda regelverk som anger ett reduktionskrav för *E. coli* (Tabell 1.1). Om en sådan reduktion av *E. coli* ( $5 \log_{10}$ ) uppnås i avloppsslam skulle den resulterande slutkoncentrationen troligen ligga långt under de gränsvärden för *E. coli* som anges för animaliska bioprodukter (ABP) och EU-gödselprodukter som CE-märks för den europeiska marknaden, dvs. 1 000/g eller ml. En sådan reduktion skulle även resultera i ett salmonellafritt slam då även om salmonella är ofta förekommande i avloppsslam så är det i lägre koncentrationerna jämfört med *E. coli*. Andra reduktionskrav för vegetativa bakterier i regelverk är  $5 \log_{10}$ -reduktion av *Enterococcus* spp. Eller *Salmonella* spp. För behandling av animaliska bioprodukter alternativt till 70 °C och 1 timme medan en  $5 \log_{10}$ -reduktion av *Campylobacter* spp. Krävs för den högsta kvalitetsklassen vid återanvändning av avloppsvatten (EU 2020/741 2020). *Campylobacter* och *Salmonella* har relativt liknande känslighet i relation till avdödningsfaktorer som *E. coli*. Valet att reglera *Campylobacter* spp. I förordningen kring minimikrav vid användning av avloppsvatten är rimligt då sannolikheten att finna bakterien i avloppsvatten är hög, då det antas att stora delar av befolkningen kan vara infekterade utan symtom. Enterokocker är mag-tarmbakterier och naturligt förekommande i avloppsslam i liknande koncentrationer som *E. coli*. Men enterokocker är tåligare än *E. coli*, speciellt mot behandlingar som bygger på pH, torkning och salthalt. Enterokocker kan ses som en konservativ bakterieindikator då de i många fall är tåligare mot hygieniserande behandling än *E. coli*, *Salmonella* och *Campylobacter* (och bakteriella patogener generellt) och har föreslagits mer representativ för avdödning av virus (Vinnerås 2013). Alla de i denna rapport granskade teknikerna har potential att inaktivera alla relevanta vegetativa, bakteriella patogener och även indikatororganismer för dessa. Där resultaten kring hygieniserande effekt varit tvetydiga i den granskade litteraturen var det en fråga om intensitet hos behandlingsfaktorer i kombination med uppehållstid. Det finns värmetåliga stammar av exempelvis *Salmonella*, dock är ändå avdödningen så pass snabb i relation till andra organismgrupper att skillnader mellan arter och stammar blir underordnad.

### Hygieniseringseffekt sporformande bakterier

Förutom att förekomma i vegetativ form kan vissa bakterier bilda sporer. I sporform har bakterierna en förtjockad cellvägg samt låg metabolism vilket medför en mycket förhöjd tålighet mot avdödningsfaktorer såsom värme och kemiska ämnen, exempelvis kan de överleva värmebehandling 70 °C i 1 timme. För att inaktivera sporbildande bakterier kan avdödningsfaktorer behöva vara intensivare än vad som normalt krävs för andra patogener. Exempelvis för värmebehandling så har 80 °C grader visat sig kunna inaktivera sporbildande bakterier. Då det är i sporform bakterien är tålig mot behandling, har det också visat sig att termofila temperaturer men lägre än 70 °C stimulerar att bakterier i sporform övergår till vegetativt stadium och således blir känsliga för avdödningsfaktorer. Å andra sidan har vissa slambehandlingar visat sig kunna stimulera sporbildning, och leder då till att bakterien i fråga blir tåligare mot behandlingen. Förordning EU 2020/741 om krav vid återanvändning av avloppsvatten anger att en  $4 \log_{10}$ -reduktion av *Clostridium perfringens* eller  $5 \log_{10}$ -reduktion av sporbildande, sulfatreducerande bakterier kan användas som indikatorer i stället för att direkt säkerställa  $4 \log_{10}$ -avdödning av *Cryptosporidium*-cystor (protozo). Vad gäller utfällda fosforsalter (från bland annat avloppsvatten och avloppsslam från kommunala reningsverk) som komponenter i EU-gödselprodukt (EU 2021/2086 2021), anges för *C. perfringens* 100/gram eller

---

ml struvit, om struviten behandlas på annat sätt än vid 70 °C (eller högre) i 1 timma. Bakterier av familjerna *Clostridium* och *Bacillus* som kan bilda sporer förekommer i slam. Om kommande reglering för slam avser att reglera sporformande bakterier för deras egen inneboende risk är okänt men då exempelvis *C. perfringens* är vanligt förekommande i jord, speciellt jordbruksjord, är riskerna relaterade till slamanvändning marginell. Av de granskade teknikerna så har alla behandlingar som utförs vid mycket förhöjda temperaturer möjlighet att inaktivera sporformande bakterier och för tekniker som förkolnar organiskt material är hygieniseringen principiellt säkerställd för kända och okända patogener. Värmebehandling vid 70 °C och lägre ger ingen säkerställd avdödning av sporbildande bakterier men lägre termofila temperaturer, såsom vid termofil rötning, kan verka genom att stimulera övergång från sporform till vegetativt stadium. Om reduktion eller gränsvärden för sporbildande bakterier skulle vara ett krav i kommande slamförordning skulle det kunna vara av intresse att i stället för att intensifiera behandlingsparametrar, vilket troligen innebär högre energianvändning, undersöka hur exempelvis biologiska moderata värmebehandlingar såsom termofil rötning kan optimeras med avseende på ”groning” och avdödning av det vegetativa stadiet. Även för kemiska behandlingar är sporbildande bakterier tåliga, och både ammoniak och alkalier har påvisats inte ha effekt vid rimlig behandlingsintensitet medan för syrabehandling så har perättiksyra fastslagen reduktion (Vinnerås et al. 2003) medan andra ingen påvisad effekt (Vinnerås et al. 2012).

#### Hygieniseringseffekt virus

Det finns många sjukdomsframkallande virus och det är troligt att vi kommer att upptäcka fler patogena virus i takt med att tillgängliga detektionsmetoder blir bättre. Till skillnad från bakterier är det mer komplicerat att analysera virus. Virus regleras i US EPA part 503 genom ett gränsvärde, medan ABP-förordningarna anger att en 3 log<sub>10</sub>-reduktion av värmetoleranta virus ska påvisas för metoder alternativa till 70 °C i 1 timme, om virus bedöms utgöra en risk. Förordning EC 2020/741 för minimikrav då avloppsvatten används har för den högsta klassen av avloppsvatten ställt krav på en 6 log<sub>10</sub>-reduktion av rotavirus men anger också att denna reduktion kan säkerställas med en påvisad 6 log<sub>10</sub>-reduktion av bakteriofager. Bakteriofager är virus som infekterar bakterieceller i stället för celler av människa och djur och då kolifager infekterar mag-tarmbakterier så förekommer de naturligt i avlopp och avloppsslam men är även lättare att analysera. EU 2020/741 anger att det är föredraget att studera summan av somatiska kolifager och f-specifika kolifager. Dessa två bakteriofager har olika genom och motsvarar därför olika virus som kan vara olika känsliga mot behandling. Somatiska kolifager (ds-RNA) är fastslaget tåligare än f-specifika kolifager (ss-RNA) för flera olika behandlingar, men båda kan antas vara minde tåliga än humanvirus som har dubbelsträngat DNA, till exempel Adenovirus. Temperatur, alkaliskt pH och ammoniak har alla påvisats ha effekt på virus, så även surgörande behandling. Alla de granskade metoderna (Tabell 6.1) har således potential att inaktivera virus och bör kunna påvisa exempelvis ett krav på en 6 log<sub>10</sub>-reduktion av kolifager.

#### Hygieniseringseffekt protozoer

Parasitära protozoer är encelliga, rörliga organismer med faktisk cellkärna och klassas som protister, vilka utgör ett eget taxonomiskt rike som är varken bakterier eller djur. I avlopp och avloppsslam är det troligt att hitta *Giardia*, *Cryptosporidium* och *Entamoeba*, och det kan ses som en reell risk kopplad till slamåterföring. *Cryptosporidium* spp. är resistent mot klorering och har därför orsakat utbrott kopplat till avloppsförorenat dricksvatten. *Cryptosporidium* är också den enda protozo som regleras i relation till återföring av avloppsfraktioner och då i relation till användning av renat avloppsvatten, där en 5 log<sub>10</sub>-reduktion ska uppnås för den högsta klassen av återanvändning. Denna reduktion anges alternativt kunna säkerställas med en 4–5 log<sub>10</sub>-reduktion av sporbildande

---

bakterie (*Clostridium perfringens*) eller svavelreducerande, sporbildande bakterier. Det är dock troligt att anta att clostridierna kommer att vara tåligare mot många behandlingar än den patogen den ska vara modell för, det vill säga *Cryptosporidium* spp. För hygieniserande behandling av avloppsslam vore det eftersträvansvärt att den inaktiverar patogena protozoer, dock finns inte så mycket underlag kring behandlingars effekt på protozoer. Även den granskning och metaanalys som gjordes för värmebehandling som hygieniseringsmetod (Espinosa et al. 2020) lyfte att protozoer var en patogen-grupp för viken det fanns kunskapsluckor. En finsk studie analyserade förekomst av *Cryptosporidium* och *Giardia* i behandlat slam från ett stort antal fullskaleanläggningar men då koncentrationer inte bestämdes före behandling går det inte att säga vilken reduktion behandlingarna lett till (Rimhanen-Finne et al. 2004). De studier som finns på protozoer har till största delen fokuserat på *Cryptosporidium* spp. Vilka inaktiveras vid termofila temperaturer men inte vid mesofila temperaturer. Även ammoniakbehandling har visat sig verksamt för *Cryptosporidium* men motsägelsefulla studier finns (Jenkins et al. 1998; Petersen et al. 2021). Alkalisk behandling till pH 12 men utan temperaturhöjning har påvisat effekt på *Giardia* efter 2 timmar men inte på *Cryptosporidium*. För surgörande behandling kunde det inte identifieras några studier som studerade effekt på protozoer i avloppsslam medan det finns en del kring effekt från perättiksyra vid avloppsvattenrening, men som vid de koncentrationer som undersöktes inte påverkade *Cryptosporidium*-cystor. Om en behandlingsmetod har effekt på maskäggsom *Ascaris*, så kan det förutsättas att den även ger avdödning av protozoer.

### Hygieniseringseffekt maskägg

Ägg från inälvsmask används ofta globalt för att utvärdera behandlingseffektivitet, detta då äggen är vanligt förekommande i så höga koncentrationer att de kan användas på liknande sätt som indikatororganismer används. Då maskägg, speciellt från nematoder, är extremt tåliga mot kemisk behandling anges i förordningarna kring animaliska biprodukter (EU 142/2011 2011) att för behandlingar alternativa till 70 °C 1 timme, ska en 3 log<sub>10</sub>-reduktion av *Ascaris*-ägg påvisas. Då flera djurslag, och speciellt gris, kan vara infekterade av artspecifika spolmaskar är detta ett relevant krav för animaliska biprodukter, speciellt som människa kan infekteras av grisens spolmask och vice versa. Infektion med parasitära inälvsmaskar är ovanligt i Skandinavien och i Europa, förutom Östeuropa, och maskägg förekommer sannolikt inte i avloppsslam. För en strömlinjeformning med kraven kring animaliska biprodukter (EU 142/2011 2011) kan avdödning av maskägg kanske komma att finnas med för kemiska behandlingar i en framtida slamreglering. Mot värmebehandling uppvisar maskägg inte någon förhöjd tålighet, utan inaktiveras snarare snabbare än exempelvis värmetåliga, vegetativa bakterier. Således är alla värmebaserade tekniker funktionella för att inaktivera maskägg, även de som utförs vid moderat termofila temperaturer såsom termofil rötning. Vad det gäller kemisk behandling så är ett alkaliskt pH i sig inte tillräckligt för att inaktivera maskägg, men i och med att den ammoniak som finns i slammet kommer att i huvudsak förekomma som NH<sub>3</sub> så fås mest troligt en effekt från ammoniaktoxicitet. Avdödningen bygger då på samma avdödningsfaktor som för ammoniakhygienisering, där avdödningen är snabb vid temperaturer på 20 °C och högre, men långsam vid lägre temperaturer. Detta innebär att tekniker som utnyttjar ammoniaktoxicitet har fördel av att utföras så att exempelvis slamvärme kan utnyttjas. Detta kan korta hygieniseringstiden markant, från månader till dagar, i jämförelse med behandling vid omgivningstemperatur som är den variant som undersöktes i pilotskala (Nordin et al. 2017). Då alkalisk behandling utförs i Sverige, Norge och USA så är det med bränd kalk (CaO) och avdödningen av organismer beror på en kombination av förhöjd temperatur och högt pH. Kalkning som utnyttjar ammoniaktoxicitet, och utförs som en sluten behandling, skulle kunna vara ett alternativ för behandling av slam även om den utförs vid mesofila temperaturer. Med syrabehandling visade granskningen att hygieniseringseffekten kan vara mycket

---

variabel och att det inte är ett surt pH i sig som verkar inaktiverande på maskägg, utan att det är vissa karboxylsyror som kan inaktivera spolmaskägg. Dessa karboxylsyror kan tillsättas, eller bildning styras mot dessa vid biologisk nedbrytning. Men det kan också vara så att karboxylsyror förekommer naturligt i slammet och vid en pH-sänkning blir de oladdade och således mer toxiska. Dessa toxiska syror är intressanta ur ett slambehandlingsperspektiv, speciellt om en biologisk process kan optimeras med avseende på bildning av karboxylsyror. Dock är den tekniska mognadsgraden låg för denna aspekt av syrabehandling jämfört med ren syratillsats.

### **Risk för återväxt vid behandlingar**

Många avdödningstekniker bygger på inaktiverande faktorer som upprätthålls under en viss tid och det är därför möjligt att när avdödningseffekten avtar kan överlevande eller återsmittade bakteriella patogener återväxa. Till exempel för både alkalisk och surgörande behandling fanns det studier där *E. coli* snabbt återväxte efter att pH gått tillbaka till ett mindre extremt värde. I 2013 års förslag till slamreglering föreslogs ett gränsvärde på 100 *E. coli* per g eller ml slam med syfte att koncentrationer över detta skulle påvisa lagringsförhållanden som gynnat återväxt (Naturvårdsverket 2013). Återväxt i hydrokol har observerats (Personlig kommunikation Aleksandra Lazic, Roslagsvatten).

Då hygienisering inte bara avdödar patogena organismer utan även generella mikroorganismer, som kan konkurrera om näring och energi, så har det tidigare föreslagits att hygieniserande behandling som pastörisering ska ligga före biologisk behandling och inte som ett sista steg (Vinnerås 2013). Å andra sidan har det misstänkts att exempelvis *Salmonella* kan ha etablerat sig i röt-kammare, och att mesofil rötning på det sättet kan anrika slammet med *Salmonella* (Sahlstrom et al. 2004). All stabilisering av materialet förhindrar tillväxt efter hygienisering, men är även förmånligt från ett emissionsperspektiv då materialet till stor del är nedbrutet. Av de studerade behandlingarna är det då fysiokemiska behandlingar ersätter biologisk behandling (kalkning, torkning) som stabiliseringen är låg. För emissioner är det fördelaktigt med slutna behandlingar i och med att frånluft kan kontrolleras. Även från ett hygieniseringsperspektiv kan det vara fördelaktigt med inte bara slutna behandling, utan även slutna lagring. För ammoniakhygienisering är detta ett krav för att inte förlora kväve i form av ammoniak, men det innebär även att avdödningsfaktorer kvarstår fram till spridning. På liknande sätt har det visat att kalkning som utförs i ett slutet system och lagras slutet ger bättre hygienisering. Återväxt har observerats för teknikerna alkalisk behandling, syrabehandling och HTC. Men det bör påpekas att risk för återväxt inte bara är beroende på avdödningsfaktorer utan även till stor del på att behandling utförs till tillräcklig hygieniserande grad och att återkontaminering under lagring förhindras.

---

## 7 Slutsats

Flera metoder för hygienisering av avloppsslam finns tillgängliga och är utvärderade i svenska förhållanden. Val av hygieniseringsmetod är komplicerad och beroende på platsspecifika förutsättningar och drivkrafter. Karaktären på avloppsslammet och hur en hygieniserande teknik/komponent är lämplig att integreras i nuvarande process påverkar troligt teknikval. Vid val av lämplig teknik bör platsspecifika faktorer vägas in såsom tillgänglig yta för tekniken på reningsverket (on-site eller off-site), närhet till bebyggelse (lukt), tillgång till spillvärme eller biogas (klimatavtryck) samt avsättning för produkter (förändring av växtnäringsinnehåll under hygienisering, potentiella användare). Resonemang kring växthusgasutsläpp kompliceras av tillgång till spillvärme eller egenproducerad biogas och huruvida användning av denna till hygieniseringen innebär att den inte används till andra ändamål, vilket som helhet kan vara negativt för reningsverkets och samhällets miljöpåverkan.

Termiska metoder har implementerats och testas för närvarande på flera håll i Sverige och Norden. Vid tillräckliga tid- och temperaturförhållanden ger dessa tillförlitlig hygienisering. Dessutom ger de andra positiva aspekter såsom volymreduktion. Det finns emellertid vissa frågetecken kring rejektvatten och biprodukter för en del av teknikerna. Avsättningsmöjligheter för slutprodukterna är inte heller tillräckligt utredda, och kan påverka vägvalet.

För närvarande finns inte utförliga krav på hygienisering av avloppsslam i Sverige. Där är andra länder betydligt längre fram, exempelvis Norge och Danmark. Det innebär att läget är osäkert gällande krav, standarder och så vidare. I denna rapport presenteras ett underlag som kan användas oavsett riktning på ny lagstiftning och vara ett hjälpmedel för reningsverk som är i behov av att göra vägvalet i frånvaro av tydlig lagstiftning. Rapporten kommer kunna användas även efter det att lagstiftning finns på plats som stöd i vägval med lagstiftning som utgångspunkt, då det kan antas att den i stora drag kommer likna den som finns i andra nordiska länder och USA som används som referens i rapporten.

---

# Referenser

- Abu-Orf, M.M., Brewster, J., Oleszkiewicz, J., Reimers, R.S., Lagasse, P., Amy, B. & Glindemann, D. (2004). Production of class A biosolids with anoxic low dose alkaline treatment and odor management. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 49 (10), 131–138
- Akgul, D., Cella, M.A. & Eskicioglu, C. (2017). Influences of low-energy input microwave and ultrasonic pretreatments on single-stage and temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) of municipal wastewater sludge. *Energy*, 123, 271–282. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.01.152>
- Alderman, D.J. (2004). Class A Continuous-Flow Microwave System. *Proceedings of Residuals and Biosolids Conference 2004*, January 1 2004. 730–736. Water Environment Federation. <https://www.accesswater.org/publications/proceedings/-291152/class-a-continuous-flow-microwave-system> [2023-05-29]
- Aleksandra Lazic, Roslagsvatten. (2023). Personlig kommunikation
- Alkan, U., Topaç, F.O., Birden, B. & Baskaya, H.S. (2007). Bacterial regrowth potential in alkaline sludges from open-sun and covered sludge drying beds. *Environ Technol*, 28 (10), 1111–8. <https://doi.org/10.1080/09593332808618872>
- Andreev, N., Ronteltap, M., Boincean, B. & Lens, P.N.L. (2018). Lactic acid fermentation of human excreta for agricultural application. *Journal of Environmental Management*, 206, 890–900. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.072>
- Appels, L., Van Assche, A., Willems, K., Degève, J., Van Impe, J. & Dewil, R. (2011). Peracetic acid oxidation as an alternative pre-treatment for the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Bioresource Technology*, 102 (5), 4124–4130. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.070>
- AquaGreen Technology (2023). AquaGreen. <http://aquagreen.dk/technology/> [2023-05-29]
- Asgari Lajayer, B., Najafi, N., Moghiseh, E., Mosafieri, M. & Hadian, J. (2020). Effects of gamma irradiation on physicochemical and biological characteristics of wastewater effluent and sludge. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17 (2), 1021–1034. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02410-7>
- Bagge, E. (2009). *Hygiene Aspects of the Biogas Process with Emphasis on Spore-Forming Bacteria*. (PhD). Sverish atersee of agricultural sciences.
- Von Bahr, B. (2016). *Miljösystemanalys av Ekobalansprocess för pyrolys av slam*. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ri:diva-28189> [2023-02-14]
- Balmér, P. & Hellström, D. (2011). *Nyckeltal för reningsverk – verktyg för effektivare resursanvändning*. (SVU 2011–15)
- Baresel, C., Bornold, N., Malovanyy, A., Axegård, P., Lazic, A. & Yang, J.-J. (2023). *Framtidens slamhantering vid Roslagsvatten : Behandling av kommunalt orötat slam med HTC-teknik (OxyPower HTC™) och rening av HTC-vatten med SBR och MBBR*. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-4153> [2023-04-14]
- Baresel, C., Lüdtke, M., Berg, M., Åfeldt, E., Aronsson, A. (2017). *Slamtorkning som en del av slamhantering vid Syvab Himmerfjärdsverket*. (Nr B2276). IVL Svenska miljöinstitutet. <https://www.ivl.se/publikationer/publikationer/slamtorkning-som-en-del-av-slamhantering-vid-syvab-himmerfjardsverket.html> [2023-04-14]
-



- 
- Baresel, C., Yang, J.-J., Lazić, A. & Axegård, P. (2021). *Framtidens slamhantering vid Roslagsvattens reningsverk i Margretelund : Beskrivning av nuläget för slambehandling*. IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-3848> [2023-05-29]
- Baresel, C., Yang, J.-J. & Tjus, K. (2016). *Klimatpåverkan från Syvab Himmerfjärdsverket*. (B2270). <https://www.ivl.se/publikationer/publikationer/klimatpaverkan-fran-syvab-himmerfjardsverket.html> [2023-04-13]
- Bennamoun, L., Arlabosse, P. & Léonard, A. (2013). Review on fundamental aspect of application of drying process to wastewater sludge. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 28, 29–43. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.07.043>
- Beuchat, L.R., Komitopoulou, E., Beckers, H., Betts, R.P., Bourdichon, F., Fanning, S., Joosten, H.M. & Ter kuile, B.H. (2013). Low–Water Activity Foods: Increased Concern as Vehicles of Foodborne Pathogens. *Journal of Food Protection*, 76 (1), 150–172. <https://doi.org/10.4315/0362-028X.JFP-12-211>
- Bitton, G. (1999). *Wastewater Microbiology*. 2<sup>nd</sup>. Ed. New York: Wiley-Liss.
- Borough of Phoenixville (n.d.). *PXVNEO – New Energy Optimization*. <http://phoenixville.org/2538/PXVNEO---New-Energy-Optimization> [2023-05-29]
- Boczek, L., R. Herrmann, E. Resek, AND T. Richman. (2023). Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-22/194. [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_Report.cfm?dirEntryId=356976&Lab=CESER](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?dirEntryId=356976&Lab=CESER) [2023-02-18]
- Brewster, J., Oleszkiewicz, J., Bujoczek, G., Reimers, R.S., Abu-Orf, M., Bowman, D. & Fogarty, E. (2003). Inactivation of *Ascaris suum* eggs in digested and dewatered biosolids with lime and fly ash at bench scale and full scale. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2 (5), 395–400. <https://doi.org/10.1139/S03-041>
- Buttmann, M. (2018). Industrial scale plant for sewage sludge treatment by hydrothermal carbonization in Jining/China and phosphate recovery by TERRANOVA® ULTRA HTC process. *Proceedings of AquaEnviro*, 2018. <https://conferences.aquaenviro.co.uk/wp-content/uploads/sites/7/2018/04/Marc-Buttmann-final.doc.pdf> [2023-05-08]
- Cebrián, G., Condón, S. & Mañas, P. (2017). Physiology of the Inactivation of Vegetative Bacteria by Thermal Treatments: Mode of Action, Influence of Environmental Factors and Inactivation Kinetics. *Foods*, 6 (12), 107. <https://doi.org/10.3390/foods6120107>
- Cheung, Y.H. (1988). Acid treatment of anaerobically digested sludge: Effect on heavy metal content and dewaterability. *Environment International*, 14 (6), 553–561. [https://doi.org/10.1016/0160-4120\(88\)90418-7](https://doi.org/10.1016/0160-4120(88)90418-7)
- Chmielewski, A.G. & Han, B. (2016). Electron Beam Technology for Environmental Pollution Control. *Topics in Current Chemistry*, 374 (5), 68. <https://doi.org/10.1007/s41061-016-0069-4>
- Chmielewski, A.G. & Sudlitz, M. (2019). “Zero energy” electron beam technology for sludge hygienization. *Nukleonika*, 64 (2), 55–63. <https://doi.org/10.2478/nuka-2019-0007>
- Cho, W.-I. & Chung, M.-S. (2020). Bacillus spores: a review of their properties and inactivation processing technologies. *Food Science and Biotechnology*, 29 (11), 1447–1461. <https://doi.org/10.1007/s10068-020-00809-4>
- Daniel Tamm, RISE. (2023). Personlig kommunikation
- Davidsson, A. & la Cour Jansen, J. (2006). Pre-treatment of wastewater sludge before anaerobic digestion-hygenisation, ultrasonic treatment and enzyme dosing. *Vatten*, 62 (4), 335
-

---

Decrey, L., Kazama, S. & Kohn, T. (2016). Ammonia as an In Situ Sanitizer: Influence of Virus Genome Type on Inactivation. *Applied and Environmental Microbiology*, 82 (16), 4909–4920. <https://doi.org/10.1128/AEM.01106-16>

Devlin, D.C., Esteves, S.R.R., Dinsdale, R.M. & Guwy, A.J. (2011). The effect of acid pretreatment on the anaerobic digestion and dewatering of waste activated sludge. *Bioresource Technology*, 102 (5), 4076–4082. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.043>

Djandja, O.S., Wang, Z.-C., Wang, F., Xu, Y.-P. & Duan, P.-G. (2020). Pyrolysis of Municipal Sewage Sludge for Biofuel Production: A Review. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 59 (39), 16939–16956. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.0c01546>

EG 1069/2009 (2009). *Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1069/2009 av den 21 oktober 2009 om hälsobestämmelser för animaliska biprodukter och därav framställda produkter som inte är avsedda att användas som livsmedel och om upphävande av förordning (EG) nr 1774/2002 och (EU 142/2011).*

Elving, J. (2012). Thermal Treatment of Organic Waste and its Function as a Controlled Risk Mitigation Strategy.

Emmoth, E., Ottoson, J., Albihn, A., Belák, S. & Vinnerås, B. (2011). Ammonia Disinfection of Hatchery Waste for Elimination of Single-Stranded RNA Viruses. *Applied and Environmental Microbiology*, 77 (12), 3960–3966. <https://doi.org/10.1128/AEM.02990-10>

Espinosa, M.F., Sancho, A.N., Mendoza, L.M., Mota, C.R. & Verbyla, M.E. (2020). Systematic review and meta-analysis of time-temperature pathogen inactivation. *Int J Hyg Environ Health*, 230, 113595. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113595>

EU 86/278/EEC (1986). *Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. OJ L.* <http://data.europa.eu/eli/dir/1986/278/oj/eng> [2023-05-29]

EU 142/2011 (2011). *Kommissionens förordning (EU) nr 142/2011 av den 25 februari 2011 om genomförande av Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1069/2009 om hälsobestämmelser för animaliska biprodukter och därav framställda produkter som inte är avsedda att användas som livsmedel och om genomförande av rådets direktiv 97/78/EG vad gäller vissa prover och produkter som enligt det direktivet är undantagna från veterinärkontroller vid gränsen Text av betydelse för EES.*

EU 2008/98/EC (2018). *Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives (Text with EEA relevance). EC 2008/98.* <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/98/2018-07-05/eng> [2023-05-29]

EU 2019/1009 (2019). *Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2019/1009 om tillhandahållande på marknaden av EU-gödselprodukter.* <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2019/1009/oj> [2023-05-29]

EU 2020/741 (2020). *Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2020/741 av den 25 maj 2020 om minimikrav för återanvändning av vatten (Text av betydelse för EES) EU 2020/741. OJ L.* <http://data.europa.eu/eli/reg/2020/741/oj/swe> [2023-05-29]

---

EU 2021/2086 (2021). KOMMISSIONENS DELEGERADE FÖRORDNING (EU) 2021/2086 av den 5 juli 2021 om ändring av bilagorna II och IV till Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2019/1009 i syfte att lägga till utfällda fosfatsalter och derivat av dessa som en komponentmaterialkategori av EU-gödselprodukter. OJ L. [http://data.europa.eu/eli/reg\\_impl/2021/2068/oj/eng](http://data.europa.eu/eli/reg_impl/2021/2068/oj/eng) [2023-05-29]

EU 2021/2088 (2021). Commission Delegated Regulation (EU) 2021/2088 of 7 July 2021 amending Annexes II, III and IV to Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council for the purpose of adding pyrolysis and gasification materials as a component material category in EU atersed products (Text with EEA relevance). OJ L. [http://data.europa.eu/eli/reg\\_del/2021/2088/oj/eng](http://data.europa.eu/eli/reg_del/2021/2088/oj/eng) [2023-05-29]

Fidjeland, J. (2015). Sanitisation of Faecal Sludge by Ammonia.

Fidjeland, J., Nordin, A. & Vinneras, B. (2016). Inactivation of *Ascaris* eggs and salmonella spp. In fecal sludge by treatment with urea and ammonia solution. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, 6 (3), 465–7473. <https://doi.org/10.2166/washdev.2016.017>

Fraiese, A.P., Lambert, P.A., Maillard, J.Y., Russel, A.D. & Ayliffe, G.A. J. (2004). *Principles and practice of disinfection, preservation and sterilization*. 4<sup>th</sup>. Ed. Blackwell, Malden.

Fraser, J.A.L., Godfree, A.F. & Jones, F. (1985). Use of peracetic acid in operational sewage sludge disposal to pasture. *Water Science and Technology*, 17 (4-5–5 pt 2), 451–466. <https://doi.org/10.2166/wst.1985.0151>

Fubin, Y., Zifu, L., Saino, M. & Hongmin, D. (2017). Performance of alkaline pretreatment on pathogens inactivation and sludge solubilization. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 10 (2), 216–223. <https://doi.org/10.3965/j.ijabe.20171002.2600>

Gautam, S., Shah, M.R., Sabharwal, S. & Sharma, A. (2005). Gamma irradiation of municipal sludge for safe disposal and agricultural use. *Water Environment Research: A Research Publication of the Water Environment Federation*, 77 (5), 472–479. <https://doi.org/10.2175/106143005x67386>

Grundestam, C., Johansson, K., Mellin, A., Malmaeus, M., Rahmberg, M. (2020). *Konsekvensbeskrivning för framtida slamhantering och fosforåtervinning* (Nr C 541). IVL Svenska miljöinstitutet. <https://www.ivl.se/download/18.4c-0101451756082fbad98/1603698663686/C541.pdf> [2023-10-16]

Gunnar Thelin, Ekobalans. (2023). Personlig kommunikation

Harroff, L.A. (2019). Using Chain Elongation of Carboxylic Acids to Inactivate *Ascaris* Eggs and Provide New Methods for Sanitation Waste Treatment. <https://doi.org/10.7298/a8y4-xf97>

Izydorzyc, G., Mikula, K., Skrzypczak, D., Trzaska, K., Moustakas, K., Witek-Krowiak, A. & Chojnacka, K. (2021). Agricultural and non-agricultural directions of bio-based sewage sludge valorization by chemical conditioning. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (35), 47725–47740. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15293-4>

Jenkins, M.B., Bowman, D.D. & Ghiorse, W.C. (1998). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* Oocysts by Ammonia. *Applied and Environmental Microbiology*, 64 (2), 784–788

- 
- Jiang, Y., Xie, S.H., Dennehy, C., Lawlor, P.G., Hu, Z.H., Wu, G.X., Zhan, X.M. & Gardiner, G.E. (2020). Inactivation of pathogens in anaerobic digestion systems for converting biowastes to bioenergy: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 120. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109654>
- Jiménez, B., Martínez, M. & Vaca, M. (2007). Alum recovery and wastewater sludge stabilization with sulfuric acid. *Water Sci Technol*, 56 (8), 133–41. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.711>
- Joachim Reimer, C-Green. (2023). Personlig kommunikation
- Jordbruksverket (2016). Rötning av animaliska biprodukter. <https://jordbruksverket.se/download/18.16c992c517644f0089398dab/1685446982064/Rotning-av-animaliska-biprodukter-tga.pdf> [2023-10-12]
- Johannesdottir, Solveig (2023). SVU Slamhygienisering 2023 Resultatmatris. figshare. Dataset. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.24316618.v1>
- Kacprzak, M., Neczaj, E., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., Rorat, A., Brattebo, H., Almås, Å. & Singh, B.R. (2017). Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environmental Research*, 156, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.010>
- Karlsson, M., Carlsson, H., Idebro, M. & Eek, C. (2019). Microwave Heating as a Method to Improve Sanitation of Sewage Sludge in Wastewater Plants. *IEEE Access*, 7, 142308–142316. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2019.2944210>
- Keeley, J., Jarvis, P. & Judd, S.J. (2014). Coagulant Recovery from Water Treatment Residuals: A Review of Applicable Technologies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44 (24), 2675–2719. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.829766>
- Kim, Y., Han, B., Kim, J.K., Ben Yaacov, N. & Jeong, K.Y. (2009). Design of electron beam sludge hygienization plant., 2009. <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-79952808065&partnerID=40&md5=9cfa16912d33fb5af487cc-d6e2c005da>
- Kjerstadius, H., Davidsson, Å., Stålhandske, L., Eriksson, E., Olsson, M. & la Cour Jansen, J. (2012). Rötning av avloppsslam vid 35, 55 och 60 °C. (SVU 2012–15)
- Kohn, T., Decrey, L. & Vinnerås, B. (2017). Chemical Disinfectants. In: *Water and Sanitation for the 21<sup>st</sup> Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project) Part 4: Management Of Risk from Excreta and Wastewater – Section: Disinfection*. Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO.
- Krebs, R., Baier, U., Deller, A., Escala, M., Floris, J., Gerner, G., Hartmann, F., Hölzl, B., Kohler, C., Kühni, M., Stucki, M. & Wanner, R. (2013). Weiterentwicklung der hydrothermalen Karbonisierung zur CO<sub>2</sub>-sparenden und kosteneffizienten Trocknung von Klärschlamm im industriellen Massstab sowie der Rückgewinnung von Phosphor. <https://doi.org/10.21256/zhaw-4975>
- Kristiansson, A. (2021). Ny testbädd för framtida slamhantering. *Sweden Water Research*. <https://www.swedenwaterresearch.se/bolagsnyheter/ny-test-badd-for-framtida-slamhantering/> [2023-05-29]
- Li, D., Shan, R., Jiang, L., Gu, J., Zhang, Y., Yuan, H. & Chen, Y. (2022). A review on the migration and transformation of heavy metals in the process of sludge pyrolysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 185, 106452. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106452>
-

- 
- Li, M., Song, G., Liu, R., Huang, X. & Liu, H. (2022). Inactivation and risk control of pathogenic microorganisms in municipal sludge treatment: A review. *Front Environ Sci Eng*, 16 (6), 70. <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1504-5>
- Linden, M. (2016). Physical Agents. *Global Water Pathogen Project*,. <https://www.waterpathogens.org/book/physical-disinfectants> [2023-05-29]
- Lovdata (2003). Forskrift om gjødselvarer mv. Av organisk opphav. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951> [2023-04-13]
- Luukkonen, T., Prokkola, H. & Pehkonen, S.O. (2020). Peracetic acid for conditioning of municipal wastewater sludge: Hygienization, odor control, and fertilizing properties. *Waste Manag*, 102, 371–379. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.004>
- MacHnicka, A., Grubel, K. & Rusin, A. (2012). Hygienisation of surplus activated sludge by hydrodynamic cavitation. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 19 (3), 415–421. <https://doi.org/10.2478/v10216-011-0031-x>
- Madera-Parra, C.A., Mara, D.D. & Torres, P. (2011). Sanitization of biosolids from chemically enhanced primary treatment plant: composting or alkali stabilization? *Ingeniera Y Competitividad*, 13 (2), 23–31
- Malovanyy, A. & Baresel, C. (2019). Ny slamtork på Himmerfjärdsverket – Utredning av olika alternativ. (U6155)
- Malovanyy, A., Johannesdottir, S., Schwede, S., Ahlgren, S., Flodin, E. & Shanmugam, K. (2022). Återvinning av näringsämnen från avlopp : En litteraturstudie. (SVU 2022-06) <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:mdh:diva-61204> [2023-04-14]
- Martín-Díaz, J., Ruiz-Hernando, M., Astals, S. & Lucena, F. (2017). Assessing the usefulness of clostridia spores for evaluating sewage sludge hygienization. *Bioresour Technol*, 225, 286–292. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.075>
- Mats Bäckman, Kungsbacka kommun. (2023). Personlig kommunikation
- Maya, C., Ortiz, M. & Jiménez, B. (2010). Viability of *Ascaris* and other helminth genera non larval eggs in different conditions of temperature, lime (pH) and humidity. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 62 (11), 2616–2624. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.535>
- Maya, C., Torner-Morales, F.J., Lucario, E.S., Hernández, E. & Jiménez, B. (2012). Viability of six species of larval and non-larval helminth eggs for different conditions of temperature, pH and dryness. *Water Research*, 46 (15), 4770–4782. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.06.014>
- Mendez, J.M., Jiménez, B.E. & Barrios, J.A. (2002). Improved alkaline stabilization of municipal wastewater sludge. *Water Science and Technology*, 46 (10), 139–146. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0312>
- Méndez, J.M., Jiménez, B.E. & Barrios, J.A. (2002). Improved alkaline stabilization of municipal wastewater sludge. *Water Sci Technol*, 46 (10), 139–46
- Menert, A., Vaalu, T., Michelis, M., Blonskaja, V., Rikmann, E., Mets, A. & Vilu, R. (2008). Influence of thermal pre-treatment on mesophilic anaerobic digestion of sludges., 2008. 625–635. <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84903765523&partnerID=40&md5=05b6d1f8608dd275cbffdf-fe68ac0153>
- Miljøministeriet (2018). Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2018/1001> [2023-05-29]
- Mushtaq, M., Banks, C.J. & Heaven, S. (2012). Effectiveness of atherseed carbon dioxide for inactivation of *Escherichia coli* isolated from sewage sludge. *Water Sci Technol*, 65 (10), 1759–64. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.064>
-



- 
- Naturvårdsverket (2013). Hållbar återföring av fosfor. (Rapport 6580). Naturvårdsverket.
- Nayak, A. & Kalamdhad, A. (2015). Sewage sludge composting in a rotary drum reactor: stability and kinetic analysis. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 4. <https://doi.org/10.1007/s40093-015-0104-4>
- Nordell, E. & Rönnerberg, J. (2015). Torrötning av avvattnat rötslam vid termofil temperatur. (SVU 2015-05)
- Nordin, A. (2018). Ammoniakhygienisering av källsorterade avloppsfraktioner från svenska hushåll. <https://www.avfallsverige.se/rapporter-utveckling/rapporter/2018-19-ammoniakhygienisering-av-kallsorterade-avloppsfraktioner-fran-svenska-hushall/> [2023-05-29]
- Nordin, A., Vinnerås, B. & Jönsson, H. (2017). Ammoniakhygienisering för säker användning av slam i odling. (SVU 2017-10). <https://vattenbokhandeln.svenskvatten.se/produkt/ammoniakhygienisering-for-saker-anvandning-av-slam-i-odling/> [2023-04-13]
- Nordin, A.C., Olsson, J. & Vinnerås, B. (2015). Urea for Sanitization of Anaerobically Digested Dewatered Sewage Sludge. *Environmental Engineering Science*, 32 (2), 86–94. <https://doi.org/10.1089/ees.2013.0230>
- Norin, E. (2007). Alternativa hygieniseringstekniker. (Rapport SGC 179). Svenskt Gastekniskt Center. <http://www.sgc.se/ckfinder/userfiles/files/SGC179.pdf>
- Norman Weisz, Cambi. (2023). Personlig kommunikation
- Norsk Vann (2010). Behandlingsmetoder som er i bruk i Norge, for å stabilisere og hygienisere slam. (Stabilisering og hygienisering av avløpslam – metoder i bruk i Norge)
- Odegaard, H., Paulsrud, B. & Karlsson, I. (2002). Wastewater sludge as a resource: sludge disposal strategies and corresponding treatment technologies aimed at sustainable handling of wastewater sludge. *Water Sci Technol*, 46 (10), 295–303
- Öğleni, N. & Özdemir, S. (2010). Pathogen reduction effects of solar drying and soil application in sewage sludge. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*,. <https://doi.org/10.3906/tar-0908-300>
- Olsson, J., Philipson, M., Holmström, H. & Cato, E. (2014). *Termofil efterrötning för hygienisering och minskad slamproduktion*. (SVU 2014-08)
- Ottoson, J.R., Schnürer, A. & Vinnerås, B. (2008). In situ ammonia production as a sanitation agent during anaerobic digestion at mesophilic temperature. *Letters in Applied Microbiology*, 46 (3), 325–330. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2007.02317.x>
- Papastergiadis, E., Sklari, S., Zouboulis, A., Chasiotis, A. & Samaras, P. (2015). The use of steelmaking slag for sewage sludge stabilization. *Desalination and Water Treatment*, 55 (7), 1697–1702. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.928792>
- Pathak, A., Dastidar, M.G. & Sreekrishnan, T.R. (2009). Biobleaching of heavy metals from sewage sludge: a review. *J Environ Manage*, 90 (8), 2343–53. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.005>
- Paulsrud, B., Gjerde, B. & Lundar, A. (2004). Full scale validation of helminth ova (*Ascaris suum*) inactivation by different sludge treatment processes. *Water Sci Technol*, 49 (10), 139–46
- Pecson, B.M., Barrios, J.A., Jiménez, B.E. & Nelson, K.L. (2007). The effects of temperature, pH, and ammonia concentration on the inactivation of *Ascaris* eggs in sewage sludge. *Water Research*, 41 (13), 2893–902. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.040>
-

- 
- Pecson, B.M. & Nelson, K.L. (2005). Inactivation of *Ascaris suum* eggs by ammonia. *Environ Sci Technol*, 39 (20), 7909–14. <https://doi.org/10.1021/es050659a>
- Persson, E., Ossiansson, E., Carlsson, M., Uldal, M. & Johannesson, S. (2010). Förstudie Rötning med inledande termofilhydrolyssteg för hygienisering och utökad metanutvinning på avloppsreningsverk. (Rapport SGC 215). <http://www.sgc.se/ckfinder/userfiles/files/SGC250.pdf>
- Persson, E., Ossiansson, E., Carlsson, M., Uldal, M. & Johannesson, S. (2012). Rötning med inledande termofilhydrolyssteg för hygienisering och utökad metanutvinning på avloppsreningsverk. (Rapport SGC 250). <http://www.sgc.se/ckfinder/userfiles/files/SGC250.pdf>
- Petersen, H. h., Dalsgaard, A., Vinneras, B., Jensen, L. s., Le, T. t. a., Petersen, M. a., Enemark, H. l. & Forslund, A. (2021). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts and faecal indicator bacteria in cattle slurry by addition of ammonia. *Journal of Applied Microbiology*, 130 (5), 1745–1757. <https://doi.org/10.1111/jam.14881>
- del Pilar Castillo, M., Olsson, M., Henriksson, G., Ascue & Nordman, R. (2011). *Högtemperaturförbehandling av biogassubstrat med fjärrvärme för ökad biogasproduktion*. (Värmeforsk rapport nr 1201). [2023-04-14]
- Prem Verma, Swedish Exergi. (2023). Personlig kommunikation
- Revaq Regler för certifieringssystemet Utgåva 8.1 2023.01.01
- Revaq Regler för certifieringssystemet Utgåva 9.0 2024.01.01
- Rimhanen-Finne, R., Vuorinen, A., Marmo, S., Malmberg, S. & Hanninen, M.L. (2004). Comparative analysis of *Cryptosporidium*, *Giardia* and indicator bacteria during sewage sludge hygienization in various composting processes. *LETTERS IN APPLIED MICROBIOLOGY*, 38 (4), 301–305. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2004.01487.x>
- RISE (2021). *Förbättrad ekonomi på biogasanläggningar och i gödselhantering genom fler nationella standardmetoder för hygienisering*. <https://www.ri.se/sv/vad-vi-gor/projekt/fluor-nationella-standardmetoder-for-hygienisering> [2023-05-29]
- Rodhe, L., Niklasson, F., Oostra, H. & Gervind, P. (2015). Kontrollerad kompostering med liten klimatpåverkan: emissioner och värmeåtervinning. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ri:diva-1855> [2023-05-23]
- Rogstrand, G. & Olsson, H. (2012). Process för ökad biogasproduktion och energieffektiv hygienisering av slam. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ri:diva-2334> [2023-04-14]
- Romano, P., Stampone, N. & Di Giacomo, G. (2023). Evolution and Prospects of Hydrothermal Carbonization. *Energies*, 16 (7), 3125. <https://doi.org/10.3390/en16073125>
- Rouch, D.A., Mondal, T., Pai, S., Glauche, F., Fleming, V.A., Thurbon, N., Blackbeard, J., Smith, S.R. & Deighton, M. (2011). Microbial safety of air-dried and rewetted biosolids. *J Water Health*, 9 (2), 403–14. <https://doi.org/10.2166/wh.2011.134>
- Sahlstrom, L., Aspan, A., Bagge, E., Danielsson-Tham, M.L. & Albihn, A. (2004). Bacterial pathogen incidences in sludge from Swedish sewage treatment plants. *Water Research*, 38 (8), 1989–1994. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.01.031>
- Sasakova, N., Papajova, I., Ondrasovicova, O., Ondrasovic, M., Venglovsky, J., Hromada, R., Halan, M., Kudrikova, D. & Gregova, G. (2008). Stabilization of sewage sludge using athermal and acidic chemical preparations. *Folia Veterinaria*, 52 (2), 79–80
-

- 
- Scheinemann, H.A., Dittmar, K., Stoeckel, F.S., Mueller, H. & Krueger, M.E. (2015). Hygienisation and Nutrient Conservation of Sewage Sludge or Cattle Manure by Lactic Acid Fermentation. *PLOS ONE*, 10 (3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118230>
- Schnürer, A., del Pilar Castillo, M., Edström, M., Andersson Chan, A., Andersson, S. & Jahre Nilsen, P. (2017). Termisk hydrolys vid Sundets biogasanläggning -Utvärdering av förbehandling av rötslam i Växjö. (Energiforsk rapport 2017:367)
- Schönning, C. (2003). Risker för smittspridning via avloppsslam, 2003. (Rapport 5215). Naturvårdsverket.
- Senecal, J., Nordin, A. & Vinnerås, B. (2020). Fate of *Ascaris* at various pH, temperature and moisture levels. *Journal of Water and Health*, 18 (3), 375–382. <https://doi.org/10.2166/wh.2020.264>
- SNFS 1994:2 (2001). Skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. <https://www.naturvardsverket.se/lagar-och-regler/foreskrifter-och-allmanna-rad/1994/snfs-19942/> [2023-05-29]
- SOU 2020:3 (2020). Hållbar slamhantering. (SOU 2020:3). Regeringen och Regeringskansliet. <https://www.regeringen.se/rattsliga-dokument/statens-offentliga-utredningar/2020/01/sou-20203/> [2023-04-13]
- Sudlitz, M. & Chmielewski, A.G. (2021). A method for wwtp sludge valorization through hygienization by electron beam treatment. *Fermentation*, 7 (4). <https://doi.org/10.3390/fermentation7040302>
- Sun, D., Qiao, M., Xu, Y., Ma, C. & Zhang, X. (2018). Pretreatment of waste activated sludge by peracetic acid oxidation for enhanced anaerobic digestion. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 37 (6), 2058–2062. <https://doi.org/10.1002/ep.12896>
- Svenskt Vatten (2013). Slamanvändning och strategier för slamanvändning. (Meddelande 137)
- Sylwan, I. (2010). *En metod för hygienisering av avloppsslam Ureabehandling med dubbla fördelar*. (MSc). SLU.
- Tasca, A.L., Puccini, M., Gori, R., Corsi, I., Galletti, A.M.R. & Vitolo, S. (2019). Hydrothermal carbonization of sewage sludge: A critical analysis of process severity, hydrochar properties and environmental implications. *Waste Management*, 93, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.027>
- Thunberg, A. (2010). Slamavattning med KemiCond och hydrauliska kolvpressar på Käppalaverket. *Tidskriften Vatten*, 66, 165–171
- US EPA (2015). Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. [Reports and Assessments]. <https://www.epa.gov/biosolids/control-pathogens-and-vector-attraction-sewage-sludge> [2023-01-10]
- US EPA (2021). 40 CFR Part 503 Standards for the use or disposal of sewage sludge
- US EPA (2023). CFR 40 Part 503 – Standards for the use or disposal of sewage sludge. GPO.
- Vialkova, E., Obukhova, M. & Belova, L. (2021). Microwave irradiation in technologies of wastewater and wastewater sludge treatment: A review. *Water (Switzerland)*, 13 (13). <https://doi.org/10.3390/w13131784>
- Vigueras-Carmona, S.E., Zafra-Jiménez, G., García-Rivero, M., Martínez-Trujillo, M.A. & Pérez-Vargas, J. (2013). Effect of various pretreatments on anaerobic biodegradability and quality microbiology of waste activated sludge. *Revista Mexicana de Ingeniera Química*, 12 (2), 293–301
-



- 
- Vinnerås, B. (2013). *Hygieniseringsteknik för säker återföring av fosfor i kretsloppet*. (PM 2013-03-22). Institutionen för Energi och Teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Vinnerås, B., Holmqvist, A., Bagge, E., Albiñ, A. & Jönsson, H. (2003). The potential for disinfection of separated faecal matter by urea and by peracetic acid for hygienic nutrient recycling. *Bioresource Technology*, 89 (2), 155–161. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00044-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00044-0)
- Vinnerås, B., Samuelson, A., Emmoth, E., Nyberg, K.A. & Albiñ, A. (2012). Biosecurity aspects and pathogen inactivation in acidified high risk animal by-products. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 47 (8), 1166–1172. <https://doi.org/10.1080/10934529.2012.668383>
- Wan, J., Jing, Y., Rao, Y., Zhang, S. & Luo, G. (2018). Thermophilic Alkaline Fermentation Followed by Mesophilic Anaerobic Digestion for Efficient Hydrogen and Methane Production from Waste-Activated Sludge: Dynamics of Bacterial Pathogens as Revealed by the Combination of Metagenomic and Quantitative PCR Analyses. *Appl Environ Microbiol*, 84 (6). <https://doi.org/10.1128/aem.02632-17>
- Wang, M., Chen, H., Liu, S. & Xiao, L. (2021a). Removal of pathogen and antibiotic resistance genes from waste activated sludge by different pre-treatment approaches. *Sci Total Environ*, 763, 143014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143014>
- Wang, Z., Ni, G., Xia, J., Song, Y., Hu, S., Yuan, Z. & Zheng, M. (2021b). Bioleaching of toxic metals from anaerobically digested sludge without external chemical addition. *Water Research*, 200, 117211. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117211>
- Li, D., Shan, R., Jiang, L., Gu, J., Zhang, Y., Yuan, H. & Chen, Y. (2022). A review on the migration and transformation of heavy metals in the process of sludge pyrolysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 185, 106452. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106452>
- Willen, A., Jonsson, H., Pell, M. & Rodhe, L. (2016). Emissions of Nitrous Oxide, Methane and Ammonia After Field Application of Digested and Dewatered Sewage Sludge With or Without Addition of Urea. *Waste and Biomass Valorization*, 7 (2), 281–292. <https://doi.org/10.1007/s12649-015-9456-2>
- Wong, J.W., Fang, M. & Jiang, R. (2001). Persistency of bacterial indicators in biosolids stabilization with coal fly ash and lime. *Water Environ Res*, 73 (5), 607–11. <https://doi.org/10.2175/106143001X143330>
- Wolf, D., Lehmann, J., Ogle, S., Kishimoto-Mo, A.W., McConkey, B. & Baldock, J. (2021). Greenhouse Gas Inventory Model for Biochar Additions to Soil. *Environmental Science & Technology*, 55 (21), 14795–14805. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02425>
- Yngvesson, J., Persson, E., Fransson, M., Olsson, M., Henriksson, G. & Björkmalm, J. (2013). Energi- och kostnadseffektiv biogasproduktion från avfall – kartläggning och jämförande av nyckeltal (WR54). (Waste Refinery rapport nr 54). [https://wasterefinery.se/media/2016/02/WR54\\_Slutrapport.pdf](https://wasterefinery.se/media/2016/02/WR54_Slutrapport.pdf) [2023-04-14]
- Yngvesson, J. & Tamm, D. (2017). Benchmarking för effektivare biogasproduktion. (2017–353). <https://energiforsk.se/program/energigasteknik/rapporter/benchmarking-for-effektivare-biogasproduktion-2017-353/> [2023-04-14]
- Yu, W., Duan, H., Wang, Z., Yang, J., Yuan, Z. & Zheng, M. (2022). Transforming anaerobically digested sludge into high-quality biosolids with an integrated physiochemical approach. *Resources, Conservation and Recycling*, 184, 106416. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106416>
-

---

Zeng, Q., Huang, H., Tan, Y., Chen, G. & Hao, T. (2022). Emerging electrochemistry-based process for sludge treatment and resources recovery: A review. *Water Research*, 209. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117939>

Zhen, G., Lu, X., Kato, H., Zhao, Y. & Li, Y.-Y. (2017). Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, full-scale application and future perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 69, 559–577. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.187>

Zheng, T., Zhang, K., Chen, X., Ma, Y., Xiao, B. & Liu, J. (2021). Effects of low- and high-temperature thermal-alkaline pretreatments on anaerobic digestion of waste activated sludge. *Bioresour Technol*, 337, 125400. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125400>

Zhou, A., Zhang, J., Varrone, C., Wen, K., Wang, G., Liu, W., Wang, A. & Yue, X. (2017). Process assessment associated to microbial community response provides insight on possible mechanism of waste activated sludge digestion under typical chemical pretreatments. *Energy*, 137, 457–467. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.02.166>

# Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling  
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL [svensktvatten@svensktvatten.se](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)