



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 18 041

Examensarbete 30 hp
Juni 2018

Alternativ för långsiktigt hållbar slamhantering i Tierps kommun

- Ett beslutsunderlag

Per Söderberg

REFERAT

Alternativ för långsiktigt hållbar slamhantering i Tierps kommun – ett beslutsunderlag

Per Söderberg

I kommunala avloppsreningsverk renas det inkommande avloppsvattnet för att förhindra övergödning och andra olägenheter i våra vattendrag. Reningsprocessen i konventionella avloppsreningsverk består av tre steg, mekanisk, biologisk och kemisk rening. Reningen är designad för att avskilja partiklar, organiskt material och näringsämnen kväve och fosfor från vattnet. Från reningsprocessen uppstår ett avloppsslam som restprodukt. Utöver de ämnen som avloppsreningsverk är designade att avskilja fastläggs även andra, oönskade, ämnen i avloppsslammet. Sådana oönskade ämnen kan vara patogener, metaller och toxiska föreningar som PCB och PAH. Mixen av näringsämnen och potentiellt toxiska ämnen försvårar en användning av slammet. Det är sedan 2005 inte tillåtet att deponera organiskt material vilket innebär att producenter av avloppsslam behöver hitta en avsättningsmöjlighet för det slam som produceras. Ett vanligt användningsområde för slam i Sverige är att använda det till sluttäckning av deponier.

Det slam som produceras i Tierps kommun komposteras idag och används till sluttäckning av en deponi. Arbetet med sluttäckningen är snart färdigställt och därefter är det inte bestämt vad de ska göra med slammet. Syftet med det här examensarbetet var att ta fram ett beslutsunderlag för möjliga användningsområden för slammet som produceras i Tierps kommun. Utöver att hitta möjliga användningsområden har även olika behandlingsmetoder för slam utvärderats med avseende på emissioner av växthusgaser och energibehov.

De användningsområden som bedömdes som långsiktigt hållbara var att använda slammet som gödsel på åkermark eller att göra anläggningsjord av det. För att få avsättning för de dryga 7000 ton slam som producerades i Tierps kommun under 2016 till åkermark behöver det spridas på cirka 2300 hektar för att inte överskrida gällande gränsvärden med avseende på max tillförsel av koppar.

Lagring var den behandlingsmetod gav störst utsläpp av växthusgaser, 1950 ton CO₂-ekvivalenter år⁻¹. Kompostering gav näst störst utsläpp med 200 ton CO₂-ekv år⁻¹. Torkning genererade inga direkta emissioner av växthusgaser men har störst energibehov, 5900 MWh år⁻¹. Energibehovet för rötning var näst störst och uppgick till 980 MWh år⁻¹ men den rötgas som producerades hade ett energivärde på ca 2240 MWh år⁻¹.

För att få en fullständig bild av klimatpåverkan som de olika användningsområdena och behandlingsmetoderna ger upphov till behövs en expansion av det system som studerats i denna studie. Rekommendationen från denna studie är att fortsätta kompostera slammet och använda det till anläggningsjord eller jordförbättringsmedel.

*Institutionen för energi och teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet
Lennart Hjelm's väg 9, SE- 75007 Uppsala*

ABSTRACT

Possibilities for long-term sewage sludge management in Tierps municipality – management information

Per Söderberg

In municipal wastewater treatment plants, the incoming water is treated to prevent eutrophication and other inconveniences in our waters. The treatment process in conventional WWTP consists of three steps, a mechanical, a biological and a chemical step. The process is designed to separate particles, organic matter and the nutrients nitrogen and phosphorus from the wastewater. As a byproduct from the treatment process sludge is produced. In addition to the substances that the wastewater treatment plants are designed to separate from the water other, unwanted substances, end up in the sludge. Pathogens, metals and toxic compounds as PCB and PAH are examples of such unwanted substances. This mixture of nutrients and potential toxic elements complicates an end use of the sludge. Also, as of 2005 it is not allowed to dump organic matter in landfills. Therefore, producers of sludge need to find other use for the sludge. One common usage in Sweden is to cover old landfills with the sludge.

The current use of the sludge produced in Tierp municipality is to cover an old landfill. However, the covering is soon to be finished and therefore the municipality need to find another usage for the sludge. The aim with this study was to examine new sustainable usage for the sludge produced in Tierps municipality. In addition to examining new usages this study also included an evaluation of different treatment methods of sludge with respect to greenhouse gas emissions and energy consumption.

Usage of the sludge in agriculture or production of land soil were the only two options satisfying the criteria for sustainable usage. To deposit all produced sludge to agriculture 2300 hectare is needed to not exceed current limits on field application.

The greatest emissions of greenhouse gases occurred from long-term storage, 1950 tons CO₂-eq y⁻¹. Composting the sludge resulted in the second greatest emissions, 200 tons CO₂-eq y⁻¹. No emissions occurred during thermal drying but the energy consumption, 5900 MWh y⁻¹, were the greatest of the evaluated treatment processes. Anaerobic digestion claimed second place for energy consumption with the need of 980 MWh y⁻¹ but the resulting biogas consist of methane corresponding to 2240 MWh y⁻¹.

To get the full picture on how the different usages of sludge and different treatment processes contribute to emissions of greenhouse gases there is a need to expand the analyzed system. The recommendation based on this study is to continue with composting the sludge and use it as plant soil.

FÖRORD

Handledare har varit Linn Rosén på Tierps Energi & Miljö AB.

Ämnesgranskare har varit Annika Nordin på institutionen för energi och teknik vid Sveriges Lantbruksuniversitet. Tusen tack till dig.

Per Söderberg
Uppsala, 2018

Copyright © Per Söderberg och Institutionen för energi och teknik, Kretsloppsteknik,
Sveriges Lantbruksuniversitet.

UPTEC W 18 041, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet, 2018

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Alternativ för långsiktigt hållbar slamhantering i Tierps kommun – ett beslutsunderlag

Per Söderberg

Under 60-talet blev det vanligt med larm om dålig vattenkvalitet i vattendrag och övergödningen av vattendragen började uppmärksammas. Under 70-talet satsade staten stora summor på utbyggnad av avloppsreningsverk för att rena avloppsvattnet från partiklar, nedbrytbara organiska substanser (BOD) och fosfor. Senare uppmärksammades att även kvävet i vattnet har en övergödande effekt och åtgärder för att minska kvävehalten i utgående vatten började också införas. I dag, när avloppsvattnet passerar genom ett konventionellt avloppsreningsverk, avskiljs nästan all BOD och fosfor och ungefär hälften av kvävet från det inkommande vattnet. Det reade vattnet släpps ut till vattendrag och kvar i reningsverket finns det slam som uppstår som restprodukt från reningsprocessen. Utöver partiklar, organiskt material, näringsämnen fosfor och kväve som reningsverken är designade att avskilja från vattnet inkommer även andra, oönskade ämnen till reningsverk. Exempel på sådana oönskade ämnen är tungmetaller, patogener, läkemedel och toxiska föreningar som PCB. En del av de ämnena fastläggs också i slammet. Genom EU-direktivet 1999/31/EG är det förbjudet att deponera organiskt material, detta bland annat för att minska den biologiska metangasbildningen men även för att hushålla med naturresurser och undvika onödig markanvändning. Det innebär att producenter av avloppsslam behöver hitta en avsättning för slammet. Blandningen av näringsämnen och potentiellt skadliga ämnen försvårar dock en slutanvändning av slammet. Ett vanligt användningsområde för slam idag är att använda det till att täcka över gamla deponier men i takt med att sluttäckning färdigställs behöver slammet användas till något annat.

I Tierps kommun sker avvattning och behandling av slam vid tre reningsverk. Slammet transporteras från de verken till en avfallsanläggning där det komposteras och det används därefter till sluttäckning av en deponi. Sluttäckningen kommer färdigställas under 2018 och därefter är det inte bestämt vad de ska göra med det kommunala avloppsslammet. Detta examensarbete har syftat till att ta fram ett beslutsunderlag för slamhanteringen i Tierps kommun med målet att hitta ett långsiktigt hållbart alternativ. Utöver att hitta slutanvändningsområden för slammet gjordes även en utvärdering av potentiella behandlingsmetoder för slammet.

Arbetet genomfördes som dels en litteraturstudie, dels som en fallstudie. Under litteraturstudien gjordes en inventering av möjliga användningsområden och behandlingsmetoder samt av regelverk relevanta för slamanvändning. I fallstudien användes resultaten från litteraturstudien till att hitta möjliga användningsområden för avloppsslammet och uppskatta de direkta växthusgasemissionerna och energiförbrukningen för de potentiella behandlingsmetoderna. Beräkningar för växthusgaser och energibehov utgår från den sammansättning och mängd slam som producerades i Tierps kommun under år 2016.

Det finns en anpassad avfallshierarki som kan användas av kommuner för att på bästa möjliga sätt omhänderta avloppsfraktioner. Den säger att vid hanteringen av avloppsfraktioner ska i första hand en hantering som ger återföring av näring väljas, i andra hand ska en hantering där åtminstone energin eller materialet utnyttjas väljas och i tredje hand välja att låta avloppsfraktionen gå till kvittblivning där varken näringen, energin eller materialet utnyttjas. Vid urvalet av användningsområden granskades alla de användningsområden som idag används vid svenska reningsverk. De användningsområden som levde upp till de två första klasserna i avfallshierarkin bedömdes vara långsiktigt hållbara.

Behandling av slam genomförs vanligen av två anledningar, för att stabilisera eller hygienisera slammet. Stabilisering av slammet innebär att under kontrollerade former låta en långtgående biologisk nedbrytning av organiskt material ske för att risken att slammet ska börja jäsa minimeras eller elimineras. Hygienisering innebär att slammet behandlas för att minska innehållet av patogener till en nivå som bedöms säker. Naturvårdsverket (NV) har kommit med förslag på en ny slamförordning. I den nya slamförordningen föreslås att allt slam som ska användas på åkermark, skogsmark eller annan mark ska vara hygieniserat för att förhindra smittspridning. NV har även lämnat konkreta förslag på behandlingsmetoder och driftparametrar som ska ge en tillräckligt god hygienisering inför markanvändning av slam. Utöver de av NV föreslagna behandlingsmetoderna utvärderades i detta arbete också långtidslagring som idag är godkänd som behandling inom Revaq, ett certifieringssystem som kvalitetssäkrar reningsverkens arbete för att minska innehållet av oönskade ämnen i slammet. Behandlingsmetoderna utvärderades utifrån direkta växthusgasemissioner och energibehov. De växthusgaser som inkluderades i utvärderingen var metan och lustgas som är de mest relevanta att beakta vid slamhantering.

De användningsområden som ansågs långsiktigt hållbara var att sprida slammet som gödsel på åkermark eller att göra anläggningsjord av det. Om avloppsslam ska spridas på åkermark är det reglerat hur hög halt bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink slammet får innehålla. Halten koppar i det slam som producerades under 2016 vid ett av Tierp kommuns avloppsreningsverk (ARV), Skärplinge ARV, överskrider det tillåtna gränsvärdet. Det slam som producerades vid Tierps och Söderfors ARV hade godkända nivåer av metallhalter för att spridas på åkermark. Då volymen av slam från Skärplinge ARV är relativt liten kan slammet från alla tre verk blandas vilket skulle sänka halten koppar till en godkänd nivå. Utöver regleringen av de sju metallerna i slammet är det även reglerat maximal mängd av respektive metall som får tillföras en åkermark genom spridning av avloppsslam. Halten koppar i det slam som produceras i Tierps kommun begränsar arealen som slammet behöver spridas på till ca 2300 hektar per år. Totalt producerades 7133 ton avvattnat slam vilket innebär att mängden slam per hektar blir cirka tre ton om allt slam ska spridas som gödsel på åkermark.

Den behandlingsmetod som gav upphov till störst utsläpp av växthusgaser, 1950 ton CO₂-ekvivalenter år⁻¹, var lagring av slammet. Kompostering och hygienisering med urea gav

upphov till 200 respektive 80 ton CO₂-ekv år⁻¹. De växthusgasutsläpp som sker under rötning är från läckage av metan vilket gav upphov till 10 ton CO₂-ekv år⁻¹. Kalkning eller torkning av slammet genererade inga direkta utsläpp av växthusgaser.

Torkning är däremot den behandlingsmetod som kräver mest energi, ca 5900 MWh år⁻¹. Öppen kompostering kräver en energiinsats i form av vändning av komposten vilket uppgick till 460 MWh år⁻¹. Rötning kräver en energiinsats i form av uppvärmning av röttanken och omrörning vilket uppgår till 980 MWh år⁻¹. Den rötgas som bildas har dock ett energivärde på 2240 MWh och kan användas för uppvärmning av röttanken.

De framräknade värdena för växthusgasutsläpp bygger på emissionsfaktorer från litteraturstudien. Det har alltså inte gjorts några egna mätningar under detta arbete. Det kan sägas att det råder osäkerhet kring de emissionsfaktorer som använts i beräkningarna. Istället för att besluta något efter de resultat på emissioner som framkommit är det troligen en bättre rekommendation att beakta vad i processen som ger upphov till utsläpp och försöka minimera de istället. För att få en fullständig bild av klimatpåverkan som de olika användningsområdena och behandlingsmetoderna ger upphov till behövs en expansion av det system som studerats i denna studie. Rekommendationen från denna studie är att hygienisera det slam som klarar gällande gränsvärden för att överlåtas till jordbruksändamål med urea. Det ger ett kväveberikat slam med relativt låga emissioner och energiförbrukning. Slam med sämre kvalitet kan fortsätta komposteras och användas till anläggningsjord eller jordförbättringsmedel.

Innehåll

1. INLEDNING	1
1.1 SYFTE.....	2
2. TEORI.....	2
2.1 PRODUKTION AV AVLOPPSSLAM	2
2.2 BEHANDLING AV AVLOPPSSLAM	3
2.3 ÄMNEN I AVLOPPSSLAM	4
2.3.1 Näringsämnen.....	5
2.3.2 Metaller.....	5
2.3.3 Indikatorämnen.....	7
2.4 SLAMAVSÄTTNING I SVERIGE	8
2.5 KLIMATPÅVERKAN	9
3. METOD	11
3.1 LITTERATURSTUDIE	11
3.2 FALLSTUDIE	11
3.2.1 Systemgränser för analys.....	12
3.2.2 Beräkningsantaganden.....	15
4. RESULTAT LITTERATURSTUDIE.....	18
4.1 POLITISKA VISIONER KRING AVLOPPSSLAM	18
4.2 REGELVERK VID ÅTERFÖRING AV SLAM TILL MARK OCH JORDBRUKSMARK	19
4.2.1 Revaq.....	21
4.3 FÖRSLAG TILL NY SLAMFÖRORDNING	23
4.4 ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN	27
4.4.1 Åkermark	27
4.4.2 Skogsmark	27
4.4.3 Anläggningsjord	29
4.4.4 Deponitäckning tätskikt.....	31
4.4.5 Förbränning	31
4.5 BEHANDLINGSMETODER	32
4.5.1 Termisk torkning	32
4.5.2 Rötning	34
4.5.3 Kompostering	35
4.5.4 Kalkning	37
4.5.5 Ureabehandling.....	38
4.5.6 Lagring	39
4.6 TEKNIKUTVECKLING	40
5. FALLSTUDIE TIERPS KOMMUN.....	42

5.1	SLAMPRODUKTION	42
5.2	URVAL AV MÖJLIGA ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN	43
5.3	URVAL AV BEHANDLINGSMETODER	44
5.4	SLAMKVALITETEN	44
5.5	BEHANDLING AV SLAMMET	48
5.6	ANVÄNDNING AV SLAMMET	50
6.	DISKUSSION	52
6.1	SLAMKVALITET I TIERPS KOMMUN	52
6.2	REGELVERK	53
6.3	URVAL ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN	54
6.4	ANVÄNDNING AV SLAMMET	55
6.5	BEHANDLINGSMETODER	55
6.6	VÄXTHUSGASER	58
7.	SLUTSATSER	60
8.	REFERENSER	62
8.1	LITTERÄRA KÄLLOR OCH INTERNETREFERENSER	62
8.2	MUNTLIGA KÄLLOR	67

1. INLEDNING

På 60-talet började övergödningen i sjöar och vattendrag uppmärksammas i Sverige och det blev vanligare med larm om dålig vattenkvalitet. Utöver näringsläckaget från jordbruket var övergödningen konsekvensen av många års utsläpp av avloppsvatten utan rening eller med bristfällig sådan. Det återfanns även tungmetaller och kemiska föreningar i sedimenten i vattendragen. Under 70-talet satsade staten stora summor på utbyggnad av kommunala avloppsreningsverk (ARV) och industrier kunde få bidrag för att förbättra reningen av sitt avloppsvatten. De reningsverk som byggdes ut under den perioden designades främst till att rena vattnet från partiklar, nedbrytbart organiskt material (OM) och fosfor. Senare uppmärksammades att även kvävet i avloppsvattnet hade en övergödande effekt (Naturvårdsverket, 2012). Under 2000-talet har reningen av avloppsvattnet med avseende på BOD och fosfor legat på 95 % i de kommunala avloppsreningsverken. Reningen av kväve började utökas under 80-talet men har inte förbättrats i samma takt utan reningsgraden låg under 2000-talet mellan 54-62 % (SCB, 2016). Det rena vattnet släpps efter rening ut till recipient och kvar i reningsverken finns det slam som uppstår som restprodukt från reningsprocessen. Utöver partiklar, organiskt material, näringsämnen kväve och fosfor vilka avloppsreningsverk är designade att avskilja från vattnet för att förhindra övergödning i recipienten fastläggs även andra, oönskade, ämnen som finns i avloppsvattnet i slammet. Sammansättningen på slammet avgörs därför av vilka verksamheter som är anslutna till det kommunala avloppsvattnet (Henriksson *et al.*, 2012). En betydande del av de oönskade ämnena härstammar också från hushållens avlopp (Svenskt Vatten, 2010). Sådana oönskade ämnen som når avloppsreningsverk och fastläggs i slam är tungmetaller, patogener, läkemedel och toxiska föreningar som polyklorerade bifenyler (PCB) och polycykliska aromatiska kolväten (PAH). En del av metallerna är livsnödvändiga, så som zink, koppar och krom, men giftiga i höga halter. Denna mix av makro- och mikronäringsämnen med potentiellt toxiska ämnen och patogener i slam försvårar en slutanvändning av slammet. Det är sedan 2005 inte tillåtet att deponera organiskt avfall vilket innebär att producenter av avloppsslam behöver hitta andra avsättningar för slammet. Ett vanligt användningsområde i Sverige är att använda slammet till tätskikt vid sluttäckning av deponier (SCB, 2016). I Tierps kommun ansvarar det kommunala bolaget Tierps Energi & Miljö (TEMAB) för vatten och avlopp. Det kommunala avloppsslammet som idag produceras transporteras till kommunens avfallsanläggning i Gatmot där det komposteras och används till sluttäckning av deponi. Arbetet med att sluttäcka deponin förväntas vara färdigt under 2018 och därefter har inte TEMAB fastställt vad de ska göra med sitt avloppsslam. De önskar därför hitta ett nytt användningsområde för detta.

1.1 SYFTE

Syftet med denna studie var att ta fram ett beslutsunderlag till TEMAB över långsiktigt hållbara lösningar för deras avloppsslamhantering. Studien granskade möjliga användningsområden för slam, samt olika behandlingar av slammet som dessa användningsområden kan förutsätta. Underlaget innefattade även en överblick över gällande och kommande regelverk relevanta för slam användning. Användningsområden och behandlingsmetoder utvärderades med avseende på växthusgasemissioner och energibehov.

2. TEORI

2.1 PRODUKTION AV AVLOPPSSLAM

I ett reningsverk syftar vattenrening till att avlägsna föroreningar i det inkommande vattnet så att renat vatten kan återföras till recipienten. Reningen i ett konventionellt avloppsreningsverk består minst av ett mekaniskt, ett biologiskt och ett kemiskt steg. Restprodukten vid reningen är ett slam som kallas råslam. Volymen av råslam är 1-3 % av den totala behandlade avloppsvattenvolymen (Svenskt Vatten, 2010).

I det mekaniska steget går vattnet först genom galler och silar för att rensa bort grövre material vilket brukar kallas grovrens. Därefter leds vattnet genom en försedimeneringsbassäng där kvarvarande partiklar får sedimentera.

I nästa steg, det biologiska, sker rening med hjälp av bakterier som bryter ned organiskt material i vattnet i en så kallad aktivslambassäng. Bakterierna tillgodogör sig energi genom att oxidera det organiska materialet i vattnet och tillväxer därmed. Till oxidationen används syre som oxidationsmedel som tillsätts via luftning. Efter aktivslambassängen leds avloppsvattnet till en sedimenteringsbassäng där slammet sjunker till botten och det renade vattnet dekanteras från ytan. Det slam som sedimenterar pumpas tillbaka till aktivslambassängen där bakterierna får fortsätta bryta ned organiskt material. Eftersom bakterierna tillväxer ökar slammängden. Detta ger ett slamöverskott som inte pumpas tillbaka till aktivslambassäng utan istället går vidare till slambehandling. Det är i första hand det lätt nedbrytbara organiska materialet som bryts ned under den biologiska reningen och blir till koldioxid och vatten (Svenskt Vatten, 2010).

I det kemiska reningssteget tillsätts slutligen kemikalier som fäller ut den fosfor som finns kvar i vattnet innan det släpps ut till recipienten. De vanligaste fällningskemikalierna som används är järn- eller aluminiumkloridlösningar.

Då reningen sker i olika steg brukar en skillnad göras på var i processen slammet uppstår. De olika typerna av slam är (Svenskt Vatten, 2013):

- Mekaniskt slam (primärslam) – Utgörs av de fasta partiklar som avskiljs från sedimenteringen i den mekaniska reningen.
- Biologiskt slam (bioslam) – Utgörs av de mikroorganismer som växt till sig under det biologiska (aktivslam) steget i reningen.
- Kemiskt slam (kemsлам) – Utgörs av de flockar som sedimenterar efter att fällningskemikalier tillsatts.
- Blandslam – En blandning av de tre slamtyperna ovan. Blandslam kan även erhållas direkt vid en reningsprocess, till exempel vid simultanfällning då fällningskemikalier tillsätts under den biologiska reningen och slammet kommer från den biologiska och kemiska reningen kombinerad.

2.2 BEHANDLING AV AVLOPPSSLAM

Ett antal begrepp användas för att beskriva slam. Då den största delen av råslam utgörs av vatten behandlas det för att minska vattenhalten vilket underlättar hanteringen och minskar transportbehovet för slammet. För att benämna slam som genomgått behandling för att ändra innehållet av vatten brukar man tala om förtjockat slam, avvattnat slam eller torkat slam. Vid reningsverk med fler än 5000 anslutna personer är det vanligast att förtjockning sker med gravitationsförtjockare vilket även är den enklaste tekniken (Balmér & Finnson, 2013). I en gravitationsförtjockare pressas slammet ihop endast med hjälp av gravitationen och pumpas sedan vidare. Förtjockning kan öka torrsubstansen (TS) till 3–6 %. För att minska vattenhalten ytterligare kan slammet avvattnas, vanligtvis med centrifug eller skruvpressar. Med dessa metoder kan en TS-halt på 20–30 % uppnås. Det är dock ofta kostsamt med avvattning då maskinerna har en stor elförbrukning. Efter avvattningen blir slammet fast och påminner om jord till konsistensen (Balmér & Finnson, 2013).

Slam som behandlats för att ändra innehållet av organiskt material brukar kallas stabiliserat slam. Med stabilisering menas att under kontrollerade former se till att det sker en långtgående biologisk nedbrytning av det organiska material som finns kvar i slammet så att risken att slammet ska börja jäsa minskas eller elimineras. Förutom att minska risken för dålig lukt som uppstår vid jäsning sker även en minskning av slammängden och TS-mängden kan på så vis minskas med 25–40 % beroende på sammansättningen. Primärslam som har hög halt av lätt nedbrytbara ämnen reduceras mer vid stabilisering medan kemiskt slam som har låg halt lättnedbrytbart, organiskt material inte minskar lika mycket i TS-mängd (Svenskt Vatten, 2013).

Vid reningsverk med fler än 10 000 anslutna personer är den vanligaste stabiliseringsmetoden rötning (Balmér & Finnson, 2013). Att röta slam innebär att låta den biologiska nedbrytningen ske under syrefria förhållanden. Under rötning omvandlas organiskt material till koldioxid och metangas, vilket brukar kallas biogas. Andra sätt att stabilisera slammet är genom våt- eller torrkompostering. Våtkompostering används vid TS-halter mellan 2–12 % och utförs i reaktorer där materialet syresätts mekaniskt. Vid TS-halter mellan 35–65 % torrkomposteras materialet vilket också kan ske i reaktorer men även i strängar eller högar. Under kompostering bryts det organiska materialet ned

vid tillgång till syre och det bildas koldioxid och vatten. Genom rötning och kompostering bryts ungefär hälften av det organiska materialet i slammet ned (Svenskt Vatten, 2010).

Om slammet behandlats för att inaktivera eller minska patogener (sjukdomsalstrande organismer) heter det att slammet är hygieniserat (Svenskt Vatten, 2013). Med hygieniserande behandling menas en kemisk, fysikalisk eller biologisk behandling av slammet som eliminerar eller kraftigt reducerar innehållet av patogener. Hygienisering fungerar också som ett alternativ till stabilisering för att förhindra dålig lukt genom avdödning av de bakterier och mikroorganismer som finns i slammet och orsakar jäsning. Avdödning kan ske genom uppvärmning eller torkning men även med tillsats av kemikalier, vanligtvis kalk. Med kemikalier sker ingen nedbrytning av det organiska innehållet men slutprodukten blir en hygieniskt tillfredställande produkt (Svenskt Vatten, 2013).

2.3 ÄMNEN I AVLOPPSSLAM

Slam består till största delen av organiskt material men innehåller även makronäringsämnen som fosfor, kväve, kalium, kalcium och magnesium och mikronäringsämnen som järn, koppar och zink. Utöver makro- och mikronäringsämnen innehåller även avloppsslam icke-essentiella metaller som bly och kadmium men även läkemedelsrester och olika organiska föroreningar kan ansamlas i slammet (Johansson & Forskningsrådet för miljö, 2011). SCB gör vartannat år en sammanställning över innehållet i avloppsslam från Sveriges reningsverk baserat på inrapporterade data till Svenska Miljöportalen (SCB, 2016). De ämnen som sammanställs i rapporten är växtnärsämnena fosfor och kväve, metallerna kvicksilver (Hg), koppar (Cu), bly (Pb), kadmium (Cd), zink (Zn), krom (Cr) och nickel (Ni) samt de organiska miljögifterna nonylfenol, PAH och PCB. Om slam ska saluhållas eller överlåtas för jordbruksändamål måste halten av de metallerna bestämmas och i förordning (1998:944) är det reglerat hur höga halter som är tillåtna i slammet. Bakgrunden till de organiska miljögifter som mäts är Naturvårdsverkets (NV) omfattande genomgång och bedömning (Naturvårdsverket, 1993) när det gäller oönskade organiska föroreningar i slam. I bedömningen har även hänsyn tagits till resultat från svenska fältförsök där nedbrytning av organiska miljöfarliga ämnen i jordbruksmark studerats. Slutsatsen var att användning av slam i jordbruk med avseende på organiska föroreningar inte innebär någon påverkan på eller risker för människor eller miljö. Däremot kan det inte uteslutas att det kan finnas okända och/eller obedömda organiska föroreningar i slam och därför enades parterna, inklusive livsmedelsindustrin, om ytterligare försiktighetsåtgärder vid användning av slam som gödsel inom jordbruk. De åtgärderna omfattar bland annat analyser av organiska indikatorämnen. Eftersom det inte går att mäta alla ämnen som återfinns i slam på grund av höga analyskostnader mäts indikatorämnena nonylfenol, toluen, PAH och PCB.

2.3.1 Näringsämnen

Det är ofta på grund av avloppsslammets innehåll av fosfor det brukar lyftas fram som ett bra gödningsmedel. Benmjöl är det enda avfall som innehåller högre halt fosfor men på en global skala produceras det mycket mer avloppsslam än benmjöl (Cieślik & Konieczka, 2017). Fosfor utvinns i huvudsak från mineralet apatit som bryts i gruvor. På senare tid har begreppet ”peak fosfor” myntats och optimistiska uppskattningar säger att det inte inträffar förrän om 200 år (Tan & Lagerkvist, 2011). Mer pessimistiska uppskattningar menar att ”peak fosfor” kan uppstå redan 2030 (Cordell *et al.*, 2009). Tillgången på fosfor i jordskorpan är stor och peak fosfor är mest en ekonomisk bedömning (Johansson & Forskningsrådet för miljö, 2011). Kvaliteten på de kända fyndigheterna av fosfor varierar och det uppskattas att bara 20 % av den fosfor som är tillgänglig och billig att producera lämpar sig till jordbruk. Höga halter av tungmetaller, speciellt kadmium, och radioaktiva ämnen som uran och radon gör övriga fyndigheter olämpliga (Cordell *et al.*, 2009). Med en ökande befolkning är det troligt att efterfrågan på fosfor som gödselmedel kommer att öka för att möta det ökade behovet av matproduktion (Cordell *et al.*, 2009).

Kväve är ett grundämne som förekommer rikligt i atmosfären. Det är liksom fosfor ett livsviktigt ämne för alla levande celler. Ett av de största användningsområdena för kväve är vid framställning av ammoniak där kvävgas används. Ammoniak används sedan vid framställning av andra ämnen, bland annat konstgödsel. Fixeringen av kväve från luften är en energikrävande process och det är möjligt att den planetära gränsen för kväveinbindning är uppnådd (Rockström *et al.*, 2009; Steffen *et al.*, 2015). I avloppsslam föreligger kväve som organiskt eller oorganiskt, där det i oorganisk form kan förekomma som ammonium, nitrit och nitrat.

2.3.2 Metaller

Koppar, nickel och zink är essentiella metaller men har toxiska effekter vid höga halter. För de flesta vattenlevande organismer är koppar mycket giftigt vid höga halter (Naturvårdsverket, 2013). Tillförseln av koppar till avloppsnätet sker främst genom korrosion av kopparledningar men också från biltvättar, verkstadsindustri, fungicider och via dagvatten (Lind *et al.*, 2009).

Nickel tas tämligen lätt upp av växter, i synnerhet vid lågt pH, vilket kan leda till en anrikning i näringskedjan (Stjernman-Forsberg & Eriksson, 2002). Toxiciteten hos vattenlevande organismer varierar från giftig till mycket giftig. För människor kan exponering av nickel leda till bland annat cancer och allergiska reaktioner (Naturvårdsverket, 2013). Användningen av nickel är helt dominerat av legeringar, framförallt i rostfritt stål, där det ofta används tillsammans med krom. Nickel används också i batterier och kromade ytor. Det tillförs avloppsnätet via ytbehandlingsindustrier, utsläpp från trafiken, fällningskemikalier och bilvårdsanläggningar vilka kan ha 2-3 gånger större halt av nickel än spillvatten från hushåll (Lind *et al.*, 2009).

Zink kan vid höga halter ha en toxisk effekt på både vattenlevande organismer och växter (Naturvårdsverket, 2013). Användningen av zink domineras av galvaniserade produkter som plåt och mässing. Zink används också i rostskyddsfärger och vissa gummiprodukter som bildäck. Exempel på tillförselvägar till avloppet är via livsmedel från hushållen, mjällschampo och väderutsatta galvaniserade och rostskyddade ytor (Lind *et al.*, 2009).

Bly, kadmium, krom och kvicksilver är icke-essentiella metaller. Bly är potentiellt bioackumulerbar och toxiskt. European Food Safety Authority (EFSA) har gjort bedömningen att en blodblyhalt på 12 mikrogram per liter kan förknippas med en sänkning av intelligensen (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain, 2010). Det finns inte något nedre gränsvärde för när negativa effekter av bly kan uppkomma varför tillförseln av bly behöver minska för att motverka eventuella miljö- och hälsoeffekter (Naturvårdsverket, 2013). Bly har ingen känd naturlig funktion hos växter eller djur. Vid exponering av bly konkurrerar det med essentiella grundämnen i cellen som kalcium, järn och zink. Höga halter av bly kan påverka blodkroppsbildningen och nervsystemet hos människor och djur. Tillförseln av bly till avlopps nätet sker bland annat från biltvättar, dagvatten och golvscurvatten (Lind *et al.*, 2009).

Kadmium är troligtvis den mest diskuterade metallen när det handlar om återföring av avloppsslam. Förhöjda kadmiumhalter i kroppen relateras till benskörhet och negativ påverkan på njurar. Den största källan till kadmium via kosten är från spannmål och rotfrukter och deras innehåll av kadmium är relaterat till halten av kadmium i matjorden. Jämfört med många andra europeiska länder har Sverige lågt innehåll av kadmium i matjorden men upptaget i gröda verkar relativt sett vara högre. En förklaring kan vara att jordarna i Sverige är surare vilket ökar mobiliteten av kadmium och därmed upptaget i grödor (Karolinska institutet & Institutet för miljömedicin, 2013). Historiskt har mycket kadmium tillförts åkermark från mineralgödsel men idag sker den största tillförseln från luften och gödselmedel är den näst största källan. Mineralgödsel är det renaste gödselmedlet (lägst halt kadmium/fosforkvot, anges vanligtvis som $\text{mg Cd kg}^{-1} \text{ P}$), medan stallgödsel, avloppsslam och biogödsel innehåller högre kvoter. Idag är kadmium/fosforkvoten i mineralgödsel ungefär 6 mg kadmium per kilo fosfor och vid den halten domineras tillförseln av deposition från luften och på hundra års sikt skulle kadmiumhalterna i marken minska. Vid $25 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ P}$ skulle tillförseln från mineralgödsel vara större än från depositionen och de fosforfattiga jordarna som behöver mest gödsel skulle ackumulera kadmium. I en rapport från Kemikalieinspektionen (Lundberg *et al.*, 2011) skriver de att användandet av slam som gödsel enligt rådande praxis innebär en viss ackumulation av kadmium i mark som bara gödslas med avloppsslam. Med en kvot lägre än $12 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ P}$ skulle en minskning ske i de flesta jordar och det nämns som den högsta gräns för att nå en uthållig minskning av kadmiumhalten i alla jordar (Lundberg *et al.*, 2011). Gödselmedel som innehåller högre halt kadmium än $100 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ P}$ får inte saluföras eller överlåtas (SFS 1998:944). I en riskbedömning utförd av Kemikalieinspektionen (Lundberg *et al.*, 2011) framkom att delar av befolkningen har halter av kadmium i urinen som ligger vid

eller över de nivåer som relaterar till påverkan på skelett och njurar och att den generella kadmiumexponeringen för befolkningen därför behöver minska. Mot bakgrund av det anser kemikalieinspektionen att det finns ett behov att väsentligen sänka det nationella gränsvärdet för kadmium i mineralgödsel (Lundberg *et al.*, 2011). I Sverige gäller kadmiumförbud sedan 1982. Det finns dock undantag för bland annat varmvattenberedare, konstnärsfärger, viss användning inom flygsektorn och det förekommer i en del elektriska apparater och maskiner. En stor del av det kadmium som tillförs avloppsnätet kommer från hushåll bland annat via livsmedel, biltvättar och konstnärsfärger (Lind *et al.*, 2009).

Krom är mycket toxiskt för vattenlevande organismer och är i biologiskt tillgänglig form giftigt för växter och mikroorganismer i jord (Naturvårdsverket, 2013). Hög exponering av krom kan leda till lungcancer, astma och skador på DNA och kromosomer. Krom förekommer som antingen trevärd katjon som kan bilda svårösliga föreningar eller sexvärd anjon som är mer löslig. Krom tillförs avloppsnätet från verkstads- och ytbehandlingsindustrier, biltvättar och från dagvatten. Krom används framförallt vid tillverkning av rostfritt stål men även i avgassystem, impregnerat virke, garvat läder, blank- och hårdförkromning och som spårämne i cement (Lind *et al.*, 2009).

Kvicksilver är utpekad inom etappmålet om särskilt farliga ämnen med målet att det senast år 2015 inte ska läcka ut till miljön (Naturvårdsverket, 2013). Kvicksilver omvandlas i mark och vatten till metylkvicksilver som är en förening som har en förmåga att lätt ackumuleras i levande vävnad (Lind *et al.*, 2009). Hälsoeffekter av kvicksilver är skador på centrala nervsystemet, framförallt under hjärnans utveckling. Hos gravida kvinnor överförs metylkvicksilver från moderkakan till fostret som kan ge symtom som inlärningssvårigheter och försämrad intellektuell kapacitet (Karolinska institutet & Institutet för miljömedicin, 2013). Tandvårdsverksamhet är den största källan av kvicksilver till avloppsvattnet. Andra utsläpp kan ske från gamla vattenlås och avloppstammar från fastigheter där kvicksilver tidigare använts i verksamheter.

2.3.3 Indikatorämnena

Nonylfenoltoxylater är en grupp ämnen som bland annat används som tensider. De bryts ned till nonylfenol vilket är toxiskt framförallt för vattenlevande organismer. Det är ämnet nonylfenol som mäts i slammet.

Toluen är ett av de vanligaste organiska lösningsmedel som används och som sådant får det inte släppas ut i avloppet. En hög toluenhalt i slam är en indikator på att lösningsmedel släppts ut. Toluen i sig bedöms inte utgöra någon fara för växter eller djur då ämnet är väldigt flyktigt och avdunstar snabbt.

PAH är ett samlingsnamn för polyaromatiska kolväteföreningar som framförallt bildas vid förbränning. Halten av PAH kan ge en indikation om att starkt förorenat dagvatten eller rökgaskondensat är anslutet till avloppssystemet. När det gäller påverkan på mark

och växtlighet ger atmosfäriskt nedfall en större inverkan än vad tillförseln via gödsling med avloppsslam gör. Sex olika föreningar av PAH mäts i slam.

PCB är en grupp svårnedbrytbara miljöfarliga ämnen. PCB är inte längre tillåtet att använda men återfinns i slam ändå från diffusa läckage från diverse gamla produkter såsom fogmassor och annat byggnadsmaterial. Det återfinns även i vissa livsmedel då det finns spritt i hela miljön. För att minska vidare spridning bör endast slam med mycket låga halter av PCB användas inom jordbruket. I slam mäts sju olika föreningar av PCB (Naturvårdsverket *et al.*, 1996).

2.4 SLAMAVSÄTTNING I SVERIGE

Tidigare var det vanligt att deponera avloppsslam men sedan 2005 är det enligt förordningen SFS (2001:512) förbjudet i och med att det klassas som organiskt avfall. Det innebär att producenter av avloppsslam behöver hitta en avsättning för det. SCB för statistik över de reningsverk i Sverige som är tillståndspliktiga, dvs de reningsverk som är dimensionerade för minst 2000 personer eller en BOD₇-belastning som motsvarar minst 2000 pe (personekvivalenter och motsvarar 70 gram BOD per dygn). De mindre reningsverken som bara är anmälningspliktiga ingår inte i statistiken. Den senaste statistiken (SCB, 2016) över reningsverkens slamkvalitet och användning av slam innehåller inrapporterade data från 97 %, 443 stycken av 457, av Sveriges reningsverk och innefattar 99 % av den totala produktionen av avloppsslam (Tabell 1). Där framgår att 25 % av Sveriges slamproduktion går till spridning på jordbruksmark. Spridning på åkermark sker främst i södra Sverige och är knappt förekommande i norr där det är vanligare att använda slammet till anläggningsjord. Statistiken gör skillnad på anläggningsjord beroende på om fosforhalten ligger över (hög) eller under (normal) 0,08 % av torrsubstansen. Anledningen till uppdelningen är på grund av tillsynsändamål från Länsstyrelserna och Naturvårdsverket som vill ha koll på vart fosfor sprids. Tillsammans utgör användningsområdet anläggningsjord 29 % av slamproduktionen (Rosenblom, personlig kommunikation 2017). Användning på skogsmark och förbränning med eller utan fosforutvinning ligger under 1 % (Tabell 1). Kategorin ”annan användning” inkluderar de användningsområden som inte är listade i tabellen. Det kan exempelvis vara att slammet används på vassbäddar, komposteras eller samblas med annat jordmaterial (Rosenblom, personlig kommunikation 2017). I Uppsala län går 19 % av slammet till åkermark och majoriteten, 69 %, till sluttäckning av deponi.

Tabell 1. Användningsområden för avloppsslam från kommunala avloppsreningsverk i Sverige. Användningsområden med förklaring enligt SCB:s definitioner (SCB, 2016).

Användningsområden	Definitioner av användningsområdena enligt Svenska MiljörapporteringsPortalen	Total andel (%)
Åkermark	Mark som är lämplig att plöja och som kan användas till växtodling eller bete (inkluderar energiskog).	25
Skogsmark	Mark som är lämplig för virkesproduktion och som inte i väsentlig utsträckning används för annat.	0
Anläggningsjord med normal fosfor	Anläggningsjord där totala fosforhalten ej överstiger 0,08% i torr jord.	10
Anläggningsjord med hög fosfor	Anläggningsjord där totala fosforhalten överstiger 0,08% i torr jord.	19
Deponitäckning tätskikt	Del av deponitäckningen som ska förhindra infiltration av vatten.	24
Förbränning utan fosforutvinning	Förbränning utan utvinning av fosfor	1
Förbränning med fosforutvinning	Förbränning med utvinning av fosfor	0
Deponi	Deponering av organiskt material vilket kräver dispens	2
Lager	Nettoförändringen av mängd slam i lager inom eller utom anläggningen	7
Annan användning	Annan användning än de ovanstående.	10

2.5 KLIMATPÅVERKAN

Växthusgasutsläpp från avloppsreningsverk kan delas in olika grupper under processen. Det sker direkta utsläpp vid avloppsvattenreningen och hanteringen av slammet samt indirekta utsläpp från t ex produktion och transport av kemikalier. Vidare kan utsläppen delas in i biogena och antropogena. De biogena är de naturliga utsläpp som sker inom kolets biologiska kretslopp. Det innefattar till exempel de koldioxidutsläpp som sker från bakteriernas respiration under reningen av organiskt material från vattnet. Vid förbränning av avloppsslam är det även IPCCs rekommendation att räkna emissionen av den koldioxid som bildas som biogen (IPCC & Miguez Domingos, 2006). Det är för att kolet som når reningsverken inte antas vara av fossilt ursprung. Utsläpp av de starkare växthusgaserna metan och lustgas, som är resultatet av mikrobiologiska processer, vilka är vanligt förekommande från avloppsreningsverken räknas som antropogena (Solomon *et al.*, 2007). Utöver koldioxid är det de gaserna som är mest relevanta att betrakta vid en undersökning av växthusgaser (Tumlin *et al.*, 2014). För att räkna på den potentiella klimatpåverkan (global warming potential, GWP) brukar de emissioner som studeras omräknas till ekvivalensfaktorer. Ekvivalensfaktorer gör det möjligt att jämföra hur utsläpp av olika växthusgaser potentiellt påverkar klimatet. Växthusgaser räknas nästan

uteslutande om till koldioxidekvivalenter (CO₂-ekv). På grund av att gaser i atmosfären är olika långlivade i atmosfären behövs det även ett tidsspann som den potentiella klimatpåverkan beräknas över. Metan bryts ned relativt snabbt i atmosfären medan lustgas är mer långlivad. Över en tjugoårsperiod har metan ett GWP₂₀ på 86 CO₂-ekv medan det över hundra år har ett GWP₁₀₀ 34 CO₂-ekv. GWP₂₀ för lustgas däremot är 268 CO₂-ekv men har ett högre värde, 298 CO₂-ekv, för en hundraårsperiod (IPCC, 2013).

3. METOD

3.1 LITTERATURSTUDIE

En litteraturstudie låg till grund för sammanställningen av möjliga användningsområden och behandlingsmetoder för avloppsslam. Initialt lästes Naturvårdsverkets (NV) rapport 6580 (Naturvårdsverket, 2013). Litteratur söktes bland publikationer från Institutet för jordbruks- och miljöteknik (JTI), Svenskt Vatten Utveckling (SVU) och Waste Refinery nätverket, RISE. Bland JTI:s publikationer avgränsades sökningarna till kategorin Avlopp och avfall (JTI, 2017). På SVU gjordes en sökning ur deras filarkiv med sökordet ”slam” vilket gav 116 träffar (Svenskt Vatten, 2017b). Waste Refinery hade 64 publikationer från initiativ inom deras nätverk (Waste Refinery, 2017). Från de tre organisationernas publikationer valdes de som ansågs relevanta med avseende på användningsområden och behandlingsmetoder utifrån NV:s rapport 6580.

Utöver litteraturen har utförda slamanalyser från TEMAB (från åren 2012–2016) ingått samt rådata till Sveriges Statistiska Centralbyrå (SCB) sammanställande statistik över *utsläpp till vatten och slamproduktion 2014* (SCB, 2016). Vid behov togs även personlig kontakt via telefon och mail.

3.2 FALLSTUDIE

Urvalet av behandlingsmetoder och användningsområden för fallstudien grundade sig på litteraturstudien. Vid urvalet av möjliga användningsområden var utgångspunkten de områden som rapporteras in till SCB (2016) och som redovisats i Tabell 1. I kategorin ”annan användning” (Tabell 1) ingår att sprida slam på vassbäddar, göra kompost och inarbeta slammet i jord (Rosenblom, personlig kommunikation 2017). De tre alternativen bedömdes inte vara slutliga användningsområden och inkluderas därför inte i urvalet. Funktionen för en vassbädd är att ej avvattnat slam pumpas ut över en yta som är besädd med bladvass. På vassbädden torkas slammet upp och med tiden sker en stabilisering av slammet. Efter ca 10 år behöver dock vassbädden grävas ur för att slamlagret blir för tjockt och upptorkningsförmågan hos bladvassen slutar fungera. Därefter behöver den urgrävda massan avsättas på annat sätt och kunskapsnivån anses vara låg för slutanvändning av den urgrävda massan då relativt få vassbäddar har tömts (Svenskt Vatten, 2013). Inarbetning av slam innebär att stora mängder slam, runt 150 ton TS, sprids över en begränsad yta och blandas med matjorden under några år (Svenskt Vatten, 2013). För att NV inte ska klassa inarbetning som deponering behöver jorden bortföras vilket innebär att det inte är ett slutligt användningsområde (Balmér & Finnson, 2013). Kompostering av slam utvärderades inte som ett användningsområde med anledning av att en hög med kompost inte ansågs som ett slutligt användningsområde.

Urvalet av användningsområden gjordes i två steg där det första innebar att bedöma om ett användningsområde var långsiktigt hållbart. Till det användes den anpassade

avfallshierarkin (kap. 4.1) för avloppsfraktioner (Naturvårdsverket, 2010a) där kravet var att användningsområdet skulle uppfylla en av de två högre klasserna:

- I första hand välja en hantering som ger återföring av näringen.
- I andra hand välja en hantering där åtminstone energin eller materialet utnyttjas

I det andra urvalssteget valdes, i samråd med TEMAB, de användningsområden som bedömdes praktiskt och tidsmässigt möjliga att implementera i Tierps kommun.

De behandlingsmetoder som utvärderades var de som av NV föreslås innebära en tillräcklig hygienisering för användning av slam på åkermark, skogsmark eller annan mark i deras senaste förslag till förordning (kap 4.3; Naturvårdsverket, 2013) samt lagring som idag är en godkänd behandling inom Revaq-certifieringen (Svenskt Vatten, 2016). Värmebehandling av slammet, som av NV föreslås vara en godkänd behandling, avgränsades till att endast innefatta termofil rötning. Värmebehandlingar är energikrävande men från termofil rötning erhålls energirik rötgas som ger ett mervärde från behandlingen. Andra exempel på värmebehandlingar föreslagna av NV (pastörisering, ångning och termisk hydrolys) är också energikrävande behandlingsmetoder men genererar inte något mervärde i form av energiutvinning eller förbättrad slutprodukt vid slutanvändning av slammet och utvärderades därför inte vidare. För kompostering, som av NV föreslås vara en godkänd behandling, gjordes en avgränsning till att endast utvärdera öppen kompostering.

För att avloppsslammet som produceras i Tierps kommun ska kunna användas till åkermark måste kvaliteten på slammet leva upp till de regler som finns i förordning (1998:944). För att granska slammets kvalitet gjordes en sammanställning över innehållet av de reglerade ämnena i det slam som producerades åren 2012–2016. Till grund för översikten användes de resultat från de analyser som TEMAB själv ansvarar för. Slamprover tas en gång i veckan från de tre reningsverken där slammet avvattnas. De uttagna slamproverna blandas löpande och två gånger per år skickas en sats till analys. Analyserna utförs av Eurofins och undersöker bland annat halterna av näringsämnen P och N, metallerna Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni och Zn samt de organiska föreningarna PCB, PAH och nonylfenol.

3.2.1 Systemgränser för analys

De data som ligger till grund för beräkningarna över växthusgasutsläpp och energibehov är hämtade dels från rapporterade mätningar dels från värden som använts vid tidigare livscykelanalyser (LCA). Figur 1 visar de delar av slamhanteringen som inkluderades i studien.

De växthusgasemissioner från slammet som inkluderades i studien var de direkta utsläppen av lustgas och metan till atmosfären som följd av aktiviteten hos mikroorganismer under slambehandling och slutanvändning. Utsläpp av koldioxid från slammet till följd av nedbrytning av organiskt material räknades inte med då det

betraktades som biogena utsläpp. Utsläppen av koldioxid vid användning av diesel ansågs vara av antropogent ursprung och inkluderades i emissionsberäkningen såsom även metan och lustgas. Indirekta utsläpp som till exempel vid tillverkning av ny utrustning, produktion eller transport av kemikalier har inte medräknats. För de behandlingsmetoder som kräver elenergi räknades endast behovet av energi fram. Utsläpp av växthusgaser vid produktionen av elenergin för behandling av slammet är inte inkluderat systemanalysen.

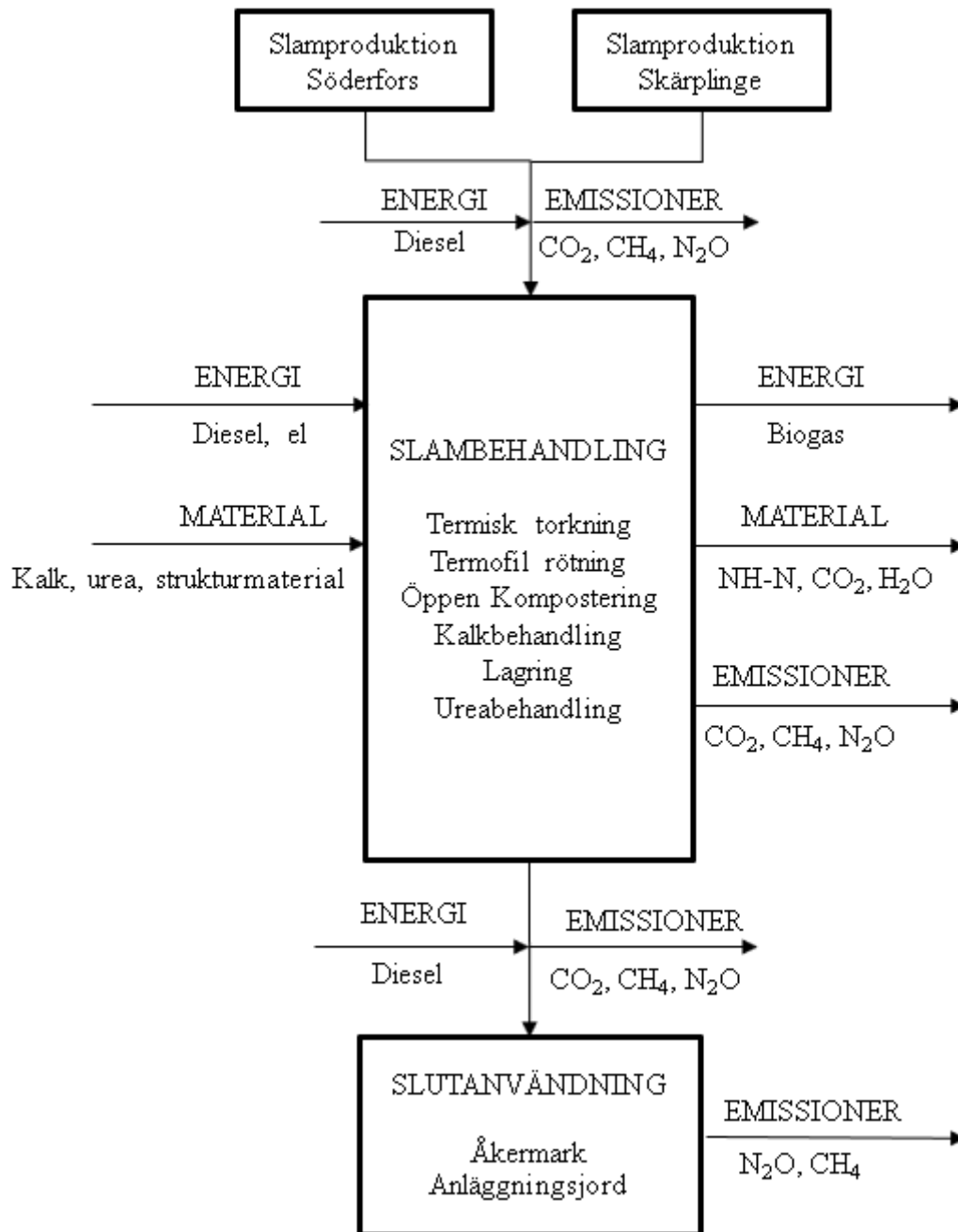
Då olika behandlingar påverkar slammets sammansättning på olika sätt gjordes en uppskattning av slammets slutliga sammansättning efter genomgången behandling. Förändringen av slammets sammansättning grundar sig både på behandlingstillsatser och på de förluster av organiskt material, vatten och kväve som användes för emissionsberäkningarna. Utöver avgången av kväve som lustgas har även avgången av kväve som ammoniak inräknats för att uppskatta kvävehalten i det färdigbehandlade slammet (Figur 1).

Vid slutanvändning av slammet genom spridning på åkermark beräknades emissionen av lustgas med antagandet att 1 % av totalkvävet i slammet avgår som lustgas. Det är ett standardvärde av IPCC för att uppskatta de direkta emissionerna av lustgas vid spridning av mineral- eller organisk gödsel (IPCC, 2006). IPCC anger inget motsvarande standardvärde för metan. I en studie som mätte metanemissioner efter spridning av slam motsvarande 7,5 ton ha⁻¹ och år under 10 år kunde inga ökade emissioner mätas jämfört med ej slamgödslad åkermark (Contin *et al.*, 2012). Mätningar av Willén (2016b) på åkermark som gödslats med mesofilt rötat och avvattnat slam visade att emissionerna av metan var försumbara. I vissa fall var emissionerna till och med negativa och marken fungerade som en sänka för metan. Avgången av metan antogs därför i denna studie vara försumbar och inkluderades inte. Vid användning av slam som beståndsdel i anläggningsjord antogs samma utsläpp av växthusgaser som vid spridning på åkermark.

Beräkningarna på utsläppen av växthusgaser och slammets sammansättning efter behandling baserades på det slam som producerades i Tierps kommun år 2016 vid reningsverken i Tierp, Söderfors och Skärplinge. Till beräkningarna användes viktade medelvärden, utifrån slamproduktionen, av halterna från de två analyser som genomfördes på slammet från de tre reningsverken under det året. Vid införande av ny behandling för slammet antogs det att den kommer förläggas vid reningsverket i Tierp och att slammet från Söderfors och Skärplinge reningsverk transporteras dit med lastbil. För att ge ett transparent resultat av växthusgasemissioner och energibehov från de olika processerna redovisas resultaten för de olika processerna separat och inte som sammansatta system.

Hela det betraktade systemet är sammanställt i Figur 1. De vertikala pilarna representerar transport av slam, först till Tierps ARV för behandling och sedan till slutanvändning. De horisontella pilarna visar ingående energi och material samt utgående energi, material och emissioner från systemet. Under kap 3.2.2 specificeras

ingående energi och material för respektive behandlingsmetod. Materialförluster (utgående material) användes till att beräkna slammets sammansättning och mängd efter behandling. Studien inkluderade inte emissioner eller energiförbrukning från eventuella maskiner vid spridning av slam som gödsel eller vid produktion av anläggningsjord. Värdena på emissionerna vid slutanvändningen beräknades endast från mikroorganismers nedbrytning av slammet.



Figur 1. Schematisk bild över flödet av avloppsslam från produktion till slutanvändning och de processer som inkluderats i emission- och energiberäkningarna. Pilar mellan rutor motsvarar transport av slammet.

3.2.2 Beräkningsantaganden

De specifika antagandena för respektive behandlingsmetod är sammanställda nedan. Gemensamt för beräkningarna var att densiteten på avloppsslammet antogs vara 1 ton m⁻³ och att halten organiskt material i slammets antogs vara 50 % av TS (IPCC, 2006). De emissionsfaktorer som användes vid beräkning av växthusgasutsläpp och förändringen av slammets sammansättning är sammanställda i Tabell 2 och ursprunget till värdena förklaras nedan under respektive underrubrik. Minskad mängd organiskt material motsvarar de utsläpp av koldioxid och/eller metan som sker vid nedbrytning av organiskt material. Emissioner av växthusgaser räknades om till CO₂-ekv för ett hundraårs perspektiv med omvandlingsfaktorerna 34 och 298 för metan respektive lustgas (IPCC, 2013).

Tabell 2. Sammanställning över antagna värden för beräkning av växthusgasutsläpp och slammets sammansättning efter behandling.

Emissioner/förluster vid behandling				
Behandlingsmetod	CH ₄	N ₂ O	Tot-N	Organiskt material
Termisk torkning	0	0	12 %	0
Termofil rötning	0,15 % av producerad rötgas	0	0	50 %
Öppen kompostering	0,75 % av tot-C	2 % av tot-N	30 %	50 %
Kalkbehandling	0	0	90 % av NH ₄ 20 % av org-N	0
Ureabehandling	2000 g CH ₄ ton ⁻¹ GF ¹	0	?	2 %
Lagring	3130 g CH ₄ ton ⁻¹ TS	5000 g N ₂ O ton ⁻¹ TS	1,15 g NH ₃ ton ⁻¹ slam	3 %

¹Glödgningsförlust – förlusten av torrsustans vid upphettning till 550°C av redan torkat slam.

Transporter

Avståndet mellan Söderfors och Skärplinge till Tierp är 18 km respektive 22 km. Transporten antogs ske med lastbil om 26 ton åt gången med en bränsleförbrukning på 3 l diesel mil⁻¹ (Andersson, 2005). Utsläpp av metan, lustgas och koldioxid antogs vara 0,54 mg CH₄, 2 mg N₂O respektive 7,3 g CO₂ MJ⁻¹ diesel (Gode *et al.*, 2011). Energivärdet för diesel antogs vara 43,1 MJ kg⁻¹ bränsle och ha en densitet på 0,84 kg l⁻¹ (Gode *et al.*, 2011). Efter behandling antogs det att slammets transporteras 4 mil för slutanvändning till åkermark eller anläggningsjord. Transporten av det behandlade slammets till slutanvändning antogs även den ske med lastbil med samma antaganden om lastkapacitet och bränsleförbrukning som ovan.

Termisk torkning

Torkning antogs kräva 1 kWh per ton avdrivet vatten (Svenskt Vatten, 2013). Torkningen antogs ske till en TS-halt på 90 % och under torkningsprocessen antogs 12 % av totalkvävet avgå (Svanström *et al.*, 2016). Det antogs dock att kvävet inte avgår som lustgas (Tumlin *et al.*, 2014). Efter torkningen antogs att slammet pelleteras och att elenergin till pelletering var 94 kWh per ton TS (Svanström *et al.*, 2016).

Termofil rötning

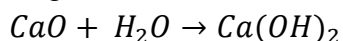
I fallstudien antogs ett läckage av metangas på 0,15 % av totalt producerad metan (Tumlin *et al.*, 2014). Utrötningsgraden antogs vara 50 % av glödningsförlusten och metaninnehållet i rötgasen antogs vara 65 % (Svenskt Vatten, 2013). Av rötgasen antogs att 20 % ligger som lösning i vattenfasen och följer med rejektvattnet (Svenskt Vatten, 2013). Det antogs att metanproduktion är densamma för mesofil rötning (35°C) som för termofil rötning (55°C). Detta baserat på en studie av utbytet som resulterade i 1 % skillnad i rötgasproduktion till termofil rötningens fördel (Kjerstadius *et al.*, 2012). Energiförbehovet antogs vara 33,2 kWh m⁻³ slam för uppvärmning, pumpning och omrörning (Kjerstadius *et al.*, 2012). Vid beräkning av slammets sammansättning efter behandling antogs det att TS-halten på slammet var 20 % efter avvattning.

Öppen kompostering

Vid kompostering antogs att 40 vikts-% strukturmateriale tillsattes och att den organiska halten i strukturmaterialet var 95 % av TS. Under komposteringen antogs att 30 % av totalkvävet i slammet avgick och att 2 % av det gjorde det som lustgas (Tumlin *et al.*, 2014). Emissionen av metan antogs vara 0,75 % av det totala kolinnehållet i slammet (Tumlin *et al.*, 2014). 50 % av det organiska materialet i slammet och strukturmaterialet antogs bli nedbrutet (Svenskt Vatten, 2013). Öppen kompostering antogs kräva 12 l diesel och 41 kWh el per ton TS kompost (Kirkeby *et al.*, 2005). Vid beräkning av mängden slam efter kompostering antogs det att TS-halten i komposten var 40 %.

Kalkbehandling

Mängden bränd kalk som krävs för behandling antogs vara 400 kg per ton TS (Svenskt Vatten, 2013). Metanavgången antogs vara noll på grund av den avdödande effekten kalken har på mikroorganismer (Naturvårdsverket, 2013). Det antogs inte ske någon avgång av kväve som lustgas, men 90 % av ammoniumkvävet och 20 % av det organiska kvävet antogs avgå som ammoniak (Silva-Leal *et al.*, 2013). Bränd kalk reagerar med vatten med reaktionsformeln:



Vid beräkning av halten TS efter behandling antogs att för varje mol tillsatt bränd kalk reagerar en mol av vattnet i slammet. Energiförbehovet sattes till 5 kWh per ton TS (European Commission, 2001) och inköpspriset för kalk antogs vara 1200 kr per ton bränd kalk (Nordholm, personlig kommunikation 2017).

Lagring

Emissionsfaktorerna under lagringstiden baserades på mätningar av Flodman (Flodman, 2002) som mätte avgången av metan, lustgas, ammoniak och koldioxid vid lagring av

ett slamparti under perioden maj till september. Flodman (2002) uppskattade att emissionen under ett års lagring var 3130 g CH₄ per ton TS slam och 5000 g N₂O per ton TS slam. Från mätningarna av Flodman (2002) uppskattades även att kväveförluster i form av ammoniak uppgick till 1,15 g NH₃ per ton slam. Mätningar på innehållet av OM före och efter lagringstiden i studien av Flodman (2002) visade att halten minskade ungefär 3,5 % under lagringstiden som försöken pågick. I mätningar av Willén *et al.* (2016), som genomfördes under ett års lagring, uppmättes en minskning av halten OM på ungefär 3 % i det lagrade slammet. Det senare värdet på 3 % användes i denna studie. Efter lagringstiden antogs det att slammet hade torkat till en TS-halt på 25 %.

Ureabehandling

Mängden urea som krävs vid inblandning i slammet antogs vara 1,6-vikts% (Vinnerås *et al.*, 2017; Vinnerås, 2013). Lagringstiden antogs vara 6 månader och emissionerna av metan 2000 g CH₄-C per ton GF under den lagringstiden (Jönsson *et al.*, 2014). Från samma studie (Willén *et al.*, 2016b) påvisades att emissionen av lustgas, från slam behandlat med urea, under lagringstiden var försumbar. Det förklaras med att de mikroorganismer som normalt är delaktiga i bildandet av lustgas hämmas av de förhöjda halterna av ammoniak. Baserat på de mätningarna antogs det även i denna studie att avgången av lustgas var noll. Efter lagringstiden antogs det, likt antagandet för lagring utan inblandning av urea, att slammet torkat till en TS-halt på 20 %.

Energiinsatsen antogs vara densamma som för inblandning av kalk, 5 kWh ton⁻¹ TS.

Kostnaden för inköp av urea beräknades vara 5500 kr ton⁻¹ urea (Vinnerås *et al.*, 2017).

4. RESULTAT LITTERATURSTUDIE

4.1 POLITISKA VISIONER KRING AVLOPPSSLAM

Enligt Lagen (2006:412) om allmänna vattentjänster är kommunerna skyldiga att se till att behandling av slam sker på ett sådant sätt att skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön förebyggs, hindras eller motverkas. Lagen innefattar också att hushålla med råvaror och energi samt se till att kvaliteten på slammet blir så bra att den kan hanteras utan att skapa olägenheter för hälsa eller miljö. Dessutom berör fyra av de sexton nationella miljö kvalitetsmålen slamhantering direkt (Balmér & Finnson, 2013):

- 1) Begränsad klimatpåverkan – Slam kan ge direkta utsläpp av växthusgaser. Energianvändningen vid hanteringen av slam och eventuell energiutvinning vid rötning spelar också in.
- 2) Gifrfri miljö – Avloppsslam kan innehålla alla de ämnen som används i samhället som har nått till reningsverket. En del fastläggs i slammet och en del följer med vattnet ut till recipienten. Det är inte fastlagt att de koncentrationer som uppmäts i slam utgör någon hälso- eller miljörisk men enligt försiktighetsprincipen ska spridning av potentiellt giftiga ämnen minimeras.
- 3) Ingen övergödning – Innehållet av näringsämnen gör det intressant att använda slam på mark, antingen som gödsel eller i jordblandning. Vid viss användning kan dock näringsläckage till vatten ske och leda till övergödning.
- 4) God bebyggd miljö – Detta miljömål berör hushållningen med energi och naturresurser. Målet säger också att resurserna i det avfall som uppstår ska tas till vara på i så hög grad som möjligt.

Det finns även det övergripande generationsmålet som bland annat säger att kretsloppen ska vara resurseffektiva och så långt som möjligt fria från farliga ämnen och att det skall ske en god hushållning med naturresurserna samt att andelen förnybar energi ska öka och att energianvändningen är effektiv med minimal påverkan på miljön.

Som ett led i hushållning av naturresurserna har NV formulerat en aktionsplan för hållbar återföring av fosfor på uppdrag av regeringen. Arbetet med aktionsplanen utgick ifrån att ”utreda motiv för och möjligheter till att återföra fosfor från avlopp” (Naturvårdsverket, 2010a). I utredningen framkom att andra näringsämnen utöver fosfor kan vara viktiga att återföra via kretsloppssystem, främst kväve, kalium och svavel. Även humusämnen och essentiella grundämnen pekas ut som viktiga att återföra. Att ensidigt fokusera på fosfor kan därför leda till suboptimering som försvårar återföring av andra ämnen. Från utredningen har NV formulerat det långsiktiga målet att ”Näringen i avlopp återförs till mark där näringen behövs, utan risk för hälsa eller miljö”. Detta innebär bland annat att (Naturvårdsverket, 2010a):

- Avloppsfraktionerna har en sådan kvalitet, med avseende på renhetsgrad, att de kan återföras utan risk för hälsa eller miljö,

- näringen i avlopp kan återföras både till åkermark och annan mark där näring behövs,
- användning av andra gödselmedel ersätts.

För kommuner finns det en anpassad avfallshierarki (Naturvårdsverket, 2010a) som kan användas som stöd för den som beslutar om hantering av avloppsfraktioner för att på bästa möjliga sätt omhänderta dessa:

- I första hand välja en hantering som ger återföring av näringen. Om detta ej är möjligt:
- I andra hand välja en hantering där åtminstone energin eller materialet utnyttjas. Om detta ej är möjligt:
- I sista hand välja att låta avloppsfraktionen gå till kvittblivning, där varken näringen, energin eller materialet utnyttjas.

Med ”ej möjligt” menas att alternativen är ekonomiskt oskäligen eller miljömässigt oacceptabla.

4.2 REGELVERK VID ÅTERFÖRING AV SLAM TILL MARK OCH JORDBRUKSMARK

Miljöbalken (SFS 1998:808) 2 kap. 2–5 § innehåller de så kallade hänsynsreglerna. De ska följas av alla som avser att bedriva en verksamhet som kan påverka miljön och de är därför relevanta när det handlar om användning av slam på mark. Hänsynsreglerna säger bland annat att vid allt verksamhetsutövande ska nödvändig kunskap inhämtas för att skydda människors hälsa och miljön mot skada. Vidare ska nödvändiga skyddsåtgärder och försiktighetsmått vidtas som behövs för att hindra eller förebygga att verksamheten medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön.

Europeiska rådet antog ett direktiv år 1986 (86/278/EEG) som syftar till att reglera användning av avloppsslam i jordbruket. Direktivet antogs för att det fanns ett behov av inledande gemenskapsåtgärder för att skydda marken. Avloppsslam har en god potential som gödselmedel på grund av innehållet av näringsämnen men samtidigt finns risken att det sker en anrikning av oönskade ämnen i åkermarken där det sprids. Med direktivet skulle ett hållbart användande av slam i jordbruket främjas genom att reglera halter av ämnen i det avloppsslam som använts som gödsel men även genom att hänsyn tas till de halter som redan finns i marken för att undvika anrikning av skadliga ämnen. Direktivet reglerar innehållet av sju metaller i slammet och marken där slammet ska användas. Dessa är Ca, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg och Cr. Direktivet reglerar däremot inga gränsvärden för långlivade organiska föroreningar som dioxiner eller polyaromatiska kolväten (PAH).

I Sverige har direktivet 86/278/EEG införts i svensk rätt bland annat genom NV:s kungörelse (SNFS 1994:2) *med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket* och i förordningen (SFS 1998:944) *om förbud m.m. i*

vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter. Båda de regelverken innebär strängare krav på slammets kvalitet än EU:s slamdirektiv (Tabell 3). I NV:s kungörelse (SNFS 1994:2) anges även den maximala mängd kväve och fosfor som får tillföras en åkermark vid tillförsel av avloppsslam. För kväve är 150 kg ha⁻¹ år⁻¹ den maximala mängd ammoniumkväve som får tillföras. För fosfor är den maximala mängden totalfosfor som får tillföras 22 eller 35 kg ha⁻¹ år⁻¹ för hög respektive låg fosforklass på jorden. Däremot får mängden totalfosfor som sprids vid ett tillfälle uppgå till en sjuårsgiva, dvs att en mängd avloppsslam innehållande 154 respektive 245 kg får spridas vid ett och samma tillfälle. EU:s slamdirektiv innehåller gränsvärden för hur stor mängd metaller som får tillföras en mark via avloppsslam och även dessa är implementerade i svensk rätt via SNFS (1994:2), dock med strängare gränsvärden (Tabell 3).

Tabell 3. Gränsvärden för metaller i marken, slammet och för maximal tillförsel per år enligt EU (86/278/EEG) och svensk lagstiftning (SNFS 1994:2; SFS 1998:944).

Metall	Gränsvärden för marken (mg kg ⁻¹ TS)		Gränsvärden för slammet (mg kg ⁻¹ TS)		Gränsvärden för max tillförsel (g ha ⁻¹ år ⁻¹)	
	Sverige ¹	EU	Sverige ²	EU	Sverige ¹	EU
Bly	40	50–300	100	750–1200	25	15 000
Kadmium	0,4	1–3	2	20–40	0,75	150
Koppar	40	50–140	600	1000–1750	300 ³	12 000
Krom	60	-	100	-	40	-
Kvicksilver	0,3	1–1,5	2,5	16–25	1,5	100
Nickel	30	30–75	50	300–400	25	3000
Zink	100 ⁴	150–300	800	2500–4000	600	30 000

¹SNFS (1994:2)

²Förordning (1998:944)

³ För koppar kan större mängder godtas om det kan visas att den aktuella åkermarken där avloppsslam skall spridas behöver koppartillskott.

⁴I Uppsala, Jämtlands, Stockholms, Södermanlands, Västernorrlands och Västmanlands län får zinkhalten uppgå till 150 mg kg⁻¹ TS jord

Det finns inga lagstiftade gränsvärden vad gäller innehållet av organiska föroreningar i slam som ska användas som gödsel i jordbruk. Däremot har Lantbrukarnas riksförbund (LRF), Svenska vatten- och avloppsverksföreningen (VAV) och NV gemensamt kommit överens om vissa åtgärder för att stimulera användning av slam i jordbruket där det, bland andra åtgärder, satts gränsvärden på fyra organiska indikatorämnen som ej bör överskridas i det slam som ska spridas (Tabell 4) (Naturvårdsverket *et al.*, 1996).

Tabell 4. Rekommenderade maxhalter av fyra organiska föroreningar i slam som ska användas på åkermark (Naturvårdsverket et al., 1996).

Ämne	Gränsvärden för slammet (mg kg ⁻¹ TS)
Nonylfenol	50
Toluen	5,0
Summa PAH (6 föreningar)	3,0
Summa PCB ¹ (7 föreningar)	0,4

¹För summa PCB får ett enstaka prov maximalt innehålla 1,0 mg kg⁻¹ TS. Vid 12 prover per år får maximalt 3 prover ha en halt mellan 0,4–1,0 mg kg⁻¹ TS. Över tiden får halttenden (årsmedelvärdet) inte vara stigande.

Mot bakgrund av att EU:s slamdirektiv blivit 30 år och endast innefattar gränsvärden för sju metaller och inga gränsvärden för organiska föroreningar utförde European Commission's Joint Research Centre (Tavazzi *et al.*, 2013) en undersökning där innehållet av 22 grundämnen och 92 organiska föroreningar från 63 slamprover tagna från 15 länder analyserades för att ge en överblicksbild av slamkvaliteten i Europa. En av huvudslutsatserna var att det inte är rättfärdigat med nya gränsvärden för de undersökta ämnena vilket innebär att det inte förväntas komma någon uppdatering av slamdirektivet (Tavazzi *et al.*, 2013). Efter en sammanställning av Mininni *et al.* (2015) över slamhanteringen i Europa och gällande regelverk är slutsatsen även där att det inte väntas en uppdatering. I Frankrike, Spanien och Storbritannien är slamspridning inom jordbruk bland det vanligaste användningsområdet för avloppsslam. Även i Italien är användandet av slam inom jordbruket utbrett. De nämnda länderna har praktiskt taget samma gränsvärden som de som anges i direktivet och utan specifika bevis på negativa effekter på hälsa eller miljö genom slamspridning på åkermark är det inte troligt att nyare regler införs på grund av oppositionen från de fyra länderna som står för 46,5 % av EU:s befolkning menar författarna (Mininni *et al.*, 2015).

Mininni *et al.* (2015) drog slutsatsen att hygienisering av slam för att förebygga spridning av patogener kommer få en större betydelse i framtiden och bör övervakas och regleras bättre. Kontrollen av patogener borde enligt Mininni *et al.* (2015) fokusera på *Salmonella*, *E. coli* och somatiska kolifager. Somatiska kolifager anses vara en väldigt bra indikator för virus som infekterar mag- och tarmkanalen (enteriska virus) (Mininni *et al.*, 2015). Även NV tycker att smittorisken vid slamhantering behöver regleras bättre. Det är framförallt från mänskliga fekalier som smittämnen i avloppsvatten härstammar. Ju fler personer som är anslutna till ett reningsverk desto större risk är det att någon ansluten bär på sjukdomsalstrande mikroorganismer som hamnar i avloppet. Socialstyrelsen menar att vid hantering av avloppsvatten eller avloppsslam ska de som arbetar alltid vara beredd på att vattnet eller slammet innehåller smittämnen (Socialstyrelsen, 2008).

4.2.1 Revaq

För att höja kvaliteten på slammet och höja acceptansen för användning av slam i jordbruket startades 2002 ett utvecklingsprojekt som 2008 blev det frivilliga certifieringssystemet Revaq. Systemet har tagits fram av LRF, Lantmännen och Svensk

Dagligvaruhandel i samråd med NV. Revaq riktar sig till kommunala avloppsreningsverk med syftet att minska tillförseln av skadliga ämnen till avloppsvattnet. Ett annat mål med Revaq är att bidra till att återförseln av växtnäringensämnen kväve och fosfor uppnås. Det är tillåtet för Revaq-certifierade verk att ta emot fraktioner från små avloppsanläggningar så länge kvaliteten på slam från reningsverket inte påverkas negativt. Däremot finns det begränsning i hur mycket metall som får tillföras en jordbruksmark via spridning av slammet. Regleringen innebär en maximal tillförsel av metaller angivet som $g\ ha^{-1}\ a\ r^{-1}$. Revaq ställer hårdare krav på spridning av kadmium ($0,59\ g\ ha^{-1}\ a\ r^{-1}$ för 2017) och kvicksilver ($0,75\ g\ ha^{-1}\ a\ r^{-1}$ för 2017) än vad svensk lagstiftning enligt SNFS 1994:2 gör där motsvarande siffra är 0,75 respektive 1,5 (Svenskt Vatten, 2016). Utöver de sju metaller som är reglerade enligt svensk lagstiftning finns inom Revaq även gränsvärden för maximal tillförsel av ytterligare 43 stycken metaller. Allt slam som ska spridas på åkermark ska även vara hygieniserat med godkänd metod för att undvika smittspridning. Godkända metoder är de av NV föreslagna hygieniseringsmetoderna (Tabell 5) samt långtidslagring. Oavsett metod ska allt slam efter behandling analyseras för att säkerställa att det inte innehåller salmonella (Svenskt Vatten, 2016). Ett Revaq-certifierat reningsverk tar emot avloppsvatten från samhället och påkopplade verksamheter precis som andra ej certifierade reningsverk gör men dessutom ska ett uppströmsarbete genomföras där bland annat listor över kemikalier som används i anslutna verksamheter granskas. Det ska göras för att identifiera oönskade ämnen och på så vis fasa ut de så att de inte hamnar i avloppsnätet. Revaq utgår från de ämnen som är utpekade av Kemikalieinspektionens Prioriteringsguide som prioriterade riskminsknings- och utfasningsämnen, så kallade PRIO-ämnen. Verksamheter som använder PRIO-ämnen ska på sikt byta ut de mot andra ämnen alternativt säkerställa att ämnena inte når reningsverket. Enligt regelverket får inte kadmium-fosforkvoten vara högre än $35\ mg\ Cd\ kg^{-1}\ P^{-1}$ i det producerade slammet. Om kvoten är högre ska det slampartiet avskiljas och får ej användas som gödselmedel på åkermark. På sikt är målet att kvoten ska vara under $17\ mg\ Cd\ kg^{-1}\ P^{-1}$ (Henriksson *et al.*, 2012). Om slam ska användas inom lantbruk uppmanar Svenskt Vatten sina medlemmar att endast leverera slam från reningsverk certifierade med Revaq (Balmér & Finnson, 2013). Revaq-certifieringen ställer krav på ständigt uppströmsarbete, full spårbarhet och full öppenhet. Avgiften till Svenskt Vatten 2016 för att certifiera ett reningsverk var 70 öre per aktuell ansluten fysisk person till avloppsreningsverket med en maxavgift på 170 000 kr. Om slam från andra reningsverk behandlas i det certifierade avloppsreningsverket ska även antalet anslutna personer till de verken räknas in (Svenskt Vatten, 2017a). Avgiften till Svenskt Vatten går till administrationen i sekretariatet, arbetet i styrgrupp och regelkommitté och vetenskapligt råd, till kommunikation, till vidareutveckling av Revaq-systemet samt till forskning och utveckling inom Revaqs områden (Lilliesköld, personlig kommunikation 2017). År 2017 var 43 stycken avloppsreningsverk certifierade enligt Revaq och de står för ungefär hälften av Sveriges produktion av avloppsslam (Naturvårdsverket, 2013).

4.3 FÖRSLAG TILL NY SLAMFÖRORDNING

I februari 2012 fick NV ett uppdrag av regeringen om hållbar återföring av fosfor med syftet att ta fram ett underlag för beslut om insatser för hållbar återföring av fosfor. Resultatet av uppdraget är ett förslag till författningskrav (kallat ny slamförordning) för oönskade ämnen i olika avlopps- och avfallsfraktioner som föreslogs träda i kraft från och med 1 januari 2015. Förslaget är dock fortfarande under beredning på Miljö- och energidepartementet (Naturvårdsverket, 2017). Författningskravet innehåller även förslag på etappmål till miljömålssystemet som lyder att senast 2018 ska 40 % av fosfor och 10 % av kvävet i avlopp tas tillvara och återföras till åkermark som växtnäring utan att det medför en exponering för föroreningar som riskerar att vara skadliga för människa eller miljö (Naturvårdsverket, 2013). NV har gjort bedömningen att det är stor risk för att avloppsslam som innehåller fekalier innehåller smittämnen och att det inte ska spridas utan föregående hygieniserande behandling och att kraven på behandling enligt SNFS 1994:2 vid användandet av avloppsslam på åkermark är för lågt ställda. Enligt ovan nämnda 1994:2 ska avloppsslam behandlas biologiskt, kemiskt eller termiskt, lagrats under lång tid eller behandlats på annat sätt för att bland annat avsevärt minska hälsoriskerna i samband med användning. Dock får obehandlat avloppsslam användas om det brukas ned senast inom ett dygn från spridningen och användningen inte leder till olägenheter för närboende.

Det nya förslaget från NV innebär att analyser på slammet ska genomföras efter hygienisering för att påvisa att det innehåller mindre än 100 *E. coli* per gram våtvikt. Då slammet lämnar behandlingsanläggningen ska den inte påvisa något innehåll av Salmonella i 50 gram våtvikt. NV lämnar konkreta förslag på metoder som anses leda upp till tillräcklig hygienisering (Tabell 5). Andra metoder eller driftparametrar ska kunna godkännas om de i laboratorieförsök visar att de når reduktionskrav motsvarande 5 log för bakterier (*E. coli*) samt 3 log för virus och 3 log för parasiter. Förslaget omfattar avloppsslam som ska användas på åkermark, skogsmark och annan mark där människor normalt vistas. Fram till användning är det även viktigt att slammet skyddas mot återkontaminering.

Tabell 5. Föreslagna hygieniseringsbehandlinger för avloppsslam som ska användas på mark (Naturvårdsverket, 2013).

Behandlingsmetod	Parametrar som ska uppfyllas	Förutsättningar
Termisk torkning	Temperatur: >80° C Exponeringstid: 10 minuter	Fuktigheten <10%
Värmebehandling	Temperatur: >52° C Exponeringstid: 24 timmar	Värmebehandling avser alla metoder där man kan säkerställa att hela materialet håller en viss temperatur eller högre.
	Temperatur: >55° C Exponeringstid: 8 timmar	Behandlingen kan utgöras av pastörisering, ångning alternativt termisk hydrolys.
	Temperatur: >60° C Exponeringstid: 3 timmar	Är inte behandlingstemperaturen homogen, bör den lägsta temperaturen användas. Den tid som anges för respektive temperatur är den kortaste exponeringstiden ¹ .
	Temperatur: >65° C Exponeringstid: 1 timme	Alternativt kan uppehållstider i timmar vid 52–70° beräknas enligt: behandlingstid = $10^{(-0,0963 \cdot \text{Temp} + 6,3)}$
	Temperatur: >70° C Exponeringstid: 30 timmar	Temperaturen anges i grader Celcius, gäller endast över 52°C ² .
Kompostering i reaktor (sluten kompostering)	Motsvarande temperaturer och tid som för värmebehandling ovan samt antal vändningar enligt ekvation i nästa ruta.	Temperaturprofiler ska registreras och materialet ska vändas så att i princip allt material uppnår angiven temperatur under exponeringstiden. Tiden mellan vändningarna bestäms av tid och temperaturparametrarna ovan. När temperaturprofiler på reaktorn är kända ³ kan antalet vändningar beräknas enligt följande: $\text{antalet vändningar}^4 = (-6)/\log(fl) - 1$ där fl är andelen av komposten i reaktorn som håller en temperatur under 52°C ⁵ .
Kompostering i strängar (öppen kompostering)		Behandling i öppen kompostering ger ofta en större andel material som håller lägre temperatur än 52°. Temperaturprofilen ska bestämmas och sedan kan antalet vändningar beräknas enligt ekvationen angiven ovan för kompostering i reaktor.
Kalkbehandling (osläckt kalk)	pH: ≥ 12 samt temperatur: $\geq 55^\circ\text{C}$ Tid: 2 timmar	Hela materialet ska uppnå angiven temperatur och pH
Ureabehandling	Exponering vid ett antal dygn beroende på koncentration av ammoniak och total koncentration ammoniumkväve (TAN= $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) enligt Tabell 11, kap 4.5.5.	pH 9 och temperaturen 4°C

¹Det vill säga den kortaste tiden som allt material behandlas.

²Beräkningen av tiden har generaliserats för att erhålla en enkel ekvation. Detta leder till att materialet kommer att behandlas längre vid vissa temperaturer om ekvationen följs, jämfört med de i tabellen angivna kombinationerna av tid och temperatur.

³En reaktor som inte har förvärmning på inkommande luft och saknar kraftig isolering har alltid områden med lägre temperaturer, dessa behöver kartläggas för att ge temperaturprofilen.

⁴Antalet vändningar avrundas uppåt till närmaste heltal.

⁵Anges i decimalform, det vill säga 10%=0,1

Förslaget innehåller även krav på förebyggande åtgärder, uppströmsarbete, för att minska halterna av oönskade ämnen i avloppsfraktionen och att även identifiera andra

önskade ämnen som på sikt kan minskas. De nya reglerna ska införas etappvis för att underlätta för verksamhetsutövare att leva upp till dem. De förebyggande åtgärderna föreslås börja gälla år 2016 för de större reningsverken och innefatta alla reningsverk år 2020. De avloppsreningsverk som omfattas av tillstånd enligt miljöprövningsförordningen (2013:251) ska enligt förslaget vidta förebyggande åtgärder som syftar till att minimera förekomsten av metaller, organiska föroreningar och andra icke önskvärda föroreningar. NV ska få bemyndigande att ta fram föreskrifter för hur planen med ett sådant arbete ska se ut och vad den ska innehålla. Kostnaden för uppströmsarbete anges variera mellan 50 kr per pe för de allra minsta reningsverken till 5 kronor per pe och år vid de största reningsverken.

Då avloppsslam ska användas på åkermark innebär förslaget en skärpning av gränsvärden för metaller och organiska föroreningar mot nu gällande lagar. De nya gränsvärdena föreslås införas 2015, med skärpningar 2023 och 2030. NV är medveten om att det nya regelverket kan komma att minska andelen avloppsslam som lever upp till de nya kraven vilket leder till mindre återförsel av slam till åkermark. Det slam som klarar kraven kommer dock ha bättre kvalitet än idag. Grundtanken till gränsvärdena för metaller är att halten inte ska öka på lång sikt utan att det ska råda balans mellan till- och bortförsel. Ackumuleringstakten ska inte överstiga 0,2 procentenheter per år, det innebär att halterna i åkermarken inte ska fördubblas snabbare än vart 500:e år. För organiska föroreningar föreslås gränsvärden för fem föroreningar.

Tabell 6. Gällande och av NV (Naturvårdsverket, 2013) föreslagna gränsvärden som ska införas etappvis med start 2015 för vissa metaller och organiska föroreningar i slam som ska tillföras åkermark.

Ämne	Gränsvärden för slammet (mg kg ⁻¹ TS)			
	Gällande (SNFS 1994:2)	År 2015	År 2023	År 2030
Bly	100	35	30	25
Kadmium	2	1	0,9	0,8
Koppar	600	600	550	475
Krom	100	60	45	35
Kvicksilver	2,5	1	0,8	0,6
Nickel	50	40	35	30
Silver	-	5	4	3
Zink	800	800	750	700
Dioxin ¹	-	20 ²	15 ²	10 ²
PFOS ³	-	0,07	0,05	0,02
Klorparaffiner ⁴	-	4	3	2
PCB ⁵	-	0,06	0,05	0,04
BDE-209 ⁶	-	0,7	0,5	0,5

¹Polyklorerade dibenso-p-dioxiner och dibensofuraner (PCDD/PCDF). Beräknat som halt toxicitetsekvivalenter (TEQ)

²ng TEQ kg⁻¹ TS

³Perflouroktansulfonat

⁴kortkedjiga klorparaffiner SCCP C10-C13

⁵polyklorerade bifenyler. Summa halt av kongenerna 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

⁶2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-dekabromodifenyleter (BDE-209).

Den maximala ämnestillförseln per hektar och år föreslås ändras från att fungera som ett genomsnitt över en sjuårsperiod till över en femårsperiod istället. Vid en maximal giva av fosfor om 22 kg (110 kg under fem år) är det möjligt att mängden av någon metall överstiger angivna värden. Vid sådana tillfällen får ingen ytterligare spridning ske förrän genomsnittsvärdet per år ligger under maxvärdena (Tabell 7). För kväve föreslås fortsatt en maximal giva motsvarande 150 kg ammoniumkväve per hektar och år.

Tabell 7. Gällande och av NV (Naturvårdsverket, 2013) föreslagna maximala mängder som ska införas etappvis med start 2015 för metaller som får tillföras åkermark.

Ämne	Gränsvärden för maximal tillförsel (g ha ⁻¹ år ⁻¹)			
	(SNFS 1994:2)	År 2015	År 2023	År 2030
Bly	25	25	25	20
Kadmium	0,75	0,55	0,45	0,35
Koppar	300	300	300	250
Krom	40	40	40	35
Kvicksilver	1,5	0,8	0,6	0,3
Nickel	25	25	25	25
Silver	-	3,5	3	2,5
Zink	600	600	550	550

För gränsvärden i marken där slammet ska spridas innebär den nya förordningen en skärpning endast för halten krom, där en sänkning från idag gällande gränsvärde på 60 mg kg⁻¹ TS till 45 mg kg⁻¹ TS föreslås.

Innehållsdeklaration och provtagning och analys ska gälla i likhet med SNFS 1994:2. Den som producerar avloppsslam som används på åkermark ska föra anteckningar om brukarens namn och adress samt plats där slammet används och mängden slam som tillförts marken. De anteckningarna ska sparas i minst tio år i syfte att möjliggöra spårbarhet. För användning på skogsmark ska det gälla samma krav på hygienisering, förebyggande åtgärder, innehållsdeklaration, anteckningsskyldighet med mera. Kraven på innehåll och tillförsel av oönskade ämnen ska dock inte gälla för användning på skogsmark. Där föreslås istället att fortsatt samråd med Skogsstyrelsen enligt 12 kap 6 § miljöbalken (MB) är tillräckligt.

Avloppsslam ingår idag som beståndsdel i jordblandningar som används vid anläggningsarbeten och andelen är ofta hög. Jordprodukter med hög inblandning av avloppsslam tenderar att innehålla onödigt höga halter näringsämnen som därför riskerar ge upphov till näringsläckage från sådana jordar. NV anser därför att användning av avloppsslam som ingrediens i jordblandningar bör regleras med hänsyn till såväl människan som miljön. Som ett första steg föreslår de därför att när avloppsslam ska ingå som beståndsdel i jordblandning får slammet inte utgöra mer än 20 volymprocent av blandningen. Regleringen motiveras även med att det förhindrar att det användningsområdet i framtiden utgör en kvittblivning för det avloppsslam som inte uppfyller kraven att användas på åkermark (Naturvårdsverket, 2013).

4.4 ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN

4.4.1 Åkermark

Gödsling med slam kan användas vid odling av spannmål, oljeväxter samt energigrödor men för att få avsättning av slammet till åkermark behövs samarbete med jordbrukare som är villiga att ta emot slammet. Utöver att främst vara ett fosforgödselmedel innehåller slam även kväve, mikronäringsämnen och organiskt material som också är intressant för jordbruket. Det verkar variera hur uppgörelsen ser ut mellan producenten av slam och konsumenten av slam. På vissa platser kommer konsumenten och hämtar slammet, på andra ställen kör producenten ut det till konsumenten (Balmér & Finnson, 2013). Spridningen av avvattnat avloppsslam kan göras med samma utrustning som för spridning av fast gödsel. Det finns även specialiserad utrustning för snabbare och jämnare spridning med mindre marktrycksskador om det är stora mängder som ska spridas.

Enligt SNFS 1994:2 6 § ska avloppsslammet behandlas innan det används men obehandlat avloppsslam får användas om det brukas ned senast inom ett dygn från spridningen och användningen inte leder till olägenheter för närboende. Med behandlat avloppsslam menas avloppsslam som genomgått biologisk, kemisk eller termisk behandling, lagrats under lång tid eller behandlats på annat sätt som avsevärt minskar hälsoriskerna i samband med användning.

Till användandet på åkermark brukar även gödsling av salixodlingar räknas. Gödslingen sker då vart fjärde år i samband med skörd. Bonden som odlar salix får ofta en ersättning för att ta emot avloppsslam för att det inte omfattas av några kvalitetskrav och reningsverket har därmed kunnat få avsättning för slam med dålig kvalitet (Hellström, 2009). Det finns även producenter som driver egen salixodling och gödslar den med slam (Balmér & Finnson, 2013). I försök har det visat sig att salix har förmåga att ta upp metaller (i studien mättes Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sn och Zn) i högre grad än traditionella jordbruksgrödor. Det är alltså möjligt att förhindra ackumulering av de metallerna i åkermark trots tillförseln vid spridning av avloppsslam. Näringsbehovet för salix är i samma storleksordning som för traditionella jordbruksgrödor och tillväxten var i studien jämförbar med konventionellt gödslade salixodlingar (Hasselgren, 2008).

4.4.2 Skogsmark

Vid gödsling av skog är det främst kväve som är tillväxtbegränsande men även fosfor behövs för växtligheten. Vid konventionell gödsling inom skogsbruket avses en kvävegiva om 150 kg ha⁻¹ i medelåldersskog. Spridning kan ske med traktor eller helikopter (Näslund, 2015). Vid skogsgödsling med avloppsslam motsvarande 300-2000 kg N ha⁻¹ har försöksresultat visat att trädutväxten vanligtvis ökar med 15-70 % jämfört med ej gödslad skog (Nordiska Ministerrådets, 2006). Den positiva tillväxten hos träden består även längre, sannolikt mer än 15 år, än vid gödsling med mineralgödselmedel (Nordiska Ministerrådets, 2006). För att nå mer anpassad produkt

kan avloppsslam berikas med kväve vilket även skulle innebära mindre givor vid spridning. Det skulle i sin tur innebära att tillförseln av metaller och organiska föreningar blir mindre. Gödsling med slam på skogsmark ska föregås av anmälan enligt 12 kap 6 § på grund av att spridning av slam anses vara en verksamhet som kan komma att väsentligt ändra naturmiljön. Till skillnad från gödsling av jordbruksmark finns det däremot inga specifika gränsvärden för innehållet av metaller eller andra ämnen vid slamgödsling av skogsmark (Balmér & Finnson, 2013).

Enligt NV ökar intresset för att använda slam i skogsindustrin. Slammet har potential att kompensera för de baskatjoner (kalcium, magnesium och kalium) som urlakas på grund av försurning och intensivt skogsbruk. Förlusterna av baskatjoner och även näringsämnen är extra stora vid sk. helträdsutnyttjande då förutom stammen även grenar och toppar tas tillvara (Levlin, 2001). Vid uttag av skogsbränslen från starkt försurade marker och torvmarker är det en rekommendation från Skogsstyrelsen att kompensationsgödsla (Samuelsson, 2001). Skogsstyrelsen anser att kompensationsgödslingen i första hand bör ske med askprodukter och att det är askans kvalitet som avgör om den är lämplig som gödsel men att huvuddelen av den bör härröra från förbränning av skogsbränslen (Samuelsson, 2001). Högst 3 ton torrs substans aska per hektar och 10-årsperiod bör återföras för att undvika kortsiktiga negativa effekter (Samuelsson, 2001). Skogsvårdstyrelsen har gett rekommendationer för maximihalter av metaller i askprodukter avsedda för spridning i skogsmark (Tabell 8). Slam som monoförbränns får ofta en så hög kopparhalt, och ibland även kvicksilverhalt, att den överstiger Skogsstyrelsens riktvärden (Svenskt Vatten, 2013).

Tabell 8. Rekommenderade maxhalter i aska avsedd att gödsla skog med. Halterna är angivna i mg kg⁻¹ TS i askan (Hjerpe, 2008).

Ämne	Halter [mg/kg TS]
Bor	800
Koppar	400
Zink	7000
Arsenik	30
Bly	300
Kadmium	30
Krom	100
Kvicksilver	3
Nickel	70
Vanadin	70

SLU och Sveaskog har föreslagit att bara slam som är torkat, hygieniserat och pelleterat/granulerat ska tillåtas som gödsel på skogsmark (Balmér & Finnson, 2013). Den produkten har getts namnet ”Bionäring” och det ska torkas till en TS-halt på minst 90 % och ha en kvävehalt högre än 3 %. Volymvikten på sådant pelleterat slam är 500–800 kg m⁻³. Skogsgödsling är tillåten under barmarksperioden (i praktiken april/maj-september). Det är i första hand ung- och medelåldersskog (30–70 år) som gödglas. Slutavverkning bör tidigast göras 15–20 år efter gödsling på grund av den långtidseffekt

slamgödsel har. Gödslingen sker med engångsgivor om ca 10 ton TS ha⁻¹. (Balmér & Finnson, 2013).

Skogsstyrelsen är restriktiv till slamspridning på skogsmark och menar att det finns oklarheter kring effekterna av tungmetaller, läkemedelsrester och eventuella smittorisker. Skogsstyrelsen har vid flertal tillfällen förbjudit åtgärden och dessutom fått det prövat i domstol i både mark- och miljödomstolen och mark- och miljööverdomstolen. Enligt Skogsstyrelsen är avloppsslam ett mycket heterogent material och kunskapen kring slamspridning på skogsmark är låg. Markförhållandena skiljer jämfört med åkermark då skogsmark är sur vilket ökar risken för rörlighet av t ex olika tungmetaller i slammet. På åkermark sprids slam i syfte att tillföra fosfor men det behovet finns knappast på skogsmark utan där sprids det som kvävegödsel. För att erhålla en kvävegiva som leder till ökad tillväxt av skog krävs stora slamgivor med stor risk för förorening av mark och vatten. Slam som spridits på skogsmark plöjs heller inte ned utan ligger öppet för människor och djur med risk för smittspridning (Lomander, personlig kommunikation 2017).

4.4.3 Anläggningsjord

Anläggningsjord är ett brett användningsområde. Det kan till exempel vara jord som används på golfbanor, bullervallar eller andra markbyggnadsprojekt. Slam blandas med jord för att ändra näringsbalansen för vegetation på den marken den ska användas. Det organiska material som avloppsslammet innehåller gör det till en lämplig råvara för att tillverka jord samt för jordförbättring samt återställning av deponier och förorenade områden. Halten av organiskt material mäts som glödningsförlust och är vanligtvis drygt hälften av torrsubstansen i avloppsslam. Efterfrågan har ökat mycket från jordtillverkare, avfallsbolag och bolag inom bygg- och gruvnäringen. Ungefär en tredjedel av det slam som produceras idag används till jordtillverkning. Vid konventionell tillverkning av anläggningsjord eller odlingssubstrat används torv och annat organiskt material vilket kan ersättas med avloppsslam. Avloppsslammet har vanligtvis högre halter näringsämnen såväl som oönskade ämnen och därför är en utblandning med till exempel sand nödvändig. För att använda slammet till jordtillverkning är det lämpligt om slammet är avvattnat och behandlat genom rötning eller kompostering (Svenskt Vatten, 2013).

När slam används som jordförbättringsmedel eller jordtillverkning är det främst slammets mullbildande organiska material som utnyttjas, inte så mycket växtnäringssinnehållet. Vid användning som jordförbättringsmedel är syftet med inblandningen att höja mullhalten och därmed förbättra den vattenhållande förmågan i jorden, vilket ökar bördigheten. Sveriges Tekniska Forskningsinstitut definierar anläggningsjord som ”jord som avses för användning vid anläggning av grönytor såsom t ex parker, villaträdgårdar, vägkanter mm. Den skall kunna användas för etablering av växtlighet och skall också vara lämpad för konstruktion av markytor. Med anläggningsjord avses inte jord till balkonglådor, blomkrukor etc på vilka det inte ställs

lika höga krav på egenskaper såsom genomsläpplighet av nederbörd, hållfasthet vid belastning etc.” (RISE, 2017; Tideström, 2004).

I handboken för *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten* (Naturvårdsverket, 2010b) finns det gränsvärden för halter av några ämnen som anses utgöra en risk mindre än ringa då avfall återvinns för anläggningsändamål (Tabell 9). Gränsvärdena för mindre än ringa risk är riktvärden vid återanvändning av avfall för anläggningsmål och om halterna överskrids anser NV att användningen av avfallet i anläggningsarbete ska föregås av anmälan eller tillståndsprövas. För att i de fallen närmare kunna bestämma risken behöver utlakningen av de ämnena tydligare undersökas. En förutsättning för att bedömas som mindre än ringa risk är att området där avfallet används ska kunna användas till bostäder (Naturvårdsverket, 2010b). Gränsvärden för känslig mark innebär att markkvaliteten inte begränsar valet av markanvändning (Tabell 9). Alla grupper av människor (barn, vuxna och äldre) kan vistas permanent inom markområdet under en livstid. För mindre känslig mark begränsar markkvaliteten valet av markanvändning till t ex kontor, industrier eller vägar (Naturvårdsverket, 2009).

Tabell 9. Riktvärden för återvinning av avfall i anläggningsarbeten (Naturvårdsverket, 2010b), känslig mark och mindre känslig mark (Naturvårdsverket, 2009). Alla värden är angivna i mg kg⁻¹ TS.

Ämne	Nivå för mindre än ringa risk vid återvinning ¹	Känslig mark ¹	Mindre känslig mark ¹
Bly	20	50	400
Kadmium	0,2	0,5	15
Koppar	40	80	200
Krom	40	80	150
Kvicksilver	0,1	0,25	2,5
Nickel	35	40	120
Zink	120	250	500

¹Endast de metaller som analyseras i slammet i Tierps kommun är inkluderade i tabellen. De fullständiga listorna innehåller fler ämnen.

Under 2004 utvecklade Sveriges Tekniska Forskningsinstitut (SP) ett frivilligt certifieringsprogram kallat SPCR 148 för att jordtillverkare inte skulle använda organiska fraktioner med dålig kvalitet. Det finns inga regleringar från myndigheter när det gäller anläggningsjord men SP har tillsammans med bland andra NV tagit fram certifieringssystemet. Ett av kraven som regleras av SPCR 148 är att anläggningsjorden maximalt får ha en fosforhalt på 0,08 % vilket begränsar mängden slam som kan blandas in. Certifieringen togs fram i samband med att deponeringsförbudet för slam skulle införas och det antogs att slam av sämre kvalitet skulle kunna komma att användas till jordtillverkning istället. Svensk Byggtjänst har tagit fram och sammanställt en samling av projekterings- och utförandestandarder som kallas Allmän Material- och Arbetsbeskrivning (AMA). Reglerna i certifieringssystemet SPCR 148 kräver att anläggnings-AMA ska följas med avseende på näringsinnehållet i jorden. Det näringsinnehåll som anges i anläggnings-AMA är lågt relativt innehållet i slam och anledningen är att det inte behövs mer näring för att etablera ett vegetationsskikt. Då

slam används vid jordtillverkning är en inblandning på ca 5 % maximal tillsats för att inte överskrida gränserna för näringsinnehåll (Henriksson *et al.*, 2012). Enligt SPCR 148 ska slammet som används vid jordtillverkning uppnå samma krav som det slam som överlåts för spridning på åkermark (SFS 1998:944).

4.4.4 Deponitäckning tätskikt

Det är många avfallsdeponier som behöver sluttäckning. När en deponi sluttäcks ska den förses med ett avjämningslager, eventuellt ett gasdräneringsskikt och på det ett tätskikt för att förhindra att vatten tränger ned och orsakar läckage från deponin. På tätskiktet läggs ett skyddsskikt som även har funktionen att fungera som ett etableringsskikt för växter. Slammet kan blandas med flygaska från förbränningsanläggningar till ett flygaskestabiliserat slam (FSA) och uppnå de egenskaper som krävs för att fungera som tätskikt. Slam kan även användas i skyddsskiktet för att underlätta etableringen av växtlighet på det (Balmér & Finnson, 2013). Ungefär 40 % av det material som används för täckning vid avjämning och utfyllnad kan utgöras av avloppsslam.

4.4.5 Förbränning

Till förbränning kan torkat eller bara avvattnat slam användas som bränsle. Förbränningen kan ske antingen som monoförbränning där slammet är den enda ingående fraktionen eller som samförbränning med till exempel avfallsbränslen eller biobränslen. De vanligaste varianterna på förbränningspannor är rostpanna och fluidiserad bädd. Fluidiserade bäddar finns i olika utföranden såsom bubblande och cirkulerande. Vid förbränningsprocessen brukar det talas om fyra faser: torkning, förgasning, förbränning av flyktiga beståndsdelar samt förbränning av koksåterstoden (Svenskt Vatten, 2013). I förbränningsprocessen oxideras kol och väte till koldioxid och vatten. Svavel och kväve bildar svaveloxider (SO_2 och SO_3) respektive kväveoxider (ca 95 % NO och ca 5 % NO_2) och ibland även lustgas (N_2O). Klor omvandlas till saltsyra (HCl). Viktiga parametrar vid förbränning är de tre T:na, temperatur, turbulens och tid. Temperaturen behöver vara tillräckligt hög, omblandningen (turbulensen) ska vara effektiv och uppehållstiden för gaserna ska vara tillräckligt lång för att erhålla en god förbränning och minska emissioner av oförbränt material. En ofullständig förbränning leder till utsläpp av ohälsosamma kemiska föreningar (Svenskt Vatten, 2013).

Metallerna som finns i avloppsslammet kommer återfinnas i bäddaskan, flygaskan eller som rökemissioner beroende på deras flyktighet. Den flyktigaste metallen är kvicksilver följt av kadmium och zink. I princip all fosfor återfinns i askan. Om den aska som bildas lever upp till de kvalitetskrav som finns kan den i princip användas som gödsel- eller vitaliseringsmedel i jord- eller skogsbruk (Svenskt Vatten, 2013). Den aska som blir kvar omfattas inte av deponeringsförbudet som gäller för organiskt avfall (12 och 13 §§ (NFS 2004:4). Askan som bildas kan smälta och bilda större klumpar som kallas slagg. Smältande aska kan ge problem på rörliga delar i en rostpanna genom att det kladdar fast och i fluidiserade bäddar kan det bilda klumpar med sanden i bädden.

Förbränningen kräver rening av rökgaserna för att minimera utsläpp till luft. Rökgasreningen kan ske i cykloner, elfilter, slangfilter eller skrubber (Svenskt Vatten, 2013). För att förbränna slam i ett värmeverk måste värmeverket göra relativt stora investeringar i rökgasrenings- och mätutrustning. Det krävs även en förnyad prövning enligt MB för nya avfallsförbränningsanläggningar (Henriksson *et al.*, 2012; Tideström, 2004). Villkor för driften, utsläppsgränser och krav på mätningar finns i NV:s föreskrifter (NFS 2002:28) om avfallsförbränning. I Sverige fanns det 2006 bara ett tiotal avfalls- och VA-bolag som innehade tillstånd att förbränna avloppsslam (Svenskt Vatten, 2013) och idag är det mindre än 1 % av det producerade slammet i Sverige som förbränns, med eller utan fosforutvinning (SCB, 2016).

Om det behövs stödbränsle vid förbränning av avloppsslam beror på TS-halten och slammets värmevärde. För en blandning av primär- och överskottsslam brukar värmevärdet ligga mellan 13–21 MJ kg⁻¹ TS. Eftersom ett stabiliserat slam har lägre andel organiskt material har det även lägre värmevärde och ligger mellan 8–12 MJ kg⁻¹ TS. Om kemslam ingår blir värmevärdet ännu lägre (Svenskt Vatten, 2013). I lagen definieras brännbart avfall som sådant avfall som brinner utan energitillskott. En tumregel är att material med ett värmevärde på minst 6 MJ kg⁻¹ brukar betraktas som brännbart (Länstyrelsen Dalarnas Län, 2004). I jämförelse är värmevärdet i hushållsavfall normalt mellan 9 och 11 MJ kg⁻¹. För att nå ett värmevärde på 7 MJ kg⁻¹ och möjliggöra monoförbränning bör slammet efter avvattning torkas till en TS-halt på 60 %. Vid endast avvattning (till 25 %) är värmevärdet i slam 1,6 MJ kg⁻¹ (Östlund, 2003).

4.5 BEHANDLINGSMETODER

4.5.1 Termisk torkning

Mekanisk avvattning ger en TS-halt på mellan 15–35 % (normalt 20–25 %). Det vatten som finns kvar i slammet är så hårt bundet att högre TS-halt bara kan erhållas genom en termisk behandling. Värme tillförs då slammet för att det vatten som ligger bundet ska drivas bort och på så vis kan TS-halter upp mot 90 % uppnås (Svenskt Vatten, 2013). För att uppnå en tillräcklig hygieniserande effekt med termisk torkning är det av NV föreslaget att behandlingen ska ske vid en temperatur över 80°C och ge ett avloppsslam som har en TS-halt över 90 %. Exponeringstiden ska uppgå till minst 10 minuter (Naturvårdsverket, 2013). Slammets volym minskar då väsentligt vilket innebär mindre transportbehov. Vanligt är att skilja på direkt och indirekt torkning. Den direkta torkningen innebär att slammet är i kontakt med det värmebärande mediet som kan vara varma förbränningsgaser eller ånga. Vid indirekt torkning används värmeväxlare, alltså en värmeledande vägg som skiljer slammet från till exempel trycksatt vattenånga eller olja. Vid torkning av slam är indirekt torkning den vanligaste metoden och den kräver normalt mindre nettoenergi än direkt torkning. Om torken ligger i anslutning till en förbränningsanläggning kan rökgaserna användas som värmemedium (Svenskt Vatten, 2013).

För torkning av slam finns det en uppsättning av utrustningar både vad gäller direkt och indirekt torkning. Några exempel är trumtork och etage/flerstegstork. Principen för en trumtork är enkel och det är den vanligaste varianten på direkt torkning. Den består av en horisontell trumma som roterar långsamt. I övre änden på torken matas slammet in med hjälp av en doseringskruv tillsammans med varm luft. Det inkommande slammet blandas med redan torkat slam till en TS-halt på ca 60 % innan det matas in i trumman. Det gör att större slamagglomerat (klumpar) erhålls och samtidigt undviks att slammet fastnar i torken. Genom transporten i trumman blandas slammet med den varma luften, som håller 260–450°C beroende på typ av tork, medan trumman roterar. Rotationen gör att slammet automatiskt bildar ett granulät (partikelstorlek 1–4 mm) vilket minskar risken för produktion av damm. Granulatet tas ut från den lägre änden av trumman (Svenskt Vatten, 2013).

En etagetork är en variant på indirekt torkning. Den utgörs av ett antal plan (etage) som är inneslutna i ett cirkulärt hölje. I varje plan finns en arm som skrapar ned slammet till nästa plan. Armens rörelse bildar runda hårda pellets som får cirkulera genom torken 5–7 gånger. Det slam som matas in i toppen blandas med den recirkulerade strömmen av pellets vilket leder till att det blötare slammet bildar ett nytt lager runt pelletarna (Svenskt Vatten, 2013).

Från de slamtorkar som finns på marknaden idag kan slammet erhållas som hårda och dammfria pellets som är lämpliga att använda både som gödselmedel på åkermark, skogsmark eller förbrännas för energiutvinning. Att pelletsen är dammfria är viktigt vid lagring eftersom det annars kan innebära en risk för dammexplosioner. Det är även viktigt att det torkade slammet inte återfuktas under lagring. Det har skett olyckor då orötat torkat slam blivit fuktigt vilket gjort att nedbrytningsprocesser startat och resulterat i sådana temperaturökningar att det torkade slammet självantänd. Under torkningen frigörs flyktiga organiska ämnen och nitrösa gaser. De är mycket illaluktande och kan vara hälsovådliga (Svenskt Vatten, 2013). Vid höga temperaturer under torkningen förgasas en större andel av kväveföreningarna och därför behöver kondensatet behandlas separat (Svenskt Vatten, 2013). Vid torkning vid lägre temperatur (<100°C) erhålls ett renare kondensat då mer kväve stannar i slammet (Sahlén *et al.*, 2011), vilket även är gynnsamt om slammet ska användas som gödselmedel.

Ur energisynpunkt är torkning av slam en dyr process. I teorin krävs 700 kWh ton⁻¹ avdrivet vatten men i praktiken uppges energianvändningen ligga mellan 800-1500 kWh ton⁻¹ avdrivet vatten för torkning och pelletering/granulering av slammet (Svenskt Vatten, 2013). Om slammet rötas innehåller den erhållna biogasen normalt tillräckligt med energi för att tillgodose torkningen. Upp till 60 % av energin kan även återvinnas i form av värme genom kondensering av ångan vilket kan användas för att värma upp eventuell rötchammar (Balmér & Finnson, 2013).

Det finns många tillverkare av torkapparater på marknaden men det har under litteraturstudien bara framkommit ett reningsverk, Himmerfjärdsverket, som torkar sitt

avloppsslam. Efter rötning och avvattning till ca 24 % TS-halt torkar de en del av sitt slam till en TS-halt på över 90 %. Torkanläggningen är en trumtork som årligen torkar ungefär 3000 ton avvattnat slam. Energibehovet uppges i genomsnitt vara 850–1200 kWh ton⁻¹ avdrivet vatten (Baresel *et al.*, 2017). Till torkanläggningen ingår även en pelleteringsmaskin som uppskattats behöva 94 kWh ton⁻¹ TS i drift (Svanström *et al.*, 2016). Vid Himmerfjärdsverkets torkanläggning har det uppmätts att kväveinnehållet i slammet minskar under torkningen med ungefär 12 % (Svanström *et al.*, 2016).

4.5.2 Rötning

Rötning innebär att det under syrefria förhållanden sker en kontrollerad nedbrytning av det organiska materialet i slammet. Vid anaeroba förhållanden bryts det organiska materialet ned av bakterier och det frigörs metangas och koldioxid. Glödförlusten i slam fungerar som ett mått på hur stor potential slammet har att rötas då glödförlusten anger halten organiskt material. Nedbrytningen av organiskt material vid rötning sker stegvis och utförs av olika mikroorganismer. Först sker det som kallas hydrolys då de sammansatta organiska ämnena löses upp till enklare vattenlösliga föreningar med hjälp av enzymer som utsöndras av bakterier. Andra steget kallas syrabildning där bakterier fortsätter nedbrytningen och det bildas alkoholer och enkla fettsyror som ättiksyra. Ättiksyra bryts i sin tur ned till acetat vilket metanogena bakterier utviner energi ifrån och bildar koldioxid och metan. De metanogena bakterierna utviner även energi från reduktion av koldioxid i närvaro av vätgas vilket bildar metangas som restprodukt. Normalt består den biogas som bildas av ca 65 % metan och 35 % koldioxid (Svenskt Vatten, 2013). Av den organiska substans som utrötats återfinns 80 % i rötgasen och 20 % löst i slamvattnet (Svenskt Vatten, 2013).

Generellt kan rötning delas in i våt eller torr process. I den våta processen sker rötning av slam utan avvattning där TS-halten är ca 2-10 % och är den konventionella och dominerande tekniken för rötning (Nordberg & Nordberg, 2007). Torr rötning är rötning av avvattnat slam där TS-halten är ca 20–35 %. Transportekonomiskt är det fördelaktigt med torr rötning då vattenhalten är lägre. Den torra processen kan kräva inblandning av ymp då nytt substrat tillförs anläggning för att rötningen ska bli effektiv. Vid våt rötning krävs det omrörare och större pumpar vilket ger en högre elförbrukning (Nordberg & Nordberg, 2007).

Utöver en våt och torr process delas rötning även in i mesofil och termofil rötning. Mesofil rötning innebär att temperaturen under rötprocessen hålls mellan 20–40°C och vid termofil rötning hålls temperaturen mellan 40–80°C (Svenskt Vatten, 2013). Förslaget från NV innebär att det bara är termofil rötning vid temperaturer över 52°C som ger en tillräcklig god hygienisering av slammet (Tabell 5). Slam som rötats vid lägre temperatur behöver behandlas ytterligare för att nå en tillräckligt god hygienisering. Vid termofil rötning kan rötningstiden minskas till ungefär hälften jämfört med mesofil rötning. För att hålla temperaturen på rätt nivå krävs uppvärmning av slammet i rötammaren. Uppvärmning kan ske med värmeväxlare eller värmepumpar. För att temperaturen ska bestå i slammet behöver det omröras i

rötkammaren. Omrörning motverkar också att slammet skiktat sig vilket kan leda till en sämre rötprocess (Svenskt Vatten, 2013). Den vanligaste rötprocessen i Sverige är mesofil rötning som 2015 bedrevs vid 128 avloppsreningsverk (Harrysson & Eriksson, 2016). 2015 var det 12 avloppsreningsverk som bedrev termofil rötning (50-55°C) men inget avloppsreningsverk i Sverige bedriver rötning vid 60°C eller högre (Harrysson & Eriksson, 2016; Kjerstadius *et al.*, 2012).

Från biogasanläggningar kan läckage av biogas uppstå. I en rapport av Avfall Sverige gjordes en sammanställning från några svenska anläggningar som rötar avfall (Holmgren, 2012). För perioden 2007–2012 var läckaget i medeltal 1,9 % för slamrötningsanläggningar. I en annan rapport (Tumlin *et al.*, 2014) antas att 0,15 % metan av den totala metanproduktionen avgår som läckage baserat på mätningar från svenska biogasanläggningar.

Den teoretiska energivinst som erhålls vid rötgasproduktion är 9,97 kWh per normalkubikmeter metan (effektivt värmevärde 50 MJ kg⁻¹) (Harrysson & Eriksson, 2016). Rötning kräver energi för pumpningen och omrörningen men den biogas som bildas har ett betydligt högre energivärde än vad som krävs för processen. El-energi för driften är cirka 1-2 kWh pe⁻¹ år⁻¹ och energin i biogasen ligger runt 75 kWh pe⁻¹ år⁻¹ (Balmér & Finnson, 2013). För att värma slammet under mesofil rötning till ca 35–37 grader krävs ungefär 20 kWh pe⁻¹ år⁻¹. Det har inte framkommit någon motsvarande siffra för termofil rötning men i en rapport (Kjerstadius *et al.*, 2012) utvärderades rötning vid 35, 55 och 60°C. Resultaten för biogasproduktionen vid 55°C räknades om till fullskaledrift för Sjölanda reningsverk som rötar 294 527 m³ råslam per år med resultatet att med värmeväxlare skulle rötningen kräva 815 MWh månad⁻¹ för uppvärmning och omrörning. Omräknat för den årliga mängden slam blir energibehovet 33,2 kWh m⁻³ slam för röttningsprocessen. Energin för uppvärmning kan tillgodoses med biogasen som bildas under rötningen. Det går även att minska energibehovet för uppvärmning genom att använda värmeväxlare mellan det färdigrötade slammet och det inkommande (Balmér & Finnson, 2013).

4.5.3 Kompostering

Kompostering kallas den biologiskt naturliga nedbrytningsprocess av organiskt material som sker under syrerika förhållanden. I nedbrytningsprocessen bildas koldioxid, vatten och energi. Energin som utvecklas leder till en temperaturhöjning och är en av fördelarna med komposteringen eftersom det också kan leda till hygienisering av komposten. För att slammet ska få en bättre struktur och lättare syresättas kan en inblandning av bark, spån eller trädgårdsavfall göras. Om slammet blandas ut med strukturmaterial gör det att slutprodukten ofta får ett lägre näringsinnehåll och inte lämpar sig som gödselmedel. Komposterat slam kan däremot användas för att höja mullhalten i magra jordar eller att tillverka jordförbättringsprodukter för grönytor eller användas till att återställa täkter eller deponier (Svenskt Vatten, 2013).

Komposteringen ger en minskad slamvolym och ökad torrhalt. Ett rimligt mål med komposteringsprocessen och som lätt kan uppnås vid rätt styrning är en nedbrytning av det organiska materialet med 40–50 % (Svenskt Vatten, 2013). I en rapport (Nafez *et al.*, 2015) där avloppsslam blandades med annat avfall som strukturmaterial skedde en nedbrytning av organiskt material från 70,6 % av TS till 24,5 %. Nedbrytningen av organiskt material minskar risken att en spontan rötningsprocess tar vid. För att nå en stabiliseringsgrad på 40–50 % krävs en luftad styrd process under minst 7 veckor med en vändningsfrekvens på ca 2–3 gånger per dag i början och ca 1–2 gånger i veckan mot slutet. Kompostering kan utföras enligt två huvudprinciper, öppen kompostering och sluten kompostering eller med kombinationer av dessa. Sluten kompostering kan göras genom duktäckning av öppen kompostering eller i en reaktor (reaktorkompostering) i till exempel en tornkompostering eller roterande trumma. Den största risken för luktproblem uppstår vid den intensiva förkomposteringen och den bör därför utformas som sluten kompostering. Den efterföljande komposteringen kan utformas som öppen. Exempel på utformning av kompostering kan vara:

- Sluten förkompostering och öppen efterkompostering i strängar
- För- och efterkompostering som sluten kompostering
- För- och efterkompostering som öppen kompostering i strängar

Vanligen är tiden för förkompostering 3–4 veckor och tiden för efterkompostering är 4–6 veckor. Efter avslutad kompostering behövs även en mognadsperiod. Mognad kan ske i öppna högar och tar ca 4–8 veckor. Den totala tiden för att nå en färdig produkt är 11–15 veckor. Under förkomposteringen förbrukas syre vid oxidationen av det organiska materialet. Därför behöver ny luft tillföras. Luft behöver även ledas ur komposten för att inte temperaturen ska bli för hög av energin som utvecklas och som annars kan hämma mikroorganismerna.

Öppna komposter påverkas av klimatfaktorer som temperatur och nederbörd. Inverkan från de faktorerna är emellertid ganska låga. Regn tränger normalt inte ned i strängarna utan rinner av längs sidorna. I kombination med kraftig vind kan regn däremot orsaka nedkylning av komposten. Däremot har materialet goda isolerade egenskaper och ytemperaturen har tämligen liten betydelse för komposteringsprocessen. Likt regn påverkar inte snö komposten särskilt mycket. Däremot bör snötäckta strängar inte användas för att undvika inblandning av snö vilket höjer vattenhalten inuti komposten (Svenskt Vatten, 2013).

Vid kompostering sker emissioner av lustgas och metan. Emissionerna beror på vilken teknik som används och hur komposteringsprocessen sköts. Litteraturvärden för emissioner varierar stort men i en rapport (Tumlin *et al.*, 2014) uppskattas att 2 % av det totala kvävet som avgår gör det som lustgas baserat på en sammanställning av andra litteraturvärden. Den totala kväveavgången uppskattas till 30 % av totalkvävet och innefattar då även kvävgas och ammoniak. I en väl syresatt kompost är avgången av metan minimal men beroende på hur den sköts kan syrefria zoner uppstå vilket ger

upphov till emissioner av metan. I samma rapport (Tumlin *et al.*, 2014) antas, baserat på litteraturvärden, att 0,75 % av det totala kolinnehållet i slammet avgår som metan.

Energianvändningen vid öppen kompostering härrör från vändning för att lufta komposten. Vändning utförs främst med fordon och i en rapport (Kirkeby *et al.*, 2005) har det uppmätts att 12 l diesel och 41 kWh elektricitet används per ton TS komposterat material. Vid reaktorkompostering är det lättare att kontrollera processen. Målet för slutprodukten är dock densamma och de genererade utsläppen kan därför antas vara desamma som för öppen kompostering (Boldrin *et al.*, 2009). Det finns många varianter på reaktorkomposteringar, till exempel kanal- eller tunnelkompostering, tornkompostering och roterande trumma. En variant på roterande trumma från European Composting System AB uppges behöva 20 000 kWh år⁻¹ vid kontinuerlig drift. Kapaciteten uppges vara 10 000 m³ år⁻¹ för stallgödsel men möjligtvis lite mindre för andra avfallstyper som kan kräva mer tid i trumman.

4.5.4 Kalkning

Genom tillsats av kemikalier kan ett tillfälligt stabilt slam erhållas genom att höja pH-värdet så pass mycket att bakterier och virus avdödas eller inhiberas. Kalk är den kemikalie som är vanligast att använda i Sverige för sådan kemisk behandling. Det går att använda både bränd eller släckt kalk (CaO eller Ca(OH)₂) (Svenskt Vatten, 2013) men det är föreslaget av NV att endast bränd kalk ska tillåtas (Tabell 5). Enligt förslaget av NV ska tillsatsen av kalk leda till ett pH>12 och temperaturen vara minst 55°C under två timmar. För att nå ett pH>12 har Svenskt Vatten uppskattat ungefärliga mängder kalk som behöver tillsättas beroende på vilken slamtyp som behandlas (Tabell 10) (Svenskt Vatten, 2013).

Tabell 10. Mängd kalk som behöver tillsättas respektive slamtyp för att uppnå pH>12 (Svenskt Vatten, 2013).

Slamtyp	Kg Ca(OH) ₂ ton ⁻¹ TS	Kg CaO ton ⁻¹ TS
Primärslam	100-150	70-120
Bioslam	300-500	200-400
Kemslam från efterfällning (Al)	400-600	300-450
Kemslam från efterfällning (Fe)	300-500	200-400

Kalken bör tillsättas efter avvattning av slammet annars åtgår det kalk till att även höja pH i vattnet vilket ökar mängden kalk som behöver tillsättas. Om kalk tillsätts innan avvattning kan även den kemiska fällningen under vattenreningen som görs med aluminiumsulfat eller järnklorid försvåras på grund av pH-variationerna i det basiska vattnet (Svenskt Vatten, 2013). Inblandningen sker med slamkalkmixer som blandar kalken och slammet till en homogen massa. Efter inblandning kan blandningen antingen skruvas ut på slamplatta där reaktionen fortsätter eller till en slamsilo där processen lättare kan kontrolleras. I en slamsilo är det även möjligt att hantera avgången av ammoniak som sker till följd av det höjda pH-värdet. Det är även möjligt att skruva ut blandningen direkt ned i en container där reaktionen får fortgå och som sedan enkelt kan

transporteras till slutanvändningsplatsen. Vid användning av bränd kalk erhålls även en kraftig värmeutveckling vid släckning av kalken vilket bidrar ytterligare till avdödningen. Tyvärr är det inte troligt att slammet blir luktfritt efter kalkbehandling. Ammoniak kommer frigöras vilket leder till stark lukt.

Fördelar med kalkning är att processen är enkel och det krävs inte så stora investeringar. Nackdelar är att till skillnad från biologiska stabiliseringsprocesser minskar inte slammängden utan ökar istället. Råslam som kalkas går inte att röta efteråt på grund av den hygieniserade effekten. Det försämrar slamhanteringsens totalekonomi och arbetsmiljön blir sämre. Den största kostnaden vid driften är kostnaden för kalkdosen. Lagringstiden för kalkat slam är begränsad. Efter en tid har pH-värdet sjunkit så mycket att bakteriella nedbrytningsprocesser kan påbörjas igen. I områden med sura jordar kan avsättningen av kalkat slam till jordbruk motverka försurningen (Svenskt Vatten, 2013; Balmér & Finnson, 2013). Priset på bränd kalk ligger runt 1200 kr ton⁻¹ (Wernerholm, personlig kommunikation 2017).

I försök av Mendez *et al.* (2002) tillsattes bränd kalk till avloppsslam. Vid tillsats av 20 % våtvikt bränd kalk var pH 12,2 och 12,3 för öppen respektive sluten förvaring efter blandning i två timmar. Ammoniakhalten i slammet sjönk från 2,23 N-NH₃ mg kg⁻¹ TS till 1,37 och 1,49 för öppen respektive sluten förvaring efter inblandning av kalk. I medeltal avgick 36 % av kvävet som ammoniak. Vid högre doser kalk ökade avgången ännu mer (Mendez *et al.*, 2002). I en annan studie (Silva-Leal *et al.*, 2013) tillsattes 9 % av TS bränd kalk till avvattnat avloppsslam vilket fick reagera i 13 dagar. Det organiska kvävet minskade med 23 % och ammoniumkvävet minskade med 93 %. pH var efter behandlingen 12,1. För driften av pumpning och mixning har det uppskattats behöva 5 kWh ton⁻¹ TS (European Commission, 2001).

4.5.5 Ureabehandling

Urea är ett vanligt gödselmedel och kan tillsättas till slammet som ett granulat. Vid tillsats bryts det ned av naturligt förekommande enzym till ammoniak och karbonat vilket leder till en pH-höjning. Hygieniseringseffekten beror av koncentrationen av löst ammoniakgas och den kan bestämmas från temperatur, total ammoniakkoncentration (TAN) och pH i blandningen. Vid behandling med urea är det viktigt att säkerställa att det sker så små förluster av ammoniak som möjligt för att inte mista hygieniseringseffekten och därför ska behandlingen genomföras i sluten tank eller i täckta behållare. Den största rekommenderade dosen urea i dagsläget för storskalig behandling är 2 viktsprocent (Vinnerås, 2013).

Tabell 11. Antal dygn som avloppsslam ska behandlas beroende på ammoniakkoncentrationen och ammoniakkoncentrationer (TAN) som vid pH 9 och 20°C ger denna NH₃-koncentration

Ammoniakkoncentration [NH ₃] (mM)	TAN (g L ⁻¹) vid pH 9, temp 20°C	Dygn
50	2,5	150
75	3,7	80
100	5,0	50
150	7,5	30
200	10,0	20
250	12,5	10

Behandlingen är storleksberoende och fungerande försök har utförts på storlekar upp till 1000 m³ klosettavatten. Den hygieniserande effekten är högre desto högre ammoniakkoncentration, pH och temperatur behandlingen sker vid (Vinnerås *et al.*, 2017). pH bör mätas under behandlingen och ska överstiga pH 9 enligt förslaget från NV (Tabell 5). Vid behandling med urea ökar kvävemängden och därmed gödselvärdet på slammet. I försök som utförts i Uppsala där strängar om 65 ton slam (TS-halt 30 %) användes befintlig slamhanteringsplatta och utrustning för strängkompostering för inblandning av urea och täckning. Täckningen gjordes med ensilageplast som användes för täckning vid hushållsavfallskompostering (Vinnerås *et al.*, 2017). I fält tillsattes 0,85 och 1,6 % våtvikt urea till avloppsslammet och som blandades in med frontlastare med blandarskopa. Resultatet visade att tillräcklig hygienisering uppnåddes efter tre månader (Vinnerås *et al.*, 2017).

I ett projekt (Jönsson *et al.*, 2014) har emissioner av metan och lustgas från lagring av mesofilt rötat och avvattat slam som hygieniserats med urea mätts. Resultaten var att emissionen av lustgas från ett års täckt lagring i princip var obefintlig (Jönsson *et al.*, 2014). Mätningarna på metanemissionen uppges i samma studie vara osäkra och underskattade på grund av problem med mätutrustningen. Mätningarna visade att genomsnittsemmissionen av metan under ett års lagring var 0,9 g CH₄-C m⁻³ per dag. Den kumulativa metanemissionen för ett år var 2000 g CH₄-C ton⁻¹ GF. Troligtvis var de faktiska emissionerna större än uppmätt och i tidigare studier har ett dubbelt så högt värde över metanemissioner antagits (Jönsson *et al.*, 2014). Inblandningen av urean kräver en energiinsats till exempel i form av frontlastare. Till skillnad från kompostering behövs inget kontinuerligt arbete utföras då inblandningen och täckningen är färdig.

4.5.6 Lagring

En behandlingsmetod som idag används är att lagra slam under minst 6 månader. Det är en metod som är godkänd inom Revaq och anses ge en tillräckligt god hygienisering av slammet.

Vid lagring av slammet sker mikrobiell aktivitet som leder till utsläpp av lustgas och metan. Emissioner av lustgas och metan kan variera stort vid lagring av slam. Faktorer

som spelar in är bland annat temperatur, syretillgång och tiden det lagras (Flodman, 2002). Flodman (2002) mätte emissioner av metan, lustgas och ammoniak från färskt rötat slam som lagrades i ungefär 1,5 meter djupa gropar mellan maj och augusti. Från de mätningarna beräknades att emissionen av metan i genomsnitt var 3130 g CH₄ ton⁻¹ TS slam år⁻¹. För lustgas var motsvarande medelvärde 5000 g N₂O ton⁻¹ TS slam år⁻¹. Under lagring kan kväve även avgå som ammoniak. I Flodmans mätningar var emissionen av ammoniak under 2 månader i medeltal 1,3 mg NH₃ m⁻² h⁻¹ och i sista mätningen 0,07 mg NH₃ m⁻² h⁻¹ vilket ansågs representativt för resten av året. Den viktade emissionen av ammoniak var då 6,6 mg NH₃ m⁻² dag⁻¹. Omräknat för den försöksuppställning som användes i experimentet gav det en ammoniakavgång på 25 kg för 20 000 ton slam, dvs 1,15 g NH₃ ton⁻¹ slam år⁻¹. Det sker även emissioner av koldioxid under lagring till följd av nedbrytning av det organiska materialet. De emissionerna har av Flodman mätts till 249 g CO₂ m⁻² dag⁻¹ (Flodman, 2002). Djupet på slamlagret var 1,3 meter och den torra skrymdensiteten på slammet 0,3 ton TS m⁻³. Omräknat för den försöksuppställningen är emissionen av koldioxid då 638 g CO₂ ton⁻¹ TS dag⁻¹. I en annan studie (Willén *et al.*, 2016b) gjordes mätningar på emissioner av metan och lustgas under ett års lagring av mesofilt rötat slam. Emissionen av lustgas var i genomsnitt 0,11 g N₂O m⁻³ dag⁻¹. Från mätningarna beräknades en emissionsfaktor på 0,34 % av totalkvävet, dvs att 0,34 % av totalkvävet avgår som lustgas under lagringstiden. Genomsnittsemissionen för metan under det året försöket pågick var 3,1 g CH₄ m⁻³ dag⁻¹. På grund av mätfel under en period anges det värdet som ett minimumvärde. Emissionsfaktorn för CH₄ i förhållande till det initiala kolinnehållet anges vara minst 1,1 % (Willén *et al.*, 2016b).

4.6 TEKNIKUTVECKLING

Trots innehållet av oönskade ämnen betraktas avloppsslammet som en resurs i vissa avseenden. Viljan att återföra växtnärsämnen och sluta kretsloppet är stor i samhället men det finns kontroverser med att sprida avloppsslam på åkermark på grund av innehållet av oönskade ämnen. Sverige har tillsammans med ett fåtal andra länder i Europa infört gränsvärden på organiska mikroföreningar i slammet. Andra länder som Storbritannien, USA och Kanada menar att det inte finns någon grund till att införa gränsvärden på organiska mikroföreningar för att halterna ändå är så pass låga att de inte är farliga för varken jorden, människors hälsa eller miljön (Mininni *et al.*, 2015). Det är ofta fosfor i avloppsslam som lyfts fram som ett viktigt ämne att återcirkulera till produktiv mark. För att undgå att samtidigt sprida metaller och potentiellt toxiska ämnen har det utvecklats nya tekniker för att extrahera den fosfor som inkommer till ARV. Extraktion av fosfor kan delas in två kategorier. Antingen utvinns fosfor i reningsverket från slammet och rejektvattnet eller från askan efter förbränning av avloppsslammet. De vanligaste metoderna som används idag är baserade på utvinning av fosfor från slammet eller rejektvattnet men de förutsätter att reningsverket har ett reningssteg med biologisk fosforreduktion (bio-P). Fosformineraler kan fällas ut som struvit, hydroxylapatit eller kalciumfosfat. Struvit är ett svårlösligt ämne och därför kan stora mängder tillföras en åkermark med liten risk för urlakning och övergödning

(Kataki *et al.*, 2016). Struvit är ett bra ämne att förädla och framställa högkvalitativa fosformineraler ifrån där fosfor är mer växttillgänglig (Nakakubo *et al.*, 2012). Däremot går det bara att utvinna uppemot 40 % av fosfor med den metoden. Det är dock dyra metoder och oavsett om teknikerna förbättras anses det av en del forskare vara ett föråldrat och oekonomiskt tillvägagångssätt att utvinna fosfor (Cieślik & Konieczka, 2017). Utvinning av fosfor från aska efter förbränning är också en dyr process. Speciellt investeringskostnaderna är höga och metoden är troligtvis inte lönsamt för mindre reningsverk. Fördelen med utvinning ur aska är att andelen utvunnen fosfor är högre än vid utvinning från rejektvatten i reningsverk (Cieślik & Konieczka, 2017). I försök av Petterson *et al.* (2008) visade det sig att 75-98 % av fosfor efter förbränning återfanns i flygaskan och författarna menar därför att utveckling av extraktion av fosfor bör fokusera på den fraktionen. Petterson *et al.* (2008) konstaterade också att det var enklare att extrahera fosfor från askan om fällningskemikalien i reningsverket var aluminiumsulfat istället för järnsulfat. Extraktionsmetoden som användes var att tillsätta svavelsyra och sänka pH vilket leder till att fosfor blir löslig. Den lösningen som erhöles hade ett innehåll av 74-95 % av fosfor för slam som använt aluminiumsulfat som fällningskemikalie respektive 49-65 % för järnsulfat (Pettersson *et al.*, 2008).

Tyréns (Tideström *et al.*, 2013) gjorde på uppdrag av NV en bred kartläggning och kunskapssammanställning över behandlingsmetoder för återvinning av fosfor. Där framkom sex tekniker, OSTARA, CRYSTALACTOR, PHOSNIX, BERLIN/AIRPREX, SEABOURNE och Ash-Dec, som visat sig fungera i stor skala och som utvärderades från teknikmognad, fosforfraktionens användbarhet som gödselmedel, kostnad per kg utvunnen fosfor, miljö- och hälsopåverkan och potential till hållbar återföring av fosfor till olika marktyper. OSTARA, CHYSRALACTOR, PHOSNIX och BERLIN/AIRPREX är tekniker som utvinnet fosfor från bio-P slam genom tillsats av ett ämne som fäller ut fosfor som struvit. Ash-dec är en metod som utvinnet fosfor från aska efter monoförbränning av slam. Den slutprodukt som erhålls från Ash-Dec är små pellets som innehåller mer än 10 % P_2O_5 och marknadsförs under namnet PhosKraft och är godkänd som gödselmedel i Österrike och Tyskland. Föroreningsgraden i Phoskraft beror på sammansättningen i den slamaska som processas. Designkapaciteten för en Ash-dec-anläggning uppges vara 30 000 ton aska år^{-1} och energianvändning uppskattas till 600–800 kWh ton^{-1} aska. Ash-dec kräver tillskott av kemikalier i form av kloridkälla och det åtgår även kemikalier vid reningen av rökgaserna. Återvinningsgraden av inkommande fosfor till avloppsreningsverk där slammet förbränns och fosfor återvinns ur askan med Ash-dec anses vara närmare 100 % (Tideström *et al.*, 2013). I NV rapport 6580 om hållbar återföring av fosfor har de sammanfattat resultatet från utvärderingen som att det inte finns tillgänglig teknik på kommersiell basis för att utvinna fosfor ur aska efter förbränning. Kostnaden för att återvinna fosforgödselmedel, både ur askan efter förbränning och med struvitutfällning, var avsevärt högre än priset på importerad fosformineralgödsel (Naturvårdsverket, 2013).

5. FALLSTUDIE TIERPS KOMMUN

5.1 SLAMPRODUKTION

Tierps kommun ligger i Uppsala län och har drygt 20 000 invånare. I kommunen finns elva stycken avloppsreningsverk som drivs av det kommunala bolaget TEMAB. Fyra av dem är dimensionerade för fler än 2000 pe och är därmed klassade som B-anläggningar och åtta av dem är dimensionerade för mindre än 2000 pe och är därmed klassade som C-anläggningar. De tre största reningsverken som ligger i Tierp, Söderfors och Skärplinge har egen slamhantering. Tabell 12 visar en sammanställning över de dimensionerade kapaciteterna för reningsverken och det faktiska antalet anslutna samt flöde och reduktion av BOD₇ och fosfor.

Tabell 12. Avloppsreningsverken i Tierp och deras dimensionerade kapacitet och faktiskt antal anslutna. Tabellen visar även reduktionen av BOD₇ och fosfor. Data och tabell hämtad från TEMABs VA-plan (Tierps kommun, 2014).

Verk	Dim. kapacitet (pe)	Anslutna (pe)	Utnyttjad kapacitet (%)	Specifikt flöde (l pe ⁻¹ d ⁻¹)	Bedömd reduktion	
					BOD ₇ (%)	P _{tot} (%)
Tierp	15 000	8000	53	765	97	96
Söderfors	3570	1577	44	804	93	89
Skärplinge	4300	1055	25	865	94	83
Karlholm	3800	1167	31	797	96	95
Mehedeby	400	473	118	244	86	92
Månkarbo	800	669	84	411	81	82
Husby	175	48	27	280	74	63
Västland	135	92	68	1039	64	85
Lövstabruk	500	103	21	1768	89	53
Edvalla	500	67	13	1712	89	89
Vavd	200	52	26	392	90	92

Det finns knappt 3900 anläggningar med enskilda avlopp, det vill säga slamavskiljare och slutna tankar som töms i kommunens regi, enligt sammanställningarna från kommunens renhållningsregister (Tabell 13).

Tabell 13. Sammanställning av enskilda avlopp som töms i kommunens regi i Tierps kommun. Tabell hämtad från TEMABs VA-plan (Tierps kommun, 2014).

Uppgifter från register för slamtömning, Tierps kommun 2010	Antal
Små slamavskiljare (0–1,5 m ³)	860
Normalstora slamavskiljare (1,5–3 m ³)	2744
Stora slamavskiljare (över 3 m ³)	102
Slutna tankar	458
Hushåll med enskilt avlopp ¹	3877

¹Beräknat med utgångspunkt från totala antalet slamavskiljare och slutna tankar, justerat för kombinerade anläggningar.

Avloppsreningsverket i Tierp tar emot avloppsvatten från Tierps köping, Tierps kyrkby, Ersta, Strömsberg, Örbyhus och Tobo. I Tierps reningsverk behandlas även slam från Månkarbo, Mehedeby, Husby och Västland ARV. Tierps ARV tar även emot slam från enskilda slamavskiljare och slutna tankar. Söderfors ARV tar emot avloppsvatten från Söderfors tätort men tar inte emot något externt slam för behandling. Skärplinge ARV tar emot avloppsvatten från Skärplinge tätort, Försäter, Åkerby och Fagerviken och enstaka mellanliggande fastigheter. Skärplinge ARV tar emot slam från reningsverken i Karlholm, Lövestabruk, Edvalla och Vavd. Skärplinge ARV behandlar även externslam från enskilda slambrunnar och slutna tankar. Efter avvattning i de tre största ARV pumpas slammet ut på en slamplatta. Från slamplattan transporteras slammet till kommunens deponi i Gatmot. Där komposteras slammet och används sedan till sluttäckning av deponi.

5.2 URVAL AV MÖJLIGA ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN

Av de i litteraturstudien identifierade användningsområdena (Tabell 1) bedömdes deponi och lagerföring inte tillhöra de två översta klasserna i avfallshierarkin och utvärderades därför inte vidare. Deponitäckning lever till viss del upp till att materialet utnyttjas men eftersom det är vad TEMAB vill hitta ett alternativ till utvärderades det inte vidare. Användningsområdena vassbäddar, kompostering eller inblandning i jord som omfattas inom ”annan användning” i SCB:s statistik bedömdes vara behandlingsmetoder och inte slutliga användningsområden. De användningsområden som ansågs uppfylla de ställda urvalskriterierna för ett långsiktigt uthålligt nyttjande var att använda slam som gödsel på åkermark, som gödsel på skogsmark, att göra anläggningsjord eller förbrännas med eller utan fosforutvinning (Tabell 14). I den fortsatta utvärderingen valdes dock förbränning och skogsgödsling bort. Under litteraturstudien framkom att förbränningsanläggningar som avser att börja förbränna slam behöver göra nya investeringar och omprövas enligt MB. För att tidsmässigt ställa om sin slamanvändning till 2018 bedömdes därför förbränning som ett orimligt alternativ då processen att ompröva förbränningsanläggningen har uppgetts kräva flera år. På grund av Skogsstyrelsens restriktiva hållning till slamgödsling på skogsmark bedömdes inte det användningsområdet som ett troligt avsättningsalternativ. De användningsområden som utvärderades vidare för Tierps kommun är att använda slam till åkermark eller göra anläggningsjord av det (Tabell 14).

Tabell 14. Urvalsprocess av möjliga användningsområdena för Tierps kommun.

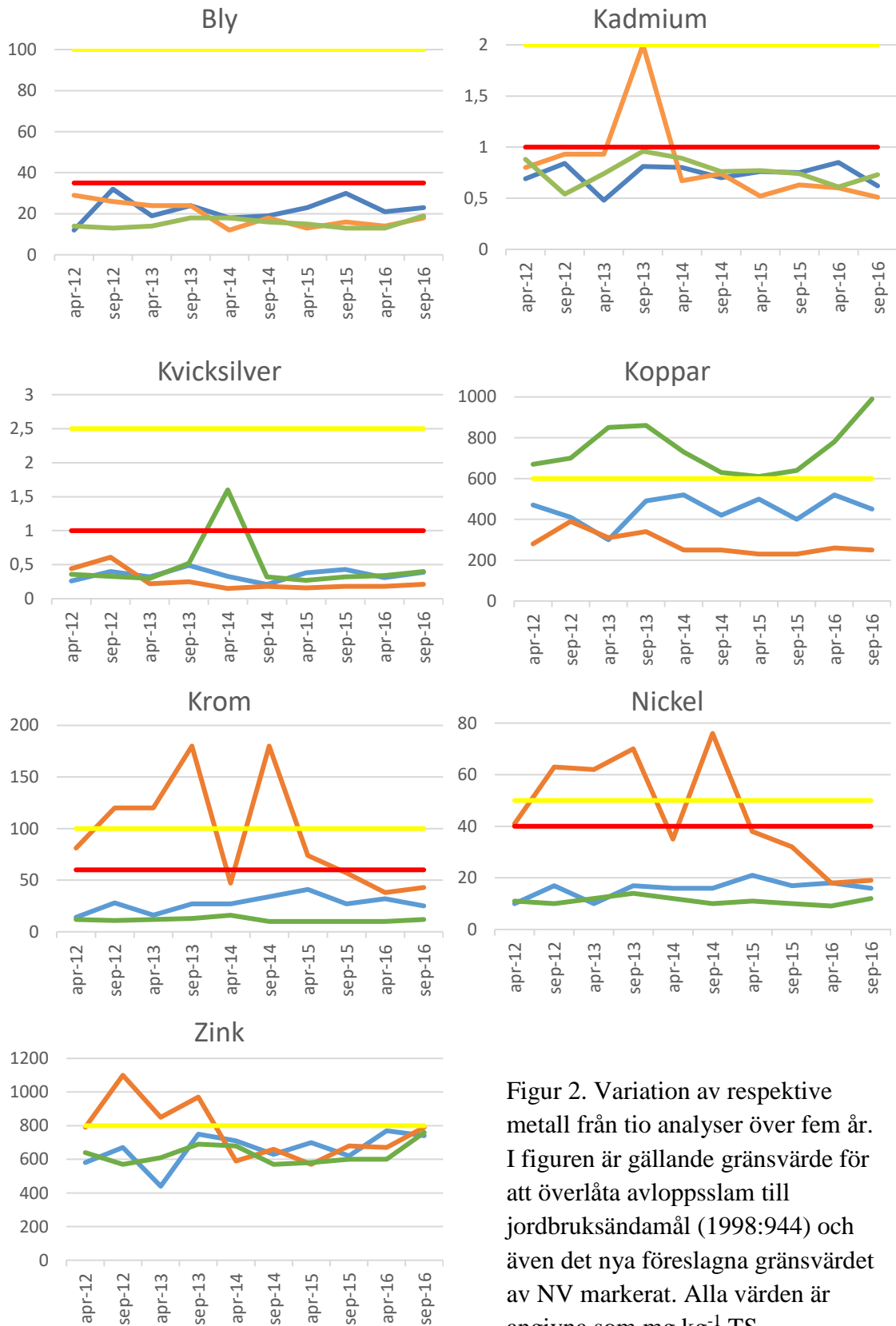
Användningsområde	Uppfyller urvalskriterierna	Praktiskt och tidsmässigt genomförbart	Utvärderas vidare
Åkermark	JA	JA	JA
Skogsmark	JA	NEJ	NEJ
Anläggningsjord	JA	JA	JA
Deponitäckning	NEJ	-	NEJ
Förbränning utan fosforutvinning	JA	NEJ	NEJ
Förbränning med fosforutvinning	JA	NEJ	NEJ
Deponi	NEJ	-	NEJ
Lager	NEJ	-	NEJ

5.3 URVAL AV BEHANDLINGSMETODER

I samband med ett nytt användningsområde kan det bli aktuellt med ny behandling av slammet då olika användningsområden ställer olika krav. För att sprida slam på åkermark har alla behandlingsmetoder som utvärderades bedömts lämpliga. Samtliga behandlingsmetoder med undantag av ureabehandling har även bedömts ge ett slam som är lämpligt till anläggningsjord. Vid behandling med urea tillförs slammet en stor mängd växtnäring i form av kvävet i urean vilket bedömts vara bortkastat vid användandet som anläggningsjord.

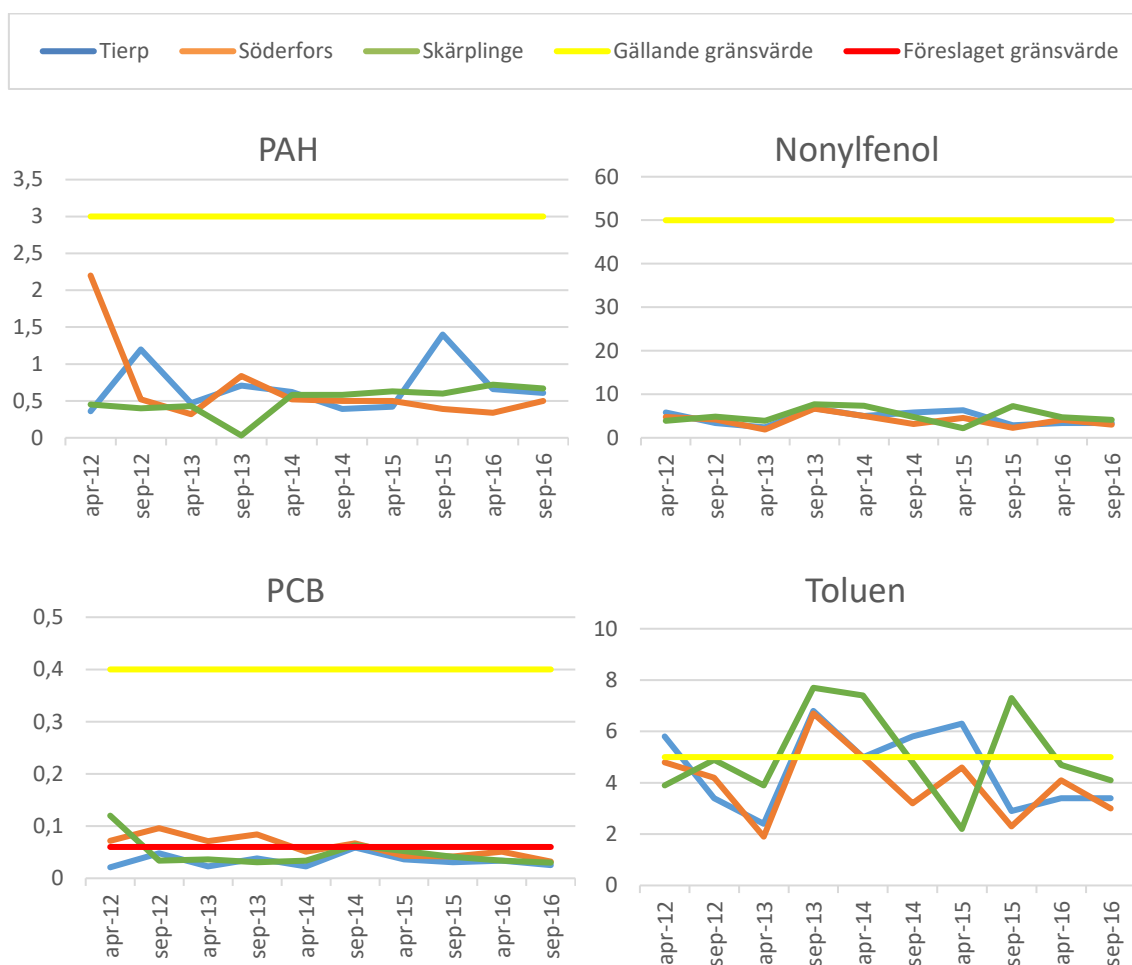
5.4 SLAMKVALITETEN

I slammet från Tierp ARV har halterna av de reglerade metallerna, vid överlåtelse av slam till användning i jordbruk (Tabell 3), legat under både gällande gränsvärden och de av NV föreslagna gränsvärdena (Tabell 6) under perioden 2012–2016 (Figur 2). Det av NV föreslagna gränsvärdet (600 och 800 mg kg⁻¹ TS) för koppar respektive zink är detsamma som det som gäller idag (SNFS 1994:2). I slammet från Söderfors ARV har halten av metallerna kadmium, krom, nickel och zink periodvis överskridit de gällande gränsvärdena för överlåtande till användning inom jordbruk och de av NV föreslagna gränsvärdena för respektive metall. I slammet från Skärplinge har halten koppar legat över både gällande och av NV föreslaget gränsvärde vid överlåtelse för användning inom jordbruk de senaste fem åren (Figur 2).



Figur 2. Variation av respektive metall från tio analyser över fem år. I figuren är gällande gränsvärde för att överlåta avloppsslam till jordbruksändamål (1998:944) och även det nya föreslagna gränsvärdet av NV markerat. Alla värden är angivna som mg kg⁻¹ TS.

För de organiska miljöfarliga ämnen som regleras har slammet från samtliga reningsverk legat under de tillåtna halterna för PAH, nonylfenol och PCB under perioden 2012-2016 (Figur 3). Halten toluen i slammet från samtliga reningsverk har i perioder legat över tillåtet gränsvärde under perioden 2012-2016. Av de fyra organiska miljöfarliga ämnen som regleras idag är det bara PCB som är inkluderat i NV nya förslag till slamförfordning. De nya ämnena dioxin, PFOS, klorparaffiner och BDE-209 som NV har föreslagit gränsvärden på vid användande av slam på mark mäts inte idag och det saknas därför underlag till sammanställning.



Figur 3. Variation av respektive organiskt miljöfarligt ämne från tio analyser över fem år. I figuren är gällande gränsvärde för att överlåta avloppsslam till jordbruksändamål (1998:944) och även det nya föreslagna gränsvärdet av NV markerat. Alla värden är angivna som mg kg⁻¹ TS.

Från de analyser som gjordes 2016 (Tabell 15) framgår att det bara är halten koppar i slammet från Skärplinge ARV som överstiger gällande gränsvärde.

Tabell 15. Genomsnittliga halter av fosfor, kväve, metaller och organiska föroreningar i slammet från 2016. Värdena är genomsnittet från de två analyser som gjordes 2016.

Ämne	Tierp	Söderfors	Skärplinge	Enhet
TS-halt	16,5	17,5	19,3	%
Glödgförlust	73,2	76	75	% av TS
Fosfor	2,65	2,75	2,25	% av TS
Totalkväve	6,4	6,0	4,8	% av TS
Bly	22,0	16	16	mg kg ⁻¹ TS
Kadmium	0,74	0,56	0,67	mg kg ⁻¹ TS
Koppar	485	255	885	mg kg ⁻¹ TS
Krom	28,5	40,5	11,0	mg kg ⁻¹ TS
Kvicksilver	0,35	0,20	0,37	mg kg ⁻¹ TS
Nickel	17,0	18,5	10,6	mg kg ⁻¹ TS
Zink	755	730	680	mg kg ⁻¹ TS
Nonylfenol	3,40	3,55	4,40	mg kg ⁻¹ TS
PAH	0,64	0,42	0,70	mg kg ⁻¹ TS
PCB	0,03	0,04	0,03	mg kg ⁻¹ TS
Cd/P-kvot	27,9	20,4	29,8	mg Cd kg ⁻¹ P
TS slam	823	90	311	ton

Det viktade medelvärdet för slammet som producerades i Tierps kommun (Tabell 16) innehöll högre halter av krom, koppar, nickel, bly och zink än det svenska genomsnittsslammet. Däremot innehöll det lägre halter nickel, kadmium, kvicksilver, nonylfenol, PAH och PCB än slam certifierat enligt REVAQ (Tabell 16). Cd/P-kvoten varierade mellan 20–29 mg Cd kg⁻¹ P för de tre avloppsreningsverken i Tierps kommun. Det viktade medelvärdet för slammet i Tierps kommun var 27,8 mg Cd kg⁻¹ P vilket var strax över riksgenomsnittet och snittet för slam från Revaq-certifierade verk (Tabell 16).

Tabell 16. Genomsnittliga halter av fosfor, kväve, metaller och organiska föroreningar i avloppsslam från svenska reningsverk, REVAQ-certifierade reningsverk och viktat genomsnitt för det slam som produceras i Tierps kommun angivna i mg kg⁻¹ TS. Värden från svenska ARV är hämtade från SCB (SCB, 2016). Värden för REVAQ-certifierade verk är framräknade från de certifierade verkens inrapporterade emissionsdeklarationer.

Ämne	Svenska ARV	REVAQ-certifierade ARV	Tierp kommuns ARV	Enhet
Fosfor	2,9	2,7	2,6	% av TS
Totalkväve	4,1	4,8	6,0	% av TS
Bly	14,3	15,1	20,0	mg kg ⁻¹ TS
Kadmium	0,80	0,74	0,71	mg kg ⁻¹ TS
Koppar	309	319	570	mg kg ⁻¹ TS
Krom	23,1	23,4	24,9	mg kg ⁻¹ TS
Kvicksilver	0,40	0,48	0,34	mg kg ⁻¹ TS
Nickel	13,7	16,0	15,5	mg kg ⁻¹ TS
Zink	497	513	734	mg kg ⁻¹ TS
Nonylfenol	4,10	6,96	3,67	mg kg ⁻¹ TS
PAH	0,47	0,74	0,63	mg kg ⁻¹ TS
PCB	0,040	0,094	0,031	mg kg ⁻¹ TS
Cd/P-kvot	27,2	27,4	27,8	mg Cd kg ⁻¹ P
TS slam	200 510	95 459	1 224	ton

Det viktade genomsnittet för slammet som producerades under 2016 i Tierps kommun (Tabell 16) visade att om allt slam skulle blandas hamnar halten koppar på 570 mg kg⁻¹ TS som årsgenomsnitt vilket är under gränsvärdet på 600 mg kg⁻¹ TS.

5.5 BEHANDLING AV SLAMMET

När slammet behandlas bryts i vissa fall en del av det organiska materialet ned, i andra fall sker tillsatser, vilket påverkar slammets sammansättning och mängd efter behandling. Den beräknade sammansättningen i slammet efter respektive behandling är sammanställd i (Tabell 17). Torkning till en TS-halt på 90 % innebär att 5770 ton vatten avdrivs från slammet och massan minskade från 7133 ton till 1350 ton, en minskning med drygt 80 %. Mängden kväve som avgick under torkningen uppgick till 6,4 ton. Vid rötning minskar också den totala mängden slam då organiskt material bryts ned och avgår som metan och koldioxid. Halten organiskt material minskade med 50 % vilket resulterade till att massan TS i slammet minskade med 37 %. Vid kompostering sker också nedbrytning av det organiska materialet. Inblandning av strukturmaterial ledde till att mängden TS fördubblades men den totala mängden kompost minskade med 11 %. Nedbrytningen av organiskt material under lagring sker inte lika effektivt som vid rötning och kompostering. De framräknade värdena visade att mängden TS i lagrat slam minskade med drygt 3 % men med de antaganden om avdunstningen av vatten gjorde att mängden slam minskade totalt med 30 %.

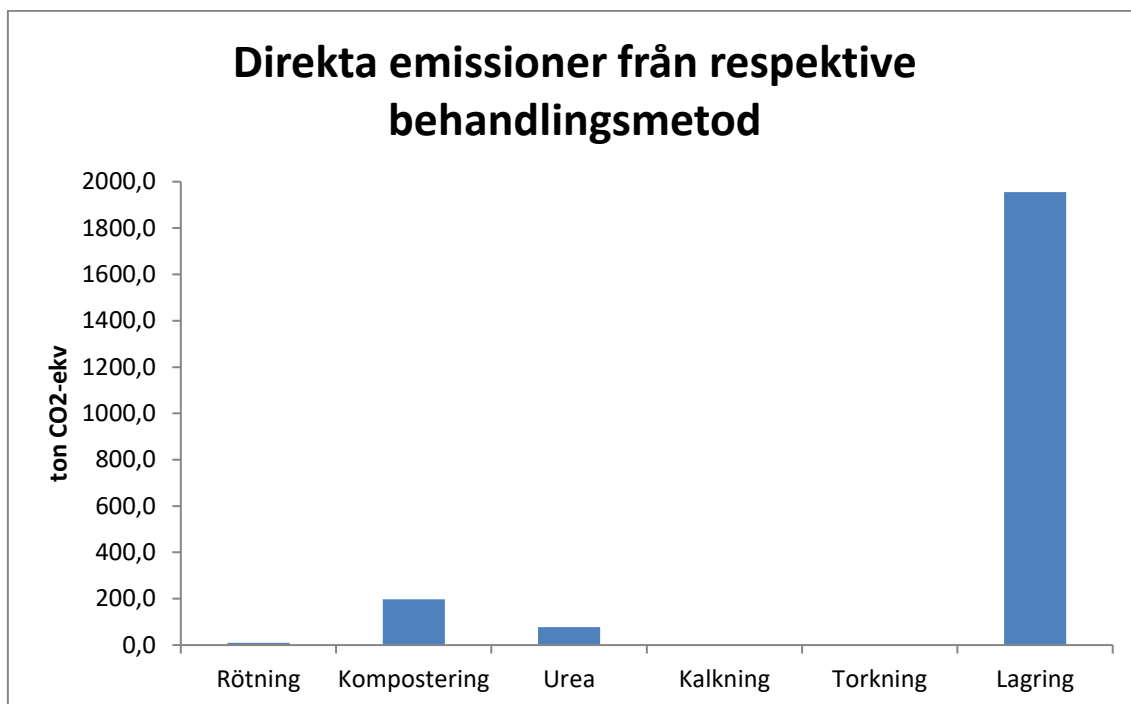
Tabell 17. Beräknad sammansättning av slammet efter respektive behandlingsmetod.

Ämne	Torkning	Rötning	Kompostering	Kalk	Urea	Lagring	Enhet
TS-halt	90	20	40	24	20	25	%
GF	74	59	87	49	75	73	% av TS
Fosfor	2,6	4,1	1,2	1,7	2,5	2,6	% av TS
Tot-N	5,3	9,5	2,0	2,5	9,9	5,8	% av TS
Kadmium	0,71	1,1	0,34	0,46	0,68	0,72	mg kg ⁻¹ TS
Krom	25	40	12	16	24	25	mg kg ⁻¹ TS
Koppar	570	900	280	370	550	580	mg kg ⁻¹ TS
Kvicksilver	0,35	0,54	0,17	0,23	0,33	0,35	mg kg ⁻¹ TS
Nickel	16	25	7,5	10	15	16	mg kg ⁻¹ TS
Bly	20	32	9,7	13	19	20	mg kg ⁻¹ TS
Zink	740	1160	360	480	710	750	mg kg ⁻¹ TS
Nonylfenol	3,7	5,8	1,8	2,4	3,6	3,7	mg kg ⁻¹ TS
PAH	0,64	1,0	0,31	0,42	0,61	0,65	mg kg ⁻¹ TS
PCB	0,031	0,049	0,015	0,023	0,028	0,033	mg kg ⁻¹ TS
TS slam	1220	770	2530	1860	1270	1200	Ton
Tot slam	1350	4630	6310	7620	6330	4800	Ton

Den totala mängd kalk som behövde tillsättas var ca 490 ton på ett år och priset för den mängden kalk var 590 000 kr. Den förlust av kväve som skedde på grund av pH-ökningen uppgick till 28 ton. Mängden urea som behövde tillsättas för att uppnå en behandling på 1,6-vikts% var ca 114 ton och priset för den mängden urea var 630 000 kr. Emissionerna var relativt låga under ureabehandlingen vilket innebar att mängden

TS i slammet efter behandling ökade med 1,6 % men den minskade vattenhalten resulterade i att den totala massan minskade med 12 %.

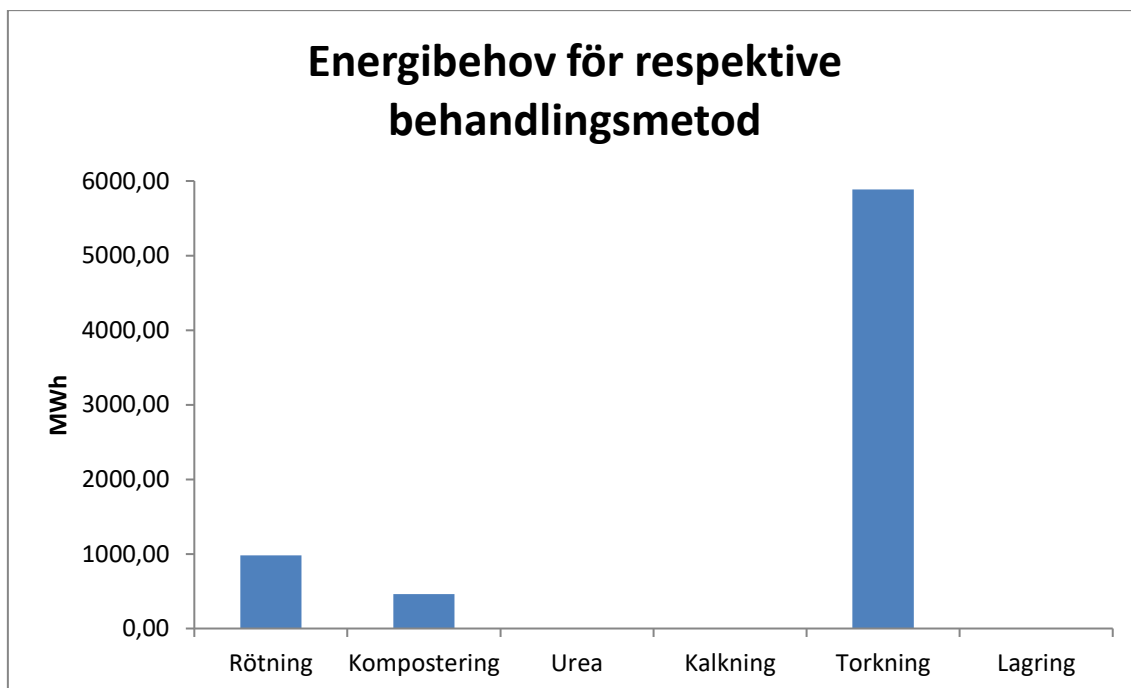
Läckaget av metan från rötningsprocessen gav upphov till ca 10 ton CO₂-ekv (Figur 4). Kalkning och torkning gav inga emissioner. Emissioner av lustgas och metan under komposteringsprocessen motsvarade 190 ton CO₂-ekv och emissionerna av lustgas, metan och koldioxid från dieselförbrukningen vid vändning av komposten var 10 ton CO₂-ekv (Figur 4). Lagring var den behandlingsmetod som gav störst emission av växthusgaser, 1950 ton CO₂-ekv (Figur 4).



Figur 4. Sammanställning av direkta emissioner, där emissioner av lustgas och metan är omräknat till CO₂-ekv, som behandlingsmetoderna gav upphov till vid behandling av 2016 års slamproduktion.

Transporterna av slam från Söderfors och Skärplinge till Tierp för behandling gav upphov till emissioner på 0,3 ton CO₂-ekv och motsvarade en energiförbrukning på 10 MWh.

Torkning var den behandlingsmetod som hade högst energibehov, 5900 MWh (Figur 5). Öppen kompostering hade ett energibehov på 460 MWh (Figur 5). Rötning behövde 980 MWh för driften men den producerade mängden metan uppgick till 225 000 Nm³ vilket motsvarar ett energiinnehåll på 2240 MWh. För inblandning av kalk eller urea var energiförbrukning 8,5 respektive 6,7 MWh.



Figur 5. Sammanställning av det energibehov som respektive behandlingsmetod behövde för behandling av 2016 års slamproduktion.

Massan slam som ska transporteras till slutanvändning beror på vilken behandling slammet genomgått enligt Tabell 17. Emissioner och energiförbrukning för transporten av slammet till slutanvändning är proportionerliga mot massan som ska transporteras. Transporten av torkat slam, som resulterade i minst mängd slam, gav därför upphov till lägsta emissioner och energiförbrukning vid transport till slutanvändning. Kalkat slam som resulterade i mest massa gav upphov till högst emissioner och energiförbrukning (Tabell 18).

Tabell 18. Emissioner och energiförbrukning för transport av behandlat slam till slutanvändning.

Behandling	Emission (ton CO ₂ -ekv)	Energiförbrukning (MWh)
Torkat	0,36	12,6
Rötat	1,23	43,0
Komposterat	1,67	58,6
Kalkat	2,02	70,7
Ureabehandlat	1,67	58,7
Lagrat	1,27	44,5

5.6 ANVÄNDNING AV SLAMMET

Eftersom det idag är tillåtet att använda obehandlat slam på åkermark om det brukas ned senast inom ett dygn (SNFS 1994:2) är det för nuvarande ett alternativ utan att behöva införa någon ny behandling för slammet. Kopparhalten i slammet begränsade ytan som slammet kan spridas på för att inte överstiga gällande gränsvärde om maximal tillförsel på 300 g ha⁻¹ år⁻¹ (Tabell 3) till 2325 hektar. Det motsvarar 3 ton slam per hektar och år.

För att sprida maximal fosforgiva, 22 kg per hektar, skulle det obehandlade slammet behöva spridas på 1420 hektar, vilket motsvarar 5 ton slam per hektar.

För de utvärderade behandlingsmetoderna var det endast rötning som ändrade sammansättningen på slammet så att det inte klarade gränsvärdena för spridning på åkermark (Tabell 2 och Tabell 17). Förlusten av organiskt material under rötningen gjorde att koncentrationerna av zink och koppar, 1164 respektive 903 mg kg⁻¹ TS (Tabell 17), överskrider de gällande gränsvärdena på 800 respektive 600 mg kg⁻¹ TS. Den totala massan koppar i slammet påverkades inte av någon av de utvärderade behandlingsmetoderna och därför krävdes det samma yta åkermark som för obehandlat slam, 2325 hektar, för att få avsättning av allt slam till åkermark. Mängden fosfor påverkades inte heller av någon av de utvärderade behandlingsmetoderna. För det behandlade slammet gäller därför samma sak som för det obehandlade slammet, att det inte är möjligt att sprida slammet på åkermark och nå upp till maximal fosforgiva om 22 kg per hektar för då överskrids tillförseln av den tillåtna mängden koppar. Hur stor mängd slam som kunde spridas på åkermark (Tabell 19) skiljde sig beroende på behandling då sammansättningen i slammet förändrades (Tabell 17). Behandlingsmetoderna påverkade innehållet av kväve i slammet vilket resulterade i olika lustgasemissioner vid spridning av slammet på åkermark (Tabell 19).

Tabell 19. Maximala mängden slam som får spridas på en hektar för att inte överstiga tillförseln av koppar efter respektive behandlingsmetod samt resulterande fosfor och kvävegiva samt emission av CO₂-ekv vid användning av slammet på åkermark.

Behandling	kg slam våtvikt per ha	Fosfortillsats (kg P per ha)	Kvävetillsats (kg N per ha)	Emission ton CO₂-ekv
Torkat	580	13	28	191
Komposterat	2700	13	22	152
Kalkat	3280	13	19	135
Ureabehandlat	2176	13	54	372
Lagrat	2063	13	30	206

I och med att det idag saknas generella bestämmelser för användning av avloppsslam på annan mark än åkermark (Naturvårdsverket, 2013) kan slammet som inte avsätts till åkermark därför ingå som ingrediens vid tillverkning av jordprodukter. Det har under litteraturstudien inte framkommit att det finns begränsningar med avseende på kvaliteten i avloppsslammet som skulle förhindra detta. Användandet av avloppsslam inom anläggningsarbeten är snarare styrd av de platsspecifika krav där jordprodukten ska användas.

6. DISKUSSION

6.1 SLAMKVALITET I TIERPS KOMMUN

Slammet från Tierp, Skärplinge och Söderfors ARV har mellan 2012 och 2016 haft slam med otillåten hög halt toluen för överlåtelse till jordbruksändamål enligt överenskommelsen mellan NV och intresseorganisationer (kap 2.3; Naturvårdsverket *et al.*, 1996). Det underlag som finns från mätningar sedan överenskommelsen om att mäta toluen som indikatorämne i slam har visat att halterna oftast är allra högst i slam från mindre reningsverk. Orsaker till detta kan vara att den polymer som används vid avvattnings innehåller toluen eller att slammet lagras anaerobt vilket leder till att toluen bildas. Toluen i slam innebär däremot ingen miljö- och hälsorisk utan mätningarna i överenskommelsen syftar till att detektera utsläpp av lösningsmedel till avlopps nätet (Hellström *et al.*, 1998).

Kopparhalten i slammet från Skärplinge har under perioden 2012–2016 legat över gällande gränsvärden för överlåtelse till jordbruk. I miljörapporterna från samma period konstateras det att slammet innehåller förhöjda halter koppar. Data för vad halten koppar varit i slammet från Skärplinge innan 2012 har inte gått att få tag på. Vanliga orsaker till förhöjda kopparhalter i slam är korrosion på kopparledningar i vattennätet (Eklund, 2016). Halterna av kadmium, krom, nickel och zink har legat över gällande gränsvärden i slammet från Söderfors reningsverk under perioden 2012–2016. Söderfors är det minsta reningsverket i Tierps kommun och producerar relativt lite slam. Punktutsläpp från verksamheter eller fastigheter som är kopplad avloppsvattennätet kan därför ge påtagliga effekter på avloppsslammet.

Tierps ARV var de reningsverk som under perioden 2012–2016 har haft bäst kvalitet på slammet. Det är även i Tierps ARV som det produceras mest slam per år. Att den största andelen slam i Tierps kommun är av god kvalitet är gynnsamt om TEMAB ska börja överlåta slammet till jordbruksändamål. Om slam från Skärplinge och Söderfors inte klarar gränsvärdena är det en mindre andel slam som behöver ett alternativt slutanvändningsområde.

Det viktade genomsnittsslammet som producerades i Tierps kommun hade en hög halt bly, koppar och zink vid jämförelse med slam från övriga reningsverk i Sverige för 2016 års produktion (Tabell 16). Halten kadmium som brukar vara det mest omdiskuterade ämnet i slam var däremot lägre i slammet från Tierps kommun, både jämfört med slam från övriga reningsverk i Sverige och slam från Revaq-certifierade reningsverk.

Cd/P-kvoten i det viktade genomsnittsslammet från Tierps kommun (Tabell 16) låg på samma nivå som genomsnittsslammet i Sverige och slam från Revaq-certifierade verk för 2016 års produktion. Något som inte hanteras i rapporten är de ca 3900 hushåll med enskilda avlopp som finns i Tierp. Slammet från de enskilda avloppen transporteras och behandlas vid de större reningsverken. Majoriteten av de enskilda avloppen i Tierps

kommun är av typen slamavskiljare. Slam från slamavskiljare utan kemisk fällning har ofta dålig kvalitet och kan därför försämra kvaliteten på slammet som kommer ut från reningsverket (Elmefors, 2016). En studie av Elmefors & Ljung (2014) visade att slam från slamavskiljare hade en kadmium-fosforkvot på 52-92 mg Cd/kg P medan slutna tankar, som utgör en mindre del av de enskilda avloppen i Tierps kommun, hade 16-56 mg Cd/kg P. Ytterligare analyser av det inkommande externa slammet bör göras för att kontrollera om inblandning av det slammet kommer påverka kvaliteten på slammet ut från respektive ARV. För att minska halten av inkommande oönskade ämnen kan en kartläggning av anslutna verksamheter göras. Det har inte ingått i denna studie att hitta förklaringar till slammets kvalitet men om ambitionen är att överlåta slammet till jordbruksändamål kan det vara nödvändigt att spåra och åtgärda utsläpp av vissa metaller, främst koppar i Skärplinge.

6.2 REGELVERK

NV:s föreslagna målsättning i förordningen om hållbar återföring av fosfor att minst 40 % av fosfor i avlopp ska tas tillvara och återföras som växtnäring till åkermark blir i princip omöjlig att nå upp till om det inte finns lantbrukare som är villiga att ta emot slammet. I och med att NV föreslår skärpningar av gränsvärden för några metaller och andra oönskade ämnen i avloppsslam samt krav på uppströmsarbete för kommunala ARV innebär det att den dagliga driften kommer likna det arbete som krävs för Revaq-certifiering. Om förslaget blir antaget kan det innebära att acceptansen höjs för att använda avloppsslam på åkermark utan att den är certifierad.

Det har inkommit många remissvar till NV rapport 6580 (Naturvårdsverket, 2013) som innehåller förslagen till en ny slamförordning och det har under denna studie inte funnits tid att sammanställa alla de synpunkterna. För att ändå lyfta synpunkter från branschen lästes remissvaret från Stockholm Vatten, som är Sveriges största vatten- och avfallsbolag (Lagerkvist *et al.*, 2013). Stockholm Vatten tillstyrker etappmålet om att minst 40 % av fosfor i avlopp ska återföras till åkermark till 2018. Cirka 95 % av inkommande fosfor avskiljs till slammet vilket innebär att drygt 40 % av producerat slam behöver komma ut på åkermark för att uppfylla målet och Stockholm Vatten har gjort bedömningen att det är rimligt att uppnå. Med en återföring av 40 % av fosfor menar NV att användandet av den mineralgödsel som används idag kan minska. Nettoinförseln av kadmium till Sverige skulle på så vis också minska. Stockholm Vatten delar NV:s uppfattning om att fördelarna överväger nackdelarna med slamspridning och de risker som finns kan hanteras. När det gäller etappmålet om att 10 % av inkommande kväve ska återföras till produktiv mark innebär det att en större mängd slam måste spridas då mindre del av kvävet fastläggs i slammet. Stockholm Vatten bemöter förordningsförslaget att det i praktiken krävs att kväve utvinns ur rejektivattnet efter avvattning av slammet för att uppnå målet om kväveåterföring vilket kräver stora och kostsamma omställningar. Det stora investeringsbehovet och de högre driftkostnaderna för att uppnå en återföring på 10 % av kvävet är enligt Stockholm Vatten svärmotiverat. Därför avstyrker de det förslaget. De avstyrker även förslaget om långtgående

hygienisering och anser att långtidslagring enligt Revaq bedöms vara tillräckligt. Stockholm Vatten anser att detaljkraven för att uppnå en tillräcklig hygienisering kommer kraftigt styra mot värmebehandlingar vilka är energiintensiva processer som kommer öka resursförbrukningen. Stockholm Vatten känner inte till något fall där slamspridning kunnat kopplas till att någon blivit smittad eller sjuk och att det därför inte är samhällsekonomiskt försvarbart att införa de långtgående kraven på hygienisering. Stockholm Vatten tillämpar långtidslagring (6 månader) i enlighet med reglerna inom Revaq vilka de bedömer vara tillräckliga även i framtiden (Lagerkvist *et al.*, 2013).

6.3 URVAL ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN

Utöver de användningsområden som utvärderades finns det varianter på användningsområden beskrivna i litteraturen. Förbränna slam i cementugn är ett sådant exempel men det kräver ett redan torkat slam (Balmér & Finnson, 2013). Avståndet till de tre cementtillverkningsplatser som finns i Sverige, norra Gotland, södra Öland och Skövde ligger även på ogynnsamma avstånd från Tierps kommun. Att förädla slammet genom tillsatser för att nå en fullgödselprodukt till jordbruk eller skog är också beskrivet men det förutsätter också ett redan torkat samt pelleterat slam (Balmér & Finnson, 2013; Sahlén *et al.*, 2011)

Att göra kompost av slam bedömdes i denna studie inte vara ett slutligt användningsområde. Däremot är komposterat slam från rening av avloppsvatten undantaget det deponeringsförbud som gäller för organiskt avfall (NFS 2004:4) vilket innebär att lägga kompost på hög är ett möjligt avsättningsalternativ för avloppsslam. För att slammet ska undantas från deponeringsförbudet bör den aktiva komposteringsfasen uppgå till minst sex månader för icke rötat slam och efterlagras i minst sex månader (Allmänna råd NFS 2004:4). Att deponera komposterat avloppsslam lever dock inte upp till de någon av de två urvalskriterier som användes i denna studie. Gödsling av skogsmark anges ofta som ett alternativ för slam användning (Henriksson *et al.*, 2012; Naturvårdsverket, 2013; Balmér & Finnson, 2013) men i och med det ska föregås av samråd med Skogsstyrelsen som är skeptiskt till det bedömdes det inte rimligt som alternativ för TEMAB. Det förekommer men är väldigt ovanligt att använda slam som gödsel till skogsmark i Sverige (Tabell 1). Det finns studier (Sahlén, 2006) på miljöeffekter av gödsling med avloppsslam i Sverige och Nordamerika som har visat att det inte innebär någon negativ hälsoeffekt för människa eller djur och växter med avseende på kväveläckage, tungmetaller, syntetiska föreningar eller patogener men Skogsstyrelsen anser att kunskapen om miljö- och hälsoeffekter vid användning av slam som gödsel inom skogsbruket idag är otillräckliga (Naturvårdsverket, 2013). Skogsstyrelsen har även vid flertalet tillfällen ifrågasatt de skrivelser på området som finns i NV:s rapporter (Lomander, personlig kommunikation 2017).

6.4 ANVÄNDNING AV SLAMMET

De användningsområden som levde upp till urvalskriterierna var att sprida slammet på åkermark eller att göra jordprodukter av slammet. Det finns drygt 20 000 hektar åkermark i Tierps kommun vilket nästan är tio gånger så stor areal som behövs för att möjliggöra avsättning för allt slam till åkermark. En förutsättning för spridning på åkermark är att lantbrukare är villiga att ta emot slammet. Majoriteten av det slam, 60 % (SCB, 2016), som sprids på åkermark i Sverige kommer från ARV som är certifierade enligt Revaq och Lantmännen har sedan 2015 antagit en policy som anger en lägsta nivå för leverans av spannmål och andra grödor till Lantmännen Lantbruk. Policyn säger att kommunalt avloppsslam endast får användas i produktionen av grödorna om det är certifierat enligt Revaq (Lantmännen, 2017). Trots att slammet lever upp till kvaliteten enligt gällande svenskt regelverk kan avsättning för avloppsslam till åkermark försvåras om slammet inte är certifierat enligt Revaq. Det har inte framkommit om det finns energiskogsodlingar i Tierps kommun men i Uppsala län bedrivs det odling av energiskog på 1657 hektar (SCB, 2017). I och med att det är mindre kontroversiellt att odla energiskog med slam än matprodukter kan det vara ett alternativ. Det har inte gjorts någon undersökning för möjligheterna till avsättning för slam som anläggningsjord. I och med att avloppsslam inte får deponeras behöver jordblandningen användas till anläggningsändamål för att inte jordmassorna ska likställas med deponering. Om slammet däremot, som nämnts tidigare, komposteras får det deponeras vilket underlättar hanteringen då komposten vid fall den inte kan användas till anläggningsjord istället kan deponeras.

6.5 BEHANDLINGSMETODER

De behandlingsmetoder som utvärderats i denna rapport bygger på de av NV föreslagna metoder som anses uppnå en tillräckligt god hygienisering. Utbredningen av kalkbehandling i Sverige har varit svår att uppskatta. I samtal med Nordkalk (Nordholm, personlig kommunikation 2017) framkom fyra kommuner där kalkning av avloppsslammet förekom, Flen, Staffanatorp, Höör och Kungsbacka. I Kungsbacka har de kalkat sedan 1975 och får ut allt sitt slam på åkermark (Bäckman, personlig kommunikation 2017). Däremot trodde de att kalkbehandlingen är på väg bort på grund av att efterfrågan på kalkat slam har minskat då marken inte är lika försurad längre. En annan anledning var att de driftparametrar, i synnerhet temperatur, som föreslagits av NV skulle bli svår att kontrollera ansåg de (Bäckman, personlig kommunikation 2017). Kungsbacka har även gjort anläggningsjord i egen regi med deras kalkade slam men deras erfarenhet var att det var svårt att få en bra produkt och det krävdes mycket inblandning av annat material. Det i sin tur ökade volymerna ännu mer vilket inte ansågs fördelaktigt. I Staffanatorp har de kalkat sedan 2007 (Alm, personlig kommunikation 2017). Efter kalkbehandlingen lagras slammet i en silo dit lantbrukare kommer och hämtar slammet själva. Att slammet är kalkat anses av Håkan Alm vara en förutsättning för att lantbrukarna ska vara villiga att ta emot det. Enligt uppgifter från 2015 var pH på åkermarken mellan 4,5–6,7 där slammet sprids. Hur pH-förhållandena i

jordarna ser ut i Tierps kommun har inte undersökts i detta projekt men försurning är generellt inget miljöproblem i Uppsala län på grund av den kalkrika jordart som täcker Uppsala län (Länsstyrelsen Uppsala län, 2017).

Behandling med urea är en relativt ny metod för att hygienisera slam men har i försök visat ge tillräcklig hygienisering (Vinnerås *et al.*, 2017). Kombinationen av att det är en enkel metod och har visat på minskade utsläpp av växthusgaserna lustgas och metan under behandlingstiden gör den intressant om slammet ska användas på åkermark (Willén *et al.*, 2016b). Det är ofta fosfor som lyfts fram i diskussionen om slam användning men det används betydligt mer kväve vid gödsling. Den förbättrade N/P-kvoten som erhålls med ureabehandling kan ge ett större incitament för lantbrukare att ta emot slam.

Torkning av slam är som tidigare nämnts en energiintensiv process. Enligt Tierps ARV miljörapport för verksamhetsåret 2015 (Johnsen, 2016) var elenergiförbrukningen 557 MWh. Torkningsprocessen skulle alltså öka energiförbrukning med en faktor 10 för Tierps ARV. Fördelen är att transportbehovet minskar avsevärt. Däremot är energibehovet så stort för torkning att avståndet till området där slammet ska avsättas behöver vara 1200 mil för att det energimässigt ska vara fördelaktigt jämfört med att transportera ej torkat slam. Det har varit svårt att utröna hur utbredd torkning är i Sverige men det förefaller vara ovanligt. I Skellefteå gjordes tidigare försök tillsammans med SLU där torkat slam användes som skogsgödning (Jonsson, personlig kommunikation 2017). Dessa försök avvecklades för att torkningen av slam var så energikrävande. Skellefteå ARV håller nu på att testa en annan torkmetod tillsammans med företaget Outotec där det torkade slammet ska användas till förbränning där energin går till fjärrvärmenätet och den fosforrika askan ska användas som gödsel. Det har även genomförts försök där slam har blandats med urea och därefter torkats (Sahlén *et al.*, 2011). Torkat och kväveberikat slam gör det mer aktuellt som ett gödselmedel till skogsmark. Torkning påverkar inte koncentrationerna på TS-basis av metaller eller fosfor i slammet (Baresel *et al.*, 2017). Det torkade och pelleterade slammet har många fördelar men det ska vägas mot energibehovet och investeringskostnaderna. Investeringskostnader har i en tidigare studie uppskattats av leverantörer vara drygt 10 miljoner för utrustning med kapacitet att torka 7500 ton slam per år (Widman, 2014).

Att röta slammet ger ett mervärde i form av den biogas som bildas. Investeringskostnad för en rötningsanläggning har varit svår att uppskatta. Det har inte framkommit någon anläggning som rötar termofilt i den storlek som skulle vara aktuell för Tierp. Däremot togs en anläggning i Härnösand i drift i början av 2017 som rötar mesofilt. Den anläggningen har en kapacitet på runt 6000 ton per år och har även en anläggning för uppgradering till fordonsgas. Investeringskostnaden var runt 60 miljoner för rötchamrarna och uppgraderingsanläggning och från att bygget började tog det knappt två år tills den var i drift (Marklund, personlig kommunikation 2017). Hur mycket anläggningen kostade utan uppgraderingsanläggning till fordonsgas är oklart. I början av det projektet var tanken att de skulle driva termofil samrötning med matavfall och avloppsslam men i samråd med Mörrum ARV som rötade termofilt planerade de om till

mesofil rötning. Drifterfarenheterna från Mörrum ARV vid termofil rötning var att bildningen av ammoniak och ammonium i rötammaren hämmade de metanogena bakterierna. På grund av driftproblemen valde Mörrum ARV att byta till mesofil rötning. Från andra röttningsförsök har det däremot visats att termofil drift är mer tålig mot hög ammoniak- och ammoniumhalt än mesofil drift (Chiu & Lo, 2016). Omställningen till mesofil rötning i Härnösand ledde till byggnation av en hygieniseringskammare där rötresten hettas upp till 60°C istället (Marklund, personlig kontakt 2017). I denna rapport antogs att metanproduktionen var densamma för mesofil och termofil rötning baserat på lab-försök vid de olika drifttemperaturerna (Kjerstadius *et al.*, 2012). Andra studier har visat på en ökning av biogasproduktionen med 19 % vid termofil drift (Chiu & Lo, 2016). Våt röttningsprocess är den vanligaste metoden i Sverige och valdes därför i denna rapport för att dataunderlaget är störst. Men utöver att den våta processen har ett större energibehov från pumpning som tidigare nämnts har det även rapporterats att våt rötning ger lägre utröttningsgrad och mindre biogasproduktion än torr rötning. Vid en jämförelse av 63 röttningsanläggningar i Tyskland var produktionen av biogas i genomsnitt ca 10 % högre för anläggningar med torr rötning (Chiu & Lo, 2016). I samma studie rapporteras att när matavfall samrötas med slam kan det öka produktionen av biogas genom att det höjer C/N-kvoten i substratet. Slam har generellt en låg C/N-kvot vilket leder till en hög koncentration av ammoniak i rötammaren som hämmar de metanogena bakterierna. Vid inblandning av matavfall som generellt har en högre C/N-kvot minskar ammoniakkoncentrationen vilket ger en mer gynnsam miljö för de metanogena bakterierna (Chiu & Lo, 2016). I Tierps kommun finns redan ett system för insamling av matavfall som uppskattningsvis samlar in runt 1500 ton matavfall per år som de betalar 450 kr ton⁻¹ för att Uppsala ska ta emot och röta. Vid anläggandet av en rötanläggning i Tierp skulle matavfallet kunna samrötas med slammet. Den energirika gasen som bildas vid rötning av slammet kan användas till fjärrvärme eller uppgraderas till fordonsgas men det är en stor investeringskostnad för en röttningsanläggning.

Den enklaste lösningen för Tierps kommun är förmodligen att kompostera slammet, vilket görs idag. Förslaget från NV innebär att komposteringsprocessen behöver kompletteras med temperaturmätningar för att bestämma temperaturprofilen i strängarna. Temperaturprofilen används därefter till att avgöra hur ofta komposten ska vändas för att hela komposten ska uppnå tillräcklig temperatur för att hygieniseras (Tabell 5). Som reglerna ser ut idag är öppen kompostering en enkel lösning. Det komposterade materialet är även undantaget deponeringsförbudet vilket eliminerar behovet att få avsättning av slammet till jordbruk eller anläggningsarbeten. Öppen kompostering i strängar har visat sig kunna ge problem med lukt (RVF Utveckling, 2005) vilket är beakta vid val plats för behandlingen. Vid slutna reaktorkompostering är det lättare att övervaka de föreslagna processparametrarna och gaser kan genom utsug lättare hanteras.

6.6 VÄXTHUSGASER

Som resultaten visar (Figur 4) genererar lagring av slam högst emissioner av CO₂-ekv. Det framkom under litteraturstudien att emissionsfaktorer varierar mycket samt att de faktorer som hittades alltid utgick från mätningar på rötat slam. För att avgöra den potentiella metanbildningen i ett slamparti under rötning kan slammets maximala metanbildningskapacitet (B_0) mätas genom att låta rötningen pågå tills metanbildningen upphör. B_0 anges i enheten normal-ml CH₄ g⁻¹ GF där normal-ml mäts vid 0°C och 1 atmosfärs tryck. I en studie (Dubrovskis *et al.*, 2010) av rötningsskapacitet av olika slamtyper mättes den maximala metanbildningskapaciteten på råslam och råslam som lagrats lång tid (inte angivet exakt hur länge). För råslam var genomsnittet av B_0 233 ml CH₄ g⁻¹ GF och för långlagrat råslam var B_0 122 ml CH₄ g⁻¹ GF. Andra mätningar (Jönsson *et al.*, 2014) visade att B_0 för färskt mesofilt rötat slam var 204 ml CH₄ g⁻¹ GF och efter ett års lagring var B_0 100 ml CH₄ g⁻¹ GF. Det visar att den maximala metanbildningskapaciteten är i samma storleksordning för råslam och mesofilt rötat slam. Det skänker legitimitet till att använda en emissionsfaktor för metan under lagring som är uppmätt från mesofilt rötat slam. Det innebär också att vid införande av rötning som slambehandling kommer efterlagringen av det rötade slammet potentiellt bidra med stora växthusgasutsläpp. Med de emissionsfaktorer som föreslagits av Willén *et al.* (2016) skulle CO₂-ekv bli 170 och 74 ton från emissioner av metan respektive lustgas. De tillsammans är långt under det värde på 1955 ton CO₂-ekv som erhöles med faktorerna från Flodman (2002) som användes i denna studie. I mätningarna av Willén *et al.* (2016) är det också, till skillnad från mätningarna av Flodman (2002), metan som utgör störst andel av CO₂-ekv. I denna studie var emissionen av metan och lustgas 130 respektive 1825 ton CO₂-ekv. En anledning till skillnaden i värdena kan vara att Flodman utförde sina mätningar under fyra sommarmånader vilket ledde att slammet torkade mera och ökade syretillgången i slampartiet medan mätningarna av Willén *et al.* (2016) påbörjades på hösten.

Vid kompostering råder syrerika förhållanden. Därför missgynnas de metanbildande organismerna men emissionen av lustgas blir desto högre. Med de värden som använts i denna studie utgör emissionen av lustgas i princip 100 % av GWP₁₀₀ från kompostering. Från försök av Amlinger *et al.* (2008) med kompostblandningar gavs rekommendationen att C/N-kvoten i komposten helst ska ligga mellan 25 och 35. Om kvoten är för låg kommer utsläppen av ammoniak och lustgas att öka, speciellt för en kompost med hög temperatur och som är väl syresatt. Om kvoten blir för hög däremot kan nedbrytningen hämmas av för liten tillgång av kväve för mikroorganismerna (Amlinger *et al.*, 2008). Amlinger *et al.* (2008) visade också att temperaturen spelade en stor roll för emissionerna. I försöken upphörde emissionen av lustgas när temperaturen översteg 45°C. Däremot var avgången av kväve som ammoniak högst mellan 40–50°C. För metan visade mätningarna att emissionen var 0,64–1,33 % av den totala avgången av C (Amlinger *et al.*, 2008). Om medelvärdet 1 % används tillsammans med antagandet i denna studie att 50 % av tot-C avgår under kompostering hade det givit ett metanutsläpp på 2,2 ton CH₄ som motsvarar 77 ton CO₂-ekv för slammet i Tierps

kommun. Det är något högre än de 58 ton CO₂-ekv som beräknades med antagandena i denna studie. Från försöken av Amlinger *et al.* (2008) räknades två emissionsfaktorer fram för komposterat avloppsslam, 266 och 165 g N₂O ton⁻¹ våtvikt slam för kompostering i fyra respektive sju veckor. För slammet i Tierp skulle det innebära emissioner av lustgas motsvarande 565 respektive 350 ton CO₂-ekv. För de antaganden som användes i denna studie motsvarade lustgasemissioner från kompostering 130 ton CO₂-ekv. Amlinger *et al.* (2008) uppmätte alltså betydligt högre värden än vad som antagits i denna studie. Enligt författarna själva var C/N-kvoten en orsak till att emissionen av lustgas var så hög (Amlinger *et al.*, 2008). Det slam som användes i de mätningarna hade höga koncentrationer av kväve vilket ledde till väldigt låga C/N-kvoter för komposterna. C/N-kvoterna var 9,7 och 1,1 i de två kompostblandningar som mätningarna utfördes på. Med tillsats av strukturmaterial till slammet i Tierps kommun som antagits i denna studie var C/N-kvoten i kompostblandningen 27.

För termofil rötning antogs emissionen av lustgas i denna studie vara noll. Det stämmer troligtvis under själva rötningsprocessen då den höga temperaturen och syrefattiga miljön hämmar nitrifikationen och denitrifikationen. Emissioner av lustgas från röttningskammare brukar inte heller inkluderas vid LCA (Heimersson *et al.*, 2016; Susanne Tumlin *et al.*, 2014). Som identifierats av Avfall Sverige (Gunnarsson *et al.*, 2005) är de lustgasemissioner som uppstår relaterade till hanteringen före och efter rötning, dvs lagringsperioder för inkommande substrat till en biogasanläggning och efterlagringen. Läckaget av metan är beroende på hur anläggning sköts och byggs. I en sammanställning av Avfall Sverige (Holmgren, 2012) uppges att det i medeltal var 1,9 % av det producerade metanet som avgick som läckage från slamröttningsanläggningar mellan 2007 och 2012. Resultaten baseras på mätningar som driftpersonal själva gör vid anläggningarna inom ett frivilligt åtagande att systematiskt kartlägga och minska sina utsläpp. Inom ramen för de mätningarna ingick att mäta metanavgången från avvattning av slammet och rötrestlagret (Holmgren, 2012). Värdet 0,15 %, som användes i denna studie, uppmättes av Gunnarsson *et al.* (2005) från endast röttningskammaren. I en litteratursammanställning av Heimersson *et al.* (2016) över livscykelanalyser visade det sig att det var vanligt att inkludera emissioner av metan till luften från förbränning av rötgasen och läckage av metan. Däremot skilde sig den totala mängden utsläpp av metan i studierna mellan som lägst 0,3 % och som mest 3 % av den totala mängden producerat metan. Det framgår inte i rapporten av Heimersson *et al.* (2016) varför skillnaden var så stor i de antagna värdena. Om det högre värdet, metanläckage på 3 %, hade använts i den här studien skulle emissionen uppgå till 176 istället för 9 ton CO₂-ekv.

När slam används som gödselmedel på åkermark uppstår emissioner av metan och lustgas till följd av mikroorganismernas aktivitet. Det är många faktorer som påverkar avgången av kväve som lustgas. Fuktigheten i jorden och nederbörden tillsammans med temperaturen har en stor inverkan på lustgasemissionen. Åkermarker med växande grödor kan minska avgången av lustgas genom deras upptag av kvävet (Willén *et al.*, 2016a). En studie av Willén *et al.* (2016a) där mesofilt rötat avloppsslam spreds på åkermark under hösten visade att lustgasemissioner från jorden var signifikativt högre

än från jord som inte tillförts avloppsslam. Avgången var 0,09 kg N₂O-N ha⁻¹ för kontrollen, 1,31 kg N₂O-N ha⁻¹ vid direkt inblandning och 0,68 kg N₂O-N ha⁻¹ vid en fördröjd inblandning på 4 timmar. Motsvarande emissioner vid spridning på våren var 0,15; 0,57 och 0,41 kg N₂O-N ha⁻¹. Slammet som spreds på våren var även behandlat med urea och hade trots det högre innehållet av kväve lägre emissioner av lustgas. Det förklaras med att ammoniak från urean kan hämna mikroorganismerna som orsakar emissionerna av lustgas. Fördröjd inblandning tenderade att minska emissionen av lustgas jämfört med att blanda in slammet på en gång. Avgången var generellt lägre på våren än på hösten vilket troligen beror på torrare jordar och grödans upptag av kväve på våren. Totalt uppmättes förluster av 0,71 och 0,34 % av tot-N vid spridning på hösten och inblandning direkt respektive fyra timmars fördröjning. Tidpunkten för inarbetning hade ingen statistiskt signifikant effekt på lustgasemissionen men en fördröjd inarbetning av slam tenderade att ge lägre emissioner av lustgas fast högre emissioner av ammoniak. Emissioner av metan visade sig vara negativa eller försumbara. I den tidigare nämnda litteratursammanställningen över LCA (Heimersson *et al.*, 2016) var det 10 av 49 studier som inkluderade emissioner av metan efter spridning på åkermark. Hälften av de studierna har dock angivit källor med ospecificerat slam och den andra hälften använde värden där källorna var oklara enligt Heimersson *et al.* (2016). Emissionsfaktorn på att 1 % av tot-N avgår som lustgas vid användning av slam på åkermark som använts i denna studie är ett rekommenderat värde från IPCC. De anger att det värdet i många fall är adekvat men att det beror på miljöfaktorer som klimat, jordsammansättningen, texturen och pH samt faktorer vid användning som total kvävetillförsel och typ av gröda som odlas (Guendehou *et al.*, 2006). Av de LCA som granskades av Heimersson *et al.* (2016) var det nästan hälften av de som inkluderade emissionen av lustgas efter spridning av slam på åkermark.

7. Slutsatser

Den här studien har undersökt gällande och kommande regelverk relevanta för slam användning samt utvärderat användningsområden och behandlingsmetoder för slammet som produceras i Tierps kommun. För att få en korrekt bild av miljöbelastning med avseende på växthusgasutsläpp skulle systemanalysen behöva bli mer omfattande och inkludera indirekta utsläpp. De värden som räknats fram i denna studie kan återanvändas i en sådan utvidgning av systemet.

Slammet från Tierps ARV, som utgör 70 % av den totala slamproduktionen i Tierps kommun, har ett innehåll av reglerade metaller som ligger under gällande gränsvärden. Det viktade genomsnittet för allt slam från 2016 års produktion visade att om slammet blandas skulle halterna av de reglerade metallerna ligga under gällande gränsvärden, detta trots att Skärplinge och Söderfors för vissa ämnen hade värden som översteg gränsvärdena. De beräkningar som gjordes visade dock att om allt slam från Tierps kommun samrötades termofilt skulle förlusten av organiskt material i slammet leda till

att halten koppar och zink i det rötade slammet överskred gällande gränsvärden för överlåtelse till jordbruksändamål.

Ur näringsåterföringssynpunkt är det fördelaktigt om slammet används som gödsel på åkermark. Om det även är mer hållbart ur ett klimatperspektiv kan inte denna studie svara på utan en expansion av systemet.

Torkning av slam var den mest energikrävande processen och skulle öka energikonsumtionen med en faktor 10 för Tierps ARV. Lagring gav de största utsläppen av växthusgaser.

Om slammet skulle rötas finns det enligt denna studie potential att utvinna nettoenergi med relativt låga utsläpp av klimatgaser. Däremot har studien inte tagit hänsyn till de indirekta utsläpp som skulle ske under uppförandet av en rötanläggning. Den exakta klimatnyttan går därför inte att svara på utifrån denna studie men rötning av slam brukar i livscykelanalyser påverka livscykeln positivt. Att bygga en röttningsanläggning kräver dock stora investeringar.

Behandling med urea visade på låga utsläpp av klimatgaser och låg energiförbrukning. Den kväveberikning i slammet som sker med tillsats av urea kan göra det mer attraktivt för jordbrukare att ta emot slammet.

Från de behandlingsmetoder som utvärderades är en kombination av kompostering och ureabehandling troligtvis mest intressant att gå vidare med. Slam som har en tillräckligt god kvalitet för att överlåtas till jordbruksändamål kan hygieniseras med urea vilket då ökar gödselvärdet på slammet. Slam som har för dålig kvalitet och inte får överlåtas till jordbruksändamål kan komposteras och används till produktion av anläggningsjord. Eftersom kompostering redan praktiseras finns kunskapen kring processen. Komposterat slam är även undantaget deponiförbudet vilket gör det möjligt att lagra det komposterade slammet i längre perioder mellan användning.

8. REFERENSER

8.1 LITTERÄRA KÄLLOR OCH INTERNETREFERENSER

- 86/278/EEGRådets direktiv 86/278/EEG av den 12 juni 1986 om skyddet för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. Europeiska gemenskapens råd.
- Amlinger, F., Peyr, S. & Cuhls, C. (2008). Green house gas emissions from composting and mechanical biological treatment. *Waste Management & Research*, 26(1), pp 47–60.
- Andersson, M. (2005). Tunga lastbilars koldioxidutsläpp, en kartläggning av tillståndet i Sverige. Borlänge: Högskolan Dalarna. (Nr: E 3153).
- Balmér, P. & Finnson, A. (2013). Slamanvändning och strategier för slamanvändning. Motala: Svenskt vatten.
- Baresel, C., Ludtke, M., Berg, M., Åfeldt, E. & Aronsson, A. (2017). Slamtorkning som en del av slamhantering vid Syvab Himmerfjärdsverket. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet. (Nr B2276).
- Boldrin, A., Andersen, J. K., Møller, J., Christensen, T. H. & Favoino, E. (2009). Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, 27(8), pp 800–812.
- Chiu, S. L. H. & Lo, I. M. C. (2016). Reviewing the anaerobic digestion and co-digestion process of food waste from the perspectives on biogas production performance and environmental impacts. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(24), pp 24435–24450.
- Cieślak, B. & Konieczka, P. (2017). A review of phosphorus recovery methods at various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of “no solid waste generation” and analytical methods. *Journal of Cleaner Production*, 142, Part 4, pp 1728–1740.
- Contin, M., Goi, D. & De Nobili, M. (2012). Land application of aerobic sewage sludge does not impair methane oxidation rates of soils. *Science of The Total Environment*, 441(Supplement C), pp 10–18.
- Cordell, D., Drangert, J.-O. & White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19(2), pp 292–305 (Traditional Peoples and Climate Change).
- Dubrovskis, V., Plume, I., Kotelenecs, V. & Zabarovskis, E. (2010). Anaerobic digestion of sewage sludge. (In 9th International Scientific Conference Engineering for Rural Development Proceedings (pp. 27-28).).
- EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (2010). Scientific Opinion on Lead in Food. *EFSA Journal* [online], 8(4). Available from: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2903/j.efsa.2010.1570/abstract>.
- Eklund, T. (2016). Utredning av orsaker till höga kopparhalter i Käppalaverkets slam [online]. Available from: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-190877>. [Accessed 2018-05-13].
- Elmfors, E. (2016). Avvattning av slam från små avloppsanläggningar – kvalitet och avsättning. Uppsala. (Rapport 2016:20).
- Elmfors, E. & Ljung, E. (2014). Omhändertagande av fraktioner från enkilda avlopp - nulägssammanfattning och framtidsplan. Malmö: Avfall Sverige. (U2014:15).
- European Commission (2001). Disposal and recycling routes for sewage sludge Part 3. European Commission DG Environment.

- Flodman, M. (2002). Emissioner av metan, lustgas och ammoniak vid lagring av avvattnat rötslam ; Karaktärisering av lakvatten från lager med avvattnat färskt rötslam. Malmö: RVF.
- Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J. & Palm, D. (2011). Miljöfaktaboken 2011-Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter. Värmeforsk rapport, 1183.
- Guendehou, S., Koch, M., Hockstad, L., Pipatti, R. & Yamada, M. (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 5 Chapter 5 "Incineration and Open Burning of Waste" (pdf-file at www.ipcc-nggip.iges.or.jp, accessed May 2011).
- Gunnarsson, I., Hoffman, V. von, Holmgren, M., Kristensson, I., Liljemark, S. & Pettersson, A. (2005). Metoder att mäta och reducera emissioner från system med rötning och uppgradering av biogas. RVF Utveckling. (2005:07).
- Harrysson, J. & Eriksson, E. (2016). Produktion och användning av biogas och rötresten år 2015. Eskilstuna: Statens energimyndighet. (ES 2016:04).
- Hasselgren, K. (2008). Omsättning av metaller i Salixodling gödslad med slamkompost. Helsingborg: Svenskt Vatten. (2008–5).
- Heimersson, S., Svanström, M., Laera, G. & Peters, G. (2016). Life cycle inventory practices for major nitrogen, phosphorus and carbon flows in wastewater and sludge management systems. The International Journal of Life Cycle Assessment, 21(8), pp 1197–1212.
- Hellström, H. (2009). Avsättning av energiprodukter från biologisk behandling - vilka frågeställningar kommer att bli aktuella? Borås: Waste Refinery. (WR-30B).
- Hellström, T., Hedvall, H., VAV AB & Falu kommun (1998). Toluen i avloppsslam. En studie av Lingsheds reningsverk. Stockholm. ISBN 978-91-89182-04-2.
- Henriksson, G., Palm, O., Davidsson, K., Ljung, E. & Seger, A. (2012). Rätt slam på rätt plats. Borås: Waste Refinery. (WR-41).
- Holmgren, M. A. (2012). Sammanställning av mätningar inom frivilligt åtagande 2007-2012. Malmö: Avfall Sverige. (ISSN 1103-4092; Rapport U2012:15).
- IPCC (2013). Working group 1 contribution to the IPCC fifth assessment report: Climate change 2012: The physical science basis. Draft Underlying Scientific-Technical Assessment.
- IPCC & Miguez Domingos (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, vol. 5, Waste.
- IPCC, National Greenhouse Gas Inventories Programme & Chikyū Kankyō Senryaku Kenkyū Kikan (2006). 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories [online]. Available from: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.htm>. [Accessed 2017-10-05].
- Johansson, B. & Forskningsrådet för miljö, areella näringar och samhällsbygganda (2011). Återvinna forfor - hur bråttom är det? Stockholm. ISBN 978-91-540-6064-1.
- Johnsen, J. (2016). Miljörapport för Tierps avloppsrenings 2015. Tierp.
- JTI. Avfall och avlopp - publikationer. [online] (2017). Available from: <http://www.jti.se/index.php?page=avfall---publikationer>. [Accessed 2017-02-16].
- Jönsson, H., Junestedt, C., Willén, A., Yang, J., Tjus, K., Baresel, C., Rodhe, L., Trela, J., Pell, M. & Andersson, S. (2014). Minska utsläpp av växthusgaser från renin av avlopp och hantering av avloppsslam. Svenskt vatten. (Rapport Nr 2015-02).

- Karolinska institutet & Institutet för miljömedicin (2013). Miljöhälsorapport 2013. Stockholm: Institutet för miljömedicin, Karolinska institutet. ISBN 978-91-637-3031-3.
- Kataki, S., West, H., Clarke, M. & Baruah, D. C. (2016). Phosphorus recovery as struvite: Recent concerns for use of seed, alternative Mg source, nitrogen conservation and fertilizer potential. *Resources, Conservation and Recycling*, 107, pp 142–156.
- Kirkeby, J., Gabriel, S. & Christensen, T. H. (2005). Miljøvurdering af genanvendelse og slutdisponering af spildevandsslam - en livscyklus screening af fire scenarier. Kungens Lyngby, Danmark: Institut for Miljø & Ressourcer Danmark Tekniske Universitet (DTU).
- Kjerstadius, H., Jansen, J. la C., Stålhandske, L., Eriksson, E., Olsson, M. & Davidsson, Å. (2012). Rötning av avloppsslam vid 35, 55 och 60°C - Utvärdering av hygieniseringseffekt, biogasproduktion samt reduktion av läkemedel och PAH. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling. (2012–15).
- Lag (2006:412)Lagen om allmänna vattentjänster. Stockholm: Miljö- och energidepartementet.
- Lagerkvist, R., Hallberg, M., Carlsson, A., Laurell, C., Bergström, A. & Wahlberg, C. (2013). Remiss från Miljödepartementet – Naturvårdsverkets redovisning av regeringsuppdrag om återföring av fosfor. Stockholm: Stockholm Vatten. (DNR 13SV843).
- Lantmännen. Slam- och restproduktspolicy 2015. [online] (2017). Available from: <https://www.lantmannenlantbruk.se/sv/Affarsvillkor/Inkopsvillkor-/Slam-och-restproduktspolicy-2015/>. [Accessed 2017-09-12].
- Levlin, E. (2001). Slamkvalitet och trender för slamhantering. Stockholm: VAV. ISBN 978-91-89182-56-1.
- Lind, A., Kotsch, M., Almqvist, H., Hansson, K., Nordén, L., Palmgren, T. & Stenlund, A. (2009). Råd vid mottagande av avloppsvatten från industri och annan verksamhet. Stockholm: Svenskt Vatten. (P95).
- Lundberg, K., Parkman, H., Heijkenskjöld, L., Olsson, I.-M., Forkman, M., Nilsson, E. & Gabring, S. (2011). Kadmiumhalten måste minska- för folkhälsans skull En riskbedömning av kadmium med minrealgödsel i fokus. Bromma: Kemikalieinspektionen. (1/11).
- Länstyrelsen Dalarnas Län (2004). Deponering av brännbart och organiskt avfall – nytt förbud från 1 januari 2005. [Accessed 2017-05-03].
- Länstyrelsen Uppsala län. Uppsala läns miljömål - miljömål.se. [online] (2017). Available from: <http://www.miljomal.se/Miljomalen/Regionala/Regionalt/?eqo=3&l=3&t=Lan>. [Accessed 2017-06-15].
- Mendez, J. M., Jimenez, B. E. & Barrios, J. A. (2002). Improved alkaline stabilization of municipal wastewater sludge. *Water Science and Technology*, 46(10), pp 139–146.
- Mininni, G., Blanch, A. R., Lucena, F. & Berselli, S. (2015). EU policy on sewage sludge utilization and perspectives on new approaches of sludge management. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(10), pp 7361–7374.
- Nafez, A. H., Nikaeen, M., Kadkhodaie, S., Hatamzadeh, M. & Moghim, S. (2015). Sewage sludge composting: quality assessment for agricultural application. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(11), p 709.
- Nakakubo, T., Tokai, A. & Ohno, K. (2012). Comparative assessment of technological systems for recycling sludge and food waste aimed at greenhouse gas emissions

- reduction and phosphorus recovery. *Journal of Cleaner Production*, 32, pp 157–172.
- Naturvårdsverket (1993). *Renare slam : åtgärder för kommunala avloppsreningsverk*. Solna: Naturvårdsverket. (Rapport / Naturvårdsverket, 0282-7298 ; 4251). ISBN 978-91-620-4251-6.
- Naturvårdsverket (2009). *Riktvärden för förorenad mark: modellbeskrivning och vägledning*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-5976-7.
- Naturvårdsverket (2010a). *Uppdatering av "Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp"*. Stockholm: Naturvårdsverket. (Regeringsuppdrag 21; Dnr 525-205-09).
- Naturvårdsverket (2010b). *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten: handbok*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-0164-3.
- Naturvårdsverket (2012). *Rening av avloppsvatten i Sverige [2010]*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-8629-9.
- Naturvårdsverket (2013). *Hållbar återföring av fosfor: Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-6580-5.
- Naturvårdsverket. *Naturvårdsverket - Mer att läsa om avloppsslam*. [online] (2017). Available from: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Avlopp/Avloppsslam/Mer-att-lasa-om-avloppsslam/>. [Accessed 2017-05-21].
- Naturvårdsverket, Lantbrukarnas Riksförbund, Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, Statens Naturvårdsverk, SNV, LRV & VAV (1996). *Användning av avloppsslam i jordbruket*. Solna. ISBN 978-91-620-4418-3.
- Nordberg, U. & Nordberg, Å. (2007). *Torrötning - kunskapssammanställning och bedömning av utvecklingsbehov*. JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik 2007. (JTI-Rapport 357).
- Nordiska Ministerrådets (2006). *Sewage sludge fertilization of conifer forests in the Nordic countries and North America*. Nordic Council of Ministers. ISBN 978-92-893-1280-6.
- Näslund, B.-Å. (2015). *Skogsmarkgödning med kväve*. Jönköping: Skogsstyrelsen. (2015–2).
- Pettersson, A., Åmand, L.-E. & Steenari, B.-M. (2008). *Leaching of ashes from co-combustion of sewage sludge and wood—Part I: Recovery of phosphorus*. *Biomass and Bioenergy*, 32(3), pp 224–235.
- RISE. *Anläggningsjordar*. [online] (2017). Available from: <https://www.sp.se/sv/index/services/certprod/certprodprofil/jord/anljord/Sidor/default.aspx>. [Accessed 2017-05-16].
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S. I., Lambin, E., Lenton, T., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R., Fabry, V., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. & Foley, J. (2009). *Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity*. *Ecology and Society* [online], 14(2). Available from: <https://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/>. [Accessed 2017-10-11].
- RVF Utveckling (2005). *Utvärdering av storskaliga system för kompostering och rötning av källsorterat bioavfall*. RVF Utveckling. (2005:6).

- Sahlén, K. (2006). Sewage sludge fertilization of conifer forests in the Nordic countries and North America. [online]. Copenhagen: Nordic Council of Ministers. Available from: <http://site.ebrary.com/id/10567820>. [Accessed 2017-11-28].
- Sahlén, K., Söderström, M. & Mård, T. (2011). kväveberikning och skogsgödsling med torkat granulerat avloppsslam. Bromma: Svenskt Vatten Utveckling. (2011–9).
- Samuelsson, H. (2001). Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling. Jönköping: Skogsstyrelsen. (2001–2).
- SCB (2016). Utsläpp till vatten och slamproduktion 2014 Kommunala reningsverk, massa- och pappersindustri samt viss övrig industri. (MI 22 SM 1601).
- SCB (2017). Jordbruksstatistisk sammanställning 2017.
- SFS 1998:808Miljöbalken. Stockholm: Miljö- och energidepartementet.
- SFS 1998:944Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter.
- Silva-Leal, J., Torres-Lozada, P. & Cardoza, Y. J. (2013). Thermal drying and alkaline treatment of biosolids: Effects on nitrogen mineralization. *Clean–Soil, Air, Water*, 41(3), pp 298–303.
- SNFS 1994:2Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. Naturvårdsverket.
- Socialstyrelsen (2008). Hygien, smittskydd och miljöbalken: objektburen smitta. Stockholm: Socialstyrelsen. ISBN 978-91-85999-17-0.
- Solomon, S., Intergovernmental Panel on Climate Change & Intergovernmental Panel on Climate Change (Eds) (2007). *Climate change 2007: the physical science basis: contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge ; New York: Cambridge University Press. ISBN 978-0-521-88009-1.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., de Vries, W., de Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B. & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* [online], 347(6223). Available from: <http://science.sciencemag.org/content/347/6223/1259855.abstract>.
- Stjernman-Forsberg, L. & Eriksson, J. (2002). Spårelement i mark, grödor och markorganismer - en litteraturstudie. Stockholm: Naturvårdsverket. (5158).
- Susanne Widman (2014). Slamtorkning med lågvärdig värme på DÅva Kraftvärmeverk. Umeå: Institutionen för tillämpad fysik och elektronik.
- Svanström, M., Heimersson, S. & Harder, R. (2016). Livscykelanalys av slamhantering med fosforåterföring. *Svenskt Vatten Utveckling*. (2016–13).
- Svenskt Vatten (2010). *Avloppsteknik. 1, Allmänt*. Stockholm: Svenskt vatten. (Publikation U, 1654-5117 ; 1).
- Svenskt Vatten (2013). *Avloppsteknik. 3, Slamhantering*. Stockholm: Svenskt vatten. (Publikation U, 1654-5117 ; 3).
- Svenskt Vatten (2016). REVAQ - Regler för certifieringssystemet. Stockholm: Svenskt Vatten. (Utgåva 4.01).
- Svenskt Vatten. Aktivt uppströmsarbete med Revaq-certifiering - Svenskt Vatten. [online] (2017a). Available from: <http://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/kretslopp-och-uppstromsarbete/Revaq-certifiering/>. [Accessed 2017-05-28].
- Svenskt Vatten. SV-Utveckling Filarkiv. [online] (2017b). Available from: <http://vav.griffel.net/vav.htm>. [Accessed 2017-02-16].

- Tan, Z. & Lagerkvist, A. (2011). Phosphorus recovery from the biomass ash: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(8), pp 3588–3602.
- Tavazzi, S., Locoro, G., Comero, S., Sobiecka, E., Loos, R., Gans, O., Ghiani, M., Paracchini, B., Umlauf, G., Suurkuusk, G., Cristache, C., Fissiaux, I., Alonso Riuz, A., Gawlik, B. M., European Commission, Joint Research Centre & Institute for Environment and Sustainability (2013). Occurrence and levels of selected compounds in European sewage sludge samples: results of a Pan-European screening exercise (FATE SEES). [online]. Luxembourg: Publications Office. Available from: <http://dx.publications.europa.eu/10.2788/67153>. [Accessed 2017-05-29].
- Tideström, H. (2004). Regional eller lokal hantering av slam från tretton Västgötakommuner - teknik, miljö och ekonomi. Stockholm: VA-Forsk. (2004–5).
- Tideström, H., Carlsson, H., Hagerberg, D. & Robinson, T. (2013). Behandlingsmetoder för hållbar återvinning av fosfor ur avlopp och avfall. Stockholm: Tyréns. (246295).
- Tierps kommun (2014). VA-plan. Tierp.
- Tumlin, S., Gustavsson, D. & Schott, A. B. S. (2014). Klimatpåverkan från avloppsreningsverk. Bromma: Svenskt Vatten Utveckling. (2014–2).
- Vinnerås, B. (2013). Hygieniseringsteknik för säker återföring av fosfor i kretsloppet. Institutionen för Energi och Teknik Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Vinnerås, B., Nordin, A. & Jönsson, H. (2017). Ammoniakhygienisering för säker användning av slam i odling. Bromma: Svenskt Vatten Utveckling. (2017–10).
- Waste Refinery. Publikationer - Wasterefinery. [online] (2017). Available from: <http://wasterefinery.se/publikationer/>.
- Willén, A., Jönsson, H., Pell, M. & Rodhe, L. (2016a). 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), pp 281–292.
- Willén, A., Rodhe, L., Pell, M. & Jönsson, H. (2016b). Nitrous oxide and methane emissions during storage of dewatered digested sewage sludge. *Journal of Environmental Management*, 184, Part 3, pp 560–568.
- Östlund, C. (2003). Förbränning av kommunalt avloppsvattenslam. Stockholm: VA-Forsk. (B 2003-102).

8.2 MUNTliga Källor

- Alm, Håkan (2017). Reningsverkschef, Staffanstorps reningsverk [Telefonsamtal] (22 juni 2017).
- Bäckman, Mats (2017). Processingenjör, Kungsbacka reningsverk [Telefonsamtal] (15 juni 2017).
- Jonsson, Helena (2017). Verksamhetschef för produktion VA/biogas, Skellefteå kommun [E-post] (14 augusti 2017).
- Lilliesköld, Emma (2017). Revaq och övrigt uppströmsarbete, Svenskt Vatten [E-post] (22 februari 2017).
- Lomander, Anja (2017). Markspecialist, Skogsstyrelsen [E-post] (19 juni 2017).

Marklund, Pär (2017). Projektledare, Härnösands Energi & Miljö AB [E-post] (16 mars 2017).

Nordholm, Henrik (2017). Sales Manager, Nordkalk [Telefonsamtal] (9 juni 2017).

Rosenblom, Tove (2017). Avdelningen för regioner och miljö, Statistiska Centralbyrån [E-post] (10 mars 2017).