



UPPSALA  
UNIVERSITET



W15040

Examensarbete 30 hp  
September 2015

# Latrin som substrat vid rötning - utvärdering av biogaspotential och reduktion av läkemedelsrester

Feecal sludge in anaerobic digestion – methane  
potential and reduction of pharmaceuticals

---

Ingela Filipsson



## REFERAT

Avloppsvatten innehåller näring, bland annat kväve och fosfor som kan orsaka övergödning om det kommer ut i sjöar och vattendrag. Samtidigt behöver stora mängder näringsämnen tillföras i jordbruket för att producera mat. Ett sätt att effektivt ta till vara på näringen i avlopp och återföra den till jordbruket skulle kunna vara källsortering av avlopp. På så sätt samlas näringsämnena i en mindre volym och blandas inte med bad-, disk-, och tvättvatten. Examensarbetet syftade till att undersöka rötning som behandlingsmetod och teknik för att utnyttja energin i latrin. I rötning bryter mikroorganismer ner organiskt material anaerobt och producerar energirik biogas som kan användas till värme, el eller fordonsbränsle. Rötresten som blir kvar efter rötningen innehåller näringsämnen men också föroreningar. I studien undersöktes latrinens innehåll av tungmetaller och läkemedelsrester och hur läkemedelshalten påverkades under rötningsprocessen.

För att utvärdera rötning som behandlingsmetod av latrin gjordes 44 satsvisa utrötningsförsök i laboratorium. Latrin hämtades från en latrininsamling i Norrtälje. Ymp från två aktiva röttningsanläggningar blandades med latrin i gastäta glasflaskor vilka sattes på skakbord i ca 60 dagar. En del flaskor innehöll en tillsats av läkemedel lösta i metanol. Två parallella försök utfördes i olika temperaturer, i mesofil temperatur (37°C) och i termofil temperatur (52°C). Gasproduktion och gasens metanhalt mättes under försöksperioden för att beräkna latrinens biogaspotential. Efter avslutad röttningsperiod separerades vätskan och det fasta materialet i rötresten och frystes in i väntan på analys av läkemedelsrester.

Biogasproduktionen var drygt 250 Nml CH<sub>4</sub>/g VS (ml metan per gram organiskt material vid tryck 1 atm och 0°C) efter 60 dagar, vilket antas vara biogaspotentialen hos latrin. Det är i samma nivå som biogaspotentialen från höns gödsel och svinklet gödsel. Gasproduktionen i flaskorna med tillsats av läkemedel var något högre och någon inhibering av processen kunde alltså ej påvisas. Kvävehalten i latrin var 3,7 g/l, fosforhalten 1,0 g/l, kaliumhalten 1,0 g/l. Latrinens tungmetallhalter var under Naturvårdsverkets föreslagna gränsvärden för avloppsfraktioner som tillförs åkermark och skulle därför kunna användas som gödsel med dagens regelverk. Kadmiumfosforkvoten var 25 mg Cd/kg P vilket är lika mycket som medelvärde av Revaq-certifierat avloppsslam. Flera saker tyder på att latrin som användes innehöll mer fekalier än urin i förhållande till vad som borde produceras och därmed inte fullt ut representerar ett komplett toalettavfall.

Analysen gjordes av läkemedelskoncentrationer i vätskefasen av röttningsmaterialet före och efter olika långa perioder av rötning. Rötning visade sig inte vara någon effektiv metod för att rena latrin från läkemedel. Det var i fler fall som koncentrationen av läkemedel ökade än minskade under rötning. Ökningen kan bland annat ha att göra med att adsorptionsegenskaper hos materialet förändras under rötningen och därmed frigörs substanserna och syns bättre i analysen av vätskefasen. Förekomsten av läkemedel i miljön är relativt väl undersökt men däremot behövs mer förståelse för riskerna med läkemedel i vattenmiljö men framförallt i jordbruksmiljö där kunskapsluckorna är stora.

Nyckelord: Källsorterade avlopp, näringsåterföring, rötning, läkemedelsrester, tungmetaller

## ABSTRACT

Wastewater contains nutrients such as nitrogen and phosphorous which can cause eutrophication in lakes and streams. Meanwhile, large quantities of nutrients are used in agriculture in order to produce food. One way to utilize nutrients in wastewater and return them to agriculture could be source separation of sewage. This way, nutrients are collected in small volumes and are not mixed with bathing, washing, and cleaning water. This thesis aimed at investigating anaerobic digestion as a treatment method and technology to make use of the energy in latrine. In anaerobic digestion, microorganisms degrade organic material and produce energy rich biogas that can be used for heating, electricity, or vehicle fuel. The residue remaining after digestion contains nutrients but also pollutants. The study examined the content of heavy metals and drug residues in latrine, and to what extent the digestion process affected the pharmaceutical content.

To evaluate the anaerobic digestion as treatment of latrines, 44 batch experiments were performed at laboratory scale. Latrine was taken from a collection basin in Norrtälje. Inoculum from two active anaerobic digestion plants were mixed with latrine in sealed glass bottles and put on shaking tables for approximately 60 days. Some bottles contained an addition of eight drugs dissolved in methanol. Two parallel experiments were performed one at mesophilic temperature (37°C) and one at thermophilic temperature (52°C). The volume of gas produced and methane content was measured for calculation of the biogas potential. After completion of the digestion period, the liquid and solids were separated and frozen pending analysis of drug residues.

The biogas produced was a little over 250 Nml CH<sub>4</sub>/gVS after 60 days being comparable to production from pig and chicken manure. The bottles containing added substances showed no inhibition of the biogas process since the gas production was slightly greater in these. The nitrogen content of latrine was 3.7 g/L, the phosphorus content 1.0 g/L and potassium content of 1.0 g/L. The cadmium-phosphorus ratio was 25 mg Cd/kg P, same as the average of Revaq certified sewage sludge. The heavy metal concentrations were below the limits allowed for sewage fractions applied on arable land as proposed by the Swedish Environmental Protection Agency. The latrine could be used as fertilizer with current and proposed regulations. Several things indicate that the latrine used contained a higher feces-urine ratio than expected and therefore does not fully represent a complete blackwater.

Analyses on drug concentrations were performed on the liquid phase of the material before and after various periods of anaerobic digestion. Anaerobic digestion proved not to be an effective method to reduce pharmaceuticals in latrine. There were more cases where the concentration of the drug increased rather than decreased during digestion. The increase could be due to changes in adsorption properties of the material during digestion, making them more observable in the analysis. The presence of pharmaceuticals in the environment is relatively well known but more understanding is needed on the hazards of pharmaceutical residues in aquatic and especially agricultural environment.

**Keywords:** Source separation, nutrient recycling, anaerobic digestion, pharmaceutical residues in the environment, heavy metals

Department of Energy and Technology, Swedish University of Agricultural Sciences  
Lennart Hjelms väg 9, SE-750 07 Uppsala  
ISSN 1401-5765

## FÖRORD

Examensarbetet utgör de avslutande 30 högskolepoängen på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet.

Examensarbetet skedde inom ramen för forskningsprojektet *Läkemedel och organiska miljöföroreningar i kretsloppet* finansierat av Havs- och vattenmyndigheten, Stockholms läns landsting, Lantbrukarnas riksförbund och Telge nät. Projektet leddes av Institutet för jordbruks- och miljöteknik (JTI) och genomfördes i samarbete med institutionen för vatten och miljö (IVM) och institutionen för energi och teknik (ET) på Sveriges lantbruksuniversitet i Uppsala samt SP Process Development (SPPD) i Södertälje. Projektets syfte var att skapa underlag för riskbedömning med avseende på läkemedelsrester och andra organiska föroreningar i miljön vid spridning av källsorterade avloppsfraktioner samt undersöka i vilken grad aktuella och potentiella behandlingsmetoder som våtkompostering, ureabehandling och rötning påverkar nedbrytningen av dessa föroreningar i klosettatten och latrin. Examensarbetets roll i projektet var att undersöka nedbrytning av läkemedel i latrin under rötning.

Handledare för examensarbetet var David Eveborn vid JTI. Ämnesgranskare var Håkan Jönsson från institutionen för energi och teknik, SLU. Examinator var Fritjof Fagerlund från institutionen för geovetenskaper på Uppsala universitet.

Tack till Norrtälje kommun, Kävlinge avloppsreningsverk och Kungsängsverket för material till rötningsförsök. Stort tack till Lotta Levén, Emelie Ljung, David Eveborn, Johnny Ascue och Xinmei Feng på JTI för idéer, hjälp på laboratoriet och trevligt sällskap!

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Varje dag spolas det ner resurser så som energi, näringsämnen och vatten i toaletten. Näringsämnen som kväve och fosfor är byggstenar som är nödvändiga för allt levande. Människor får i sig näring via maten men de som har slutat att växa släpper ut lika mycket näring igen genom urin och fekalier. I Sverige har vi avloppssystem som i de flesta fall tar hand om avloppet och renar det så att inte all näring släpps ut i sjöar och vattendrag. Den kan annars orsaka övergödning vilket skapar problem i vattenmiljöer såsom algbloomingar, igenvuxna sjöar, syrefria bottenar och minskad biologisk mångfald. Samtidigt behöver näring tillföras jordbruket för att producera ny mat. Gödsel från djur på gårdarna räcker inte till så ofta används mineralgödsel. Den produceras genom att bryta ändliga resurser av mineraler och genom att omvandla kväve från luften med hjälp av naturgas i en energikrävande process. Ett hållbarare alternativ är att också ta tillvara på den näring som finns i avloppet och använda den i jordbruk istället för att släppa ut den till vatten. Näring återförs också genom att använda det slam som bildas i avloppsreningsverk, men mycket av näringen, framförallt av kvävet, hamnar inte i slammet. Dessutom innehåller slammet en del tungmetaller och organiska föroreningar. Ett annat sätt att ta tillvara näringsämnena är att källsortera avloppet på samma sätt som annat avfall källsorteras för att kunna återanvända resurserna. Om urin och fekalier sorteras ut och inte blandas med annat avloppsvatten från disk, tvätt, bad, vatten från industri eller regn, samlas näringsämnena i en liten volym vatten. Den är då lättare att hantera och behandla för att få ett luktfritt, hygieniskt material som kan användas på åkrar.

Så här långt låter källsortering och näringsåterföring som en bra idé. Det löser problemet med övergödning och gör näringsförsörjningen till jordbruket mer hållbar. Det skulle också kunna göra att mindre läkemedelsrester släpps ut i sjöar. En oro som finns är dock om vi verkligen vill lägga alla läkemedelsrester på åkrar där vi producerar vår mat. Att undersöka i vilken grad läkemedel bryts ner vid rötning av latrin var ett av studiens syften. Andra syften var att ta reda på hur mycket biogas som kan bildas från latrinen och hur mycket näring och metaller latrinen innehöll.

Det källsorterade materialet som önskades studeras var ett källsorterat toalettavfall utan inblandning av vatten. Det material som finns idag som är närmast det är latrin från insamlingar i sommarstugeområden. Eftersom det organiska materialet i latrin innehåller en del energi testades att röta den. I rötning bryts det organiska materialet ned av mikroorganismer i syrefri miljö och energirik biogas bildas vilken kan användas som exempelvis fordonsbränsle. Rötningen gjordes på laboratorium i glasflaskor. Olika biologiska material har lite olika förutsättningar att bilda biogas. Under försöken mättes hur mycket biogas som producerades och vilken halt av den energirika molekylen metan som biogasen innehöll. Det visade sig att latrinen producerade ungefär lika mycket biogas som höns gödsel och svinklet gödsel brukar göra, men lite mindre än matavfall och slam från avloppsreningsverk. Rötningsoversöken gjordes i två olika temperaturer, och nedbrytningen gick något fortare i den varmare temperaturen.

Metallhalterna i latrinen var under de gränsvärden som Naturvårdsverket har föreslagit för avloppsfractioner som skall spridas på mark. Ett nyckeltal i sammanhanget som bör vara så lågt som möjligt är kvoten mellan kadmium och fosfor. För latrinen var den 25 mg Cd/kg P vilket är lika mycket som i kvalitetscertifierat avloppsslam och mer än i stallgödsel. Den var även högre än vad komplett toalettavfall borde innehålla enligt tidigare studier. Orsaken till

detta tros vara att människor i hushållen urinerat på annan plats än i latrintunnan, vilket gjort att näringsvärdet i latrin inte var så högt som det kunde ha varit.

Läkemedlen verkade inte brytas ner speciellt mycket i rötningsprocessen. Bland de 21 läkemedel som ingick i studien var det stor spridning i nedbrytningsgrad mellan olika läkemedel. De analyserade koncentrationerna av substanserna ökade under rötningen i fler fall än de minskade. Det är ett fenomen som visats flera gånger tidigare i liknande undersökningar. Det kan bero på att läkemedel var hårt bundet till organiskt material som bröts ner och på så sätt frigjordes i vätskan. Läkemedlen kan också ha omvandlats i kroppen till en annan form som inte gav utslag i analysen och sedan ha omvandlats tillbaka till ursprungsläkemedlet under rötningen.

Att det finns läkemedel i miljön i små koncentrationer är klagt. Nu är utmaningen att förstå vilka risker detta innebär och om man bör försöka begränsa tillförseln av läkemedel till miljön. Hur läkemedel beter sig i markmiljö är särskilt outforskat. Det är en intressant fråga. Inte bara när det gäller att sprida källsorterat avlopp utan även för slamspridning och för direkt återanvändning av avloppsvatten via bevattning. Viktiga frågor inom det området är att klargöra toxiciteten hos läkemedel i markmiljö samt utveckla modeller för växtupptag och hur ämnen sprids och bryts ned i jorden. Förhoppningen är att mer kunskap inom detta område kommer att bidra till en renare miljö och ett hållbarare användande av resurser.

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

|     |                                                   |    |
|-----|---------------------------------------------------|----|
| 1   | Introduktion .....                                | 1  |
| 1.1 | Syfte.....                                        | 2  |
| 2   | Bakgrund.....                                     | 3  |
| 2.1 | Avloppssystem och näringskretslopp.....           | 3  |
| 2.2 | Läkemedel i miljön.....                           | 5  |
| 2.3 | Biogasproduktion .....                            | 9  |
| 3   | Material och metod .....                          | 14 |
| 3.1 | Provtagning av latrin .....                       | 14 |
| 3.2 | Satsvisa utrötningsförsök .....                   | 14 |
| 3.3 | Provtagningar och analyser .....                  | 17 |
| 3.4 | Val av läkemedel .....                            | 19 |
| 4   | Resultat .....                                    | 21 |
| 4.1 | Substrategenskaper.....                           | 21 |
| 4.2 | Biogaspotential.....                              | 21 |
| 4.3 | Gödselvärde.....                                  | 23 |
| 4.4 | Läkemedel .....                                   | 24 |
| 5   | Diskussion.....                                   | 27 |
| 5.1 | Val av metod för rötningsförsök .....             | 27 |
| 5.2 | Latrinens lämplighet som substrat i rötning ..... | 27 |
| 5.3 | Näringsinnehåll .....                             | 29 |
| 5.4 | Metallinnehåll.....                               | 30 |
| 5.5 | Reduktion av läkemedel i rötning .....            | 31 |
| 5.6 | Risker med läkemedelsrester i jordbruksmark ..... | 32 |
| 6   | Slutsatser .....                                  | 34 |
| 7   | Litteraturförteckning.....                        | 35 |

## ORDLISTA

Förklaringar av begrepp så som de används i rapporten, ej nödvändigtvis allmänna.

|              |                                                                                                                                                                       |
|--------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Aerob        | I närvaro av syre.                                                                                                                                                    |
| Anaerob      | I frånvaro av syre.                                                                                                                                                   |
| Biogas       | Gas som bildas i en rötningsprocess. Består huvudsakligen av metangas och koldioxid.                                                                                  |
| BDT-vatten   | Även gråvatten. Avloppsvatten från bad, disk, tvätt (allt hushållsavloppsvatten utom klosettwater).                                                                   |
| Konjugering  | Molekyl kopplas på läkemedel i kroppen som då blir mer vattenlöslig och kan utsöndras via galla eller urin.                                                           |
| Latrin       | Avloppsfraktion bestående av fekalier, urin och toalettpapper utan inblandning av vatten.                                                                             |
| Mesofil      | Temperaturintervall 30-40°C                                                                                                                                           |
| Metabolit    | Produkt vid ofullständig nedbrytning.                                                                                                                                 |
| Nml/g VS     | Normalmilliliter per gram organiskt material. Normal står för standardtemperatur och standardtryck, 0°C och 1 atm. Samma numeriska värde som Nm <sup>3</sup> /ton VS. |
| N, P, K      | Kväve, fosfor, kalium. De näringsämnen som behövs i störst kvantitet.                                                                                                 |
| Reduktion    | Skillnad i koncentration av substans mellan innan och efter process. Kan bero på nedbrytning, annan omvandling eller avskiljning.                                     |
| Rötning      | Kontrollerad anaerob nedbrytning med syftet att utvinna biogas.                                                                                                       |
| Rötrest      | Material som har rötats.                                                                                                                                              |
| Substrat     | Organiskt material som mikroorganismer i rötningsprocessen lever på och bryter ner till bland annat koldioxid och metan.                                              |
| Klosettwater | Även svartwater. Avloppsvatten från toaletter, bestående av fekalier, urin, toalettpapper och spolwater.                                                              |
| Termofil     | Temperaturintervall 50-60°C                                                                                                                                           |
| TS           | Torrsubstans, den del av ett prov som ej utgörs av water.                                                                                                             |
| Ymp          | Slam från rötningsanläggning i drift som innehåller lämpliga mikroorganismer för att sätta igång en rötningsprocess.                                                  |
| VS           | Volatil substans, organiskt material, material som försvinner från ett torrt prov då det förbränns.                                                                   |

## 1 INTRODUKTION

Avloppsvatten renas för att reducera vattnets innehåll av organiskt material och näring som fosfor och kväve. Dessa substanser kan annars bidra till att recipienter blir övergödda, vilket i sin tur kan leda till exempelvis syrebrist med döda bottenar och minskad biodiversitet (Havs- och vattenmyndigheten, 2014). Näring är samtidigt en värdefull resurs som är nödvändig för alla organismers tillväxt och överlevnad och behövs inte minst i jordbruket. När växter odlas tar de upp näring från jorden som sedan människor tillgodogör sig och utsöndrar genom urin och fekalier. Den förlorade näringen i jorden måste ersättas med ny, till exempel från stallgödsel eller mineralgödsel. Produktionen av mineralgödsel är inte oproblematisk, huvudsakligen beroende på att produktionsprocesserna för att framställa kvävegödsel är energikrävande samt att det inte finns obegränsat med lättillgängliga resurser av fosfor, kalium och svavel (U.S. Geological Survey, 2015).

En del av näringsbehovet i jordbruket skulle kunna täckas genom att återanvända näringen i avlopp. Det finns olika metoder för detta. Vanligast i Sverige är att man använder slam från avloppsreningsverk vilket innehåller en del av näringen i avloppsvattnet och som kan användas som gödsel om det är tillräckligt rent. Det utvecklas även andra metoder för att få ut framför allt en ren fosforprodukt från avloppsvatten. Att återföra näring ingår i det nationella miljömålet *en god bebyggd miljö* (Naturvårdsverket, 2013) men intresset att återföra näring står i konflikt med målet *en giftfri miljö* då det kan finnas föroreningar i avloppsfractionerna. Förutom patogener innehåller avloppsslam tungmetaller och på senare tid har även risker med läkemedelsrester och andra organiska föroreningar uppmärksamats.

Ett alternativt sätt att hantera avlopp är att källsortera det vilket innebär att urin, fekalier, klosettwater eller latrin sorteras vid källan och tas om hand separat från andra avloppsströmmar. Därmed späds näringen inte ut med avloppsvatten från bad, disk och tvätt eller från industrier. Detta system skulle kunna ha flera fördelar och ändrar synen på avlopp från att vara avfall till att vara en resurs. Genom att behålla näringen koncentrerad i en liten volym är den lättare att ta till vara på och bidrar inte till övergödningen. Jämfört med konventionella avloppssystem kan mer av näringen i avlopp utnyttjas i ett källsorterande system, speciellt kväve, kalium och svavel (Hjelmqvist m.fl., 2012). Källsorterade fraktioner är renare än exempelvis slam från avloppsreningsverk vad gäller tungmetaller och andra föroreningar då dessa ämnen framför allt kommer från BDT-vatten (Jönsson m. fl., 2005). Många källsorterande system använder dessutom mindre vatten vilket är speciellt fördelaktigt i områden där dricksvatten är en bristvara.

Källsorterat klosettwater och latrin innehåller dock, liksom avloppsslam, patogener och läkemedelsrester. Det innehåller även organiskt material som kan ge luktproblem. För att gödselprodukten ska bli attraktiv bör den behandlas för att stabiliseras och hygieniseras. Ett exempel på behandlingsmetod är rötning där det organiska materialet genomgår anaerob nedbrytning. Den främsta anledningen att röta organiskt material är emellertid för att framställa biogas som kan användas till elproduktion eller ersätta fossila bränslen i transportsektorn. Rötningssprocessen kräver ett substrat med relativt hög halt organiskt material för att fungera effektivt (Carlsson & Uldal, 2009). Ett koncentrerat toalettavfall skulle vara ett intressant material för rötning eftersom det kan teoretiskt uppnå TS-halter som kan behandlas i en konventionell rötningssprocess. Bland befintliga avloppsfractioner

liknar latrin mest en sådan produkt. För att vinna acceptans hos lantbrukare och i samhället i stort att använda toalettavfall som gödselmedel krävs säkerställning av att bland annat läkemedelsinnehållet inte utgör någon betydande risk för människa eller miljö.

På grund av detta är det intressant att bestämma hur mycket läkemedel en produkt som latrin innehåller samt hur mycket som skulle reduceras i en rötningsprocess. Nästa steg är att undersöka hur farliga dessa substanser är för miljö och människa i de mängder som exponeringen sker i och utifrån detta värdera risken. Intressant är också att ställa denna risk i förhållande till risken med konventionell avloppshantering där läkemedelsresterna hamnar i den akvatiska miljön istället.

Rötning av latrin är inte väl studerat, vilket gör denna studie intressant. Studien bidrar till delar av forskning om förekomst av läkemedel i avloppsfraktioner, om det går att reducera koncentrationerna av läkemedel. Detta tillsammans med mer kunskap kring risker med läkemedelsrester i jordbruksmark innebär förhoppningsvis att små steg tas mot ett hållbarare resursutnyttjande och en renare miljö.

### 1.1 SYFTE

Examensarbetet syftade till att utvärdera rötning som behandlingsmetod för latrin (koncetrerat toalettavfall) inför vidare användning i jordbruket som gödselmedel. Huvudsyftet var att studera latrinens lämplighet som substrat i biogasproduktion, dess närings- och metallinnehåll samt nedbrytning av läkemedel vid rötning av latrin. En enkel beskrivning av riskbilden av läkemedel i jordbruksmark ingår också i studien. Mer specifikt var delmålen att

- Bestämma metanpotentialen hos latrin genom satsvisa utrötningsförsök i mesofil och termofil temperatur.
- Utvärdera latrinens gödselvärde med avseende på innehåll av näring och metaller
- Bestämma reduktion av utvalda läkemedel vid rötning.
- Utifrån litteratur kort beskriva risker med spridning av läkemedel i miljön.

## 2 BAKGRUND

Detta examensarbete innefattade flera olika ämnesområden såsom avloppssystem, näringskretslopp, biogasproduktion, nedbrytning av läkemedel, och risker med läkemedel i miljön. Bakgrunden består av resultat från litteraturstudie av främst vetenskapliga artiklar och svenska rapporter och syftar till att öka förståelsen kring arbetets metoder och slutsatser.

### 2.1 AVLOPPSSYSTEM OCH NÄRINGSKRETSLOPP

Historiskt uppstod behovet av att ta hand om avlopp i och med de sanitära problem som uppkom då människor började bosätta sig tätare. 1834 inträffade en svår koleraepidemi i Sverige vilket höjde frågan om hygien i städerna. Latrin började samlas upp i tunnor och användes som gödsel i jordbruket. I början av 1900-talet byggdes avloppsledningsnät ut i Sverige med tillhörande vattenklosett. Avloppet tillsammans med utsläpp från industrier släpptes dock ut orenat i sjöar och vattendrag vilket bland annat ledde till stor övergödning och badförbud. Miljömedvetenheten ökade och under mitten av 1900-talet byggdes avloppsreningsverken ut kraftigt för att minska problemen. Först med enbart mekanisk rening och senare även kemisk fällning och biologisk rening (Stockholm Vatten, 2015). Nu ingår det i bilden av ett hållbart avloppssystem att förutom att förhindra näringsutsläpp till sjöar och hav även att återföra avloppets näringsinnehåll till jordbruksmark (Naturvårdsverket, 2013). Maten som odlas tar upp näring, bland annat kväve, fosfor, kalium och svavel från jorden. En människa använder näringen som byggstenar i kroppen men om människan slutat växa släpper hon ut lika mycket genom urin och fekalier som hon äter och detta hamnar i avloppet. Om denna näring skulle återföras till marken för att odla ny mat bidrar det till ett kretslopp.

#### 2.1.1 Konventionellt avloppssystem

I Sverige är 90 % av befolkningen anslutna till kommunala avloppsreningsverk. Systemet är utformat så att klosettwater från toaletter och BDT-water blandas i samma avloppsledningar och kallas då för spillwater. I många fall blandas även dagwater in där det finns läckor i ledningarna eller ett så kallat kombinerat ledningssystem. Ledningar transporterar vattnet till avloppsreningsverk där det renas till viss grad från organiskt material, fosfor (avskiljningsgrad i genomsnitt 95 %) och kväve (avskiljningsgrad i genomsnitt 59 %) (SCB & Naturvårdsverket, 2014). De större verken har kväverening där mycket av kvävet avskiljs till luften genom nitrifikation och denitrifikation. I verket sedimenterar både inkommande partiklar och partiklar som bildas i reningsprocessen till ett slam som vanligtvis efterbehandlas på något sätt, ofta genom rötning. Rötslammet avvattnas och används till gödsling av åkermark (24 %) eller skogsmark, för produktion av anläggningsjord till exempelvis bullervallar, golfbanor, sluttäckning av deponier (22 %) eller så kan det förbrännas (Svenskt Vatten, 2013; SCB & Naturvårdsverket, 2014). Slamspridning på åkermark är en debatterad fråga. En del aktörer anser inte att fördelen med cirkulation av näringsämnen väger upp för den extra föroreningsbelastning som slammet innebär eller har åtminstone en restriktiv hållning i frågan (Hansson & Johansson, u.å; LRF, u.å.). Det forskas en del på alternativa sätt att ta tillvara på näringen, framför allt fosfor. Exempel på sådana metoder är struvitutfällning, fosforutvinning ur aska och källsortering av avlopp (Naturvårdsverket, 2013).

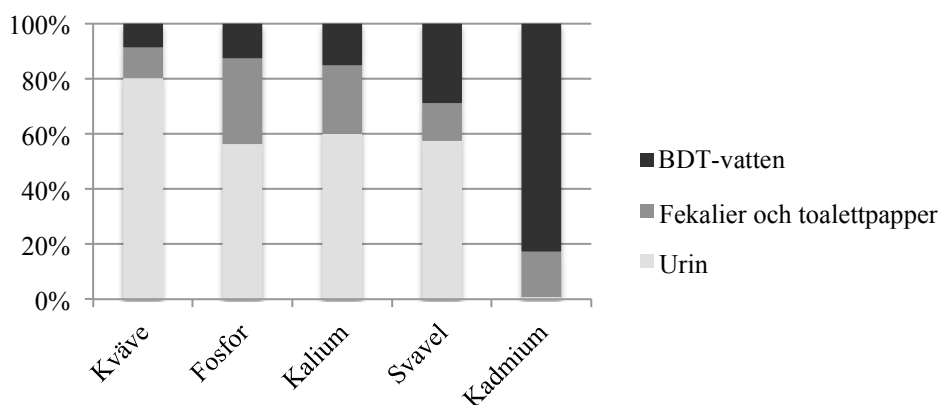
#### 2.1.2 Källsorterande avloppssystem

Källsortering innebär att hela eller delar av toalettavloppet sorteras ut från resten av hushållsavloppet, till separata ledningar eller uppsamlingskärl. På så sätt hamnar det mesta av näringen i en liten volym och blandas inte med kemikalier från tvätt- och diskwater eller

industriavloppsvatten (Hjelmqvist m.fl., 2012). Alla läkemedelsrester som utsöndras från kroppen hamnar också i fraktionen. Syftet med sorteringen är att kunna använda avloppsfraktionen som gödsel och därmed få ett näringskretslopp. Det finns tre typer av fraktioner från toalettavlopp

- Klosettatten. Samlas ofta upp i tank och innehåller urin, fekalier, toalettpapper och spolvatten.
- Latrin. Samlas ofta upp i engångskärl och innehåller fekalier, toalettpapper, urin och ibland olika typer av strömedel.
- Urin. Samlas upp till tank genom speciella urinsorterande toaletter och innehåller urin och spolvatten.

Det mesta av näringen som människor genererar finns i urin men mycket finns även i fekalier. Urin är också renast vad gäller metaller (Jönsson m. fl., 2005). Fördelning av näringsämnen och kadmium i olika fraktioner genererade per person och dag redovisas i Figur 1.



Figur 1. Fördelningen av näringsämnen och kadmium i olika avloppsfraktioner per person och dag. Data från Jönsson m. fl. (2005).

### 2.1.3 Behandling av avloppsfraktioner

Anledningar till att avloppsfraktioner bör behandlas innan de används vidare är framförallt för att få ett homogeniserat material med mindre volym och mindre lukt. Behandlingen kallas för stabilisering och innebär oftast biologisk nedbrytning av organiskt material vilket kan ske med exempelvis anaerob rötning eller aerob kompostering.

Avloppsfraktioner innehåller patogener, det vill säga bakterier, virus och parasiter som kan orsaka sjukdom. För att minska smittorisken bör mängden patogener reduceras kraftigt genom olika kemiska, biologiska eller fysikaliska hygieniseringsmetoder. I dagsläget finns inga krav kring hygienisering av avloppsfraktioner (Svenskt Vatten, 2010) men sådana kommer antagligen att komma eftersom naturvårdsverket har förslag på hygienkrav på avloppsfraktioner som innehåller fekalier. Godkända metoder som föreslås är termisk torkning, värmebehandling, kompostering, kalkbehandling och ureabehandling med olika parametrar som ska uppfyllas. Om värmebehandling används beror graden av hygienisering på temperatur och exponeringstid. Exempelvis skulle en temperatur på minst 52°C och en exponeringstid på 24 timmar vara godkänd, något som skulle kunna uppfyllas med termofil rötning (Naturvårdsverket, 2013).

### 2.1.4 Gränsvärden för metaller i avloppsfraktioner

Naturvårdsverket (2013) föreslår som etappmål att minst 40 % av fosfor och 10 % av kvävet i avlopp tas till vara och återförs till åkermark senast 2018. Detta skall ske utan att det medför en exponering för föroreningar som riskerar att vara skadlig för människor eller miljö.

För att minska risker för människa och miljö föreslås förutom krav på hygienisering även gränsvärden för åtta prioriterade metaller och fem organiska föroreningar. Gränsvärdena får inte överskridas om avloppsfraktionen ska få spridas på åkermark. Gränsvärdena är tänkta att succesivt bli strängare med tiden (Naturvårdsverket, 2013). Reningsverk kan också Revaq-certifiera sitt avloppsslam. Revaq är en kvalitetssäkring som bland annat innebär transparens, aktivt uppströmsarbete, ständig kvalitetsförbättring och att slammet ej innehåller halter av oönskade ämnen över Revaqs gränsvärden, som är lägre än Naturvårdsverkets föreslagna gränsvärden (

Tabell 1) (Svenskt Vatten, 2014a). Revaqs gränsvärden kommer även att bli lägre i framtiden.

Kadmium anses vara den tungmetall som utgör störst risk i jordbruksmark i Sverige. Kadmium påverkar organismer i miljön negativt och kan tas upp i grödor och vidare göra skada på skelett, njurar och orsaka cancer hos människor (Naturvårdsverket, 2014). Detta gör att kadmiumfosforkvot ofta används som nyckeltal när slamkvalitet diskuteras. Anledningen till att kvoten mellan kadmium och fosfor används är att det vanligtvis är fosforhalten som bestämmer hur mycket gödsel som får tillföras jorden, nämligen 22 kg P/ha år i genomsnitt under en femårsperiod (Jordbruksverket, 2013). Därmed beskriver kadmiumfosforkvoten hur mycket kadmium som gödseln tillför per area jordbruksmark. Syftet med gränsvärdena är att säkerställa att kadmium inte ackumuleras i jorden över tid. Medianvärdet på kadmiumfosforkvoten för Revaq-certifierat slam var 25 mg Cd/kg P år 2013 (Svenskt Vatten, 2014c).

Tabell 1. Naturvårdsverkets förslag på gränsvärden för metallinnehåll i fraktioner som ska tillföras åkermark och gränsvärden i Revaqs certifieringssystem för avloppsslam (Naturvårdsverket, 2013; Svenskt Vatten, 2014b).

| Metall     | Naturvårdsverkets föreslagna<br>gränsvärden 2015<br>mg/kg TS | Naturvårdsverkets föreslagna<br>gränsvärden 2015<br>mg/kg P <sup>1</sup> | Revaqs gränsvärden<br>för certifiering 2015<br>mg/kg P <sup>1</sup> |
|------------|--------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|
| Bly        | 35                                                           | 1600                                                                     | 114                                                                 |
| Kadmium    | 1                                                            | 40                                                                       | 29                                                                  |
| Koppar     | 600                                                          | 21450                                                                    | 13600                                                               |
| Krom       | 60                                                           | 2150                                                                     | 1800                                                                |
| Kviksilver | 1                                                            | 40                                                                       | 40                                                                  |
| Nickel     | 40                                                           | 1450                                                                     | 1140                                                                |
| Silver     | 5                                                            | 180                                                                      | 190                                                                 |
| Zink       | 800                                                          | 28600                                                                    | 27300                                                               |

<sup>1</sup>Enheten uttrycks i g/ha och år men har här räknats om utgående från en fosforgiva på 22 kg/ha och år.

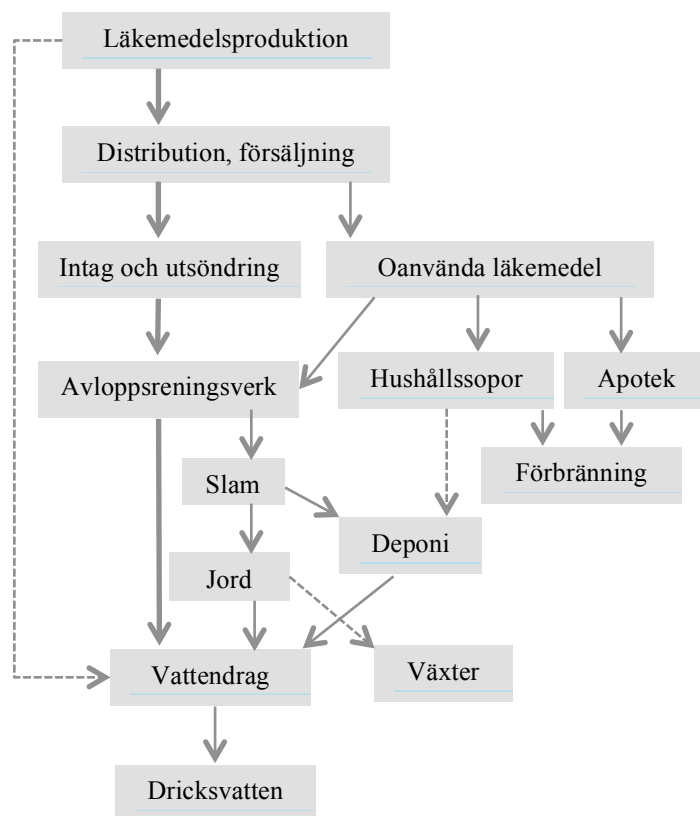
## 2.2 LÄKEMEDEL I MILJÖN

Läkemedel används för att lindra eller bota sjukdom och är utformade för att påverka kroppens fysiologiska processer. Därmed finns det en risk att läkemedel även kan påverka

andra organismer i miljön. I Sverige används mer än 1000 aktiva substanser (Larsson m.fl., 2012) varav många utsöndras oförändrade eller i form av metaboliter genom urin och spolas ner i avloppet. Läkemedel är inte framtagna för att kunna brytas ner i reningsverk och reningsverk är inte heller utformade för att kunna rena vattnet från läkemedel (Naturvårdsverket, 2013). Därför tar sig många substanser igenom reningsverken mer eller mindre oförändrade. För att kunna skatta hur stor risken är med läkemedelsrester från avlopp krävs dels en kartläggning av koncentrationer som släpps ut i miljön, dels analyser av effekter hos organismer som utsätts för läkemedlen vid den aktuella koncentrationen.

### 2.2.1 Från tillverkning till miljö

Läkemedel kan nå recipienter i miljön genom flera olika vägar (Figur 2). I Sverige idag är utsläppen från läkemedelsindustrin troligtvis små (Wahlberg m.fl., 2009). Mycket av tillverkningen har flyttat till billigare produktionsländer som exempelvis Indien. Där har mycket höga halter av läkemedel hittats nedströms läkemedelsindustrier, till och med högre än vad en människa under behandling har i blodet (Larsson m.fl., 2007). Oanvända läkemedel ska lämnas tillbaka till apoteket där de senare destrueras, men många gånger hamnar de istället i hushållsavfall eller spolas ner i avloppet (Kümmerer, 2009). De aktiva substanserna från använda läkemedel hamnar i både urin och fekalier och kan förekomma i sin ursprungliga form, eller som metaboliter eller konjugat (Apoteket AB, 2005; Leinert, 2007). Konjugering är att en molekyl kopplas på läkemedlet som då blir mer vattenlösligt och lättare att utsöndra från kroppen. Läkemedelskoncentrationen i avloppet från sjukhus är högre än i kommunala avlopp men då flödet av läkemedel från sjukhus bara motsvarar några procent av det totala flödet av läkemedel motiverar det antagligen inte separat behandling av avlopp från sjukhus (Naturvårdsverket, 2008).



Figur 2. Flödet av läkemedel från tillverkning till recipienter. I varje steg sker olika grad av nedbrytning eller annan omvandling av substanserna. I ett källsorterande system skulle läkemedlen från intag och utsöndring gå direkt till slam och inte till vattendrag via avloppsreningsverk. Modifierad från Läkemedelsverket (2004)

I Sverige är de flesta hushåll kopplade till ett avloppsreningsverk där en del läkemedel bryts ner i de biologiska processerna i reningen medan vissa substanser som är mindre vattenlösliga eller positivt laddade kan avskiljas till slammet. De kan även avdrivas till atmosfären, även om det troligen är en mycket liten del. Mycket av läkemedlen, 50-80% enligt Wahlberg m.fl. (2009) tar sig genom avloppsreningsverket ut i recipienten men reduktionen i reningsverken varierar mycket, mellan 0 och 100 % för olika substanser (Naturvårdsverket, 2008a). I en studie beställd av Naturvårdsverket hittades 66 av 101 läkemedelssubstanser i provtagna ytvatten i låga koncentrationer, dock fanns fem läkemedel i halter som antas ge farmakologisk effekt i fiskar (Fick m.fl., 2011). En del av dem har även hittats i fiskar (diklofenak, ibuprofen, oxazepam och sertralin) i Stockholmsregionen (Stockholms läns landsting, 2015). Läkemedel har även påträffats i dricksvatten i låga koncentrationer både i Sverige och i andra länder (Fick m.fl., 2011; Huerta-Fontela m.fl., 2011; Mons m.fl., 2003).

En del av läkemedlen följer med slammet till slambehandlingen. Det skulle kunna röra sig om 20-25 % av läkemedlen enligt en massbalans gjord över Bromma och Henriksdals avloppsreningsverk. De läkemedel som lättare binder till partiklar återfinns mest i rötat och avvattnat slam, exempelvis ciprofloxacin och ketokonazol (Wahlberg m.fl., 2009). När slammet appliceras på jordbruksmark kan de gå olika öden till mötes beroende på egenskaper hos substansen, jorden och närvarande mikroorganismer. De mest vattenlösliga substanserna kan lakas ur till grundvatten och ytvatten medan mindre vattenlösliga ackumuleras i jorden om de inte bryts ner i tillräckligt snabb takt. Nedbrytningen går långsammare med mer lera och organiskt material i jorden som binder substanserna hårdare (Xu m.fl., 2009). Det har även visat sig att nedbrytningen går långsammare om högre halter av substanser är närvarande vilket tyder på en inhiberande effekt på mikroorganismer. Halveringstiderna för substanserna i jorden varierar, vissa halveras på 0-20 dagar med andra har halveringstider på flera år (Xu m.fl., 2009; Monteiro & Boxall, 2009). Det finns flera studier som visar att vissa grödor kan ta upp små mängder av vissa läkemedel (Sabourin, 2012; Wu 2012), men det finns också studier där inga läkemedel hittats i grödor (Gottschall, 2012).

### 2.2.2 Miljöeffekter

Det finns många studier som visar på effekter på organismer utsatta för humanläkemedel. Det handlar ofta om beteendestörningar, missbildningar, infertilitet eller könsrubbningar (Brausch m.fl., 2012; Kümmerer, 2009; Larsson & Löf, 2014). Etinylestradiol och Levonorelgestrel som finns i många p-piller kan orsaka könsrubbningar och infertilitet vid koncentrationer som är möjliga att finna vid utloppet av avloppsreningsverk, ca 1 ng/l (Parrot & Blunt, 2005; Zeilinger m. fl., 2009). Den antiinflammatoriska substansen diklofenak slog ut njurarna hos gamar i Indien vilket ledde till massdöd. Gamarna hade ätit kadaver av boskap vilka behandlats med ämnet. (Oaks m. fl., 2004). Det lugnande medlet oxazepam har visat sig ha inverkan på fiskars beteende i de koncentrationer som återfinns i Fyrisån i Uppsala. Abborrarna blev hungrigare, modigare och mindre sociala (Brodin m. fl., 2013). Det finns även oro för utvecklad resistens mot antibiotika då bakterier i miljön utsätts för en låg dos. Mycket av resistensutvecklingen sker i kroppen. Det skulle även kunna ske nedströms avloppsreningsverk men hur stort bidraget från detta är är svårt att säga (Gullberg m. fl., 2011).

Toxikologiska tester på organismer har gjorts mest i korta tester med högre koncentrationer än vad som är realistiska i miljön. På senare tid har man gjort fler långtidstester på hela eller flera livsacykler för arter och vid koncentrationer som kan förväntas i naturen. På så sätt har till exempel 100 % infertilitet hos daphnia kunnat upptäckas vid halter av substansen där

0 % dör (Kümmerer, 2009). Något som också har testats är effekter av blandningar av flera läkemedel vilket kan ge större effekter än de enskilda läkemedlen var för sig (Cleuvers, 2003). De toxikologiska tester som gjorts är i stort sett uteslutande i akvatisk miljö. Effekterna i terrester miljö, exempelvis jordbruksmark är inte utförligt studerade.

### 2.2.3 Bedömning av risker

Risk kan definieras som en sammanvägning av sannolikhet att en händelse inträffar och konsekvens av om den inträffar (Faber, 2003). Sedan 1995 ska för alla läkemedel som godkänns i Europa läkemedelsföretaget bakom substansen ha gjort en standardiserad miljöriskbedömning (Larsson & Löf, 2014; FASS, 2014). I ett första steg beräknas den förväntade koncentrationen i vattenmiljöer vid användning av läkemedlet. Om den överstiger 10 ng/l måste läkemedelsföretaget gå vidare med ekotoxikologiska tester och få fram ett värde på den högsta koncentrationen då inga effekter på organismer förväntas. En kvot beräknas utifrån förväntad koncentration av läkemedel i vattendrag och koncentration som förväntas vara ofarlig. En PEC/PNEC (Predicted environmental concentration/Predicted no effect concentration) kvot på under 0,1 bedöms innebära försumbar risk medan en kvot på över 10 bedöms innebära en hög risk. Viktigt att poängtera är att miljöriskbedömningen i nuvarande regelsystem inte får vägas in i beslutet om ett humanläkemedel ska bli godkänt eller inte (Janusinfo, 2014b). I Sverige finns en frivillig miljöklassificering för aktiva substanser som bygger på företagets miljöriskbedömningar men innehåller också faktorerna persistens i miljön och bioackumulering (FASS, 2014). Exempelvis har diklofenak bedömts ha försumbar risk för miljöpåverkan, nedbrytningen är långsam och potential för bioackumulering är låg.

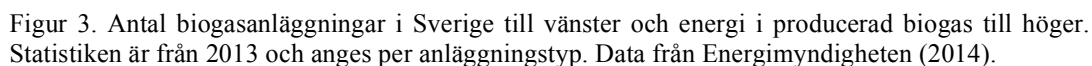
För att bedöma hur stor risk läkemedel utgör i avloppsfraktioner som används som gödselmedel krävs ett större helhetsgrepp än att titta på de enskilda läkemedlens miljörisker. Vid en riskbedömning behöver man analysera

- Förekomst av substanser
- Exponeringsväg/transport av substanser till skyddsobjekt
- Toxicitet för skyddsobjektet
- Tolererbar risk /gränsvärde

Skyddsobjekt i fallet med läkemedel i jordbruksmark kan vara markmiljön, grundvatten, ytvatten och hälsa hos människan via olika typer av exponeringsvägar. Enligt en riskbedömning av slam som gjorts åt norska livsmedelsverket var markmiljön och människans intag av rotfrukter och potatis viktigast att analysera noga (VKM, 2009). Exponeringen beror mycket på vattenlöslighet, bioackumulering, persistens och upptag i växter. Åtgärder för att minska risken kan exempelvis vara att reducera mängden föroreningar eller minska transporten till skyddsobjekten. Den norska undersökningen tog fram en lista på 14 läkemedel som borde kunna finnas i jordbruksmark över 100 eller 10 µg/kg jord beroende på substans. Exponeringsvägarna till olika skyddsobjekt modellerades för dessa ämnen. Ekotoxikologiska data för akvatisk miljö användes i beräkningarna då det inte finns data framtaget för terrester miljö. Risken för markmiljön ansågs vara låg då den förväntade koncentrationen låg väl under effektkoncentrationen. Det bedömdes inte finnas någon risk för vattenmiljön som följd av spridning av läkemedel från åker till vattendrag. Även för människors hälsa bedömdes risken vara låg för organiska föroreningar då upptaget i växter var lågt (VKM, 2009). Studien identifierade flera kunskapsluckor, nämligen förekomst av

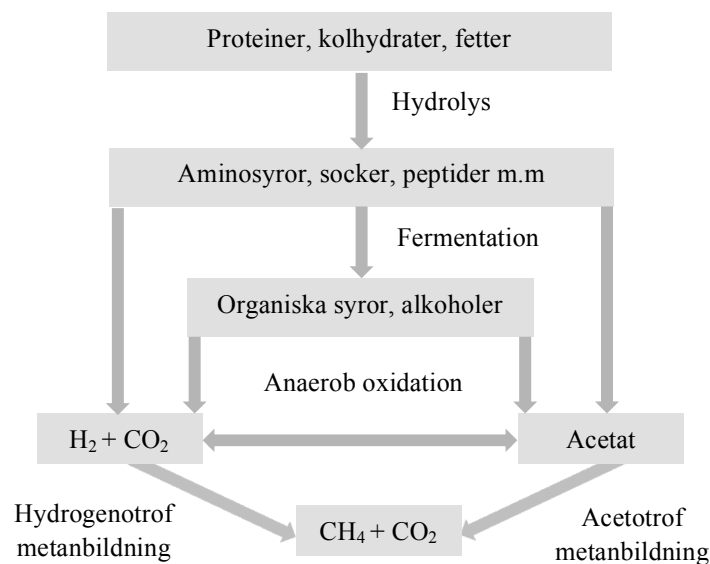
## 2.3 BIOGASPRODUKTION

De tekniska lösningarna för rötningsanläggningar varierar. I utvecklingsländer är det vanligast med småskaliga rötningsanläggningar där gödsel, matavfall, grödor och ibland latrin rötas för att använda biogasen till spisar, belysning och elektricitet (Surendra m.fl., 2014). I Sverige dominerar storskaliga anläggningar som rötar avloppsslam eller matavfall och jordbruksprodukter (Figur 3)(Energimyndigheten, 2014). De kan utformas på flera sätt. Det finns en- och tvåstegsprocesser, kontinuerlig och satsvis drift, torr- och våtrötning, olika uppehållstider, organisk belastning m.m (Nordberg, 2006). Någon anläggning för rötning av



### 2.3.1 Röntningsprocessen

Nedbrytningen av det organiska materialet till metan och koldioxid är komplex där många, mycket olika mikroorganismer deltar. Processen kan dock schematiskt beskrivas i steg (Jarvis & Schnürer, 2009). I hydrolysen, som är det första steget i nedbrytningen (figur 4), delas stora, komplexa proteiner, kolhydrater och fetter ner till mindre delar med hjälp av enzymer. Kvar blir exempelvis aminosyror, socker och peptider som är lättare för mikroorganismerna att ta upp i sina celler. I fermentationen används dessa nedbrytningsprodukter som substrat, det vill säga som kol och energikälla i mikroorganismernas metabolism. Nedbrytningsprodukterna används av samma mikroorganismer som utsöndrade enzymerna men också av andra. Beroende på substrat och organism bildas nya nedbrytningsprodukter som exempelvis olika typer av organiska syror, alkoholer, koldioxid, vätgas och ammoniak. Nedbrytningsprodukterna bryts ner vidare i nästa steg, den anaeroba oxidationen, till acetat (ättiksyra), koldioxid och vätgas. Vätgas bildas när protoner används som slutliga elektronmottagare. Processen är starkt beroende av att den bildade vätgasen används av andra organismer eftersom processen hämmas av för hög vätgaskoncentration. Fenomenet där två



Figur 4. Den anaeroba nedbrytningsprocessen av organiskt material till biogas. Modifierad från Jarvis & Schnürer (2009).

eller flera olika organismer är beroende av varandra kallas för syntrofi. I rötningsens sista steg använder hydrogenotrofa metanogener vätgasen och koldioxid i sin metabolism med metan som restprodukt. Acetotrofa metanogener använder acetat som substrat och klyver den i två delar, en bildar metan och en koldioxid. Metanogenerna är arkéer till skillnad från de andra organismerna i rötningsprocessen som är bakterier. Metanogenerna växer långsamt och är känsliga för störningar i miljön, exempelvis förändringar i pH eller toxiska ämnen (Jarvis & Schnürer, 2009). Fungerar inte metanbildningen bra höjs vätgaskoncentrationen, den anaeroba oxidationen avstannar och syror och alkoholer ansamlas vilket innebär förorening och problem för hela processen. För att undvika detta krävs väl sammansatta substrat och en stabil miljö så att mikroorganismerna trivs.

### 2.3.2 Substrat

Materialet som används vid framställning av biogas kallas substrat. Vanliga substrat i Sverige är avloppsslam, matavfall, gödsel och olika produkter från jordbruket och livsmedelsindustrin (Nordberg, 2006). Hur väl ett substrat lämpar sig för biogasproduktion beror

dels på substratets potential att bilda metan, dels på hur det påverkar rötningsprocessen driftmässigt. Metanpotentialen beror av följande faktorer (Litorell & Lovén Persson, 2007).

- Innehåll av organiskt material (VS)
- Nedbrytbarhet av det organiska materialet
- Sammansättning av fett, kolhydrater och protein
- Innehåll av makro- och mikronäringsämnen

Fett bildar mycket metangas medan kolhydrat bildar minst (tabell 2). Nedbrytningshastigheten är också olika. Stärkelse och protein bryts ned snabbt, nedbrytning av fett kan variera medan cellulosa bryts ned långsamt och lignin inte alls (Carlsson & Uldal, 2009). Metanbildningen från ett substrat kan beräknas teoretiskt men det ger osäkert resultat då biogasbildning beror på många andra faktorer än sammansättning. För att testa vilken metanpotential olika substrat har kan satsvisa utrötningsförsök göras i laboratorium. Då blandas substrat med ymp från en aktiv rötningsanläggning i flaskor och mängd och sammansättning på den gas som bildas i flaskorna mäts. Den ackumulerade metanvolymen då produktionen avstannat betecknas metanpotentialen och uttrycks i NmL CH<sub>4</sub>/g VS där N står för normaltryck (1 atm= 100 000 Pa) och normaltemperatur (0°C) (Avfall Sverige, 2011).

Tabell 2. Teoretisk biogas- och metanproduktion vid fullständig anaerob nedbrytning av fett, protein och kolhydrat (Carlsson & Uldal, 2009).

| Substrat  | Biogas<br>Nm <sup>3</sup> /kg VS | Metan<br>Nm <sup>3</sup> /kg VS | Metan<br>% |
|-----------|----------------------------------|---------------------------------|------------|
| Fett      | 1,37                             | 0,96                            | 70         |
| Protein   | 0,64                             | 0,51                            | 80         |
| Kolhydrat | 0,84                             | 0,42                            | 50         |

Tillgång till näringsämnen som mikroorganismerna behöver för att fungera optimalt är en viktig faktor. Mikroorganismerna behöver kol, kväve, fosfor och andra mikronäringsämnen. En kol:kvävekvot på omkring 30 brukar vara lagom men både högre och lägre kan fungera. Överskrids kvoten går nedbrytningen långsammare och dessutom kan fettsyror ansamlas och verka försurande. Underskrids kvoten kan ammoniak ackumuleras och verka inhiberande.

Förutom ett substrats potential att bilda metangas finns det andra faktorer att tänka på vid val av substrat till en biogasanläggning (Carlsson & Uldal, 2009).

- Krav på förbehandling som värmebehandling, finfördelning eller separering.
- Mekaniska problem som sedimentation eller skumning
- Mikrobiologiska problem som toxiska ämnen eller ackumulering av fettsyror
- Gödselkvalitet på slutprodukten, dess innehåll av näringsämnen och föroreningar

### 2.3.3 Miljöfaktorer

De mikroorganismer som behövs för rötning kan leva i flera olika temperaturintervall men det vanligaste är mesofil rötning i 30-40°C eller termofil rötning i 50-60°C (Levén, 2006). Till skillnad från aerob nedbrytning produceras inte speciellt mycket värme vid anaerob nedbrytning så värmen måste tillföras utifrån (Jarvis & Schnürer, 2009). I termofil rötning kan nedbrytningen ske snabbare vilket gör att uppehållstiden kan vara kortare och mindre kammarvolym krävs. En annan fördel är att den högre temperaturen ger en bättre avdöd-

ning av patogener (Levén, 2006; Kjerstadius m.fl., 2012). Detta har ingen betydelse för metanbildningen men spelar roll för hur rötresten kan användas och hanteras efteråt. Termofil rötning är känsligare mot inhiberande och toxiska ämnen från substratet, då dessa frigörs fortare än vid lägre temperatur. Mesofil rötning är en långsammare process men ofta stabilare på grund av en större diversitet av mikroorganismer som trivs i temperaturintervallet 30-40°C. Processen har därför större möjlighet att hantera variationer i substratets sammansättning. Mesofil rötning kräver också för en viss reaktorvolym mindre energi för uppvärmning. Oavsett vilken temperatur rötningen drivs vid är det viktigt att hålla en jämn temperatur. Processen kan visserligen anpassa sig till förändringar men den störs och anpassning kan ta lång tid.

Syrgastillgången bör vara låg i röttningsprocessen då syre är toxiskt för de metanbildande organismerna. Dessa saknar de försvarsproteiner som skyddar celler från syrets fria radikaler som är mycket starkt oxiderande. Många andra mikroorganismer i röttningsprocessen är dock syretoleranta, de överlever i närvaro av syre men använder det inte som elektronmottagare. Vissa organismer är fakultativa, vilket innebär att de använder sig av syre som elektronmottagare men kan växla till fermentation eller anaerob respiration om syret försvinner (Jarvis & Schnürer, 2009). Detta betyder att om luft tillfälligt kommer in i processen så förbrukas syret snabbt och behöver inte leda till större problem.

Om substratet lätt bryts ner till syror kan dessa ansamlas då metanbildningen inte hinner med. Det medför att pH-värdet sjunker om det inte finns tillräckligt med alkalinitet för att buffra syrorna och då kan metanbildningen avstanna (Svenskt Vatten, 2010). Därför bör pH, alkalinitet och halten fettsyror övervakas för att undvika problem.

Ammoniak bildas vid nedbrytning av protein och kan i för höga halter hämma metanbildningen. Ammoniak står i jämvikt med ammonium som kan mätas och utifrån det kan även ammoniakhalten beräknas. Den samlade ammonium/ammoniakkvävehalten bör inte vara över 1,5g/L. Jämvikten förskjuts mot mer ammoniak vid högre pH och temperatur vilket gör att termofil rötning är känsligare för höga halter av ammoniumkväve än mesofil rötning (Jarvis & Schnürer, 2009).

Omblandning med pumpar, omrörare eller på annat sätt är viktig för att undvika sedimentation och skumbildning och för att möjliggöra maximal kontakt mellan mikroorganismer, substrat och näringsämnen.

#### 2.3.4 Nedbrytning av läkemedel i röttningsprocessen

De studier som gjorts tidigare om hur väl läkemedel bryts ned i röttningsprocessen har i huvudsak gjorts på slam från avloppsreningsverk. Skillnaden mellan avloppsslam från reningsverk och latrin med avseende på läkemedel är att latrin innehåller alla läkemedel som människor utsöndrar medan slam innehåller de läkemedel som är mindre vattenlösliga och i vattenreningsprocessen har följt med sedimenterande partiklar till slambehandling. Resten av läkemedlen som är mer vattenlösliga följer istället med utgående vatten till recipienten.

I en av få studier gjorda på källsorterad fraktion undersöktes behandling av klosettavatten med olika metoder (de Graaf m. fl. 2011). Det observerades då i stort sett inte någon nedbrytning av läkemedel i röttningsprocessen förutom för paracetamol (vilket är en relativt lättnedbrytbar substans). En viss nedbrytning av diklofenak, som är svårnedbrytbar i reningsverk, observerades också.

Generellt tycks analysmetoderna för läkemedel i slam vara osäkra vilket medför avsaknad av tydliga resultat (Kjerstadius m. fl., 2012). I en studie på avloppsslam kunde ingen generell nedbrytning noteras förutom för två läkemedel, Irbersartan och Trimetoprim. Ingen signifikant skillnad i nedbrytning mellan mesofil och termofil rötning kunde heller påvisas (Kjerstadius m. fl., 2012). Tvärtom verkade flera läkemedel ha ökat i halt under rötningen. Detta fenomen har observerats i flera studier och orsakerna kan vara flera. Dels kan det vara så att det inte är samma slam som provtagits för läkemedel som sen har rötats och en viss variation mellan slampartier kan finnas. Mer troligt är dock att det är metoden för att extrahera läkemedel från partiklar som inte är tillräckligt bra. Under rötning minskar torrsubstansen och därmed mängden partiklar som läkemedlen kan fastna på vilket gör att de är lättare att identifiera i analyserna efter rötning. En annan bidragande orsak är också att läkemedel som konjugerats i kroppen bryts sönder i rötningen och återgår till sin ursprungliga form, något som har visats sig i andra studier på vattenrening. Ofta analyserar man bara den ursprungliga formen och inte den konjugerade.

Carballa m. fl. (2007) visade på viss reduktion av 10 av 11 tillsatta läkemedel (koncentrationer på 4-50 µg/l) under rötning av slam. Antibiotika och hormoner reducerades över 90 % medan antiinflammatoriska och lugnande medel reducerades runt 50 %. Karbamazepin, som är en antiepileptika, bröts inte ned alls. Någon skillnad i reduktion mellan mesofil och termofil rötning kunde inte påvisas.

I en studie av Malmberg (2014) undersöktes sju tekniker för reduktion av läkemedel i avloppsslam med läkemedeltillsats. Mesofil och termofil våtrötning, termofil torrötning, Avancerade OxidationsProcesser (AOP), termisk hydrolys, pastörisering och ammoniakbehandling testades. Det visade sig att mesofil och termofil våtrötning var bäst på att reducera ett brett spektrum av organiska ämnen av de testade teknikerna. Temperaturen verkade inte spela någon större roll. En korrelation mellan substansernas vattenlöslighet och reduktionsgrad kunde också visas. AOP reducerade en del ämnen som andra tekniker inte gjorde, exempelvis karbamazepin, metoprolol, propranolol och fluoxetin. Termisk hydrolys var bra på att reducera könshormoner.

Naturligt att tänka sig är att läkemedel som antibiotika kan ha inhiberande effekt på själva biogasprocessen men det har visats sig stämma endast vid höga koncentrationer. Från litteraturen var  $EC_{50}$ -värdet 24-1000 mg/L för olika antibiotika (Gartiser, 2007) och inga inhiberande effekter märktes i tester upp till 50mg/L för nio olika läkemedel (Campbell, 2013). Generellt är koncentrationer som beskrivs i studier om inhibering flera tiopotenser högre än vad som normalt hittas i avlopp (Stasinakis, 2012).

### 3 MATERIAL OCH METOD

Under examensarbetet har satsvisa utrötningsförsök i laboratorieskala utförts med latrin som substrat. En mängd olika analyser gjordes för att utvärdera dels nedbrytningen av läkemedel i rötningsprocessen men också latrinens lämplighet som substrat vid rötning och som gödselmedel.

#### 3.1 PROVTAGNING AV LATRIN

Latrin som användes som substrat i rötningen i studien kom ifrån en latrininsamling i Salmunge, Norrtälje kommun. Norrtälje har stor skärgård och många fritidsbostäder som inte är kopplade till det kommunala avloppsnätet. För att minska näringsläckage till östersjön från enskilda avlopp samlas latrin i tunnor som hämtas hos abonnenter under sommarhalvåret. En del av abonnenterna har urinsortering vilket gör att all genererad urin inte hamnar i latrintunnorna. Hur länge latrin hade varit i lagret innan provtagning skedde är okänt då lagret fylls på och töms successivt. Lagret innehöll omkring 60 m<sup>3</sup> latrin då provtagning skedde. Dagen innan hade 40 m<sup>3</sup> ur tanken fraktats till en våtkompostanläggning i Norrtälje. Där behandlas det aerobt och används sedan som gödsel till jordbruksmark (Naturvårdsverket, 2008b). Tankens geometri visas i bilaga 1. En omrörare i mitten var igång under 20 timmar innan provtagning och under själva provtagningen. Provtagning skedde på två ställen, nära mitten vid omröraren och närmare kortsidan av tanken. Med hjälp av en metallhink togs ett prov nära ytan. En dränkbar pump användes därefter för att ta ett prov från ungefär 20 cm ovanför botten. 10 L latrin hämtades upp från varje provpunkt vilket gav totalt 40 L latrin. Latrin blandades i en plasttunna och rördes om kraftigt i omkring 5 minuter med en betongvisp (Meec tools 480/800 rpm) för att göra materialet homogent och undvika sedimentation under uppdelning till mindre plastflaskor. Flaskorna förslöts, mörklades med aluminiumfolie och frystes in i -22°C. När latrin skulle användas tinades den i ett dygn i kylskåp.

Latrin från Salmunge får i studien representera ett koncentrerat, källsorterat toalettavfall utan inblandning av vatten. Denna produkt är något av ett framtidsscenario där toaletter har utvecklats som kan samla in den här produkten och samtidigt vara attraktiva för användaren. Utvecklingen är inte där än, men potentialerna ligger i att ta tillvara på energi och näring utan inblandning av föroreningar samtidigt som man sparar på vatten och minimerar den hanterade volymen (Sylwan m.fl., 2014).

#### 3.2 SATSVISA UTRÖTNINGSFÖRSÖK

Satsvisa utrötningsförsök gjordes i glasflaskor på laboratorium med latrin som substrat, med och utan tillsats av extra läkemedel. För att mikroorganismer som är verksamma i rötningsprocessen säkert skulle vara närvarande tillsattes ymp från fullskaliga, aktiva röt-kammare. Två parallella försök gjordes, ett i mesofil temperatur vid 37°C, och ett i termofil temperatur vid 52°C. Producerad volym gas och metanhalt följdes över tiden och den ackumulerade metanproduktionen då bildningen hade avstannat definierades som substratets metanpotential och uttrycktes som NmL CH<sub>4</sub>/g VS substrat. När försöken avslutades centrifugerades innehållet för att separera fast material från vätska innan proven frystes in i väntan på analys av läkemedel.

##### 3.2.1 Ymp

Valet av ymp anpassades till substratet genom att välja två ympar från reningsverk där enbart avloppsslam rötades. Den ena ympen var från Kungsängsverket i Uppsala som har en mesofil rötning vid 37°C och den andra ympen var från Kävlinge reningsverk där rötningen

sker i termofil temperatur vid 52°C. Innan ympen användes, silades den (4 mm) och lagrades i en vecka i 37°C respektive 52°C för avgasning. Syftet med detta var att det lättnedbrytbara organiska materialet som fanns i ympen skulle förbrukas av mikroorganismerna och på så sätt bidra mindre till biogasproduktionen under rötningsförsöken.

### 3.2.2 Organisk belastning

Den organiska belastningen från substratet var 3 g VS/l i båda utrötningsförsöken, vilket är rekommenderat (Carlsson & Schnürer, 2011; Jarvis & Schnürer, 2009). Mängden substrat som skulle tillsättas i varje flaska kunde beräknas utifrån den organiska belastningen, total vätskevolym i flaskor och halt organiskt material i substratet (ekvation 1).

$$m_s = \frac{OB \cdot V}{VS_s} \quad (\text{ekvation 1})$$

$m_s$  = massa substrat (g)

OB = organisk belastning (g/l)

V = vätskevolym i flaska (l)

$VS_s$  = organisk halt i substrat

### 3.2.3 Proportionerna av ymp och substrat

Mängden ymp som tillsattes i försöken anpassades så att massan organiskt material i ympen var tre gånger större än i substratet. Det rekommenderas att ha ett förhållande mellan ymp och substrat på minst 2:1 i VS räknat (Carlsson & Schnürer, 2011). I en inledande testomgång med tio flaskor som pågick en vecka i mesofil temperatur testades både förhållandet 3:1 och 2:1. Det visade sig att det i flaskor med kvoten 3:1 producerades mer biogas per substratenhet än i de med kvoten 2:1. I flaskorna med kvoten 2:1 tog gasproduktionen längre tid på sig att komma igång vilket kan vara ett tecken på att mängd mikroorganismer var begränsande för processen. Därför valdes förhållandet 3:1 i de riktiga försöken. För det termofila försöket hade dock ympen så låg VS-halt att det egentligen skulle behövts mer ymp än vad som fick plats i flaskorna. Därför blev förhållandet i de termofila försöken 2,7:1. Mängden ymp i det mesofila försöket beräknades med ekvation 2.

$$m_y = \frac{3 \cdot OB \cdot V}{VS_y} \quad (\text{ekvation 2})$$

$m_y$  = massa ymp (g)

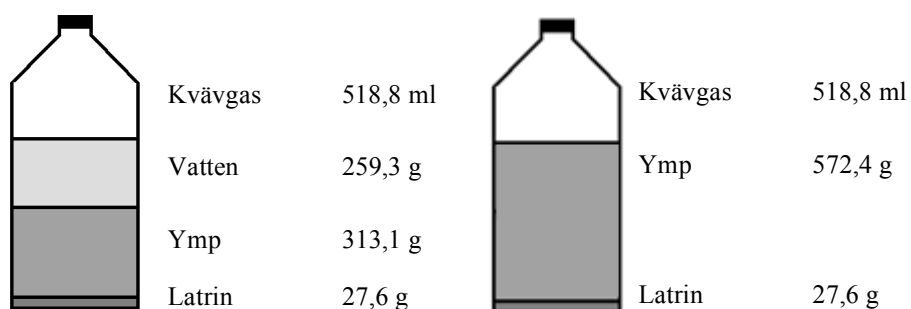
OB = organisk belastning från substrat (g/l)

V = vätskevolym i reaktor (l)

$VS_y$  = organisk halt i ymp

### 3.2.4 Försöksuppställning

Flaskorna fylldes med ymp och eventuellt substrat, cellulosa och vatten till en total vikt av 600 g (figur 5). Flaskorna förslöts med gastät gummipropp och aluminiumkapsyl. Det ca 520 ml stora luftutrymmet i flaskorna sköljdes med kvävgas för att få en syrefri miljö. De täcktes med aluminiumfolie för att inte utsättas för ljus då ljus skulle kunna påverka nedbrytning av organiska substanser och i försöket var det enbart rötningens effekt som skulle studeras. Reaktorerna inkuberades i 37°C eller 52°C på skakbord vilket medförde konstant omrörning i 130 varv per minut.



Figur 5. Innehåll i reaktorer vid försöksstart. Till vänster mesofilt försök och till höger termofilt försök.

Försöksuppställningen var likadan för de två parallella försöken i olika temperaturer förutom ursprung och mängd av ymp. Totalt bereddes 2 x 22 flaskor (tabell 3). Sju flaskor i varje temperatur innehöll latrin och ymp. Sju stycken innehöll latrin med tillsats av läkemedel och ymp. Två flaskor innehöll latrin med läkemedel i dubbel dos och ymp. I det mesofila försöket späddes blandningarna med vatten för att få rätt organisk belastning. Ytterligare sex flaskor bestod av kontrollblandningar. Tre stycken med enbart ymp och vatten användes som blank för att kunna dra ifrån ympens bidrag från gasproduktionen i flaskorna med substrat i och på så sätt beräkna enbart substratets produktion. Tre flaskor var kontroller som innehöll ymp och cellulosa som substrat istället för latrin. De användes för att utvärdera aktiviteten hos ympen eftersom cellulosa har en känd metanpotential på 415 NmL CH<sub>4</sub>/g VS. Om utrötningförsöket nådde omkring 70 % av detta värde kunde ympen anses vara av tillräckligt god kvalitet för att testet skulle bli godkänt (Carlsson & Schnürer, 2011). För analys av initiala halter av läkemedel blandades även en eller två av varje blandning vilka centrifugerades direkt utan rötning (beskrivning i 3.3.5) och frystes in för vidare analys.

Tabell 3. Substrat i de olika blandningarna. Alla flaskor innehöll även ymp.

| Substrat                                | Antal | Temperatur |
|-----------------------------------------|-------|------------|
| Latrin                                  | 7     | 37°C       |
| Latrin med tillsats av läkemedel        | 7     | 37°C       |
| Latrin med dubbel tillsats av läkemedel | 2     | 37°C       |
| Cellulosa                               | 3     | 37°C       |
| Blank                                   | 3     | 37°C       |
| Latrin                                  | 7     | 52°C       |
| Latrin med tillsats av läkemedel        | 7     | 52°C       |
| Latrin med dubbel tillsats av läkemedel | 2     | 52°C       |
| Cellulosa                               | 3     | 52°C       |
| Blank                                   | 3     | 52°C       |

### 3.3 PROVTAGNINGAR OCH ANALYSER

#### 3.3.1 Biogasproduktion och metanhalt

Prover på biogasproduktion och metanhalt gjordes varje eller varannan dag i början av försöken och sedan mer sällan allt eftersom gasproduktionen avtog. Tidpunkter för provtagning och producerad metanvolym vid varje provtagningstillfälle redovisas i bilaga 2. Eftersom att reaktorerna var gastäta byggdes det upp ett övertryck i dem när biogasen producerades. Övertrycket mättes med en digital tryckmätare kopplad till en kanyl som anslöts genom gummiproppen (Figur 6). Volymen producerad gas i standardtryck (1 atm) och standardtemperatur (0 °C) kunde beräknas med ekvation 3 härledd från allmänna gaslagen. Gasproduktionen korrigerades för ympens bidrag och uttrycktes i volym metan per gram VS substrat. Vid beräkning togs det hänsyn till att proverna som innehöll latrin med läkemedelstillsats hade något högre VS-halt.

$$V_0 = \frac{P}{P_0} \cdot \frac{T_0}{T} \cdot V \quad (\text{ekvation 3})$$

$V_0$  = Volym producerad gas i standardförhållanden (ml)

$V$  = Volym gas i flaska (ml)

$P$  = Övertryck uppmätt i flaska (Pa)

$P_0$  = Atmosfärstryck i standardförhållanden (Pa)

$T_0$  = Temperatur i standardförhållande (K)

$T$  = Temperatur i reaktor (K)

För analys av metanhalt i gasen togs ett gasprov i varje reaktor med 1 eller 2 ml spruta och förvarades i glasvial med gummipropp. Metanhalten analyserades med en gaskromatograf. Standarder i duplikat med 0 %, 5 %, 10 %, 25 %, 50 % och 75 % metangas bereddes i glasvialer för beräkning av metanhalten i biogasproverna genom jämförelse med kalibreringskurvor (bilaga 2). Efter provtagning släpptes gasen i reaktorerna ut genom en kanyl kopplad till gaspåse för att återfå atmosfärstryck.

#### 3.3.2 TS, VS och pH

Bestämning av torrsubstanshalt och halt organiskt material, skedde på latrin, ymp och rötrest



Figur 6. Reactorer på skabbord i 37°C och gaskromatograf som användes för metanhaltanalys till vänster. Till höger mättes tryck och gasprov togs.

i triplikat. Tre taror vägdes på våg med tre decimalers noggrannhet och fylldes med 20- 60 g material beroende på prov. Flaskan skakades mellan varje upphällning för att undvika sedimentation. Taror med det våta materialet vägdes och placerades i ugn i 85°C i en timme och därefter 105°C i 20 timmar. Efter torkning vägdes tarorna på nytt och placerades sedan i glödningsugn i 350 °C i tre timmar och 550 °C i sex timmar. Därefter vägdes den återstående glödresten (oorganiskt material). Halten TS och VS kunde beräknas utifrån massorna enligt ekvation 4 respektive ekvation 5. Prov för bestämning av TS och VS lämnades också för analys till ackrediterat laboratorium (ALcontrol AB).

$$TS = \frac{m_{\text{torrt}}}{m_{\text{vätt}}} \quad (\text{ekvation 4})$$

$$VS = \frac{m_{\text{torrt}} - m_{\text{glödrest}}}{m_{\text{vätt}}} \quad (\text{ekvation 5})$$

Vid försöksstart och efter avslutad rötningsperiod mättes pH med en kalibrerad pH meter i reaktorer. Prov för bestämning av pH i obehandlad latrin lämnades även till ackrediterat laboratorium (ALcontrol AB).

### 3.3.3 Näring och metaller

Innehåll av näring och metaller i två prover av obehandlad latrin analyserades av det ackrediterade laboratoriet ALcontrol enligt Tabell 4.

Tabell 4. Analyser utförda av ALcontrol med metoder

| Analys                 | Metodbeteckning           |
|------------------------|---------------------------|
| Torrsubstans           | SS-EN 12880-1:2000        |
| Glödrest               | SS-EN 12879-1             |
| pH                     | SS-EN 12176-1             |
| COD(Cr)                | SS028142 mod, ampullmetod |
| Kväve total (Devardas) | SS 028101-1               |
| Ammoniumkväve          | St, Methods 18th 4500B+E  |
| Fosfor total           | SS-EN ISO 11885-2:2009    |
| Kalium                 | SS-EN ISO 11885-2:2009    |
| Bly                    | SS-EN ISO 11885-2:2009    |
| Kadmium                | SS-EN ISO 11885-2:2009    |
| Koppar                 | SS-EN ISO 11885-2:2009    |
| Krom                   | SS-EN ISO 11885-2:2009    |
| Kviksilver             | SS-ISO 16772-1:2004       |
| Nickel                 | SS-EN ISO 11885-2:2009    |
| Silver                 | SS-EN ISO 11885-2:2009    |
| Zink                   | SS-EN ISO 11885-2:2009    |

### 3.3.4 Andel urin och fekalier i latrin

Utifrån kända koncentrationer av P, K, Hg, Cd, Cu, Cr, Ni och Cr i urin och fekalier (Jönsson m.fl, 2005) samt provresultaten av latrin, beräknades hur stor andel urin och fekalier latrin innehöll enligt ekvation 6 för varje ämne. Ett medelvärde på dessa värden kunde jämföras med andelen i våtvikt angiven i Jönsson m.fl. (2005).

$$X \cdot Y_U + (1 - X) \cdot Y_F = Y_L \quad (\text{ekvation 6})$$

X = Andel urin i latrin

(1-X) = Andel fekalier i latrin

Y<sub>U</sub> = Koncentration per våtvikt av ett ämne i urin

$Y_F$  = Koncentration per våtvikt av ett ämne i fekalier

$Y_L$  = Koncentration per våtvikt av ett ämne i latrin

### 3.3.5 Läkemedel

Prover för analys av läkemedel togs genom att avbryta och plocka bort flaskor efter 0, 14, 30 och 61 dagar i det mesofila försöket och efter 0, 7, 21, 30 och 59 dagar i det termofila försöket. Tidpunkt för provtagning av de olika proven redovisas i bilaga 3. Hela flaskornas innehåll hälldes i fyra 200 ml plastburkar som centrifugerades i 10 minuter vid 10°C i en centrifug av typen Beckman Coulter J26XPI. Hastigheten var 10 000 rpm vilket gav 15 344 g (centrifugalkraften relativt g). På så sätt separerades det mesta av den fasta fasen från vätskefasen. De två faserna frystes därefter in i -22 °C var för sig inför vidare analys av läkemedelssubstanser och TOC av IVM och SPPD. Läkemedelsproverna genomgick glasfiberfiltrering, fastfasextraktion och analys i vätskekromatograf. I denna rapport redovisas endast resultat av analyser på vätskedelen av innehållet i flaskor i rötningsförsöket. Det fanns ej tid att få med resultat från det fasta materialet eller på prover av enbart latrin då analyserna blivit försenade.

## 3.4 VAL AV LÄKEMEDEL

Urvalet av läkemedel som ingick i studien gjordes av IVM och SPPD. De tog hänsyn till användning i Sverige, vilka läkemedel som brukar hittas i avloppsvatten och vilka som har påvisade effekter i miljön. Listan anpassades också i viss grad till de läkemedel man hade standarder för samt för att kunna begränsa antalet upparbetnings- och analysmetoder. Hormoner är en grupp av läkemedel som valdes bort på grund av att de båda laboratorierna saknade tillförlitliga analysmetoder. De läkemedel som analyserades och redovisas i rapporten listas i Tabell 5.

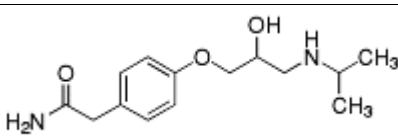
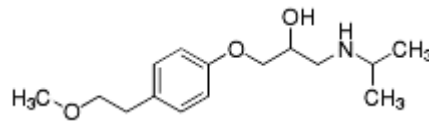
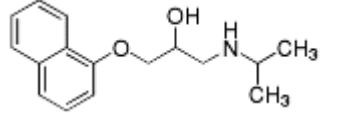
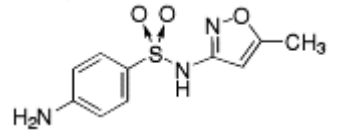
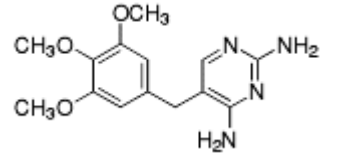
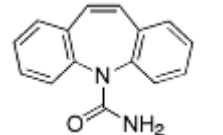
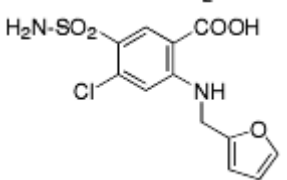
Tabell 5. De 21 läkemedelssubstanser som ingick i studien.

| Grupp          | Substans       | Grupp          | Substans         |
|----------------|----------------|----------------|------------------|
| Betablockerare | Atenolol       | Lugnande       | Losartan         |
|                | Sotalol        |                | Valsartan        |
|                | Metoprolol     |                | Irbesartan       |
|                | Propranolol    | Vätskedrivande | Furosemid        |
| Antibiotika    | Azitromycin    |                | Hydroklorotiazid |
|                | Sulfametoxazol | Antidepressiva | Karbamazepin     |
|                | Trimetoprim    |                | Citalopram       |
| Fettreglerare  | Atorvastatin   |                | Lamotrigin       |
|                | Bezafibrat     |                | Oxazepam         |
| Lokalbedövare  | Lidokain       |                | Venlafaxin       |
| Smärtlindrande | Kodein         |                |                  |

Rimligtvis innehåller latrin i studien de flesta av substanserna. För att säkerställa att utvalda läkemedel fanns i analyserbara koncentrationer tillsattes en metanollösning med sju av läkemedlen (Tabell 6) till en uppsättning av flaskor i rötningsförsöken. Volymen 1125 µl av en metanollösning med läkemedlen tillsattes med spruta till 300 g latrin i en plastflaska som skakades för hand i 20 minuter. Till latrin sattes även 100 µl av en metanollösning

med olika perfluorerade ämnen vilka dock ej utvärderades i detta projekt. Den tillsatta koncentrationen av läkemedlen i rötningsförsöken var 35 µg/l för respektive aktiv substans. I två reaktorer i varje temperatur dubblades dosen till 70 µg/l (Tabell 3).

Tabell 6. De läkemedel som tillsattes med struktur samt den miljöinformation som finns på FASS (2015). P=Persistens, B=Bioackumulation, T=Miljörisk i vattenmiljö, baseras på PEC/PNEC.

| Substans        | Struktur                                                                            | P           | B           | T           | PNEC<br>µg/l       |
|-----------------|-------------------------------------------------------------------------------------|-------------|-------------|-------------|--------------------|
| Atenolol        |    | Data saknas | Data saknas | Data saknas | Data saknas        |
| Metoprolol      |    | Potentiell  | Låg         | Låg         | 7,3 <sup>3</sup>   |
| Propranolol     |    | Låg         | Låg         | Medel-hög   | 0,005 <sup>2</sup> |
| Sulfame-toxazol |   | Hög         | För-sumbar  | Låg         | 0,59 <sup>1</sup>  |
| Trimetoprim     |  | Hög         | För-sumbar  | För-sumbar  | 56 <sup>2</sup>    |
| Karbama-zepin   |  | Potentiell  | Låg         | Låg         | 2,6 <sup>1</sup>   |
| Furosemid       |  | Data saknas | Låg         | För-sumbar  | 3,13 <sup>3</sup>  |

<sup>1</sup>säkerhetsfaktor 10

<sup>2</sup>säkerhetsfaktor 100

<sup>3</sup>säkerhetsfaktor 1000

## 4 RESULTAT

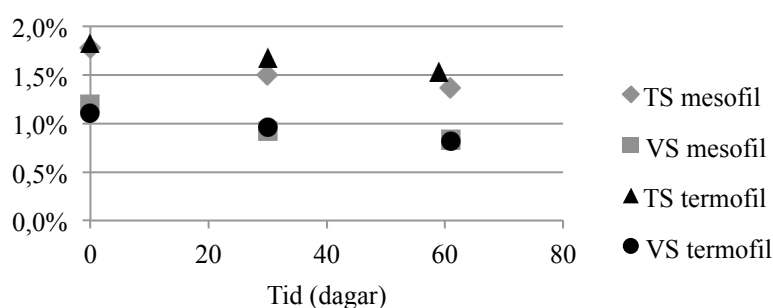
### 4.1 SUBSTRATEGENSKAPER

#### 4.1.1 TS och VS

Analysresultat av torrsubstanshalt och organisk halt i latrin och ympar visas i Tabell 7. Latrinen innehöll 7,6 % torrsubstans och 6,5 % organiskt material. TS- och VS-halten sjönk under rötningen allt eftersom materialet bröts ned (Figur 7).

Tabell 7. Analysresultat av TS och VS i latrin och ympar. Medelvärde av tre prover samt standardavvikelse för dessa anges. Samma medelvärde på TS-halten i latrin erhöles av ALcontrol.

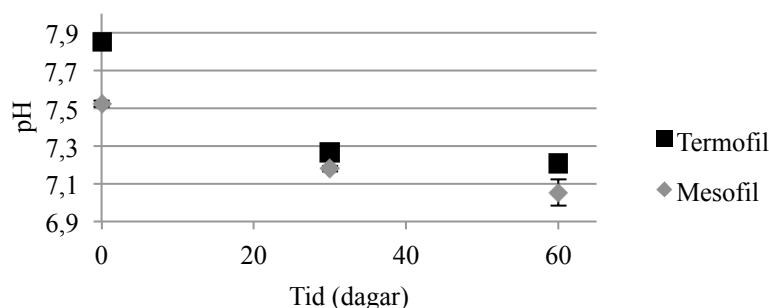
| Material     | TS %            | VS %            |
|--------------|-----------------|-----------------|
| Latrin       | $7,57 \pm 0,02$ | $6,51 \pm 0,03$ |
| Ymp mesofil  | $2,75 \pm 0,02$ | $1,72 \pm 0,01$ |
| Ymp termofil | $1,55 \pm 0,01$ | $0,84 \pm 0,00$ |



Figur 7 Torrsubstanshalt och halt organiskt material i röttningsreaktorer vid tre olika tidpunkter. Standardavvikelser var inom mätpunktsmarkering.

#### 4.1.2 pH

pH i obehandlad latrin enligt egen mätning var 6,89. Enligt ALcontrols analys var pH  $6,7 \pm 0,2$ . I flaskorna i röttningsförsöken var pH högre än i obehandlad latrin. De termofila flaskorna hade högre pH än de mesofila. Under röttningsprocessen sjönk pH i båda försöken (Figur 8).



Figur 8. pH i flaskor med latrin som substrat före och efter rötning.

### 4.2 BIOGASPOTENTIAL

Biogaspotentialen bestämdes till den ackumulerade metanproduktionen efter 60 dagars rötning. I mesofil temperatur var den då 254 Nml CH<sub>4</sub>/g VS och i termofil temperatur var

den 257 Nml CH<sub>4</sub>/g VS. Resultat från mätningen av gasproduktion vid olika tidpunkter under utrotningsförsöken samt metanhalt sammanställs i Tabell 8.

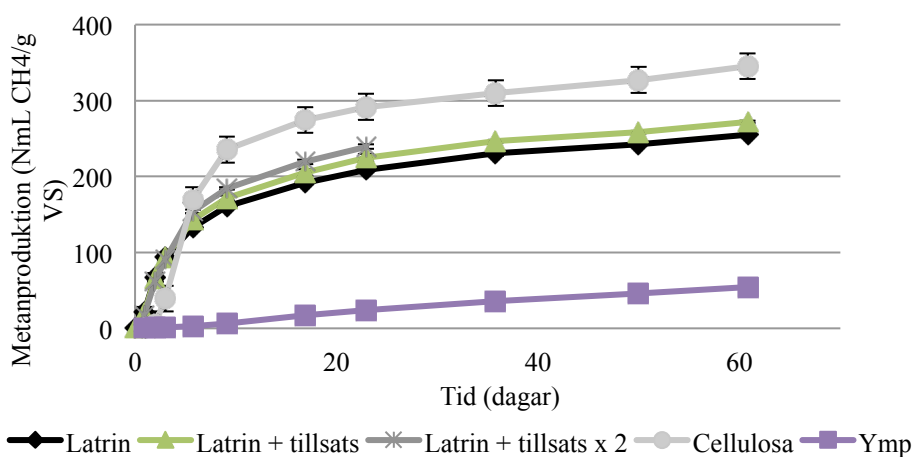
Tabell 8. Sammanställning av metanproduktion från latrin i utrotningsförsöken i mesofil och termofil temperatur efter olika lång inkubationstid. Enhet Nml CH<sub>4</sub>/g VS. Linjärinterpolerade data.

| Rötningstemperatur | 15 dagar | 30 dagar | 60 dagar | Metanhalt |
|--------------------|----------|----------|----------|-----------|
| Mesofil            | 184      | 221      | 254      | 59 %      |
| Termofil           | 197      | 230      | 257      | 59 %      |

Resultat över ackumulerad producerad metanvolym för alla typer av substrat visas i

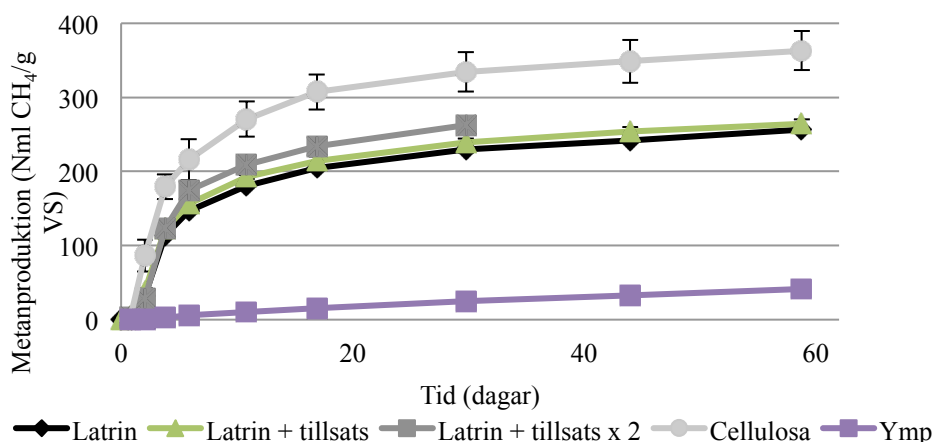
Figur 9 vid mesofil temperatur och i Figur 10 vid termofil temperatur. Resultaten i tabellform finns i bilaga 2. I försöken med tillsatta läkemedel och PFAS producerades mer gas än i dem utan tillsatser. Ympens totala produktion var omkring 50 Nml CH<sub>4</sub>/g VS och har dragits ifrån produktionen i flaskorna med andra substrat i

Figur 9. I flaskorna med cellulosa som substrat nådde metanproduktionen 345 respektive 364



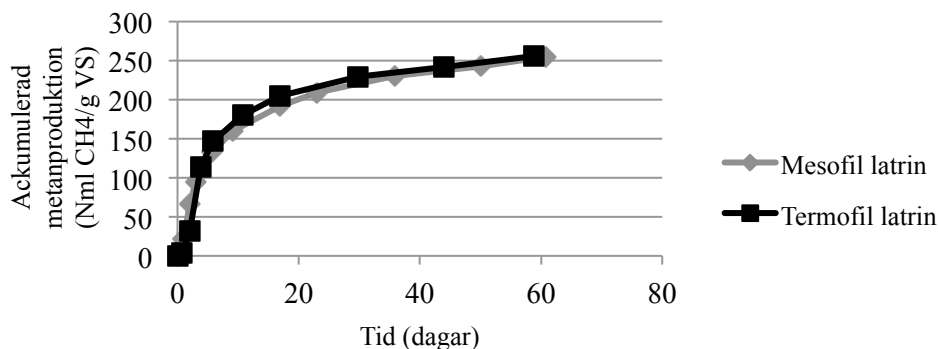
Nml CH<sub>4</sub>/g VS vilket är ca 85 % av cellulosas kända metanpotential (415 Nml CH<sub>4</sub>/g VS).

Figur 9. Bildad metangas per mängd organiskt material i substrat vid mesofil temperatur. Flaskornas innehåll var enligt försöksupställning i avsnitt 3.2.4.



Figur 10. Bildad metangas per mängd organiskt material i substrat vid termofil temperatur. Flaskornas innehåll var enligt försöksupställning i avsnitt 3.2.4.

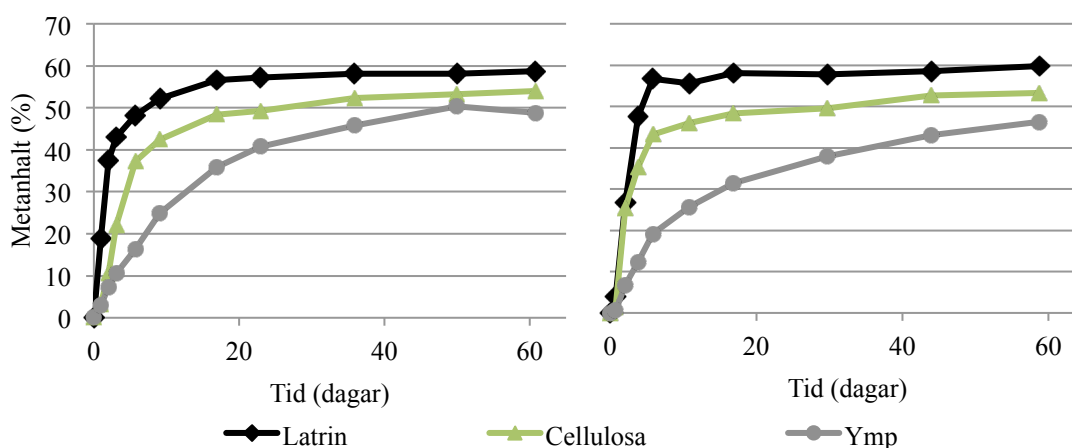
För jämförelse mellan metanbildning i olika temperaturer visas den ackumulerade kurvan över metanproduktionen från latrin i mesofil och termofil temperatur (Figur 11).



Figur 11. Metanproduktion från latrin i mesofil respektive termofil temperatur.

#### 4.2.1 Metanhalt

Vid försöksstart bestod gasen i reaktorerna mest av kvävgas. Gasens metanhalt steg sedan och låg efter en period stabilt kring 59 % (Figur 12). De termofila reaktorerna kom snabbare upp i den stabila nivån än de mesofila reaktorerna. Gasen i reaktorerna med cellulosa hade en metanhalt på omkring 50 %.



Figur 12. Metanhalt i biogas från försök i mesofil temperatur till vänster, termofil temperatur till höger.

### 4.3 GÖDSELVÄRDE

#### 4.3.1 Näringsinnehåll i latrin

Innehållet av totalkväve, ammoniumkväve, totalfosfor och kalium i obehandlad latrin redovisas i Tabell 9 både per kg torrs substans och per kg våtvikt.

Tabell 9 Innehåll av totalkväve, ammoniumkväve, totalfosfor och kalium i latrin från Salmunge. Analysresultaten från Alcontrol anges tillsammans med mätosäkerhet med täckningsfaktor  $k=2$  vilket innebär ca 95 % säkerhet.

| Näringsämne   | Latrin, obehandlad<br>g/kg TS | Latrin, obehandlad<br>g/kg våtvikt |
|---------------|-------------------------------|------------------------------------|
| Kväve total   | 49 ±12                        | 3,7                                |
| Ammoniumkväve | 32 ±4,8                       | 2,4                                |
| Fosfor total  | 13 ±2,6                       | 1,0                                |
| Kalium        | 14 ±2,8                       | 1,0                                |

#### 4.3.2 Metallinnehåll i latrin

Analysresultat från ALcontrol över metallkoncentrationer redovisas i Tabell 10. Utifrån fosforkoncentrationen i latrin (Tabell 10) räknades halterna om till mg/kg P för jämförelse med Revaqs gränsvärden för certifiering samt jämförelse med avloppsslam från tre medelstora avloppsreningsverk i Sverige.

Tabell 10. Metallinnehåll i latrin från Salmunge och medelvärde från rötat och avvattnat avloppsslam på tre avloppsreningsverk samt gränsvärde från Revaq för jämförelse. Analysresultaten från Alcontrol anges tillsammans med mätosäkerhet med täckningsfaktor k=2 vilket innebär ca 95 % säkerhet.

| Metall      | Latrin, obehandlad<br>mg/kg TS <sup>1</sup> | Latrin<br>mg/kg P <sup>2</sup> | Avloppsslam<br>mg/kg P <sup>3</sup> | Revaq<br>mg/kg P <sup>4</sup> |
|-------------|---------------------------------------------|--------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------|
| Bly         | <2 ±0,50                                    | <150                           | 450 ±160                            | 114                           |
| Kadmium     | 0,33 ±0,066                                 | 25                             | 23 ±4 <sup>5</sup>                  | 29                            |
| Koppar      | 30 ±6,0                                     | 2300                           | 9500 ±6700                          | 13600                         |
| Krom        | 3,5 ±0,70                                   | 270                            | 620 ±64                             | 1800                          |
| Kvicksilver | 0,11 ±0,028                                 | 8,5                            | 16 ±4                               | 40                            |
| Nickel      | 4,1 ±0,82                                   | 320                            | 460 ±42                             | 1140                          |
| Silver      | <1 ±0,30                                    | <80                            | 74 ±17                              | 190                           |
| Zink        | 230 ±58                                     | 18000                          | 17000 ±1900                         | 27300                         |

<sup>1</sup> Analysresultat från Alcontrol på obehandlad latrin

<sup>2</sup> Analysresultaten i förhållande till fosforhalt i Tabell 9

<sup>3</sup> Medelvärde med en standardavvikelse av årsmedelvärden hos tre reningsverk (Gryab AB, 2014; Uppsala vatten AB, 2013; Sundet avloppsreningsverk, 2012).

<sup>4</sup> Revaqs gränsvärden i

Tabell 1

<sup>5</sup> Medelvärde bland Revaq-certifierat slam är 25 mg Cd/kg P

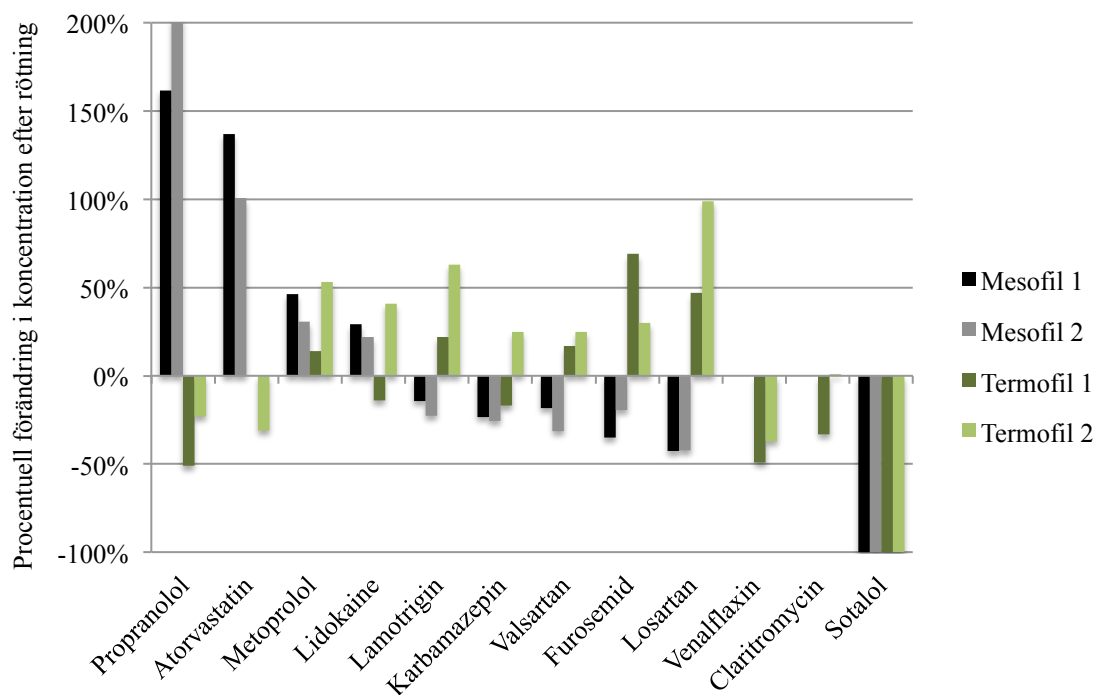
#### 4.3.3 Andel urin och fekalier i latrin

Andel urin i ett komplett toalettavfall per våtvikt är enligt Jönsson m.fl. (2005) 90 %. Utifrån jämförelse med närings- och metallkoncentrationer i latrin bör latrinens innehåll av urin vara 60 % ±18 %.

### 4.4 LÄKEMEDEL

#### 4.4.1 Reduktion av läkemedel under rötning

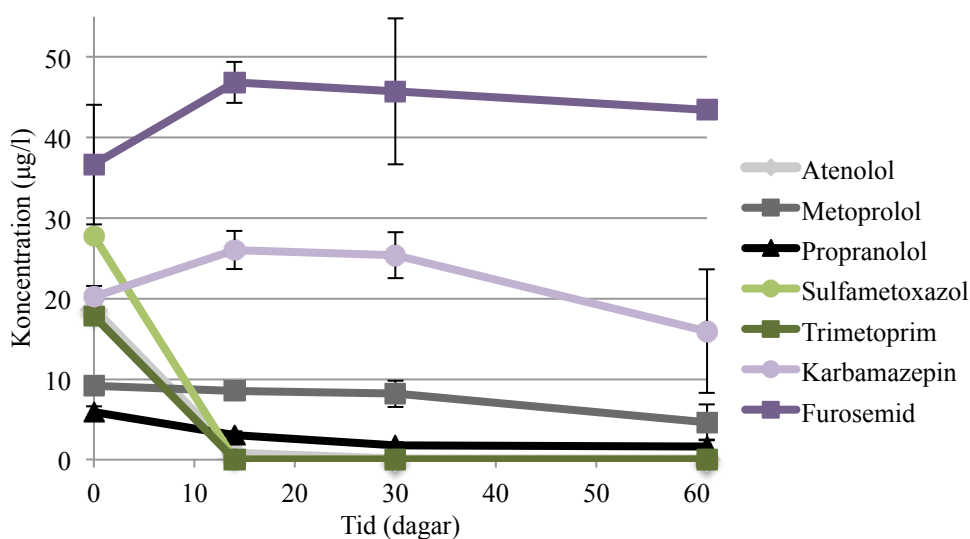
Förändringen i koncentration i vätskefasen efter rötning för de läkemedel som analyserades visas i Figur 13. Positiva staplar innebär en ökning i koncentration under rötningen och negativa staplar innebär att koncentrationen minskat. Resultatet bygger på analyser av prov innan rötning (dag 0) och på prov som tagits vid dag 59 eller 61 beroende på temperatur. Då koncentrationen i replikat skiljer sig åt visas resultat från båda flaskorna. Endast de läkemedel som förekom i koncentrationer över analysens kvantifieringsgräns vid försökets början visas i Figur 13. I mesofil temperatur ökade koncentrationer av fyra läkemedel medan sex läkemedel minskade i koncentration. I termofil ökade fem läkemedel i koncentration medan fem stycken minskade och för två läkemedel ökade halten i ena flaskan och minskade i den andra. Några läkemedel fanns inte i kvantifierbara koncentrationer vid något tillfälle, nämligen kodein, azitromycin, sulfametoxazol och trimetoprim. Bezafibrat, atenolol, citalopram, oxazepam och hydroklorotiazid kunde ej kvantifieras vid försökets början men däremot i slutet så även dessa ökade i koncentration under försökets gång. Kvantifieringsgränser och analysresultat i tabellform för samtliga läkemedel finns i bilaga 5.



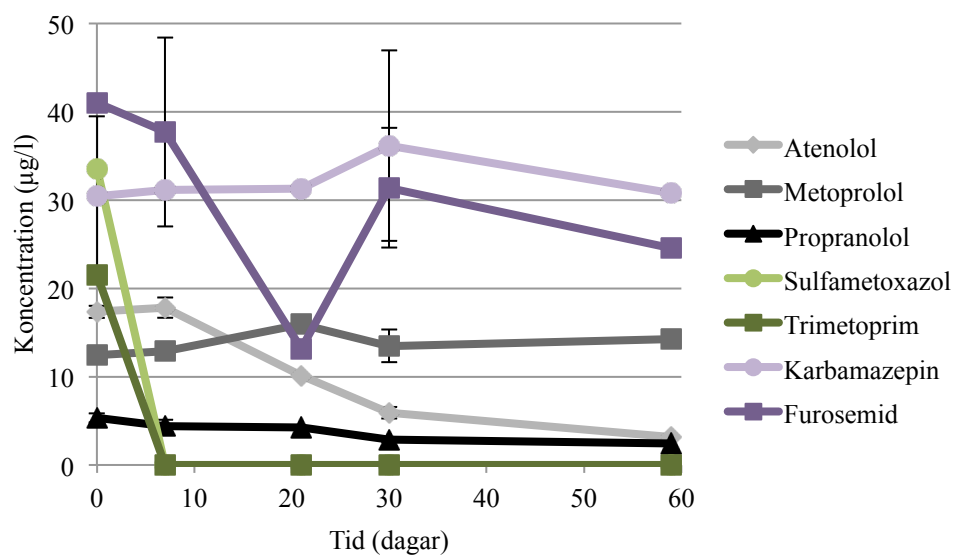
Figur 13. Förändring i uppmätt koncentration av läkemedel efter rötning i 61 dagar (mesofil temperatur) eller 59 dagar (termofil temperatur). Resultat från två parallella flaskor i varje temperatur visas. Värdet för vardera flaskor bygger på medelvärde av två replikatanalysen.

#### 4.4.2 Reduktion över tid av tillsatta läkemedel

Läkemedelskoncentrationerna av sju tillsatta läkemedel, atenolol, metoprolol, propranolol, sulfametoxazol, trimetoprim, karbamazepin och furosemid mättes vid olika tidpunkter. Figur 14 visar resultat från rötning i mesofil temperatur och Figur 15 vid termofil temperatur. Koncentrationen är över totalmängden i blandningen, det vill säga både den som tillsattes och den som redan fanns i latrinen och ympen, dock endast i vätskan.



Figur 14. Koncentration av sju tillsatta läkemedel efter rötning i 0, 14, 30 och 61 dagar i mesofil temperatur. Tillsatsen av vardera läkemedel var 35 µg/l.



Figur 15. Koncentration av sju tillsatta läkemedel efter rötning i 0, 7, 21, 30 och 59 dagar i mesofil temperatur. Dag 21 och 60 var n=1. Tillsatsen av vardera läkemedel var 35 µg/l.

## 5 DISKUSSION

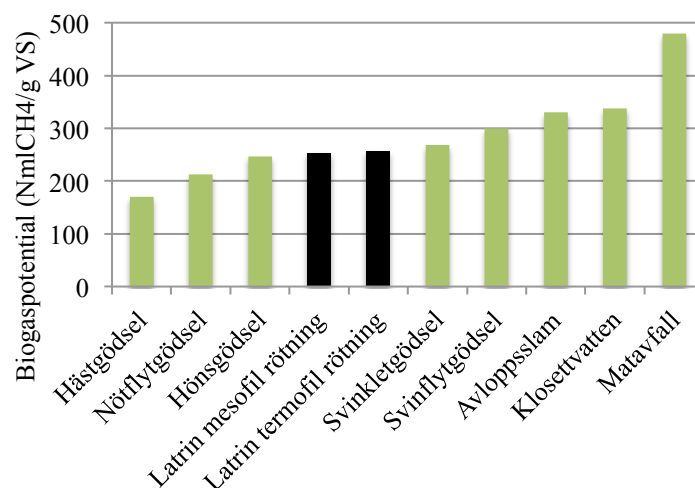
### 5.1 VAL AV METOD FÖR RÖTNINGSFÖRSÖK

Metoden som användes för att utvärdera rötning av latrin, satsvis utrötning i laborations-skala har både fördelar och begränsningar jämfört med kontinuerliga försök. Fördelarna är att det är ett relativt enkelt och billigt försök att sätta upp och sköta och tar kortare tid att genomföra jämfört med kontinuerliga försök vilka tar minst ett halvår att genomföra. Miljön och materialflödena i försöket var väl kontrollerade och metoden medgav att provtagningar enkelt kunde ske vid flera tidpunkter under röttningsprocessen. För att testa metanpotentialen är satsvisa utröttningsförsök en vanlig metod och ofta det första som görs då ett nytt substrat utvärderas. Från detta perspektiv var därför satsvisa utröttningsförsök ett naturligt val. Satsvisa utröttningsförsök kan även säga något om nedbrytningshastigheten av ett substrat, men främst relativt andra substrat som studeras i samma försök. Det beror på att hastigheten är beroende av sammansättning av mikroorganismer hos ympen som används. I kurvorna över ackumulerad metanproduktion i detta försök syns det ingen fördröjning i början av perioden utan produktionen sätter igång snabbt. Det tyder på att en för materialet välfungerande ymp har använts och inga toxiska ämnen eller näringsbrist har skapat någon större hämning i försöket. Efter ett tag ska produktionen plana ut och metanpotentialen avläsas ur kurvan (Jarvis & Schnürer, 2009). I försöket fortsätter dock produktionen hela försöksperioden på ca 60 dagar utan tydlig utplaning och metanpotentialen bestäms istället till den ackumulerade produktionen dag 60. Att gasproduktionen inte avstannade indikerar att en del material i latrinen var delvis svårnedbrytbart. Resultatet från den satsvisa metoden kan inte direkt säga hur latrinet skulle fungera i en kontinuerlig process där endast latrin rötas. Den kan inte heller med säkerhet påvisa hämmande ämnen eller näringsbrist i substratet på grund av att substratet i försöket späds ut med en stor mängd ymp från en välfungerande biogasanläggning.

Variationen mellan replikat i försöken var liten för alla substrattyper utom för cellulosan. Cellulosareplikatens variation i biogasproduktion kan bero på variation i hur mycket cellulosa som tillsattes i varje flaska då cellulosapulvret först vägdes upp i ett tråg där det kan ha fastnat trots ursköljning. Medelvärdet på metanpotentialen från den positiva kontrollen var 85 % av den förväntade produktionen av cellulosa vilket tyder på att ympen var av god kvalitet. Ympen var även väl avgasad i båda försöken då gasproduktionen från ympen var låg jämfört med substratets. Dessa faktorer talar tillsammans för att utröttningsförsöket var lyckat och ger resultaten trovärdighet.

### 5.2 LATRINENS LÄMPLIGHET SOM SUBSTRAT I RÖTNING

Metanproduktionen från latrin låg i samma nivå som andra liknande substrat som t ex höns- och svingödsel (Borggren, 2007; Carlsson & Uldal, 2009; Kjerstadius m.fl., 2012; Figur 16). Metoden för att bestämma biogaspotentialen kan ha skiljt sig något mellan studiens utröttningsförsök och värden från litteratur. Variationer kan finnas i hur länge försöken pågått, om metanproduktionen helt avstannat eller inte och hos mikroorganismer i olika ympar. Bra att ha i åtanke är att utröttningsförsök inte är helt repeterbara med samma utfall vid olika försök utan kan variera.



Figur 16. Uppmätt biogaspotential i latrin samt litteraturvärden från andra substrat (Borggren, 2007; Carlsson & Uldal, 2009; Kjerstadius m.fl., 2012).

Som förväntat bröt mikroorganismerna i den termofila temperaturen ner materialet snabbare än mikroorganismerna i den mesofila temperaturen (Levén, 2006). Efter 15 dagar hade materialet i de termofila flaskorna producerat 7 % mer metangas än i de mesofila försöken (Tabell 8). Vid 60 dagar var skillnaden bara 1 %. Skillnaderna kunde förutom temperaturen även påverkas av ympen vilken hade olika ursprung i de två fallen. Även den organiska belastningen var olika. Reduktion av patogener analyserades, inte men från litteratur (Kjerstadius m. fl., 2012) kan det antas att den termofila rötresten var bättre hygieniserad, vilket skulle vara positivt för användningen av rötresten som gödselmedel

Flaskorna med läkemedelstillsats visade inte på någon hämmande effekt hos mikroorganismerna på grund av läkemedlen. Det är i enlighet med resultat av Gartiser (2007) och Cambell (2013). Istället producerades något mer metangas i flaskorna med tillsats än i de utan tillsats. Ökningen av metangasproduktion verkade stå i proportion till mängd tillsatt metanol som läkemedlen var upplöst i (Bilaga 4). Även om den extra tillsatsen av organiskt material togs med i beräkning för metanproduktion per mängd organiskt material var antagligen nedbrytbarheten för metanol större än genomsnittet av organiska ämnen i latrin.

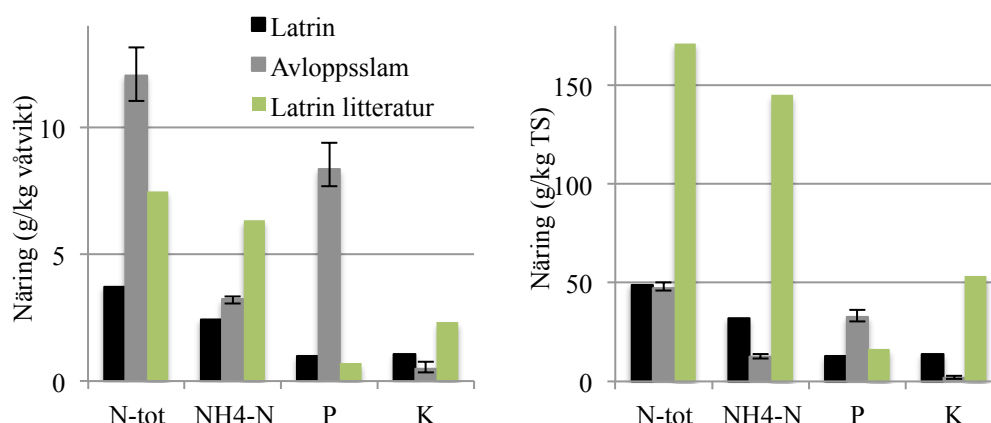
Ammoniumkvävehalten i latrin var en sjättedel av det högsta rekommenderade värdet (Jarvis & Schnürer, 2009) vilket gör att den inte borde utgöra problem för röttningsprocessen. pH sjönk under försökets gång. pH-sänkningen kan bero på att metanbildarna arbetade långsammare än de organismer som bröt ner komplext organiskt material till syror. Detta kan vara ett tecken på att de känsligare metanbildarna inte hade optimala förhållanden eller att den organiska belastningen var för hög. Kontinuerliga försök är dock bättre för att testa och utvärdera olika miljöförhållanden.

Torrsubstanshalten i den studerade latrin lämpar sig väl för rötning. Den är så låg att latrin är fullt pumpbar men innehåller tillräckligt mycket organiskt material för att vara utrymmeseffektiv. Detta gör att rötningen kan ske i mindre kammare eller med längre uppehållstid, vilket ger större gasutbyte, än om TS-halten (egentligen VS-halten) hade varit lägre. Dessutom blir uppvärmningsbehovet mindre för en mindre volym. Efter rötning skulle latrin kunna spridas på åkrar med flytgödselutrustning då flytgödsel har liknande TS-halt (Jordbruksverket, 2013).

För att utvärdera latrin som substrat i rötning ytterligare kan det undersökas om biogasutbytet kan optimeras genom samrötning med andra substrat, exempelvis matavfall. Synergieffekter kan nämligen uppnås om beståndsdelarna i de olika substraten kompletterar varandra. Viktigt i så fall är att titta på hur innehåll av föroreningar i det andra substratet påverkar gödselkvaliteten. Kontinuerliga försök med rötning av latrin på laboratorium är nästa steg för att utveckla och optimera processen. Då kan eventuella problem med inhiberande substanser eller näringsbrist i substratet upptäckas.

### 5.3 NÄRINGSINNEHÅLL

För att en gödselprodukt ska vara av god kvalitet bör den innehålla mycket näring och lite tungmetaller och andra föroreningar. Positivt för ett resurseffektivt system är också om stor del av avloppets innehåll av näringsämnen tas till vara och inte förloras på vägen mellan toaletten och åkern. Näringsvärdet i latrin jämfördes med årsmedelhalter i avloppsslam från tre reningsverk, Kungsängsverket i Uppsala, Reningsverket Sundet i Växjö och Ryaverket i Borås (Figur 17). Det finns en fördel i att jämföra gödselprodukternas våtviktshalter och inte torrsubstanshalter. Dels för att det är våtvikten som behöver hanteras och spridas men även för att analysen skedde på obehandlad latrin medan jämförelsevärdena är på rötat material och torrsubstanshalten sjunker under rötning. Anledningen till att näringsanalysen inte skedde på rötad latrin var att den blandades med ymp och analysen skulle då inte ge något näringsvärde på enbart rötad latrin. Ett antagande om en viss utröttningsgrad för latrin skulle kunna ge ett bättre jämförelsevärde men vad utröttningsgraden skulle vara i en kontinuerlig process med bara latrin är svårt att dra slutsatser om utifrån utröttningsförsöken.



Figur 17. Näringsinnehåll i obehandlad latrin från Salmunge. Till vänster visas näringsinnehållet per kg våtvikt och till höger per kg torrsubstans. Som jämförelse visas även innehåll i rötat och avvattnat slam från tre reningsverk. Avloppsslammets näringsinnehåll visas som medelvärde mellan de tre verken samt årsmedelvärde från det verk med högst och lägst årsmedelvärde (Gryyab, 2014; Uppsala vatten AB, 2013; Sundet avloppsreningsverk, 2012) Litteraturvärden över komplett toalettavfall är från Jönsson m.fl., (2005).

Det kväve som varje person tillför till avloppet bör rimligen tas bättre till vara i ett källsorterande system där i stort sett allt är kvar i materialet fram till spridning, fränsett en möjlig mindre förlust vid lagring och spridning. Dessa förluster borde dock vara jämförbara med de som sker vid hantering av avloppsslam. I reningsverk däremot hamnar långt ifrån all kväve i slammet. Istället försvinner stora delar med utgående vatten till recipienten och med luften som kvävgas genom nitrifikation- och denitrifikationsprocesser. Själva latrinmaterialet i sig innehåller dock inte betydande större andel näring än avloppsslam (Figur 17). Per våtviktsenhet innehåller slam mer kväve och fosfor än latrin då rötresten från latrin inte är tänkt att

avvattnas och innehåller mer vatten. Att använda latrinen skulle alltså kräva mer plats och arbete för att sprida samma mängd kväve och fosfor på åkrarna. Betydligt större andel av kvävet var i formen ammoniumkväve i latrin än i slam vilket är positivt ur växttillgänglighetssynpunkt. Den större mängden kalium och ammoniumkväve beror troligen främst på att avloppsslammet avvattnas, vilket gör att dessa vattenlösliga ämnen följt med rejektvattnet tillbaka till avloppsreningsverket.

Latrinen hade lägre fosforhalt än avloppsslam (Figur 17). Slam innehåller i stort sett all fosfor som det obehandlade avloppet innehåller då fosfor fälls ut i reningsverken och sedimenterar till slam med en väldigt hög reningsgrad (Stockholm stad, 2015). Fosfor i avloppsslam har emellertid antagligen lägre växttillgänglighet just på grund av fällningsmekanismerna som binder fosfor hårt (Jordbruksverket, 2013).

När analysresultaten över latrinen som använts i projektet jämförs med värden från litteratur (Jönsson m. fl., 2005) på vad urin, fekalier och toalettpapper från människor innehåller syns det tydliga skillnader. Latrinen som använts i studien innehåller mindre näring än vad den borde. Förklaringen ligger mest troligt i att latrinen inte innehåller all urin som producerats i förhållande till fekalier utan att människor har valt att urinera utomhus eller har urinsortering. Beräkningen över närings- och metallhalter i urin, fekalier och latrin visade att andelen urin i latrinen var 60 % och inte 90 % som litteratur menar (Jönsson m.fl., 2005). Detta innebär att latrinen inte representerar ett komplett toalettavfall utan vatteninblandning. Studien kan därmed inte fullt ut adressera vad ett scenario med separat hantering genom insamling och rötning av allt toalettavfall skulle innebära och få för konsekvenser.

Att människor avstår från att urinera i latrintunnan gör att latrinens gödselvärde är avsevärt lägre än ett komplett toalettavfall då urinen innehåller mer näring än fekalier. Dessutom kan det bidra till övergödning om människor urinerar utomhus. Då försvinner en del av syftet med att ha en kommunalt samordnad latrintömning som lösning för näringsutsläpp från enskilda avlopp. Om de däremot har urinsortering så utnyttjar de förhoppningsvis urinens näring i den egna trädgården på ett kontrollerat sätt. Att en del av urinen inte finns med i latrinen styrks även av att TS-halten i latrinen (Tabell 7) är högre än vad den teoretiskt skulle uppnå. Baserat på Jönsson m. fl. (2005) kan TS-halten i teoretisk latrin beräknas till 4,37 %. Den högre TS-halten kan dock också bero på att man håller ner sågspån eller annat uttorkande material i latrintunnan för att minska luktproblem.

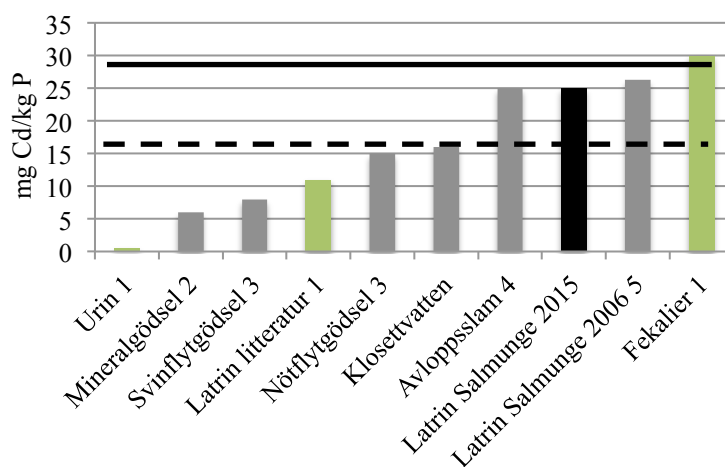
#### 5.4 METALLINNEHÅLL

Samtliga metallhalter i latrinen var betydligt lägre än föreslagna gränsvärden från naturvårdsverket (Tabell 1) vilket gör att latrinen skulle legalt kunna användas inom jordbruket. Metallhalterna var även lägre än de krav som ställs på Revaq-certifierat avloppsslam. Vid en jämförelse med slam från tre avloppsreningsverk innehåller latrinen lägre halt av fem metaller och liknande halt av kadmium och zink. För två metaller var detektionsgränsen för hög för att kunna säga något (Tabell 10).

Nyckeltalet kadmiumfosforkvoten i latrin var 25 mg Cd/kg P (Tabell 10). I en tidigare analys på latrin från Salmunge var kvoten bara marginellt högre än vad analysen visade i denna studie (Figur 18) vilket styrker att värdet för latrinen verkligen låg omkring detta värde (Eveborn m. fl., 2007). 25 mg Cd/kg P är högre än litteraturvärdet för latrin (Jönsson m.fl., 2005). Det beror antagligen på att latrinen från Salmunges insamling innehöll större andel fekalier än urin jämfört med vad som producerades i hemmen och fekalier har

betydligt högre kadmiumfosforkvot än vad urin har. Detta är i linje med vad som tidigare diskuterats.

Kadmiuminnehållet per mängd fosfor i latrin jämfördes med litteraturvärden för andra typer av gödselmedel i Figur 18. Mineralgödseln som finns i Sverige idag innehåller mindre kadmium per fosformängd, 6 mg Cd/kg P (KEMI, 2011). Det bör dock tilläggas att mineralgödsel utomlands kan innehålla betydligt mer kadmium än så. Medianvärdet bland mineralgödsel i Europa har uppmätts till 87 mg Cd/kg P och 90-percentilen till 168 mg Cd/kg P (Nziguheba & Smolders, 2008). Litteraturvärden på kadmiumfosforkvoter i stallgödsel ligger lägre än i latrin (Baky m.fl., 2006; Steineck m.fl., 1999) medan medianvärdet på Revaq-certifierat avloppsslam är samma som i latrin (Svenskt Vatten, 2014b).



1 Jönsson m.fl. (2005)

2 KEMI (2011)

3 Baky m.fl. (2006) och Steineck m.fl. (1999)

4 Svenskt Vatten (2014b)

5 Eveborn m.fl., 2007

Figur 18. Latrinens kadmiumfosforkvot jämfört med litteraturvärden från liknande material eller andra gödselmedel. Hel linje är Revaqs gränsvärde 2015 och streckad linje är Revaqs gränsvärde 2025 (Svenskt Vatten, 2014b). Värde på klosett vatten från är från en annan del av pågående projektet *Läkemedel i kretsloppet*.

Ett material som latrin i den här studien skulle år 2025 inte klara gränsen för Revaq-certifiering. Latrininsamling i tunnor är heller ingen framtidsvision utan nya metoder för att samla in en torr avloppsfraktion behöver utvecklas. Källsorterande system där mer eller all urin tas tillvara på ett effektivare sätt än i latrininsamlingssystemet i studien skulle vara ett bättre alternativ för att få ut så mycket näring som möjligt ur avloppet med så lite tungmetaller som möjligt.

## 5.5 REDUKTION AV LÄKEMEDEL I RÖTNING

Endast analysresultat för vätskefasen hann analyseras i tid för denna rapport. Då resultat av den fasta fasen saknas kan inga totalkoncentrationer ges. Det är svårt att jämföra olika substansers halter eftersom substanserna fördelar sig olika mellan fast fas och vätskefas beroende på exempelvis vattenlöslighet och adsorptionsegenskaper. Trots detta kan koncentrationen i vätskefasen ändå vara en god approximation av totalkoncentrationen då den separerade vätskefasen utgjorde drygt 90 % av totala massan (bilaga 3) och majoriteten

av läkemedlen återfinns i vätskefasen (Magnér, 2014). Något som är bra att ha i åtanke när resultaten från olika tidpunkter tolkas är att proven inte utgörs av exakt samma material. Materialet kom visserligen från samma mängd latrin och ymp från början men det kan ha funnits variationer i materialens sammansättning mellan flaskor. Den låga standardavvikelsen mellan metanproduktion i flaskorna indikerar att processen ändå sett liknande ut.

En generell bedömning av rötningsprocessens påverkan på läkemedelshalten är svår att ge. Resultatet visade att olika läkemedel beter sig olika. Förändringen av halter efter rötning i olika flaskor och temperaturer spretar, ibland åt helt olika håll (Figur 13). Att bestämma *reduktionen* av läkemedel i rötning kan vara fel ordval då läkemedlen ökade i koncentration under rötningen i ungefär hälften av fallen. Att analyserade läkemedelskoncentrationer ökar i processer är inte unikt utan har visats i liknande studier (Fick m.fl., 2011; Magnér, 2014; Wahlberg m.fl., 2006; Kjerstadius m.fl., 2012). Ökningen kan ha flera orsaker

- Läkemedel har konjugerats i kroppen och återgick i rötningsprocessen till sin ursprungsform. Koncentrationen ökade då under rötningen, eftersom endast läkemedlets grundform analyserades.
- Läkemedlen frigjordes från partiklar och andra komplex som var svåra att extrahera ut i analysen innan rötning.
- Läkemedlen omfördelade sig från fast material och till vätska beroende på ändrade adsorptionsegenskaper hos materialet under rötning vilket gjorde att mer läkemedel befann sig i vätskefasen efter rötning vilken i det här fallet var den enda som analyserades

I de flesta fall följdes förändringen i de två flaskorna i samma temperatur åt. I flera fall ökade koncentrationen i båda flaskor i den termofila rötningen och minskade i båda i den mesofila eller tvärtom. Det tyder på att det kan finnas skillnader i nedbrytningsprocessen mellan de två temperaturerna vilket gör att visas läkemedel bryts ner lättare i den ena temperaturen än i den andra. Vissa läkemedel påträffades inte i något prov. Antingen fanns de inte i latrin eller ympen i tillräckligt höga koncentrationer eller så hade de redan hunnit brytas ned innan rötningsförsöket utfördes.

Koncentrationskurvorna över tid för de tillsatta läkemedlen (Figur 14 och Figur 15) var någorlunda liknande för mesofil och termofil temperatur. Sulfametoxazol och trimetoprim bröts ned snabbt i båda fall och var under detektionsgränsen redan vid första provtagnings-tillfället. Det var likadant för atenolol i mesofil temperatur medan dess nedbrytning gick långsammare i termofil temperatur. Koncentrationen av propanolol sjönk ca 50 % under rötningsperioden. Koncentrationerna för furosemid, karbamazepin och metoprolol var mer svårtolkade. De verkade ej brytas ner anaerobt utan gick istället upp i koncentration vid något provtagningsstillfälle. Liksom i studien av Carballa m.fl. (2012) kunde inte någon generell tendens till att nedbrytningshastigheten av läkemedel påverkas av temperaturen utläsas ur resultaten.

## 5.6 RISKER MED LÄKEMEDELSRESTER I JORDBRUKSMARK

När källsorterat avlopp diskuteras verkar det höga tillvaratagandet av näringsämnen och den låga tungmetallhalten lovande. Om det hygieniseras rätt blir det en bra och säker gödselprodukt som skulle kunna få stor efterfrågan bland lantbrukare. Dock är läkemedelsinnehållet och risker knutet till detta fortfarande ett av frågetecknen som bromsar upp utvecklingen av källsorterande system. Endast förekomst av ett ämne behöver förvisso inte betyda att det

utgör någon risk. Dock är vägen lång till att ha fullständig kunskap om alla läkemedelssubstansers transportegenskaper, persistens och toxicitet för olika typer av organismer, då det handlar om över tusen substanser plus metaboliter. Hur substanserna i de här låga koncentrationerna påverkar populationer under flera generationer är svårt att testa. De riskbedömningar som gjorts på slam i jordbruksmark pekar på att riskerna är små men underlaget till dem är bristfälligt och skulle behöva studeras mer (VKM, 2009; Törneman m.fl., 2014). Det skulle också kunna finnas skillnader i slutsatserna efter en riskbedömning på ett källsorterat material som innehåller fler läkemedel i högre koncentrationer. Från den här studien går det inte att göra någon riskbedömning för latrin i nuläget då det saknas läkemedelskoncentrationer i enbart latrin. Ett försök gjordes att beräkna läkemedelskoncentrationen i latrin utifrån koncentrationer i blandning med ymp och i enbart ymp. Variationer i resultatet mellan olika flaskor var emellertid för stor för att dra några slutsatser kring detta.

Risken med läkemedel från källsorterat avlopp bör också jämföras med risken med läkemedel i konventionellt avlopssystem. Reningsverk släpper ut stora mängder läkemedel med utgående vatten från till sjöar och vattendrag och slammet läggs många gånger på åkrar. Alltså hamnar läkemedel i det systemet också i miljön, men merparten i sjöar och mindre på åkrar. Var risken är störst och vilken miljö människor anser vara mest skyddsvärd är en intressant frågeställning. Jämförelse med de risker som gödsling med stallgödsel, som också innehåller vissa läkemedelsrester, och som användning av olika bekämpningsmedel ger, bör också vara relevant.

Det kan vara ett ouppnåeligt mål att all den här kunskapen ska finnas innan beslut om åtgärder tas. Försiktighetsprincipen kan göra att läkemedelsmängderna inte kommer att accepteras någonstans eller i alla fall att gränsvärden införs. Då skulle ett källsorterat system med små flöden och höga läkemedelskoncentrationer potentiellt kunna vara enklare och billigare att rena från läkemedel i någon typ av behandling än vad det är att rena allt avlopp blandat i reningsverk. Resultatet från denna studie och flera tidigare studier visar att rötning inte är någon lämplig behandling för latrin med det syftet. Däremot stabiliserar det materialet och ger biogas, men någon form av kompletterande efterbehandling för att reducera läkemedelsrester behöver utvecklas om läkemedlen inte önskas spridas i miljön.

## 6 SLUTSATSER

- Uppmätt metanpotential i latrin bestämdes efter 60 dagars rötning till drygt 250 Nml CH<sub>4</sub>/g VS. Metanhalten i biogasen var runt 59 %. Detta är jämförbart med metanpotential från höns gödsel och svinklet gödsel men något mindre än vad avloppsslam och matavfall ger. Kontinuerliga försök är nästa steg för att undersöka optimala miljöförhållanden och eventuella inhiberande faktorer vid rötning av latrin. Inga inhiberande effekter av läkemedelstillsatser kunde påvisas i studien.
- Kadmiumfosforkvoten var 25 mg Cd/kg P vilket är lika mycket som medianvärdet bland Revaq-certifierat avloppsslam. Kvoten är högre än litteraturvärde på vad latrin borde innehålla. Skillnaden ligger antagligen i att latrin från Salmunge innehöll oproportionerligt mycket fekalier i förhållande till urin och är därför inte en helt representativt för det kompletta källsorterade toalettavfall som studien önskade undersöka.
- Koncentrationer av bly, koppar, krom, kvicksilver, nickel, silver och zink i latrin var betydligt lägre än föreslagna gränsvärden från Naturvårdsverket och lägre än Revaqs gränsvärden, vilket gör att det skulle gå bra att använda på åkrar med föreslaget regelverk.
- Rötning är enligt denna studie ingen effektiv metod för att rena läkemedelsrester från latrin. Många läkemedel ökade i koncentration under processen vilket skulle kunna bero på ändrade adsorptionsegenskaper eller att substanserna konjugerats i människokroppen och sedan omvandlats tillbaka till ursprungssubstansen i rötningen.
- Risker med läkemedelsrester i jordbruksmark behöver studeras mer. De största kunskapsluckorna verkar vara växtupptag, toxicitet för människor och markmiljö, samt nedbrytbarhet i jord. Även mer kunskap om reduktion i olika reningsmetoder behövs om läkemedelsmängderna i miljön ska minska.

## 7 LITTERATURFÖRTECKNING

- Apoteket AB (2005) *Läkemedel och miljö*. Apoteket AB. ISBN 91-85574-54-6
- Avfall Sverige (2011) *Handbok metanpotential*. Rapport U2011:12, Avfall Sverige Utveckling, Malmö. ISSN 1103-4092
- Baky A, Nordberg Å, Palm O, Rodhe L, Salomon E (2006) Rötrest från biogasanläggningar – användning i jordbruket. JTI informerar nr 115, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Uppsala.
- Borggren C (2007) *Mätning av metanpotentialen hos slam på Henriksdal och Bromma : Metodutveckling och utvärdering av labutrustningen "BCS-CH4 Biogas"*. Examensarbete KTH, Stockholm.
- Brausch J, Connors K, Brooks B, Rand G (2012) Human Pharmaceuticals in the Aquatic Environment: A Review of Recent Toxicological Studies and Considerations for Toxicity Testing. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 218: 1-99
- Brodin T, Fick J, Jonsson M, Klaminde, J (2013) Dilute concentrations of a psychiatric drug alter behavior of fish from natural populations. *Science* 339(6121):814-815
- Carballa M, Omila F, Ternesb T, Lemaa JM (2007) Fate of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) during anaerobic digestion of sewage sludge. *Water research* 41:2139 – 2150
- Carlsson M, Uldal M (2009) *Substrathandbok för biogasproduktion*. Rapport SGC 200, Svenskt Gastekniskt Center. ISSN 1102-7371
- Cleuvers M (2003) Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects. *Toxicology Letters* 142:185-194. ISSN 0378-4274
- Energimyndigheten (2014) *Produktion och användning av biogas och rötresten år 2013*. Rapport, Statens energimyndighet, Eskilstuna. ISSN 1654-7543
- Eveborn D, Malmén L, Persson L, Palm O, Edström M (2007) *Våtkompostering som kretsloppsanpassning för enskilda avlopp i Norrtälje kommun*. JTI-Rapport Kretslopp & avfall 38, JTI- Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Uppsala. ISSN 1401-4955
- Faber MH, Stewart MG. (2003) Risk assessment for civil engineering facilities: critical overview and discussion. *Reliability Engineering & System Safety* 80:173-184. ISSN 0951-8320
- FASS (2014) *Läkemedel och hälsa – Läkemedel och miljö*. Hämtat 2014-11-21 <http://www.fass.se/LIF/medicineandhealth?headlineId=2453#document-top>
- Fick J, Lindberg R.H, Kaj L, Brorström-Lundén E (2011) *Results from the Swedish National Screening Programme 2010, Subreport 3. Pharmaceuticals*. Rapport B2014, IVL, Stockholm.
- Gartiser S, Urich E, Alexy R, Kummerer K (2007) Anaerobic inhibition and biodegradation of antibiotics in ISO test schemes. *Chemosphere* 66:1839–1848

- de Graaff MS, Vieno NM, Kujawa-Roeleveld K, Zeeman G, Temmink H, Buisman CJN (2011) Fate of hormones and pharmaceuticals during combined anaerobic treatment and nitrogen removal by partial nitrification-anammox in vacuum collected black water. *Water research* 45:375-383
- Gottschall N, Topp E, Metcalfe C, Edwards M, Payne M, Kleywegt S, Russell P, Lapen DR (2012) Pharmaceutical and personal care products in groundwater, subsurface drainage, soil, and wheat grain, following a high single application of municipal biosolids to a field. *Chemosphere* 87:194-203. ISSN 0045-6535
- Gryaab AB (2014) *Miljörapport Ryaverket 2013*. Gryaab rapport 2014:1, Gryaab AB, Göteborg.
- Gullberg E, Cao S, Berg OG, Ilbäck C, Sandegren L, (2011) Selection of Resistant Bacteria at Very Low Antibiotic Concentrations. *PLoS Pathogens* 7(7)1002158
- Hansson E & Johansson M (u.å.) *Avlopp på våra åkrar – en rapport om miljögifter i slam*. Naturskyddsföreningen.
- Havs- och vattenmyndigheten (2014) *Övergödning. Havs och vattenmyndigheten*. Hämtat 2015-01-19 <https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/miljohot/overgodning.html>
- Hjelmqvist J, Johansson M, Tegelberg L (2012) *Återföring av näring från små avlopp*. Urban Water Rapport 2012:1.
- Huerta-Fontela M, Galceran MT, Ventura F (2011) Occurrence and removal of pharmaceuticals and hormones through drinking water treatment. *Water Research* 45:1432–1442.
- Janusinfo (2014a) *Miljö och läkemedel*. Stockholms läns landsting. Hämtat 2014-11-21 <http://www.janusinfo.se/Beslutsstod/Miljo-och-lakemedel/>
- Janusinfo (2014b) *Så går klassificeringen till*. Stockholms läns landsting. Hämtat 2015-03-09 <http://www.janusinfo.se/Beslutsstod/Miljo-och-lakemedel/Sa-gar-klassificeringen-till/>
- Jarvis Å, & Schnürer A (2009) *Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar* Rapport SGC207, Avfall Sverige, Malmö.
- Jordbruksverket (2013) *Gödsel & miljö 2014*. Vägledningsmaterial, Jordbruksverket. [http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf\\_ovrigt/ovr206.pdf](http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_ovrigt/ovr206.pdf)
- Jönsson H, Baky A, Jeppsson U, Hellström D, Kärrman E (2005) *Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model*. Rapport 2005:6, Chalmers tekniska högskola, Göteborg. ISSN 1650-3791
- KEMI (2011) *Kadmiumhalten måste minska – för folkhälsans skull*. Rapport 1/11, Kemikalieinspektionen, Sundbyberg. ISSN 0284-1185
- Kjerstadius H, la Cour Jansen J, Stålhandske L, Eriksson E, Olsson ME, Davidsson Å (2012) *Rötning av avloppsslam vid 35, 55 och 60 °C: Utvärdering av hygieniseringseffekt, biogasproduktion samt reduktion av läkemedel och PAH*. Rapport 2012-15, Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm.

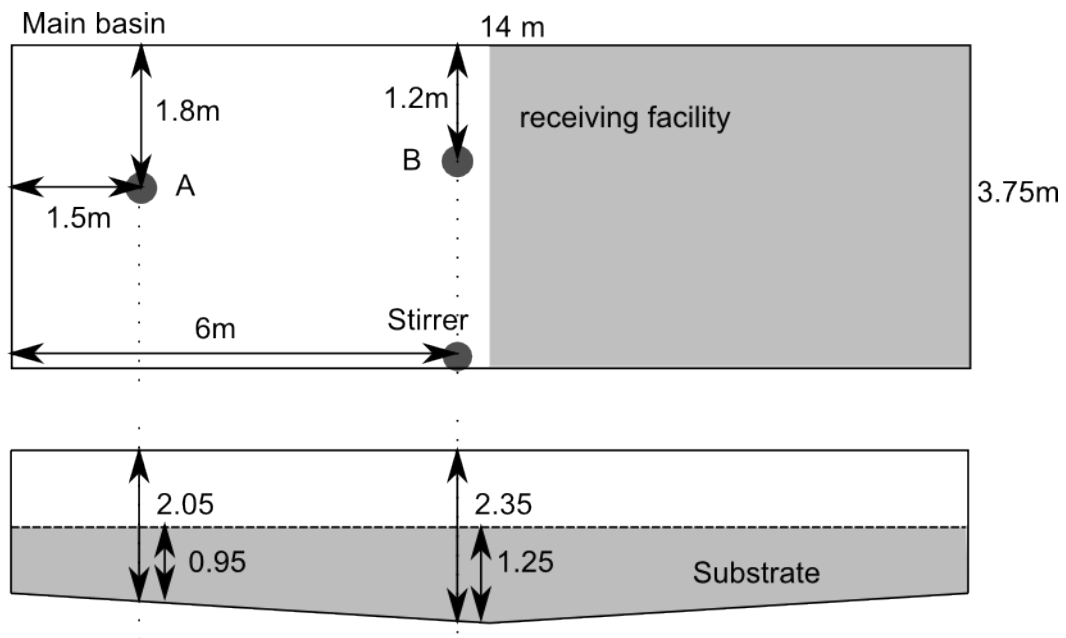
- Kjerstadius H, Davidsson Å, la Cour Jansen J (2012b) *Hållbara system för biogas från avlopp och matavfall*. SGC Rapport 2012:271, Svenskt gastekniskt center, Malmö.
- Kümmerer, K. (2009) The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use – present knowledge and future challenges. *Journal of Environmental Management* 90:2354–2366 ISSN 0301-4797
- Larsson DGJ, de Pedro C, Paxeus N. (2007) Effluent from drug manufactures contains extremely high levels of pharmaceuticals. *Journal of Hazardous Materials* 148:751–755.
- Larsson J, Lööf L (2014) *Läkemedelsboken 2014*. Läkemedelsverket. Kap Läkemedelsanvändning, Läkemedel i miljön.
- Leinert J, Bürki T, Escher B I (2007) Reducing micropollutants with source control: substance flow analysis of 212 pharmaceuticals in faeces and urine. *Water Science & Technology* 56(5):87-96
- Levén L (2006) *Anaerobic Digestion at Mesophilic and Thermophilic Temperature – With Emphasis on Degradation of Phenols and Structures of Microbial Communities*. Doktorsavhandling. ISSN 1652-6880, ISBN 91-576-7265-2
- Litorell O, Lovén Persson A (2007) *Produktion av biogas från fjäderfä gödsel – Slutrapport*. Fjäderfäcentrum.
- Oaks JL, Gilbert M, Virani MZ, Watson RT, Meteyer CU, Rideout BA, et al. (2004) Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature* 427:630–3
- Magnér J (2014) *Läkemedelsrester i källsorterat svartvatten*. Rapport. IVL-Svenska miljöinstitutet. Stockholm.
- Mons MN, Hoogenboom AC, Noij THM (2003) *Pharmaceuticals and drinking water supply in the Netherlands*. Kiwa Water Research Kiwa Report BTO 2003.040, Nieuwegein.
- Monteiro S, Boxall A (2009) Factors affecting the degradation of pharmaceuticals in agricultural soils. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28(12):2546-54 ISSN 1552-8618
- Nziguheba G, Smolders E (2008) Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *Science of the total environment* 390:53-57
- Läkemedelsverket (2004) *Miljöpåverkan från läkemedel samt kosmetiska och hygieniska produkter*. Rapport, Läkemedelsverket, Uppsala.
- LRF (u.å.) *Spridning av avloppsslam i jordbruket – så här ser LRF på frågan*. Information. Lantbrukarnas riksorganisation.
- Naturvårdsverket (2008a) *Avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen*. Rapport 5794. Naturvårdsverket, Stockholm. ISSN 0282-7298
- Naturvårdsverket (2008b) *Kretsloppsanpassade VA-lösningar i Norrtälje*. Information Fakta, Naturvårdsverket, Stockholm.

- Naturvårdsverket (2013) *Hållbar återföring av fosfor – Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen*. Rapport 6580, Naturvårdsverket, Stockholm. ISSN 0282-7298
- Naturvårdsverket (2014) *Fakta om kadmium och kadmiumföreningar*. Hämtat 2015-04-24 <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Kadmium/#>
- Nordberg U & Nordberg Å (2007) *Torrötning: kunskapssammanställning och bedömning av utvecklingsbehov*. JTI-Rapport Lantbruk & Industri 357, JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala. ISSN 1401-4963
- Nordberg U (2006) *Biogas – Nuläge och framtida potential*. Värmeforsk, Stockholm. ISSN 1653-1248
- Parrott JL Blunt, BR (2005) Life-cycle exposure of fathead minnows (*Pimephales promelas*) to an ethinylestradiol concentration below 1 ng/L reduces egg fertilization success and demasculinizes males. *Environmental toxicology*, 20(2): 131-141 ISSN 1522-7278
- Sabourin L, Duenk P, Bonte-Gelok S, Payne M, Lapen D, Topp E (2012) Uptake of pharmaceuticals, hormones and parabens into vegetables grown in soil fertilized with municipal biosolids, *Science of The Total Environment*, 431:233-236 ISSN 0048-9697
- SCB & Naturvårdsverket (2014) *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2012*. Rapport, Statistiska centralbyrån på uppdrag av Naturvårdsverket. ISSN 1654-3785
- Stasinakis AS (2012) Review on the fate of emerging contaminants during sludge anaerobic digestion, *Bioresource Technology*, 432-440, ISSN 0960-8524
- Steineck S, Gustafsson G, Andersson A, Tersmeden M, Bergström J (1999) *Stallgödselns innehåll av växtnäringssämnen och spårelement*. Rapport 4974, Naturvårdsverket, Stockholm. ISSN 0282-7298
- Stockholms stad (2015) *Avlopp och rent vatten*. Hämtat 2015-02-22 <http://www.stockholmskallan.se/Tema/Valfard/Vatten2/>
- Stockholms läns landsting (2015) *Oxazepam och diklofenak i fisk fångad i Stockholm*. Landstingsstyrelsens förvaltning, miljöavdelningen. Hämtat 2015-03-26 <http://www.janusinfo.se/Nyheter/Nyhetslista/2015/Oxazepam-och-diklofenak-i-fisk-fangad-i-Stockholm/>
- Sundets Avloppsreningsverk (2012) *Sundet Avloppsreningsverk Miljörapport 2012*. Miljörapport, Sundets Avloppsreningsverk, Växjö.
- Surendra K C, Takara D, Hashimoto A, Kumar Khanal S (2014) Biogas as a sustainable energy source for developing countries: Opportunities and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 31:846-859 ISSN 1364-0321
- Svenskt Vatten (2010) *Avloppsteknik 3 – Slamhantering*. Publikation U3, Svenskt Vatten AB, Stockholm. ISSN 1654-5117
- Svenskt Vatten (2013) *Slamanvändning och strategier för slamanvändning*. Meddelande M137, Svenskt Vatten AB, Solna. ISSN 1651-6893

- Svenskt Vatten (2014) Vad är REVAQ? *Svenskt Vatten*. Hämtat 2014-11-02  
<http://www.svensktvatten.se/Vattentjanster/Avlopp-och-Miljo/REVAQ/om-REVAQ/>
- Svenskt Vatten (2014b) *Regler för certifieringssystemet REVAQ*. Utgåva 3.0 2015-01-01. Svenskt Vatten AB, Stockholm
- Svenskt Vatten (2014c) *Årsrapport 2013 – REVAQ återvunnen växtnäring*. Årsrapport, Svenskt Vatten AB, Stockholm
- Svenskt Vatten (2015) *Vanliga frågor om avlopp och miljö*. Svenskt Vatten. Hämtat 2015-02-19 [www.svensktvatten.se/Vattentjanster/Avlopp-och-miljo/Vanliga-fragor-om-avlopp-och-miljo](http://www.svensktvatten.se/Vattentjanster/Avlopp-och-miljo/Vanliga-fragor-om-avlopp-och-miljo).
- Sylwan I, Eveborn D, Ulmanen J (2014) *Future Toilet Fashion – En förstudie om stimuleringssåtgärder för systeminnovationer inom avloppshantering*. JTI-Rapport, JTI – Institutent för miljö- och jordbruksteknik, Uppsala.
- Törneman N, van Praagh M, Bjarke M, Johansson M, Ingelstedt Frendberg L, Hallgren P (2014) *Organiska ämnen i slam – en prioritering för slamåterföring*. Rapport 2014-09, Svenskt Vatten.
- Uppsala Vatten och Avfall AB (2013) *Miljörapport 2013 Kungsängsverket*. Miljörapport, Uppsala Vatten och Avfall AB, Uppsala.
- U.S. Geological Survey (2015) *Mineral commodity summaries 2015*. U.S. Geological Survey. ISBN 978-1-4113-3877-7
- VKM (2009) *Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils*. Rapport, VKM, Oslo. ISBN 978-82-8082-338-0
- Wahlberg C, Björleinius B, Paxéus N (2009) *Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö*. Rapport, Stockholm Vatten, Stockholm. ISBN 978-91-633-6642-0
- Wu C, Spongberg A, Witter J, Sridhar M (2012) Transfer of wastewater associated pharmaceuticals and personal care products to crop plants from biosolids treated soil, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 85:104-109 ISSN 0147-6513
- Xu J, Wu L, Chang A (2009) Degradation and adsorption of selected pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in agricultural soils. *Chemosphere* 77(10):1299-1305 ISSN 0045-6535
- Zeilinger J, Steger-Hartmann T, Maser E, Goller S, Vonk R, Länge R (2009) Effects of synthetic gestagens on fish reproduction. *Environmental Toxicology and chemistry* 28(12):2663-2670

## BILAGA 1

Skiss över latrinbassängen i plan och profil samt läge för provpunkt A och B. Mått i meter.



## BILAGA 2

Tidpunkt för provtagning av gastryck och metanhalt i rötningsreaktorer samt gasproduktion vid respektive provtagning uttryckt i Nml CH<sub>4</sub>. Ympens bidrag till gasproduktionen är ej frändragen. Streck betyder att flaskan tagits bort från försöket.

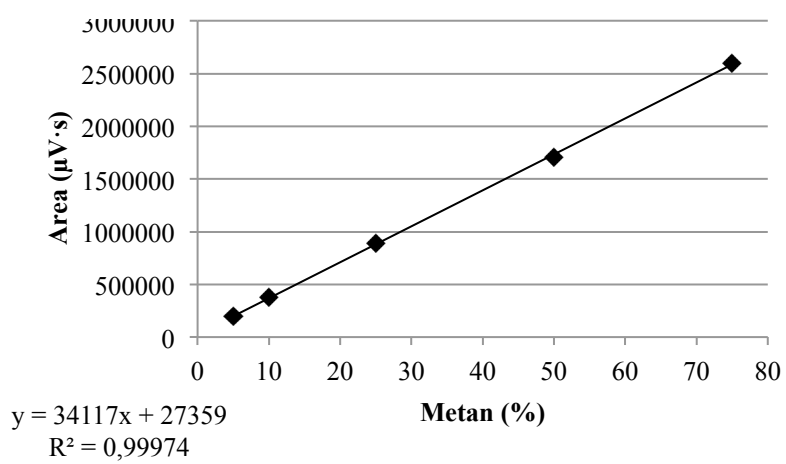
Metanproduktion i mesofil temperatur (Nml CH<sub>4</sub>)

| nr | 14-09-24 | 14-09-25 | 14-09-26 | 14-09-29 | 14-10-02 | 14-10-10 | 14-10-16 | 14-10-29 | 14-11-12 | 14-11-24 |
|----|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
|    | 12:15    | 14:20    | 14:45    | 08:00    | 16:30    | 11:30    | 12:30    | 09:30    | 13:30    | 09:30    |
| 1  | 56,43    | 80,03    | 50,62    | 76,37    | 66,84    | 111,7    | 69,82    | 99,62    | 72,12    | 65,12    |
| 2  | 48,14    | 81,54    | 52,62    | 76,10    | 67,25    | 109,0    | 68,84    | 99,88    | 77,35    | 71,82    |
| 3  | 26,75    | 83,93    | 52,96    | 83,46    | 70,53    | 113,8    | 67,76    | -        | -        | -        |
| 4  | 27,74    | 85,97    | 54,23    | 84,29    | 70,88    | 113,8    | 73,13    | -        | -        | -        |
| 5  | 46,78    | 86,79    | 49,31    | 75,68    | 63,51    | 115,0    | 69,11    | -        | -        | -        |
| 6  | 39,62    | 85,32    | 51,16    | 76,63    | 67,90    | 114,1    | 71,20    | -        | -        | -        |
| 7  | 39,02    | 84,93    | 51,68    | 100,5    | 70,19    | 117,5    | 72,76    | 100,6    | 74,32    | 71,3     |
| 8  | 38,57    | 85,14    | 50,97    | 96,04    | 69,42    | 121,7    | 73,69    | 105,3    | 74,76    | 71,08    |
| 9  | 38,65    | 85,22    | 54,33    | 99,05    | 71,99    | 116,9    | 74,32    | -        | -        | -        |
| 10 | 35,79    | 90,05    | 52,67    | 95,89    | 67,49    | 116,8    | 75,58    | -        | -        | -        |
| 11 | 37,12    | 87,95    | 52,91    | 102,5    | 73,71    | 121,6    | 77,00    | -        | -        | -        |
| 12 | 33,97    | 86,66    | 52,14    | 97,95    | 69,11    | 112,4    | 71,19    | -        | -        | -        |
| 13 | 33,98    | 82,50    | 54,62    | 123      | 74,35    | 118,2    | 75,48    | -        | -        | -        |
| 14 | 32,77    | 85,26    | 55,18    | 127,3    | 72,42    | 121,4    | 75,43    | -        | -        | -        |
| 16 | 2,78     | 6,13     | 27,69    | 120,3    | 78,77    | 92,83    | 54,89    | 79,89    | 64,59    | 58,09    |
| 17 | 2,76     | 7,53     | 35,98    | 132,3    | 78,04    | 91,59    | 54,75    | 77,56    | 67,59    | 63,85    |
| 18 | 2,51     | 7,42     | 36,33    | 124,7    | 77,24    | 90,92    | 54,51    | 79,67    | 72,81    | 66,89    |
| 19 | 2,25     | 3,19     | 2,94     | 9,88     | 19,60    | 58,64    | 39,87    | 63,87    | 52,28    | 49,03    |
| 20 | 1,79     | 2,49     | 2,93     | 8,76     | 17,91    | 55,94    | 38,23    | 61,49    | 54,18    | 42,60    |
| 21 | 2,06     | 3,00     | 2,98     | 8,61     | 16,63    | 54,86    | 39,69    | 62,22    | 52,13    | 47,58    |

Metanproduktion i termofil temperatur (Nml CH<sub>4</sub>)

| nr | 14-09-30 | 14-10-01 | 14-10-03 | 14-10-05 | 14-10-10 | 14-10-16 | 14-10-29 | 14-11-12 | 14-11-28 |
|----|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
|    | 09:30    | 16:00    | 09:45    | 11:00    | 11:00    | 12:15    | 09:45    | 13:30    | 09:30    |
| 1  | 5,73     | 54,67    | 154,8    | 78,67    | 84,01    | 71,08    | 89,02    | 60,12    | 60,45    |
| 2  | 5,55     | 55,72    | 151,8    | 78,97    | 81,42    | 65,84    | 84,68    | 63,15    | 75,91    |
| 3  | 5,48     | 52,88    | 157,3    | 77,54    | 80,53    | 69,72    | 94,09    | -        | -        |
| 4  | 5,92     | 60,88    | 155,5    | 73,75    | 79,85    | 69,53    | 90,92    | -        | -        |
| 5  | 8,18     | 65,44    | 146,0    | 67,35    | 80,95    | 66,41    | -        | -        | -        |
| 6  | 7,14     | 55,15    | 153,2    | 72,73    | 84,02    | 67,27    | -        | -        | -        |
| 7  | 9,59     | 77,27    | 160,1    | 71,44    | 83,13    | 71,54    | 87,71    | 63,15    | 61,83    |
| 8  | 8,91     | 70,65    | 155,3    | 80,90    | 84,76    | 64,62    | 88,61    | 55,79    | 61,07    |
| 9  | 9,11     | 66,27    | 161,6    | 70,04    | 85,26    | 60,82    | 88,10    | -        | -        |
| 10 | 8,90     | 67,11    | 159,2    | 75,67    | 87,88    | 63,46    | 88,27    | -        | -        |
| 11 | 7,65     | 61,99    | 153,0    | 77,85    | 83,54    | 63,46    | -        | -        | -        |
| 12 | 7,42     | 64,30    | 152,5    | 78,92    | 80,83    | 63,39    | -        | -        | -        |
| 13 | 7,10     | 47,74    | 183,4    | 111,9    | 83,51    | 71,20    | 101,3    | -        | -        |
| 14 | 7,87     | 52,13    | 174,1    | 105,2    | 88,55    | 69,91    | 90,43    | -        | -        |
| 16 | 2,05     | 103,4    | 85,29    | 48,89    | 63,33    | 52,31    | 66,40    | 41,24    | 50,74    |
| 17 | 1,90     | 67,43    | 95,58    | 67,93    | 75,91    | 63,80    | 71,96    | 55,16    | 54,33    |
| 18 | 1,12     | 74,44    | 89,27    | 28,06    | 76,31    | 60,85    | 66,59    | 52,82    | 63,45    |
| 19 | 0,56     | 4,98     | 6,47     | 10,67    | 23,00    | 26,68    | 43,26    | 31,36    | 40,82    |
| 20 | 0,49     | 5,01     | 5,97     | 9,17     | 22,73    | 26,23    | 44,37    | 40,98    | 42,49    |
| 21 | 0,97     | 5,02     | 6,77     | 26,09    | 22,34    | 24,78    | 44,03    | 38,86    | 46,14    |

Exempel på kalibreringskurva över samband mellan arearesultat från gaskromatografen och metanhalt i standarder.



## BILAGA 3

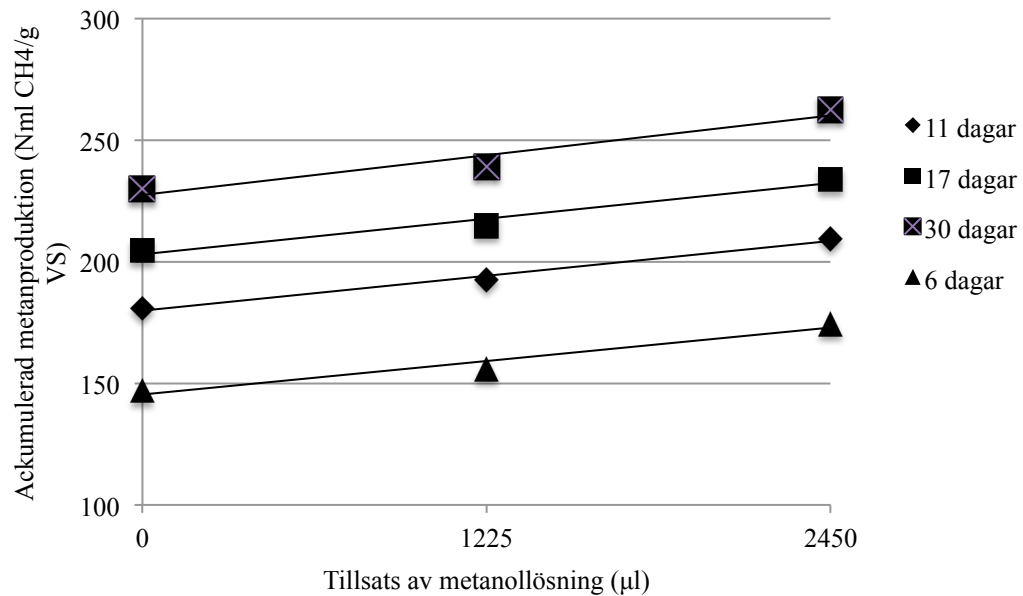
Redogörelse för prover från rötningsförsöken. Datum och tid för provtagning samt antal dagar i rötning anges för vardera prov. Provets totala massa och fördelning mellan vätskefas och slamfas efter centrifugering redovisas.

| Mesofil temperatur  |                            |            |            |          |
|---------------------|----------------------------|------------|------------|----------|
| 0 dagar             |                            |            |            |          |
| 140923              | 14:00-18:30                |            |            |          |
| Prov                | Typ av substrat            | Totalt (g) | Vätska (g) | Slam (g) |
| 1                   | Latrin                     | 596,7      | 536,0      | 60,7     |
| 2                   | Latrin                     | 595,6      | 535,1      | 60,5     |
| 3                   | Latrin med tillsats        | 593,0      | 533,3      | 59,7     |
| 4                   | Latrin med tillsats x2     | 596,8      | 530,2      | 66,6     |
| 5                   | Ymp                        | 596,2      | 537,3      | 58,9     |
| 6                   | Bara Ymp                   | 448,3      | 373,0      | 75,3     |
| 7                   | Bara Latrin                | 450,1      | 299,7      | 150,4    |
| 14 dagar            |                            |            |            |          |
| 141007              | 09:00 La 12                |            |            |          |
| 141008              | 09:00 La 24                |            |            |          |
| Prov                | Typ av substrat            | Totalt (g) | Vätska (g) | Slam (g) |
| La 12               | Latrin med tillsats        | 595,4      | 538,1      | 57,3     |
| La 24               | Latrin                     | 594,3      | 535,4      | 58,9     |
| 30 dagar            |                            |            |            |          |
| 141023              | 10:00                      |            |            |          |
| Prov                | Typ av substrat            | Totalt (g) | Vätska (g) | Slam (g) |
| La 3                | Latrin                     | 590,6      | 537,8      | 52,7     |
| La 4                | Latrin                     | 572,5      | 519,4      | 53       |
| La 9                | Latrin med tillsats        | 569,7      | 517,3      | 52,3     |
| La 10               | Latrin med tillsats        | 570        | 517,8      | 51,9     |
| La 13               | Latrin med tillsats x 2    | 592,1      | 534,8      | 57,1     |
| La 14               | Latrin med tillsats x 2    | 594,1      | 537,2      | 56,4     |
| 61 dagar            |                            |            |            |          |
| 141124              | 10:00                      |            |            |          |
| Prov                | Typ av substrat            | Totalt (g) | Vätska (g) | Slam (g) |
| La 1                | Latrin                     | 594,1      | 540,3      | 53,7     |
| La 2                | Latrin                     | 594,3      | 540,5      | 53,6     |
| La 7                | Latrin med tillsats        | 591,7      | 538,4      | 53,4     |
| La 8                | Latrin med tillsats        | 596,1      | 544,5      | 53,5     |
| La 19               | Ymp                        | 595,7      | 531,4      | 61,3     |
| La 20               | Ymp                        | 595,7      | 546,2      | 49,4     |
| Termofil temperatur |                            |            |            |          |
| 140929              | 15:00-18:00 1 3 5 7        |            |            |          |
| 140930              | 10:00-12:30 2 4 6 8 9      |            |            |          |
| Prov                | Typ av substrat            | Totalt (g) | Vätska (g) | Slam (g) |
| 1                   | Latrin                     | 596,0      | 533,3      | 62,7     |
| 2                   | Latrin                     | 599,5      | 537,8      | 61,7     |
| 3                   | Latrin + med tillsats ning | 596,1      | 539,7      | 56,4     |
| 4                   | Latrin + med tillsats ning | 596,0      | 545,0      | 51,0     |
| 5                   | Latrin + med tillsats ning | 595,6      | 537,5      | 58,1     |
| 6                   | Latrin + med tillsats ning | 298,5      | 273,7      | 24,8     |
| 7                   | Ymp                        | 594,3      | 544,4      | 49,9     |
| 8                   | Ymp                        | 598,7      | 550,9      | 47,8     |
| 9                   | Bara Ymp                   | 586,8      | 541,9      | 44,9     |
| 7 dagar             |                            |            |            |          |
| 141006              | 11:00-11:00                |            |            |          |
| Prov                | Typ av substrat            | Totalt     | Vätska     | Slam     |
| Lb 22               | Latrin                     | 761,6      | 542,5      | 219,05   |
| Lb 23               | Latrin med tillsats        | 760,3      | 540        | 220,3    |

|          |                        |        |        |      |
|----------|------------------------|--------|--------|------|
| 21 dagar |                        |        |        |      |
| 141020   | 15:00                  |        |        |      |
| Prov     | Typ av substrat        | Totalt | Vätska | Slam |
| Lb 5     | Latrin                 | 541,7  | 493,9  | 46,7 |
| Lb 6     | Latrin                 | 552,9  | 504    | 46,9 |
| Lb 11    | Latrin med tillsats    | 550,5  | 505,4  | 44   |
| Lb 12    | Latrin med tillsats    | 559,6  | 510    | 48,5 |
| 30 dagar |                        |        |        |      |
| 141029   | 13:00                  |        |        |      |
| Prov     | Typ av substrat        | Totalt | Vätska | Slam |
| Lb 3     | Latrin                 | 561,7  | 514,2  | 47,1 |
| Lb 4     | Latrin                 | 580,1  | 530,3  | 49,6 |
| Lb 9     | Latrin med tillsats    | 577,8  | 528,3  | 49,4 |
| Lb 10    | Latrin med tillsats    | 580,9  | 531,9  | 48,7 |
| Lb 13    | Latrin med tillsats x2 | 594,4  | 538,7  | 55,9 |
| Lb 14    | Latrin med tillsats x2 | 595,6  | 541,7  | 53,8 |
| 59 dagar |                        |        |        |      |
| 141029   | 13:00                  |        |        |      |
| Prov     | Typ av substrat        | Totalt | Vätska | Slam |
| Lb 1     | Latrin                 | 594,5  | 545    | 49,5 |
| Lb 2     | Latrin                 | 597,2  | 544,1  | 52,9 |
| Lb 7     | Latrin med tillsats    | 564,1  | 514,9  | 49,1 |
| Lb 8     | Latrin med tillsats    | 570,6  | 517,7  | 52,8 |
| Lb 19    | Ymp                    | 596,8  | 557,5  | 39,2 |
| Lb 20    | Ymp                    | 601,2  | 557,7  | 43,3 |

## BILAGA 4

Det producerades mer metangas i de flaskor som innehöll tillsats av läkemedel. Ackumulerad producerad metanvolym per mängd organiskt material i substratet i förhållande till mängd tillsatt metanollösning med läkemedel vid fyra provtagningstillfällen visas nedan. Resultaten är från försök i mesofil temperatur. De fyra serierna är provtagningar vid olika tidpunkter. Figuren visar att ökningen i metanproduktion var ungefär proportionell med mängden tillsatta läkemedel i metanollösning. Linjerna är de med bäst anpassning mellan mätpunkterna med  $R^2$ -värden mellan 0,94 och 0,99.



## BILAGA 5

### Kvantifieringsgränser för läkemedelskoncentrationer

| Läkemedel         | Kvantifieringsgräns (ng/L) |
|-------------------|----------------------------|
| Kodein            | 222±23                     |
| Atenolol          | 227±6                      |
| Sotalol           | 210±70                     |
| Metoprolol        | 8±1                        |
| Propranolol       | 17.2±1.1                   |
| Azitromycin       | 240±30                     |
| Sulfamethoxazole  | 310±10                     |
| Trimetoprim       | 240±40                     |
| Karbamazepin      | 47.7±1.8                   |
| Citalopram        | 97±8                       |
| Lamotrigin        | 21±17                      |
| Oxazepam          | 360±70                     |
| Venlafaxin        | 139±1                      |
| Losartan          | 95±1                       |
| Valsartan         | 331±1                      |
| Irbesartan        | 290±30                     |
| Furosemide        | 16±10                      |
| Hydroklorothiazid | 50±1                       |
| Atorvastatin      | 520±50                     |
| Bezafibrat        | 113.8±1.7                  |
| Lidocain          | 37.9±0.4                   |

Resultat av läkemedelsanalyser på prover tagna vid vissa tidpunkter under rötningen av latrin. n.d betyder att substansen inte påträffats. blq betyder att substansen påträffats men i så låg koncentration att den inte kan kvantifierats. n=2.

| Läkemedel      | Koncentration (ng/l) efter visst antal dagar i mesofil rötning med latrin som substrat |          |          |           |           |           |
|----------------|----------------------------------------------------------------------------------------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|
|                | 0                                                                                      | 0        | 14       | 30        | 61        | 61        |
| Kodein         | n.d.                                                                                   | n.d.     | n.d.     | n.d.      | n.d.      | n.d.      |
| Atenolol       | n.d.                                                                                   | n.d.     | n.d.     | 270±40    | blq       | 334       |
| Sotalol        | 474±15                                                                                 | 479±14   | 320±50   | 700±100   | blq       | blq       |
| Metoprolol     | 1700±70                                                                                | 1480±30  | 1830±210 | 2600±300  | 2200±300  | 2220±150  |
| Propranolol    | 400±50                                                                                 | 300±50   | 510±30   | 235±11    | 800       | 1210      |
| Azitromycin    | blq                                                                                    | blq      | blq      | blq       | blq       | blq       |
| Sulfametoxazol | n.d.                                                                                   | n.d.     | n.d.     | n.d.      | n.d.      | n.d.      |
| Trimetoprim    | n.d.                                                                                   | n.d.     | n.d.     | n.d.      | n.d.      | n.d.      |
| Karbamazepin   | 5190±240                                                                               | 5500±900 | 4800±700 | 5900±90   | 4200±600  | 3870±30   |
| Citalopram     | n.d.                                                                                   | n.d.     | n.d.     | 127,7±2,3 | 100±30    | 110±4     |
| Lamotrigin     | 3960±110                                                                               | 3700±50  | 3790±120 | 4410±230  | 3200±900  | 3100±400  |
| Oxazepam       | n.d.                                                                                   | n.d.     | blq      | 480±60    | 637,5±1,1 | 490±40    |
| Venlafaxin     | blq                                                                                    | blq      | blq      | 200±10    | 630±90    | 619.7±1.7 |
|                | 35000±130                                                                              | 32600±24 | 26800±50 | 42760±12  | 19000±800 | 21000±30  |
| Losartan       | 00                                                                                     | 00       | 0        | 0         | 0         | 00        |
| Valsartan      | 35000±800                                                                              | 36700±17 | 29200±80 | 36000±80  | 30000±130 | 23800±60  |

|                        | 0         | 00                  | 0        | 00       | 00        | 0        |
|------------------------|-----------|---------------------|----------|----------|-----------|----------|
| Irbesartan             | 500±400   | 400±300<br>11100±30 | 1100±200 | 3100±220 | 2700±1300 | 4100±700 |
| Furosemid              | 10200±900 | 0                   | 8620±90  | 10200    | 7190      | 8200     |
| Hydroklorot-<br>hiazid | n.d.      | n.d.                | n.d.     | 490±10   | 3900±800  | 3570±230 |
| Atorvastatin           | 560±230   | 500±30              | 525±8    | 1020±120 | 1150±150  | 1130±40  |
| Bezafibrat             | n.d.      | n.d.                | n.d.     | 300±50   | 830±210   | 560±50   |
| Lidocain               | 550±130   | 613.3±9.1           | 440±100  | 580±120  | 800±100   | 660±30   |

| Läkemedel             | Koncentration (ng/l) efter visst antal dagar i termofil rötning med latrin som substrat |           |          |          |           |           |
|-----------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------|-----------|----------|----------|-----------|-----------|
|                       | 0                                                                                       | 0         | 7        | 21       | 30        | 59        |
| Atenolol              | 2900±280                                                                                | 1400±600  | 4050±190 | 2300±100 | 1400±600  | 800±300   |
| Sotalol               | 280±30                                                                                  | n.d.      | 740,000  | n.d.     | n.d.      | n.d.      |
| Metoprolol            | 2800±100                                                                                | 3400±1700 | 5200±800 | 5100±160 | 3400±1700 | 3200±200  |
| Propranolol           | 440±60                                                                                  | 300±100   | 540±70   | 500±50   | 300±100   | 220±80    |
| Claritromycin         | 1218±5                                                                                  | 700±400   | 1080±160 | 1400±300 | 700±400   | 800±500   |
| Sulfame-<br>toxazol   | n.d.                                                                                    | n.d.      | n.d.     | n.d.     | n.d.      | n.d.      |
| Trimetoprim           | n.d.                                                                                    | n.d.      | n.d.     | n.d.     | n.d.      | n.d.      |
|                       | 8500±220                                                                                |           |          | 13000±40 |           |           |
| Karbamazepin          | 0                                                                                       | 8500±2300 | 9900±900 | 00       | 8500±2300 | 7000±3000 |
| Citalopram            | 221                                                                                     | 252       | 240±30   | 241±16   | 252       | 237.0±1,8 |
| Lamotrigin            | 1340±90                                                                                 | 1700±700  | 3080±210 | 2800±700 | 1700±700  | 1640±1000 |
| Venlafaxin            | 600±100                                                                                 | 360±210   | 665±14   | 605±9    | 360±210   | 290±90    |
|                       | 15000±10                                                                                | 24000±120 | 25800±60 | 35000±40 | 24000±120 | 22000±110 |
| Losartan              | 00                                                                                      | 00        | 0        | 00       | 00        | 00        |
|                       | 15700±80                                                                                | 20000±120 | 20000±30 | 27000±20 | 20000±120 | 18000±700 |
| Valsartan             | 0                                                                                       | 00        | 00       | 00       | 00        | 0         |
| Irbesartan            | 2650±80                                                                                 | n.d.      | n.d.     | n.d.     | n.d.      | n.d.      |
|                       |                                                                                         |           | 3500±190 | 3600±110 |           |           |
| Furosemid             | 1900±700                                                                                | 3320±30   | 0        | 0        | 3320±30   | 3220±140  |
| Hydrokloro-<br>tiazid | 314.5±2.5                                                                               | n.d.      | n.d.     | n.d.     | n.d.      | n.d.      |
| Atorvastatin          | 1130±50                                                                                 | 1000±700  | 1200±400 | 1320±140 | 1000±700  | blq       |
| Bezafibrat            | 800±300                                                                                 | n.d.      | 590±240  | 280±30   | n.d.      | n.d.      |
| Lidocain              | 397±3                                                                                   | 330±180   | 460±30   | 524±24   | 330±180   | 340±160   |