



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 19035

Examensarbete 30 hp
November 2019

Teknikutvärdering av Urintorkning i Pilotskala - ett Fältförsök i Finland

Technical Evaluation of Urine Drying in
Pilot Scale - a Field Experiment in Finland

Caroline Karlsson

REFERAT

Teknikutvärdering av Urintorkning i Pilotskala - ett Fältförsök i Finland

Caroline Karlsson

Av samtliga globala processer som reglerar jordsystemet är de biogeokemiska flödena av kväve (N) och fosfor (P) mest påverkade av mänskliga aktiviteter. Inerta former av N och P omvandlas till reaktiva former som sprids i miljön, där de orsakar eutrofiering och påverkar marina ekosystem negativt. Majoriteten av de reaktiva N- och P-formerna används för framställningen av mineralgödsel. Ett alternativt sätt att producera gödsel är att återvinna näringsämnena i avloppet. En teknik som återvinner näringsämnena i urin är basisk urintorkning. Teknologin stabiliserar urea med ett basiskt torkningsmedium och koncentrerar näringsämnena genom att evaporera vattnet i urinen. Slutprodukten är ett torrt gödsel i pulverform.

I det här projektet testades urintorkningsteknologin för första gången i ett fältförsök. Ett system för urintorkning med kapacitet att förånga 40 kg urin $\text{dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$ konstruerades och integrerades i ett befintligt torrt sanitetssystem för användning under en period på tre månader. I projektet utvärderades 13 dygn av de 3 månaderna. Resultaten visade att 24 kg urin tillfördes systemet och att systemet kunde upprätthålla en kontinuerlig torkning av urinen. Efter torkningen återvanns majoriteten (97 %) av N i slutprodukten. På grund av att den tillförda mängden urin var liten blev växtnäringshalterna i slutprodukten och i torrsubstansen (TS) av slutprodukten låga.

Systemet hade emellertid potential att torka mycket större kvantiteter urin. Om systemets fulla potential hade använts, det vill säga att torka 40 kg urin $\text{dag}^{-1}\text{m}^{-2}$, så hade särskilt N- och P-halterna ökat avsevärt. N-halterna hade även ökat ytterligare om torkningen hade utförts vid en lägre temperatur.

Systemets energiförbrukning var hög, eftersom systemet hade en kontinuerlig energikonsumtion och även komponenter med hög effekt. I jämförelse med den konventionella avloppsvattenreningen och produktionen av mineralgödsel har systemet en hög energikonsumtion, men i jämförelse med en förbränningstolett är systemets energiförbrukning likvärdig. För att minska energiförbrukningen kunde reglertekniska åtgärder utföras så att systemets energitillförsel upphör när systemet inte används. Systemets energiförbrukning får även ställas i relation till de problem som dagens system för livsmedelsproduktion och sanitet medför. Till skillnad från nämnda system möjliggör urintorkningsteknologin besparing av dricksvattenresurser, ett slutet kretslopp av näringsämnena och en minskad påverkan på miljön.

Nyckelord: Urintorkning, basisk stabilisering av urea, torrt sanitetssystem, växtnäring, kväve, fosfor, kalium, gödsel, återvinning av näringsämnena.

Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Lennart Hjelm's väg 9, Box 7032, SE-750 07 Uppsala, Sverige

ABSTRACT

Technical Evaluation of Urine Drying in Pilot Scale - a Field Experiment in Finland

Caroline Karlsson

Of all global processes that regulate the earth system, the biogeochemical flows of nitrogen (N) and phosphorus (P) are the most affected by human activities. Inert forms of N and P are converted into reactive forms that are dispersed in the environment, causing eutrophication and affecting marine ecosystems. The majority of the reactive N and P are used for the production of mineral fertilizers. An alternative way of producing fertilizers is to recycle nutrients from the sewage. A technology that reuses nutrients in urine is alkaline urine drying. The technology stabilizes urea with an alkaline drying medium and concentrates the nutrients by evaporating the water in urine. The end-product is a dry fertilizer in powder form.

In this master project, the alkaline urine drying technology was tested for the first time in field conditions. A system for urine drying with the capacity to evaporate 40 kg of urine day⁻¹m⁻² was constructed and integrated into an existing dry sanitation system for use over a period of three months. The master project evaluated the system for 13 days of the 3 months. The results showed that 24 kg of urine was collected in the system, significantly less than what the system had been designed to dry. Furthermore, the results showed that the system functioned smoothly recovering 97 % of the urine-N in the end-product. The nutrient content in the end-product and the dry matter of the end-product was low due to the low amount of urine that was collected.

However, the system had the potential to dry much larger quantities of urine. If the system would have been operated to function at full potential (drying 40 kg of urine day⁻¹m⁻²) the N- and P-content in the end-product would be much higher than that observed during the 13 days. Furthermore, the system if operated at lower temperatures has the potential to recover more N.

The system's energy consumption was high, as the system had a continuous energy consumption. In comparison with the conventional wastewater treatment and the production of mineral fertilizers, the system has a high energy consumption, but compared to an incineration toilet, the system's energy consumption is equivalent. In order to reduce the energy consumption, automatic control could be implemented so that the energy is switched off when the system is not used. The system's energy consumption may also be set in relation to the problems that today's systems for food production and sanitation entail. Unlike the aforementioned systems, the urine dehydration technology does not consume drinking water, it enables recycling of nutrients as well as a reduced impact on aquatic life.

Keywords: Urine drying, dry sanitation system, alkaline stabilisation of urea, nutrient recovery, nitrogen, phosphorous, potassium, fertilizer.

Department of Energy and Technology, Swedish University of Agricultural Sciences, Lennart Hjelm's väg 9, Box 7032, SE-750 07 Uppsala, Sweden

FÖRORD

Den här masteruppsatsen har utförts inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Masteruppsatsen utfördes under vårterminen 2019 och omfattade 30 högskolepoäng.Handledare för arbetet var Björn Vinnerås, universitetslektor vid Institutionen för energi och teknik vid Sveriges lantbruksuniversitetet och ämnesgranskare var Cecilia Lalander, forskare vid Institutionen för energi och teknik vid Sveriges lantbruksuniversitet.

Jag skulle vilja tacka följande personer, som under arbetets gång på ett eller annat sätt har hjälpt.

... Björn och Cecilia, tack för all vägledning och hjälp under skrivandets gång.

... Prithvi, thank you for all the support, help and advice and for always taking your time to answer any of the questions that I've had.

... to all the people in the Environmental Engineering Unit, thank you for your help and for contributing with advice that have been helpful in the project.

... Eeva-Liisa, Seija and Inka, thank you for letting us work at your university and for helping us out whenever we may have had any questions or concerns.

... to the people at Pori Prikaati, thank you for helping us out in the project.

...Vänner och familj, tack för att ni har kommit med synpunkter och varit stöttande i skrivandeprocessen.

Caroline Karlsson
Uppsala, juni 2019

Copyright © Caroline Karlsson och Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet.

UPTEC W 19035 ISSN 1401-5765.

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2019.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Grödor tar upp näringsämnena kväve, fosfor och kalium när de växter. När grödorna sedan äts tillförs växtnäringsämnena kroppen, där de deltar i olika processer för att sedan utsöndras i lika stor mängd via urin och fekalier. Efter utsöndring blandas urin och fekalier med spolvatten från toaletten (vanligen dricksvatten) och transporteras sedan till centraliserade avloppsreningsverk. Trots innehållet av näringsämnen i urin och fekalier betraktas de i många delar av världen som ett avfall som måste göras av med.

Med dagens system sker ett linjärt flöde av näringsämnen från åkermark via konsument till avloppsreningsverk. För att kompensera för åkermarkens näringsbortfall efter skörd produceras bland annat mineralgödsel, innehållande kväve, fosfor och kalium. Kväve tillverkas med Haber-Bosch-metoden genom att atmosfäriskt kväve reagerar med vätgas, vanligen framställt av naturgas. Fosfat bryts från fosfatmalm och kalium från sedimentära saltbäddar. Människans produktion av kväve och fosfor för jordbruket har påverkat miljön i oroväckande hög grad, eftersom en stor del av näringsämnena inte tas upp av grödorna utan sprids till miljön där de bland annat kontaminerar vattendrag och kustzoner.

Nya sanitetslösningar uppmärksammas alltmer då de, till skillnad från rådande linjära system, utgår från ett cirkulärt förhållningssätt med resursåtervinning som målsättning. Nya sanitetslösningar erbjuder ett alternativ till den centraliserade avloppshanteringen genom att återvinna vatten och näringsämnen, öka effektiviteten och reducera energikostnaden. Sanitetslösningarna innefattar ofta separering av de olika avloppsfraktionerna (bad,- dusch- och tvättvatten, fekalier och urin), vilket underlättar vid behandling och näringsåtervinning.

Separat insamling och hantering av urin har under senare år väckt mycket uppmärksamhet, eftersom urin i jämförelse med övriga avloppsfraktioner innehåller majoriteten av näringsämnena samtidigt som fraktionen utgör ca 1 % av den totala avloppsvolymen. I jämförelse med mineralgödsel har dock urin ett lågt näringsvärde. Kvävekoncentrationen i urin (våtvikt) är ungefär 0,6 % i jämförelse med ureabaserat mineralgödsel, vars kvävekoncentration uppgår till 46 %. Urin består nästan uteslutande av vatten (97 %), vilket innebär att logistiken kring gödsling med urin genererar höga transportkostnader och problem vid lagring. Urin, i jämförelse med mineralgödsel, kan således inte betraktas som ett konkurrenskraftigt gödsel.

Ett sätt att öka urinens värde som gödsel är att torka urinen. Näringsämnena koncentreras samtidigt som fraktionens volym reduceras genom att vattnet i urinen förångas. En utmaning som dock uppstår när urin ska torkas är att inte förlora kvävet i urinen. Majoriteten av kvävet (85 %) i urin återfinns i form av urea, som på mycket kort tid kan omvandlas till lättflyktig ammoniak i närvaro av ureaszymer. Enzymerna finns nästan överallt i naturen och de finns även rikligt i fekalier, vilket innebär att om urinen kommer i kontakt med fekalier så avgår stora mängder kväve från urinen. För att begränsa enzymernas aktivitet kan pH eller temperatur regleras under torkningen. En metod är att blanda urinen med en basisk substans för att höja pH till över 10 och sedan avlägsna urinens vatten genom torkning vid en hög temperatur. En högre temperatur

resulterar i en ökad förångning av vattnet, men samtidigt ökar risken att förlora kvävet eftersom urean bryts ned termiskt. Den termiska nedbrytningen sker dock mycket långsammare än den ureasdrivna nedbrytningen.

I det här masterprojektet testades urintorkningsteknologin för första gången i fältskala. Målet med projektet var att konstruera ett urintorkningssystem med kapacitet att torka 40 kg urin per dygn och per m² under en period på tre månader utan att förlora mer än 20 % av kvävet i den inkommande urinen samt att utvärdera systemets energiförbrukning. På grund av tidsbegränsningar i projektet utvärderades 13 dygn av de 3 månaderna som projektet fortgick. I projektet undersöktes även om urintorkningssystemet kunde integreras i ett torrt befintligt sanitetssystem. Vidare analyserades även halterna av kväve, fosfor och kalium i produkten som erhöles efter torkningen och om torkningen kunde upprätthållas under de 13 dygna.

Resultaten visade att ett urintorkningssystem med given kapaciteten kunde konstrueras och integreras i ett torrt befintligt sanitetssystem. I resultaten framkom även att en kontinuerlig torkning upprätthölls samtidigt som 97 % av kvävet återvanns i den torkade produkten. För att stabilisera urinen användes ett basiskt torkningsmedium bestående av träaska, kalciumhydroxid (Ca(OH)₂) och kaliumhydroxid (KOH), som höjde pH till över 12. Enligt beräkningar tillfördes under de 13 dygna endast 24 kg urin, vilket var en mycket mindre mängd än förväntat. På grund av den ringa mängd urin som tillfördes systemet erhöles låga växtnäringshalter i den torkade produkten. Energiförbrukningen beräknades per kg kväve och per kg fosfor som tillfördes systemet samt per användning. Att så lite urin tillfördes systemet gjorde att energiförbrukningen blev mycket hög per kg tillförd kväve, per kg fosfor och per besök.

En utvärdering av systemets potential visade emellertid att om systemet hade tillförts 30 kg urin per dygn så hade växtnäringshalterna ökat betydligt, särskilt med avseende på kväve. Systemets energiförbrukning (per användning) hade även minskat och varit likvärdig med energiförbrukningen av en förbränningstoalett, som är ett annat torrt sanitetssystem. Slutligen jämfördes urintorkningssystemet med tre andra urinbehandlingsteknologier, struvitutfällning, jonbyte med zeolit och partiell nitrifikation-destillering. Jämförelsen visade att gödselprodukten som fås från urintorkningen har en högre kvävehalt än de övriga teknologiernas gödselprodukter. Det innebär exempelvis att en mindre massa gödsel behövs vid spridning på åkermark, vilket underlättar för logistiken kring hanteringen av gödslet.

Innehåll

Referat	I
Abstract	II
Förord	III
Populärvetenskaplig sammanfattning	IV
1 Inledning	1
1.1 Mål och frågeställningar	2
2 Bakgrund	3
2.1 Växtnäringsämnen	3
2.1.1 Kväve	3
2.1.2 Fosfor	4
2.1.3 Kalium	5
2.1.4 Mineralgödsel	6
2.2 Näringsämnen i avloppet	6
2.3 Källsortering av avlopp	7
2.4 Stabilisering av urea	8
2.4.1 Enzymatisk hydrolys av urea	8
2.4.2 Stabiliseringsmetoder	9
2.4.3 Nedbryning av urea under inverkan av temperatur och pH	10
2.5 Behandling av urin	11
2.5.1 Partiell nitrifikation-destillering	12
2.5.2 Struvitutfällning	12
2.5.3 Jonbyte med zeolit	12
2.6 Urintorkning	12
2.6.1 Torkning	12
2.6.2 Luftfukighet	13
2.6.3 Torkning av urin med ett poröst medium	14
2.6.4 Torkning av urin och stabilisering av urea med aska	15
3 Material	16
3.1 Urintorkningssystem	16
3.1.1 Lådor	16
3.1.2 Fläktar	16
3.1.3 Avfuktare	16
3.1.4 Värmematta	16
3.2 Basiskt torkningsmedium	16
4 Metod	17
4.1 Projektet	17
4.1.1 Platsbeskrivning	18
4.2 Prototyp - konstruktion	20

4.2.1	Prototyp I	20
4.2.2	Prototyp II	22
4.2.3	Prototyp - försök	25
4.3	Prototyp - installation och integrering	26
4.3.1	Biomaja - beskrivning	26
4.3.2	Prototyp II - installation	27
4.3.3	Prototyp II - försök	28
4.4	Prototyp till pilot	29
4.5	Provtagning & mätning	30
4.5.1	Slutprodukt och aska	30
4.5.2	Färsk urin	30
4.6	Analys av parametrar	30
4.6.1	pH	30
4.6.2	Torrsubstans i slutprodukten och i askan	30
4.6.3	Koncentration av mineraler och svavel	31
4.6.4	Koncentration av kväve i färsk urin	31
4.7	Beräkningar	31
4.7.1	Evaporation	31
4.7.2	Massbalans baserad på luftfuktighet och temperatur	32
4.7.3	Utsöndring av kväve och fosfor	33
4.7.4	Massbalans baserad på fosfor	33
4.7.5	Kväveåtervinning	34
4.7.6	Växtnäringshalter i slutprodukten och torrsubstansen	35
4.7.7	Energiförbrukning	36
5	Resultat	37
5.1	Prototyp - försök	37
5.1.1	Prototyp I	37
5.1.2	Prototyp II	38
5.1.3	Prototyp II - Biomaja	39
5.2	Massbalans	40
5.2.1	Massbalans baserad på luftfuktighet och temperatur	40
5.2.2	Massbalans baserad på fosfor	40
5.3	Kväveåtervinning	41
5.4	Växtnäringshalter i slutprodukten och torrsubstansen	43
5.5	Energiförbrukning	44
5.5.1	Teoretisk energiförbrukning	44
5.5.2	Verklig energiförbrukning	45
6	Diskussion	47
6.1	Prototyp - konstruktion och försök	47
6.1.1	Protoyp I	47
6.1.2	Prototyp II	48
6.1.3	Prototyp II - Biomaja	49
6.2	Massbalans	49
6.2.1	Massbalans baserad på fosfor	49

6.2.2	Massbalans baserad på luftfuktighet och temperatur	49
6.3	Kväveåtervinning	50
6.4	Växtnäringshalter i slutprodukten och i TS	51
6.5	Energiförbrukning	52
6.6	Urintorkningssystemets potential	53
6.7	Urintorkningssystemet i relation till andra sanitetssystem	54
7	Slutsatser	56
	Referenser	58
	Bilaga A	67
	Bilaga B	73

1 INLEDNING

Kväve (N), fosfor (P) och kalium (K) är essentiella växtnäringsämnen som utgör grundläggande förutsättningar för livet på jorden (Jönsson m.fl. 2004, Editors of Encyklopaedia Britannica 2018). De växtnäringsämnen som konsumeras via födan utsöndras hos vuxna individer via urin och fekalier i samma mängd, så att en jämvikt råder mellan intag och utsöndring (Jönsson m.fl. 2004). Enligt Winker m.fl. (2009) och Langegraber & Muellegger (2005) betraktas urin och fekalier, trots innehållet av växtnäringsämnen, i de flesta delar av världen som ett avfall som måste göras av med.

Med dagens jordbruks- och sanitetssystem sker ett linjärt flöde av växtnäringsämnen från åkermark till konsument och via urin och fekalier till centraliserade avloppsreningsverk (Wielemaker, Weijma & Zeeman 2016). Den centraliserade avloppshanteringen medför en rad problem, som exempelvis höga kostnader, exploatering av dricksvatten som transportmedel, kontaminering av grundvatten samt utspädning och slöseri av värdefulla resurser (Hauff & Lens 2001). Enligt Rockström m.fl. (2009) har människan påverkat de biogeokemiska flödena av N och P i så hög grad att de antropogena flödena överskrider de naturliga flödena. Inert N från atmosfären och P från jordskorpan omvandlas till reaktiva former främst för framställningen av mineralgödsel, som sprids i miljön och leder till eutrofiering och negativ påverkan på marina ekosystem (Rockström m.fl. 2009). Vidare är även den fosfatmalm som anses vara ekonomiskt och tekniskt gynnsam att bryta en ändlig resurs vars förråd beräknas vara förbrukade inom 30–300 år (Cordell & White 2011).

Enligt Wielemaker, Weijma & Zeeman (2016) uppmärksammas nya sanitetssystem allt mer då de, till skillnad från rådande linjära system, utgår från ett cirkulärt förhållningssätt med resursåtervinning som målsättning. Nya sanitetslösningar erbjuder ett alternativ till den centraliserade avloppshanteringen genom att återvinna vatten och näringsämnen, öka effektiviteten och reducera energikostnaden (Wielemaker, Weijma & Zeeman 2016). Sanitetslösningarna innefattar ofta separering av de olika avloppsfraktionerna (bad,- dusch- och tvättvatten, fekalier och urin), vilket underlättar vid behandling och näringsåtervinning (Wielemaker, Weijma & Zeeman 2016, Winker m.fl. 2009).

Separat insamling och hantering av urin har under senare år väckt mycket uppmärksamhet, eftersom urin i jämförelse med övriga avloppsfraktioner innehåller majoriteten av näringsämnena samtidigt som fraktionen utgör ca 1 % av den totala avloppsvolymen (Maurer, Pronk & Larsen 2006, Wilsenach & van Loosdrecht 2004). Vid jämförelse med mineralgödsel har urin dock ett lågt näringsvärde. Enligt Senecal & Vinnerås (2017) behöver urinens volym därför reduceras och näringsämnen koncentreras för att urin ska betraktas som ett ekonomiskt gynnsamt alternativ till mineralgödsel. En metod är att avlägsna vattnet i urinen genom förångning (Maurer, Pronk & Larsen 2006). Laboratorieförsök har visat att en torr slutprodukt med växtnäringskoncentrationer i klass med vissa mineralgödsel kan framställas med urintorkningsteknologin (Senecal & Vinnerås 2017). I det här masterarbetet testas urintorkningsteknologin för första gången i ett fältförsök.

1.1 MÅL OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

De huvudsakliga målen med projektet var att konstruera ett system för urintorkning som kunde förånga vattnet i 40 kg urin per dygn och per m² under tre månader utan att förlora mer än 20 % av kvävet i den inkommande urinen samt att utvärdera systemets energiförbrukning. I masterprojektet utvärderas systemet för 13 dygn av de 3 månaderna. För att uppnå målen behövde följande frågeställningar besvaras:

1. Kan ett system som torkar 40 kg urin dygn⁻¹m⁻² konstrueras och installeras i ett befintligt torrt sanitetssystem?
2. Hur stor andel [%] av näringsämnet kväve erhålls efter torkning i relation till mängden kväve som tillfördes systemet?
3. Vilka halter av näringsämnena kväve, fosfor och kalium erhålls efter torkning i slutprodukten?
4. Kan en kontinuerlig torkning av 40 kg urin dygn⁻¹ m⁻² upprätthållas under de 13 dyggen?
5. Hur mycket energi förbrukar systemet kg⁻¹ kväve och fosfor som tillförs systemet med urinen och hur mycket energi förbrukar systemet per användning?

2 BAKGRUND

2.1 VÄXTNÄRINGSÄMNINGEN

Grödor behöver näringsämnen för att växa (Jönsson m.fl. 2004). Till näringsämnena räknas kol (C), väte (H), syre (O) samt makro- och mikronäringsämnen. Makronäringsämnena utgörs av kväve (N), fosfor (P), kalium (K), kalcium (Ca), magnesium (Mg) samt svavel (S). Kväve, fosfor och kalium kategoriseras som primära näringsämnen och kalcium, magnesium och svavel som sekundära näringsämnen. De primära näringsämnena behöver vanligen tillföras åkermark genom gödsel för att ersätta näringsbortfallet i jorden efter skörd. De sekundära näringsämnena finns ofta i jorden i tillräckliga mängder och behöver inte tillsättas kontinuerligt genom gödsel (Mitra 2017).

Mikronäringsämnena, som tas upp i mycket mindre mängd än makronäringsämnena, utgörs av järn (Fe), koppar (Cu), bor (B), klorid (Cl^-), mangan (Mn), zink (Zn) och molybden (Mo) (Mitra 2017). Mikronäringsämnena finns vanligtvis i jorden i tillräcklig mängd och behöver inte tillsättas i gödsel (Jönsson m.fl. 2004). Koncentrationerna av näringsämnen i jorden påverkas av rådande klimat, jordtyp, näringsbortfall till följd av skörd, tillsats av gödsel, bevattning samt läckage av näringsämnen (Mitra 2017).

2.1.1 Kväve

Kväve är ett icke-metalliskt element som tillhör grupp 15 i periodiska systemet (Sanderson 2019). Kväve återfinns både i jordskorpan (0,03-0,4 %) huvudsakligen i organisk form och i atmosfären (78 %) i form av inert kvävgas (N_2) och reaktiva oorganiska kväveformer (Encyklopaedia Britannica 2018).

För att växter ska kunna tillgodogöra sig inert kväve från atmosfären måste kvävet omvandlas till de reaktiva formerna nitrat (NO_3^-) och ammonium (NH_4^+). I naturen omvandlas kvävet via mikrobiella processer så som kvävefixering, assimilering, ammonifikation, nitrifikation och denitrifikation. Dessa processer möjliggör kvävet kretslopp mellan atmosfären och biosfären (Editors of Encyklopaedia Britannica 2018). I växten ingår kväve i uppbyggnaden av bland annat aminosyror, vilka utgör en del av metabolismen och tillväxten (Mitra 2017).

Naturligt finns det endast små mängder kväve i växttillgängliga former, vilket ofta gör kväve till det begränsande näringsämnet (Gruber & Galloway 2008). Inom jordbruket är det därför vanligt att kväve tillsätts i större mängd än alla makro- och mikronäringsämnen tillsammans (Jönsson m.fl. 2004). Kväve i mineralgödsel återfinns i form av ammoniak (NH_3), som vanligen framställs genom Haber-Bosch-processen (Malmquist & Elding u.å.). Under processen erhålls ammoniak genom en exoterm reversibel reaktion där kvävgas reagerar med väte under höga temperaturer och tryck. Vätet som används i reaktionen tas vanligen från syntesgas framställd genom partiell oxidering eller ångreformering av kol eller naturgas (Razon 2013). Ungefär 80 % av all ammoniak som produceras används i mineralgödsel i form av ammoniumföreningar eller flytande ammoniak. Den globala produktionskapaciteten av ammoniak ökade från 4,8 miljoner ton år 1950 till 133 miljoner ton år 2009. I Sverige sker ingen tillverkning av ammoniak (Malmquist & Elding u.å.).

Enligt Rockström m.fl. (2009) har människan påverkat kvävet kretslopp i mycket hög grad, eftersom mänskliga aktiviteter omvandlar mer atmosfäriskt kväve till reaktiva former än alla sammanlagda kväveprocesser i naturen. De processer som har störst inverkan på kvävecykeln är industriell framställning av ammoniak och baljväxters fixering av atmosfäriskt kväve i jordbruket. Det mesta av det reaktiva kvävet används inom jordbruket som mineralgödsel, men allt kväve tas inte upp av grödorna utan sprids till akvatiska system eller ackumuleras i biosfären. Läckage av kväve till akvatiska miljöer kan ge upphov till algbloomning och förändrad flora och fauna (Hubendick & Eklund u.å.).

2.1.2 Fosfor

Liksom kväve är fosfor ett icke-metalliskt element tillhörande grupp 15 i periodiska systemet (Editors of Encyclopaedia Britannica u.å.). Växter tar upp fosfor i form av två fosfatföreningar, divätefosfat (H_2PO_4^-) och vätefosfat (HPO_4^{2-}). I växtcellerna ingår fosfor i nukleinsyror samt membranlipider och deltar även i växtens metabolism (Shen m.fl. 2011).

Fosfor är det elfte vanligaste grundämnet i jordskorpan, där dess koncentration varierar mellan 0,005 och 0,15 % (Cordell & White 2011). Höga koncentrationer av fosfor finns i fosfatmalm, som innehåller kring 5-13 % fosfor jämfört med jordskorpan genomsnittliga koncentration på 0,1 %. Fosfatmalmen utgör ungefär 0,0007 % av all fosfor som finns i jordskorpan (Cordell & White 2011). De största förekomsterna av fosfatmalm finns i Ryssland, Marocko, Tunisien, Algeriet samt i USA i delstaterna Florida, Tennessee och Utah (Pedersen m.fl. u.å.).

Ungefär 90 % av den totala brytningen av fosfatmalm åtgår huvudsakligen till produktionen av fosfater och fosforsyra för jordbrukets behov av mineralgödsel (Pedersen m.fl. u.å.). I Sverige bröts fosfor ur gruvavfall fram till år 1980 (Linderholm & Mattsson 2013). Kina, USA och Marocko stod år 2009 för 85 % av den globala brytningen av fosfatmineral (Pedersen m.fl. u.å.).

Enligt Cordell & White (2011) anses fosfatmalm som är ekonomiskt gynnsam och tekniskt möjlig att bryta som en begränsad resurs. Förekomsterna av brytbar fosfatmalm beräknas vara förbrukade inom 30 till 300 år. Tidsspannet ändras med tiden beroende på den teknik som finns tillgänglig och på prisutvecklingen. Fosfor, till skillnad från fosfatmalm, kan dock betraktas som en förnyelsebar resurs, eftersom fosfor cirkulerar i ett kretslopp i biosfären med en takt av ordningen dagar till år. Fosfatmalm cirkulerar mellan hydrosfären och litosfären med en takt på flera miljoner år och klassificeras således inte som förnyelsebar. Organiskt material så som växtrester, matavfall och avföring anses vara förnyelsebara fosforkällor.

Antropogena aktiviteter har på liknande sätt som för kvävecykeln även påverkat fosforflödet. Det antropogena fosforflödet är åtta till nio gånger så stort som det naturliga bakgrundsflödet (Steffen m.fl. 2015). Endast en del av den fosfor som tillförs jordbruket tas upp att grödor, resten transporteras till akvatiska system. Förekomsten av fosfor i vattendrag kan påverka akvatiska ekosystem genom bland annat algbloomning som

uppträder i samband med höga näringskoncentrationer i vattnet. Algblomningen kan leda till syrefria förhållanden till följd av att algerna konsumerar syret i vattnet. Exempelvis i Mexikanska golfen har räkbeståndet minskat till följd av att gödsel transporteras till golfen via floder från mellersta USA (Stockholm Resilience Center u.å.).

Vidare påverkar även brytningen av fosfatmalm kvaliteten av luft, vatten samt landytans utseende. Luftkvaliteten kan försämrast till följd av att processen vanligen alstrar stora mängder damm och luftföroreningar som exempelvis flyktiga organiska föreningar och metan, som kan frigöras från vissa geologiska skikt under gruvdriften. Vidare åtgår vanligtvis stora mängder vatten vid gruvaktiviteter. Vattenkonsumtionen kan bland annat leda till att grundvattenytan sänks, vilket i sin tur kan påverka ekosystem och även leda till att andra vattenanvändare blir utan vatten. Gruvdriften kan även påverka vattenkvaliteten genom utsläpp av föroreningar. Landskapets utformning och utseende påverkas av gruvdriften genom modifikationer och avstjälpning av avfall från driften. Slutligen påverkas omgivningen av buller och vibrationer (UNEP & IFA 2001).

2.1.3 Kalium

Kalium är en alkalimetall som tillhör grupp 1 i periodiska systemet. I jordskorpan är kalium det sjunde vanligaste grundämnet (Melanders, Albertsson & Hambraeus u.å.), med en förekomst som uppgår till mellan 0,5 och 2,5 % (Mitra 2017). Naturligt förekommande kalium i jorden härrör huvudsakligen från kaliumsilikat, som exempelvis kalifältspat och biotit.

Växter tar upp kalium i form av kaliumjoner (K^+) (Mitra 2017). Kalium är essentiellt för alla organismer och spelar en viktig roll i växtens fotosyntes samt vatten- och näringstransport (Nationalencyklopedin u.å.,a, Jaiswal m.fl. 2016).

För framställning av mineralgödsel utvinns kalium huvudsakligen från sedimentära saltbäddar, som härstammar från forna inlandshav eller från sjöar med hög salthalt (Fixen & Johnston 2011). Ungefär 90 % av all utvunnen kalium används som mineralgödsel i form av kaliumklorid (KCl), kaliumsulfat (K_2SO_4), kalium-magnesiumsulfat ($MgSO_4(H_2O)_x$) och kaliumnitrat (KNO_3). År 2010 var Kanada, Ryssland och Vitryssland de största producenterna av kaliumgödsel, följt av Tyskland, USA, China, Israel, Jordanien och Chile (Rawashdeh & Maxwell 2014).

Fyndigheterna av kalium, kan med samma resonemang som för fosfatmalm, sägas vara ändliga. Förråden av kaliumföreningar, huvudsakligen i form av KCl , beräknas räcka i ungefär 250 år baserat på konsumtionstakten år 2011 (Gillard 2014). Vidare är fyndigheterna av kalium ojämnt fördelade över världen, med de största förekomsterna spridda över Europa, Kanada och Mellanöstern (Rittenhouse 1979). Enligt Manning (2010) leder den ojämn fördelningen till att många tillväxtekonomier, bland annat flera länder i Afrika, får svårigheter att upprätthålla ett självförsörjande jordbruk med konventionellt framställt kaliumgödsel. Dessutom är kalium det begränsande näringsämnet i länder vars jordar domineras av oxisoler och ultisoler. Dessa jordar finns bland annat i tropiska delar av Afrika, Sydafrika och Australien. Jordarna har låg kapacitet att binda kalium, vilket leder till att ett stort läckage av näringsämnet sker

(Manning 2010). Slutligen leder gruvdriften vid utvinningen av kalium, på samma sätt som för fosfatmalmen, till kontaminering av vatten och luft samt påverkan på landskapets utseende (UNEP & IFA 2001).

2.1.4 Mineralgödsel

Användningen av mineralgödsel blev allt vanligare från och med mitten av 1800-talet och konsumtionen ökade under hela 1900-talet. Den gröna revolutionen, som bland annat innebar nyttjandet av mineralgödsel, förbättrade skördarna i många länder och motverkade svälten samtidigt som befolkningen ökade i världen. I dagsläget är mineralgödsel av vital betydelse för att den nuvarande globala matproduktionen ska kunna upprätthållas (Cordell, Drangert & White 2009). Det lever i dag, år 2019, ungefär 7,7 miljarder människor på jorden och enligt FN:s avdelning för ekonomiska och sociala ärenden (DESA) (2017) uppskattas jordens befolkning uppgå till närmare 9,8 miljarder människor år 2050. För att försörja världens befolkning med mat kommer födoproduktionen att behöva öka med 50 % från år 2012 till 2050, vilket sannolikt kommer leda till att även efterfrågan och priset på mineralgödsel ökar (FAO 2017a, FAO 2017b, the World Bank 2018).

2.2 NÄRINGSÄMNINGEN I AVLOPPET

Mänsklig avföring och urin innehåller samma näringsämnen, kväve, fosfor och kalium, som det mineralgödsel som används för matproduktion (Winker m.fl. 2009). Genom urinen utsöndras exempelvis 4 kg kväve, 0,4 kg fosfor och 1,0 kg kalium i genomsnitt per person och år i Sverige (tabell 1). Genomsnittligen utsöndrar en person 550 kg urin och 51 kg fekalier i våtvikt, motsvarande 21 kg urin respektive 11 kg fekalier i torrsvikt per person och år (Vinnerås m.fl. 2006). I genomsnitt förbrukas per person och år ungefär 51 m³ vatten i Sverige, varav 33 m³ är bad-, disk- och tvättvatten (BDT-vatten), 11 m³, är spolvatten från toaletten och resterande andel används för mat, dryck och övrigt (Svenskt Vatten 2019).

Tabell 1: En tabell som visar avloppsfraktionernas våtvikt per person och år samt massan kväve (N), fosfor (P) och kalium (K) som avges via urin, fekalier och BDT-vatten per person och år i Sverige (Vinnerås m.fl. 2006, Svenskt Vatten 2019).

Parameter	Enhet	Urin	Fekalier	BDT-vatten
Våtvikt	[kg person ⁻¹ år ⁻¹]	550,0	51,0	33000,0
N	[kg person ⁻¹ år ⁻¹]	4,0	0,6	0,5
P	[kg person ⁻¹ år ⁻¹]	0,4	0,2	0,2
K	[kg person ⁻¹ år ⁻¹]	1,0	0,4	0,4

Enligt svenska förhållanden utsöndras ungefär 88 % av kvävet och 67 % av fosfor med urinen och resterande andelar med fekalerna. Förhållandet mellan näringsämnena i urin och fekalier beror på hur lättsmält maten är, eftersom näringsämnen som har spjälkats metaboliseras och utsöndras via urinen medan de näringsämnen som inte har spjälkats utsöndras via fekalerna. Koncentrationen av näringsämnen i urinen beror av födointaget och av mängden vätska som utsöndras. Per dag utsöndrar en vuxen person mellan 0,8 och 1,5 kg urin (Jönsson m.fl. 2004). Vanligen utsöndras ungefär 300 ml urin per

urinering (Nationalencyklopedin u.å.,b).

En metod för att uppskatta massan kväve och fosfor som utsöndras per person och dag utvecklades av Vinnerås & Jönsson (2004). I metoden används två ekvationer, se ekvation 1 och 2, som baseras på FAO:s statistik över livsmedelsförsörjningen i Sverige, uppskattad utsöndring av fekalier och urin samt en statistisk analys av olika livsmedel. I ekvation 2 adderas den totala mängden protein i maten och mängden vegetabiliskt protein i maten. Detta görs eftersom vegetabilier genomsnittligen innehåller två gånger så mycket fosfor per gram protein som animaliska matprodukter (Jönsson m.fl. 2004).

$$m_{N,urin+fekalier} = 0,13 \times m_{protein,tot} \quad (1)$$

$$m_{P,urin+fekalier} = 0,011 \times (m_{protein,tot} + m_{protein,veg}) \quad (2)$$

Där,

$m_{N,urin+fekalier}$ = massa kväve som utsöndras med urin och fekalier $\text{person}^{-1}\text{dag}^{-1}$.

$m_{P,urin+fekalier}$ = massa fosfor som utsöndras med urin och fekalier $\text{person}^{-1}\text{dag}^{-1}$.

$m_{protein,tot}$ = den totala massa protein som livsmedelsprodukterna innehåller.

$m_{protein,veg}$ = massan protein som de växtbaserade livsmedelsprodukterna innehåller.

2.3 KÄLLSORTERING AV AVLOPP

Den centraliserade avloppshanteringen innebär att urin och fekalier blandas med spolvatten (huvudsakligen dricksvatten) för att sedan transporteras genom en gemensam ledning tillsammans med BDT-vatten till ett avloppsreningsverk (Vinnerås & Jönsson 2002, Lens, Lettinga & Vallero 2004). Teknologin kring den konventionella avloppshanteringen baseras på idén att urin och fekalier är avfall och att avfall lämpligen bör göras av med (Langergraber & Muellegger 2004).

Ett alternativt synsätt är att betrakta urin och fekalier som resurser, vars växtnäringssinnehåll bör återcirkuleras till åkermark istället för att diffundera ut i vattendrag via avloppsreningsverk (Langergraber & Muellegger 2004). Nya sanitetslösningar som sorterar avloppsfraktionerna (källsorterade system) kan användas för att behandla avloppsfraktionerna efter behov och näringsinnehåll. Fraktionerna kan direkt eller efter behandling användas som gödsel inom jordbruket (Winker m.fl. 2009).

Under den senare delen av 1900-talet utvecklades urinsortande toaletter i syfte att sortera urin från fekalier och på så vis minska vattenkonsumtionen samt erhålla en okontaminerad fraktion näringsämnen. I urinsortande toaletter avskiljs urin från fekalier och toalettpapper genom ett särskilt utlopp på toaletten (figur 1) (Vinnerås 2001). Urinen leds vanligtvis direkt från toaletten till en sluten tank och även fekalierna kan samlas upp i ett slutet kärl (Jönsson m.fl. 2004).



Figur 1: Ett fotografi som visar en urinsortande toalett. I toaletten kan två olika utlopp ses, ett mindre för urinen och ett större avsett för fekalier och toalettpapper.

Som nämnts, utsöndras merparten av näringsämnena via urinen, se tabell 1, och urin kan således sägas ha ett högt näringsvärde med avseende på övriga avloppsfraktioner. I jämförelse med mineralgödsel har dock urin ett lågt näringsvärde. Kvävekoncentrationen i urin (våtvikt) är ungefär 0,6 % i jämförelse med ureabaserat mineralgödsel, vars kvävekoncentration uppgår till 46 % (Vinnerås m.fl. 2006, Senecal & Vinnerås 2017). Urin består nästan uteslutande av vatten (97 %), vilket innebär att logistiken kring gödsling med urin genererar höga transportkostnader och problem vid lagring. Urin, i jämförelse med mineralgödsel, kan således inte betraktas som ett konkurrenskraftigt gödsel. Enligt Senecal & Vinnerås (2017) är det därför nödvändigt att urinen behandlas för att öka näringsämneskoncentrationen.

2.4 STABILISERING AV UREA

En av urinens komponenter, urea, är instabil och sönderfaller till flyktig ammoniak. Hantering av urin kan således innebära att kväveförluster sker, exempelvis vid transport, lagring, applicering samt behandling av urin. För att behålla kvävet i urinen behöver urean stabiliseras. Urean i färsk urin kan stabiliseras genom att en enzymatiskt katalyserad nedbrytning av urean hindras (Maurer, Pronk & Larsen 2006, Randall m.fl. 2016).

2.4.1 Enzymatisk hydrolys av urea

Majoriteten av kvävet (90–95 %) i nyligen utsöndrad urin återfinns huvudsakligen i form av urea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) (85 %), ammoniak/ammonium ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) och urinsyra (Kirchmann & Pettersson 1994). När urin utsöndras hydrolyseras det icke-flyktiga kvävet i urean hastigt till flyktig ammoniak genom en enzymatiskt katalyserad reaktion. I reaktionen bildas även karbamidsyra ($\text{H}_2\text{N}-\text{COOH}$), som spontant hydrolyseras till kolsyra (H_2CO_3) samtidigt som ytterligare en ammoniakmolekyl bildas, enligt ekvation 3 (Senecal & Vinnerås 2017).



Hydrolysen katalyseras av ureas, en grupp enzymer med stor spridning i naturen. Ureasenzymerna syntetiseras av svampar, bakterier, växter, alger samt ryggradslösa organismer. Deras huvudsakliga funktion är att förse organismer med växttillgängliga former av kväve för tillväxt (Krajewska 2009). Ureasenzymerna förekommer även rikligt i fekalier, där de återfinns i form av ureasbildande bakterier (Wozny m.fl. 1977). Den katalyserade hydrolysen av urea sker således så fort urin kommer i kontakt med fekalier. Katalysen sker även i urinsorterande toaletter där biofilm innehållande ureasenzymer bildas till följd av korskontaminering med fekalier. Ureasbildande bakterier ackumuleras på ytan av det urinseparerande röret och hydrolyserar urean som tillförs med urinen (Senecal & Vinnerås 2017). Den enzymatiska hydrolysen kan leda till att utfällningar (huvudsakligen struvit ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) och oktakalciumfosfat ($\text{Ca}_8\text{H}_2(\text{PO}_4)_6 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$)) bildas i det urinseparerande röret, vilket kan leda till att röret blockeras. Ureasenzymerna kan även finnas i uppsamlingskärl för urin, eftersom enzymerna transporteras med urinen ned i kärlet (Udert m.fl. 2003).

2.4.2 Stabiliseringsmetoder

Det finns olika metoder för att stabilisera urea så att inte kvävet avgår. Urea som redan har hydrolyserats, exempelvis i en sluten tank så att ammoniaken inte avgår, kan stabiliseras med den biologiska metoden partiell nitrifikation.

Den partiella nitrifikationen går ut på att två bakteriegrupper, ammoniak-oxiderande bakterier och nitrit-oxiderande bakterier, stabiliserar kvävet i urinen. De ammoniakoxiderande bakterierna producerar nitrit (NO_2^-) från ammoniak och de nitritoxiderande bakterierna omvandlar i sin tur nitrit till nitrat (NO_3^-). I processen omvandlas hälften av ammoniaken i urinen till nitrat och resterande andel stabiliseras i form av ammonium (NH_4^+) i och med att pH sänks, till följd av den bakteriella aktiviteten. Kvävet i den stabiliserade urinen består av nitrat och ammonium i ett 1:1-förhållande (Etter, Udert & Gounden 2015).

För att den partiella nitrifikationen ska fungera krävs att processen sköts mycket noggrant. Bakterierna kräver en jämn tillförsel av urin och pH behöver hållas inom ett snävt intervall. Om för stora mängder urin tillförs ökar aktiviteten hos de ammoniakoxiderade bakterierna, vilket leder till att ett överskott av nitrit produceras. Detta resulterar i att de nitritoxiderande bakterierna inhiberas och att processen inte fullföljs. Om för lite urin istället tillförs kan det resultera i att syratoleranta ammoniakoxiderande bakterier börjar växa. Dessa bakterier kan medföra att pH sänks till 2, vilket leder till att de övriga bakteriegrupper dör samtidigt som skadliga kvävgaser kan bildas (Etter, Udert & Gounden 2015).

För att stabilisera färsk urin kan pH och temperatur användas för att inhibera aktiviteten hos ureasenzymerna. Både sänkning och höjning av pH fungerar eftersom bakteriellt ureas påverkas negativt utanför pH-intervallet 6,8-8,7 (Randall m.fl. 2016). Ureasenzymerna kan effektivt inhiberas vid pH under 4 genom tillsats av stark ättiks- eller svavelsyra (Hellström, Johansson & Grennberg 1999). Enligt Andreev m.fl. (2017) är starka syror dock inte särskilt lämpliga eftersom att de är dyra och kan vara skadliga att handskas med.

Att höja pH genom tillsats av bas (basisk stabilisering) kan anses vara ett attraktivt alterantiv för att inhibera enzymerna (Randall m.fl. 2016). Till skillnad från många starka syror är tillgången på flertalet starka baser stor (Senecal & Vinnerås 2017, Randall m.fl. 2016). Vidare används basiska salter i hög grad inom jordbruket huvudsakligen för att höja pH-värdet i sura jordar men även för tillförsel av essentiella växtnäringsämnen så som magnesium och kalcium (Randall m.fl. 2016).

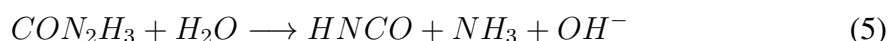
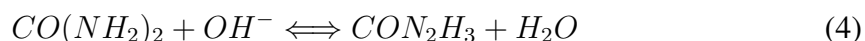
I en studie undersöktes stabilisering av urea genom pH-höjning med bland annat kalciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) och kalciumoxid (CaO) (Randall m.fl. 2016). I studien framkom att mellan 4,3 och 5,8 g kalciumhydroxid löstes i 1 kg urin vid 25 °C. Ett pH-värde på 11 identifierades vara tillräckligt högt för att stabilisera urean. Bägge kalciumföreningar gav ett pH-värde på 12,5, vilket översteg pH 11 och därmed ansågs tillräckligt högt för att hindra den enzymatiska hydrolysen. Enligt Randall m.fl. (2016) bör dock 10 g kalciumhydroxid tillföras per kg urin så att kalciumhydroxid i fast form alltid finns tillgängligt för att pH ska hållas tillräckligt högt.

Vidare undersöktes i en annan studie temperaturens och pH-värdets effekt på ureasenzymerna (Geinzer 2017). Studien visade att ureasenzymernas aktivitet begränsas om de utsätts för en temperatur över 80 °C alternativt ett pH på 12, men att enzymerna kan återfå aktivitet då temperaturen och pH sjunker. För att uppnå fullständig och irreversibel inaktivering av ureasenzymerna föreslås i studien att system som behandlar urin på plats bör ha en temperatur på 60 °C samt ett pH på 12 (Geinzer 2017).

2.4.3 Nedbrytning av urea under inverkan av temperatur och pH

Samtidigt som den enzymatiska hydrolysen av urea kan begränsas under inverkan av hög temperatur och högt pH, leder dessa faktorer till att urean bryts ned kemiskt.

Nedbrytningen som sker på grund av pH orsakas av att urean deltar i en elimineringsreaktion med hydroxidjoner (OH^-), enligt ekvationerna 4 och 5 (Senecal 2017, Blakeley m.fl. 1982). I reaktionen bildas flyktigt ammoniak som kan avgå till atmosfären.



Även vid temperaturhöjning bryts urean ned. Urea som inte har kommit i kontakt med ureaszymer, vid en temperatur på 25 °C och neutralt pH, har en halveringstid på 40 år (tabell 2). Då temperaturen ökas ($2 < \text{pH} < 12$) till 38 °C minskar halveringstiden till 3,6 år och vid 65 °C, ($2 < \text{pH} < 12$) reduceras halveringstiden till 15,3 dagar (tabell 2). Den termiska nedbrytningen av urea och nedbrytningen genom elimineringsreaktionen sker dock 10^7 gånger långsammare än den enzymatiska hydrolysen av urea, som sker på ungefär 0,02 s (tabell 2) (Senecal 2017).

Tabell 2: En tabell som visar några av ureans halveringstider vid inverkan av olika temperaturer och pH-värden. Halveringstiderna anges för den okatalyserade nedbrytningen av urea, nedbrytningen under inverkan av en bas (basisk katalys) samt för den katalyserade nedbrytningen under inverkan av ureasenzym från balgväxten *Canavalia ensiformis*.

Temperatur [°C]		pH	Halveringstid ($t_{1/2}$)
	Okatalyserad		
25		neutralt	40 år ^a
38		2<pH<12	3,6 år ^b
65		2<pH<12	15,3 dagar ^c
	Basisk katalys		
20		>10	Negligierbar vid 32 dagar ^d
65		>12,5	14,1 dagar ^c
	Enzymatisk katalys (<i>Canavalia ensiformis</i>)		
25		neutralt	0,02 s ^a

^a(Callahan, Yuan & Wolfenden 2005)

^b(Zerner 1991)

^c(Warner 1942, Senecal 2017)

^d(Kabdaşlı 2006)

2.5 BEHANDLING AV URIN

Det finns flera olika metoder för att behandla urin. Metoderna, av vilka flertalet nyligen utvärderades i Harder m.fl. (2019), kan delas in i två breda kategorier. Den första kategorin innefattar stabilisering av urea och volymreduktion (genom separation av vatten från näringsämnen i urinen). Den andra kategorin kännetecknas av metoder där ett eller flera näringsämnen selektivt utvinns från urinen. Dessa metoder kan även innefatta volymreduktion.

Till den första kategorin hör bland annat passiv evaporation (Pahore m.fl. 2010), termisk evaporation (Antonini m.fl. 2012), membran-destillering (Tun m.fl. 2016), osmos-destillering (Liu m.fl. 2016) och nitrifikation-destillering (Udert & Wächter 2012). Med nämnda metoder erhålls urinbaserade gödselprodukter i form av slam, koncentrerade vätskor eller torra pulver. I de flesta av metoderna återvinns inte alla näringsämnen.

Till den andra kategorin hör bland annat utfällning av näringsämnen från urin (Udert m.fl. 2003), ammoniak-stripping (Pradhan m.fl. 2018), adsorption (Pillai m.fl. 2014), jonbyte (Tarpeh m.fl. 2017) och freeze-thaw (Ganrot, Dave & Nilsson 2007). Med dessa behandlingsmetoder fås koncentrerad växtnäring men även avfallsprodukter så som rejektvatten från utfällningen och jonbytet. Dessa avfallsvätskor kan kräva ytterligare rening innan de når miljön.

Vidare beskrivs tre behandlingstekniker närmare. En av teknikerna, partiell nitrifikation-destillering tillhör den första kategorin, och är liksom urintorkningen en

teknik som återvinner samtliga näringsämnen. De övriga två teknikerna, struvitutfällning och jonbyte med zeolit, tillhör den senare kategorin. Dessa tekniker undersöks närmare eftersom de har gödselprodukter som har kommersialiserats.

2.5.1 Partiell nitrifikation-destillering

Partiell nitrifikation-destillering är en process där kvävet i urinen stabiliseras genom partiell nitrifikation, varpå näringsämnena koncentreras via destillering. I projektet VUNA (*Valorization of Urine Nutrients in Africa*) utvecklades en anläggning för nitrifikation-destillering av urin med en kapacitet att behandla 50 l urin per dygn. Urin samlades in via urinsorterande toaletter och behandlades i anläggningen. I processen avlägsnades 97 % av vattnet i urinen och över 99 % av kväve samt 100 % av fosfor och kalium återvanns från urinen. Slutprodukterna från processen var en koncentrerad näringslösning och destillerat vatten. Utifrån VUNA-projektet utvecklades Aurin, en gödselprodukt i vätskeform. Aurin säljs i 500 ml-flaskor och innehåller 50 g N l⁻¹ Aurin (Etter, Udert & Gounden 2015).

2.5.2 Struvitutfällning

Struvitutfällning är en teknik som kan användas för att återvinna främst fosfor från urin. I metoden tillsätts magnesium (vanligen i form av MgO, Mg(OH)₂ eller MgCl₂) till hydrolyserad urin, varpå struvit (NH₄MgPO₄·6H₂O) fälls ut. Genom struvitutfällningen kan ungefär 98 % av urinens fosfor och 3 % av urinens kväve utvinnas. Orsaken till att så lite kväve fälls ut är att urin har en mycket högre molär koncentration av ammonium än av fosfat (Maurer m.fl. 2006). För att utvinna mer ammonium måste fosfat tillsättas i utfällningsprocessen. Struviten är ett fast ämne som innehåller 5,7 % N och 12,6 % P och 0 % K, baserat på förhållandena mellan molmassorna för de ingående ämnena i struviten.

2.5.3 Jonbyte med zeolit

För att öka kväveåtervinningen kan struvitutfällningen kombineras med jonbyte till zeolit, där ammonium i urinen adsorberas till aluminiumsilikaten zeolit. Enligt Lind, Ban & Bydén (2000) kunde 65-80 % av urinens kväve återvinnas i form av ammonium om struvitutfällningen kombinerades med adsorption till zeolit. En annan studie visade att så mycket som 98 % av urinens kväve kunde återvinnas i form av ammonium genom adsorption till zeolit (Beler-Baykal m.fl. 2004). Om jonbytet inte kombineras med någon annan urinbehandlingsteknik, som exempelvis struvitutfällningen, återvinns endast kväve och inget fosfor eller kalium från urinen. Gödselprodukten som fås vid jonbyte med zeolit är ett torrt pulver som innehåller 2,7 g N kg⁻¹ produkt (Again AB u.å.).

2.6 URINTORKNING

2.6.1 Torkning

Torkning definieras som avlägsnandet av vatten genom evaporation från ett fast ämne eller en vätska. Torkningen är mycket viktig del i många industriella processer, som exempelvis livsmedelsproduktionen. Syftet med torkningen kan till exempel vara att reducera slutprodukten volym och vikt samt att underlätta vid transport och lagring av produkten (Berk 2018).

Under torkningsprocessen sker en simultan transport av både värme och massa. Värme tillförs substansen, vars vatten ska evaporeras och vattnet avlägsnas via evaporationen

från substansen. Inom industrin används bland annat konvektiv torkning, som innebär att gas (vanligen luft) med hög temperatur och låg luftfuktighet används för att tillföra värme och evaporera vatten (Berk 2018).

2.6.2 Luftfuktighet

Luftfuktighet kan definieras som absolut fuktighet (*absolute humidity*) (AH) eller relativ fuktighet (*relative humidity*) (RH). Den absoluta luftfuktigheten anger massa vatten per volymenhet luft och kan uttryckas med ekvation 6 (Vaisala 2013).

$$AH = \frac{C \cdot P_w}{T} \quad (6)$$

Där,

C = konstant $2,16679 \left[\frac{g \cdot K}{J} \right]$

P_w = rådande partiellt ångtryck [Pa]

T = temperatur [K]

Den relativa luftfuktigheten definieras enligt ekvation 7 som kvoten mellan luftens rådande partiella ångtryck (*water vapour perssure*) (P_w) och mättnadsångtrycket (*saturation water vapour pressure*) (P_{ws}), som är det partiella ångtrycket över vatten i vätskefas vid samma temperatur (Vaisala 2013, Doran 2013).

$$RH = \frac{P_w}{P_{ws}} \cdot 100\% \quad (7)$$

Mättnadsångtrycket kan uttryckas med ekvationerna 8 och 9 för temperaturer i intervallet 0-373 [°C] (Vaisala 2013).

$$\ln\left(\frac{P_{ws}}{P_k}\right) = \frac{T_k}{T} (C_1 v + C_2 v^{1,5} + C_3 v^3 + C_4 v^{3,5} + C_5 v^4 + C_6 v^{7,5}) \quad (8)$$

$$v = 1 - \frac{T}{T_k} \quad (9)$$

Där,

T_k = kritisk temperatur, 647,096 [K]

P_k = kritiskt tryck, 220640 [hPa]

C_i = konstanter

$C_1 = -7,85951783$

$C_2 = 1,84408259$

$C_3 = -11,7866497$

$C_4 = 22,6807411$

$C_5 = -15,9618719$

$C_6 = 1,80122502$

Det motsvarande mättandsångtrycket över is (P_{wi}) kan uttryckas med ekvationerna 11 och 10 inom temperaturspannet -100-0,01 °C (Vaisala 2013).

$$\ln\left(\frac{P_{wi}}{P_t}\right) = a_0(1 - \theta^{-1,5}) + a_1(1 - \theta^{-1,25}) \quad (10)$$

$$\theta = \frac{T}{T_t} \quad (11)$$

Där,

T_t = temperatur för trippepunkten, 273,16 [K]

P_t = ångtryck vid temperaturen för trippelpunkten, 6,11657 [hPa]

a_i = konstanter

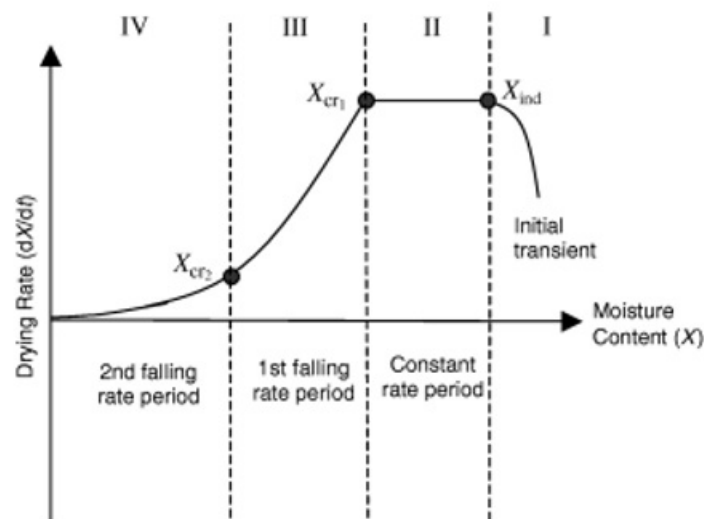
$a_0 = -13,928169$

$a_1 = 34,707823$

2.6.3 Torkning av urin med ett poröst medium

När urin torkas avlägsnas en stor del av vattnet till en början. Efter ett tag bildas emellertid en tunn film på ytan, som saktar ned torkningsförloppet (Senecal 2017). Filmen består av aminosyror från urinens organiska substanser (Putnam 1971). För att kringgå bildningen av filmen och på så vis optimera torkningen kan ett poröst material användas.

Evaporationen av vatten från ett poröst medium sker enligt fyra olika faserna (NG, Tasirin & Law 2006). Den första fasen (*initial transient period*) motsvaras av tiden som går åt för mediet att uppnå samma temperatur som den cirkulerande luften (Senecal 2017). Vid inträdandet av fas två (*constant rate period*) har mediet uppnått samma temperatur som luften och en konstant förångning sker. Under den första och andra fasen förångas vatten som inte är bundet till det porösa mediet. Under nästföljande fas (*1st falling rate period*) börjar vatten som är absorberat till mediet att förångas. Förångningshastigheten avtar linjärt eftersom att vattnet som är absorberat till mediet är svårare att förånga än det obundna vattnet. Då den sista fasen (*2nd rate falling period*) tar vid övergår förångningen från linjär till andra ordningens hastighet (Senecal 2017) (figur 2).



Figur 2: En graf som visar de fyra olika faserna vid förångning av vatten från ett poröst medium (tillåtelse att använda bild från NG, Tasirin & Law 2006).

2.6.4 Torkning av urin och stabilisering av urea med aska

Ett antal studier har utforskat torkning av urin med ett poröst torkningsmedium. I laboratorieskala har evaporation av urin med träaska som poröst torkningsmedium och stabiliseringsmetod undersökts (Senecal & Vinnerås 2017, Simha m.fl. 2018, Simha m.fl. 2019).

Vid förbränning av biomassa oxideras oorganiska ämnen och transformeras till bland annat sulfater, klorider, oxider, hydroxider och karbonater (exempelvis CaCO_3), vilka har ett högt pH (Steenari 1998). Den slutgiltiga sammansättningen av askan och pH-värdet beror på typ av trä, temperatur vid förbränning samt förbränningsmetod (Senecal 2017). Utöver att askan stabiliserar urean så tillför den även växtnäringsämnen och höjer på så vis gödselvärdet på slutprodukten från urintorkningen.

I en studie utförd av Simha m.fl. (2019) erhöles över 90 % av kvävet i den tillförda urinen vid torkningsförsök med aska (pH=12,8) och vid en temperatur på 60 °C. Vidare undersökte Senecal & Vinnerås (2017) urintorkning med träaska (pH>12,5) vid två olika temperaturer, 35 och 65 °C. Resultaten visade att vid 35 °C behölls som mest över 90 % av kvävet i den tillförda urinen och vid 65 °C behölls som mest 66 % av kvävet i den tillförda urinen. Samtidigt reducerades urinvolymen med 95 %. Sammansättningen i slutprodukten var 7,8 % kväve, 2,5 % fosfor och 10,9 % kalium, där en del av fosfor och kaliumet tillfördes från askan.

3 MATERIAL

3.1 URINTORKNINGSSYSTEM

3.1.1 Lådor

Två olika typer av lådor användes i experimenten:

- Låda typ 1 (9009617A, Gamma-Wopla) var tillverkad av plast och hade längd bredd och höjd motsvarande 0,60 m, 0,40 m och 0,32 m.
- Låda typ 2 (702.923.64, IKEA of Sweden) var tillverkad av propenplast och hade längd, bredd och höjd motsvarande 0,58 m, 0,45 m och 0,30 m.

3.1.2 Fläktar

Kupévärmare (40-137, Biltema) användes för att generera turbulens och höja temperaturen i systemet och därmed öka avdunstningen. Kupévärmarna hade längd, bredd och höjd motsvarande 0,19, 0,17 samt 0,08 m. De hade en maximal effekt på 1200/700 Watt (W) vid -25 °C och en spänning på 230 V 50 Hz. De hade två olika lägen, där läge I hade en effekt på 700 W och läge II en effekt på 1200 W (Biltema 2017).

3.1.3 Avfuktare

En avfuktare (DSC-70ES, Wood's) användes i för att generera ett luftflöde genom systemet. Avfuktaren var en kondensavfuktare med kompressor. Dess luftflöde var $450 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ och den hade vid 10 °C och 60 % RH en effekt motsvarande 390 W samt en kapacitet att kondensera 10 l vätska. Vid 20 °C och 70 % RH en effekt på 500 W samt en kapacitet att kondensera 26 l vätska och vid 30 °C och 80 % RH en effekt på 915 W samt en kapacitet att kondensera 75 l vätska. Avfuktarens temperaturmässiga arbetsområde var från 0 °C till 40 °C (Wood's).

3.1.4 Värmematta

En värmematta (T2QuickNet, T2) avsedd för golvvärme användes i systemet för att höja temperaturen från botten. Golvvärmaren hade längd 2 m och bredd 0,5 m och hade en effekt på 90 W m^{-2} och en spänning på 230 V.

3.2 BASISKT TORKNINGSMEDIUM

Under urintorkningen användes ett basiskt torkningsmedium som bestod av en blandning av aska från förbränt träflis och kalciumhydroxid (Nordkalk, Sverige). Kaliumhydroxid användes för att lösa upp eventuella utfällningar av struvit i de rör där urinen leddes i systemet och bidrog även till en pH-höjning av torkningsmediet. Torkningsmediet skulle under bruksperioden bytas ut varje månad.

4 METOD

4.1 PROJEKTET

Pilotprojektet för urintorkningen gick under namnet *the Mobile nutrient recovery under field conditions* (MORTTI) och utfördes som ett samarbete mellan Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och finska samarbetspartners, vilka utgjordes av Finlands miljöcentral (SYKE), Tampereen ammattikorkeakoulu (TAMK) (*Tampere University of Applied Sciences*), *Global Dry Toilet Association of Finland* Huussi Ry, Finlands försvarsmakt samt Försvarsförvaltningens Byggverk. Den finska innovationsfonden SITRA lanserade en tävling angående finansiering av innovativa tekniska lösningar för näringsåtervinning. I och med tävlingen kom SITRA i kontakt med MORTTI och bestämde sig för att finansiera projektet. Projektet påbörjades under hösten år 2017 och pågick fram till maj år 2019. Målet med MORTTI var att utveckla en funktionell behandling av toalettavfall som exempelvis kunde användas vid större evenemang utomhus. Slutligen bestämdes att systemet för urintorkningen skulle installeras i Säkylä, tillhörande Björneborgs Brigad i Finland, och användas av Finlands försvarsmakt vid övningar i fält (SITRA u.å.).

SLU:s del i projektet bestod av att konstruera ett system för urintorkning som kunde torka 40 kg urin per dygn och m² under en tidsperiod på tre månader samt att installera systemet på plats i Finland under våren år 2019. Det här masterprojektet gick således ut på att delta i konstruktionen och utvecklingen av systemet för urintorkningen på SLU. Vidare ingick att integrera systemet i ett befintligt torrt sanitetssystem (Biomaja) vid TAMK samt att slutligen installera systemet i Säkylä. I masterprojektet ingick även att vid ett tillfälle ta prover, utföra mätningar och samla, lagra, analysera och utvärdera data. Vilka prover och mätningar som utfördes beskrivs i detalj i avsnitt 4.5. Masterprojektet utvärderade totalt 13 dygn av de 3 månader som systemet var i bruk. I tabell 3 kan ett schema över de olika praktiska momenten som ingick i masterarbetet ses.

Tabell 3: Ett schema över de olika praktiska momenten som ingick i masterarbetet samt de prover och mätningar som utfördes vid återbesöket till Säkylä. I masterarbetet utvärderades systemet för en period på 13 dygn, från och med den 5 mars till den 18 mars.

Datum	Moment	Plats
21/1-18/2	Konstruktion & försök av systemet	SLU, Uppsala
25/2-5/3	Installation av systemet	TAMK, Tammerfors & Finlands försvarsmakt, Säkylä
18/3	Provtagning/mätning -Slutprodukt -Färsk urin -Aska -Luftflöde -Luftfuktighet och temperatur	Finlands försvarsmakt, Säkylä

4.1.1 Platsbeskrivning

Säkylä är beläget i sydvästra Finland, se figur 3, och är en av de lokaler där Björneborgs Brigad tränar värnpliktiga. Brigaden utbildar årligen 4000 beväringar¹ vid fyra olika träningslokaler i sydvästra Finland (Armén u.å.).

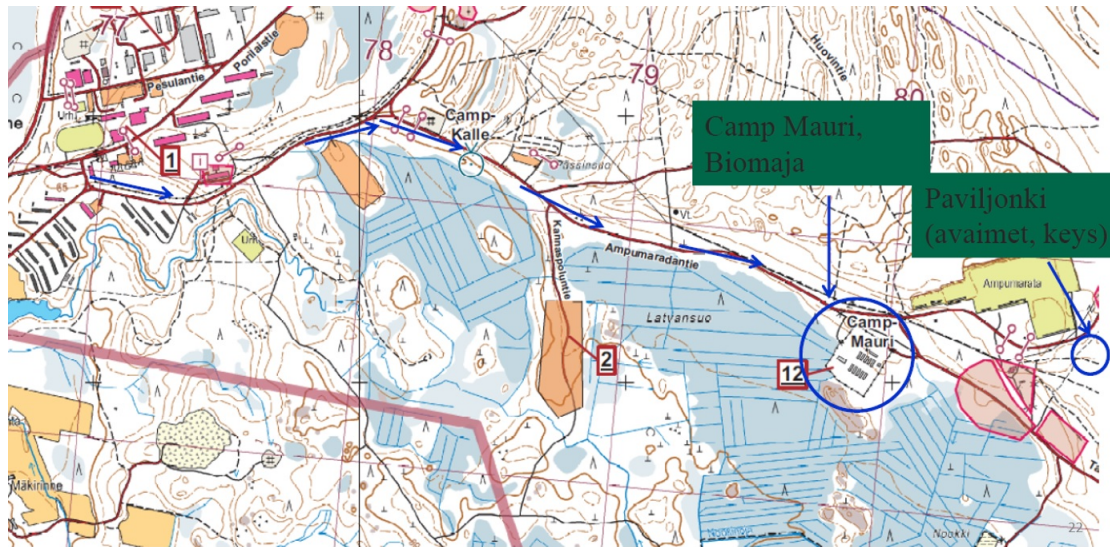


Figur 3: En karta över Finland med Säkyläs position rödmarkerad. Kartan är tagen från Google Maps.

Orsaken till försvarsmaktens intresse för urintorkningsteknologin är att fältövningar ofta hålls på Säkyläs grundvattenkänsliga områden. Militärens dricksvatten tas i huvudsak från grundvattenkällorna och det är således av hög angelägenhet att vattnet inte kontamineras. Tidigare förekom öppen defekation och urinering i samband med övningarna, vilket kan innebära en risk för grundvattnet.

I närheten av övningsområdena finns *Camp Mauri*, som inhyser flertalet sanitetsfaciliteter med duschar och vattenklosetter, lagerutrymmen och militärfordon. Inom detta område stationerades även urintorkningssystemet. Grundvattenförekomsterna och *Camp Mauri* kan ses i figur 4, där grundvattnet representeras av de blå fälten och *Camp Mauri* är inringat i mörkblått.

¹På finlandssvenska kallas de värnpliktiga beväringar medan de utför sin första tjänstgöring, beväringstjänsten.



Figur 4: En karta över Björneborgs Brigads träningslokal i Säkylä. Den större cirkeln ringar in Camp Mauri, där urintorkningssystemet var stationerat under bruksperioden. De blå fälten anger var grundvattenförekomsterna är belägna.

4.2 PROTOTYP - KONSTRUKTION

Under konstruktionsfasen byggdes två olika modeller av urinorkningssystemet, vilka benämns som prototyp I och prototyp II i rapporten. Konstruktionen och testningen utfördes empiriskt, det vill säga att det inte fanns någon detaljerad plan för utförandet, utan parametrar och konstruktion ändrades baserat på lärdomar från föregående försök tills att målet att förånga 40 kg vatten $\text{dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$ uppnåddes.

4.2.1 Prototyp I

En "kista" konstruerades för att inhysa urintorkningsprocessen. Kistan byggdes av plywood med längd 2 m, bredd 0,6 m och höjd 0,6 m, vilket gav en maximal torkningsyta på ungefär 1 m². Kistan hade en botten sida, fyra omgivande sidor och en avtagbar ovansida. På kistans ovansida, nära ena kortsidan, sågades ett cirkulärt hål med radie 0,08 m för att skapa ett utlopp för luften (figur 5b). På motsatt kortsida sågades ett kvadratisk hål med måttet 0,24 m för att skapa ett inlopp för luften (figur 5a).



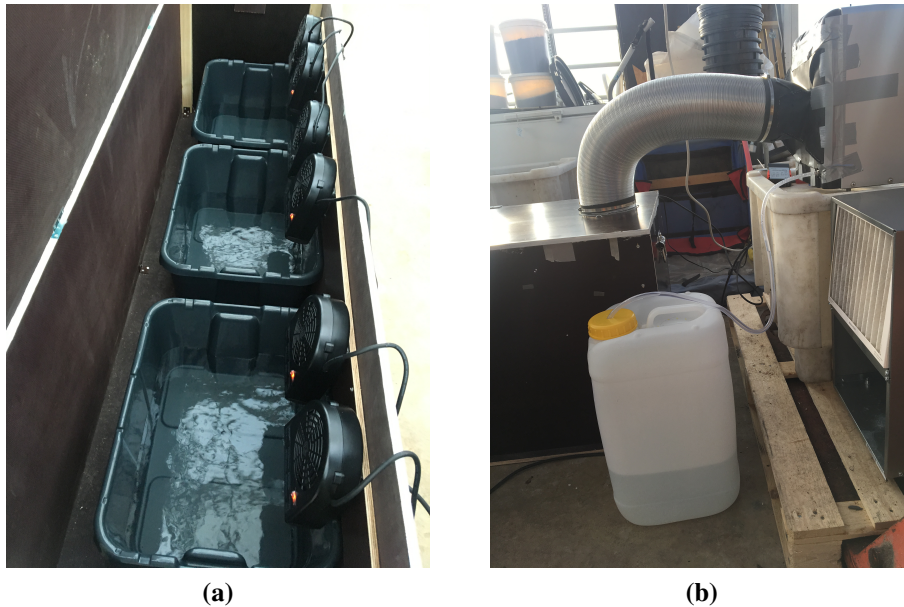
(a)



(b)

Figur 5: (a) Fotografier som visar kistans kvadratiske inlopp samt (b) cirkulära utlopp.

Kupévärmarna fästes inuti kistan längs med den ena långsidan och bildade en vinkel motsvarande ungefär 15° med sidan ut över lådorna. Tre stycken lådor placerades i kistan och två stycken värmare monterades ovanför varje låda (figur 6a). I och med att lådornas sammanlagda bottenarea var mindre än kistans bottenarea så nyttjades inte hela den tillgängliga bottenarean. Lådorna av typ 1 gav en sammantagen bottenarea på $0,72 \text{ m}^2$ och lådorna av typ 2 gav en sammantagen bottenarea på $0,78 \text{ m}^2$.



Figur 6: (a) Ett fotografi som visar kupévärmarna monterade längs med ena långsidan av kistan. Kupévärmarna har en svag lutning ut över lådorna, som är fyllda med vatten. (b) Ett fotografi som visar avfuktaren ansluten till kistans utlopp. Den kondenserade vätskan leddes från avfuktaren till en behållare.

En avfuktare anslöts till systemet och placerades vid kistans kortsida. Dess inlopp anslöts via ett metallrör med radien $0,08 \text{ m}$ till utloppet på kistan. En konliknande formation i gummi skapades för att ansluta avfuktarens inlopp till röret. En tunn plastslang användes för att leda den kondenserade vätskan från avfuktaren till en sluten behållare (figur 6b).

4.2.2 Prototyp II

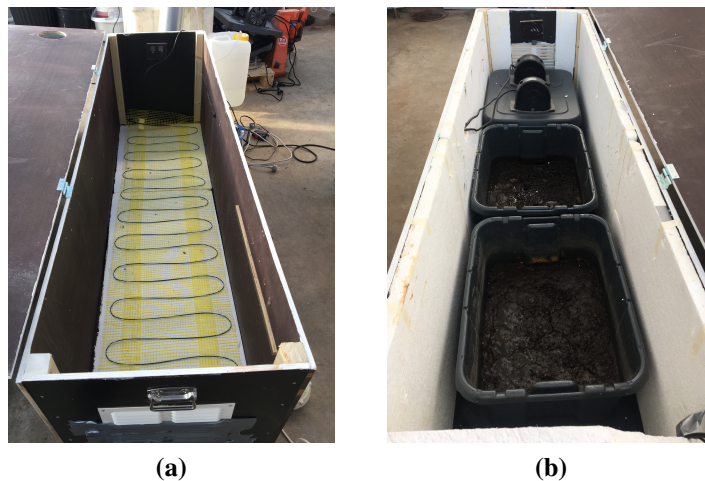
För att öka förångningshastigheten förslöts lådorna med lock. Två hål sågades i varje lock och i varje hål placerades en kupévärmare. Kupévärmarnas luftintag var riktade mot inloppet på kistan och deras utlopp var riktade rakt ned mot lådorna (figur 7). Ett cirkulärt hål med radie 0,04 m sågades i locket mellan kupévärmarna på varje låda för att skapa ett utlopp för luften i lådorna.



Figur 7: Ett fotografi som visar kupévärmarna placerade i locket på lådorna med utloppen riktade rakt nedåt. I bilden ses inte de cirkulära utloppen.

Inför att systemet skulle testas i lägre temperaturer utomhus isolerades kistan med ett 3 cm tjockt frigolitblock. Blocken skars ut i enlighet med de inre dimensionerna på kistan och fästes längs med botten, sidorna och locket i kistan för att öka temperaturen inuti kistan och lådorna (figur 8b). På botten av kistan ovanpå frigolitskivan lades en golvvärmare (figur 8a). En termostat kopplades till golvvärmaren och användes för att reglera golvvärmarens temperatur. Termostaten ställdes in på 65 °C. Ovanpå golvvärmaren lades en tunn gummimatta för att motverka eventuellt slitage på golvvärmaren från lådorna eller läckage av vätska från lådorna.

För att hindra kupévärmarna från att trilla ned genom locken in i vattnet säkrades de. Fyra skruvar borrades fast i plastskalet på värmarna (figur 9). Vid högre temperaturer sviktade locken nedåt mot vattnet. För att förhindra att fläktarna nuddade vattenytan fästes en skiva plexiglas ovanpå varje lock, eftersom plexiglas inte böjdes och därmed höll kupévärmarna på en konstant höjd ovanför vattenytan.



Figur 8: (a) Fotografier som visar golvvärmaren i botten på kistan med frigolitblock under och (b) de isolerande frigolitblocken längs långsidorna på kistan.



Figur 9: Ett fotografi som visar säkerhetsåtgärden för kupévärmarna. Två stycken skruvar fästes på var sida av kupévärmarna för att hindra dem från att trilla trilla ned i vattnet.

Vid utomhusförsöket ställdes systemet ovanpå en släpvagn och täcktes med en presenning för att undvika vattenskador (figur 10).



Figur 10: Ett fotografi som visar systemet utomhus. Avfuktaren och kistan var placerade ovanpå en grön presenning, som senare förslöts kring systemet.

4.2.3 Prototyp - försök

De parametrar som reglerades under utvecklingen av prototyperna var huvudsakligen temperatur och luftflöde. Både luftflöde och temperatur ändrades genom fläktarnas läge (I eller II) och fläktarnas antal (tre eller sex stycken). Läge I alstrade en lägre temperatur och ett mindre luftflöde än läge II. Med ett större antal fläktar genererades en högre temperatur och ett större luftflöde.

Luftflödet för hela systemet ändrades genom att inloppet täcktes för i olika grad. Även parametrar som typ av medium (vatten eller vatten och aska) i lådorna, förhållandet mellan vatten och aska i lådorna och miljön (inomhus eller utomhus) testades.

Ett försök definieras som den period som systemet testades mellan att vatten tillsattes i lådorna och att lådorna vägdes och återigen tillfördes vatten. Under ett försök kunde en eller flera parametrar ändras. Målen med de olika försöken var öka evaporationsflödet och det gjordes genom att ändra de olika parametrarna.

I tabellerna A1 och A2 i Appendix A anges försöken och vilka parametrar som gällde för varje försök. I tabellerna anges typ av medium i lådorna och i parentes anges massa medium i lådorna. Fläktarnas lägen och antal anges och även storleken på avfuktarens luftflöde anges som "inget", "fullt" eller "reducerat". "Inget" innebär att avfuktaren inte var ansluten till systemet, "fullt" innebär att avfuktarens luftflöde inte reducerades på något sätt och "reducerat" innebär att halva eller hela inloppet till systemet täcktes. Vidare anges i tabellerna om systemet testades inom- eller utomhus.

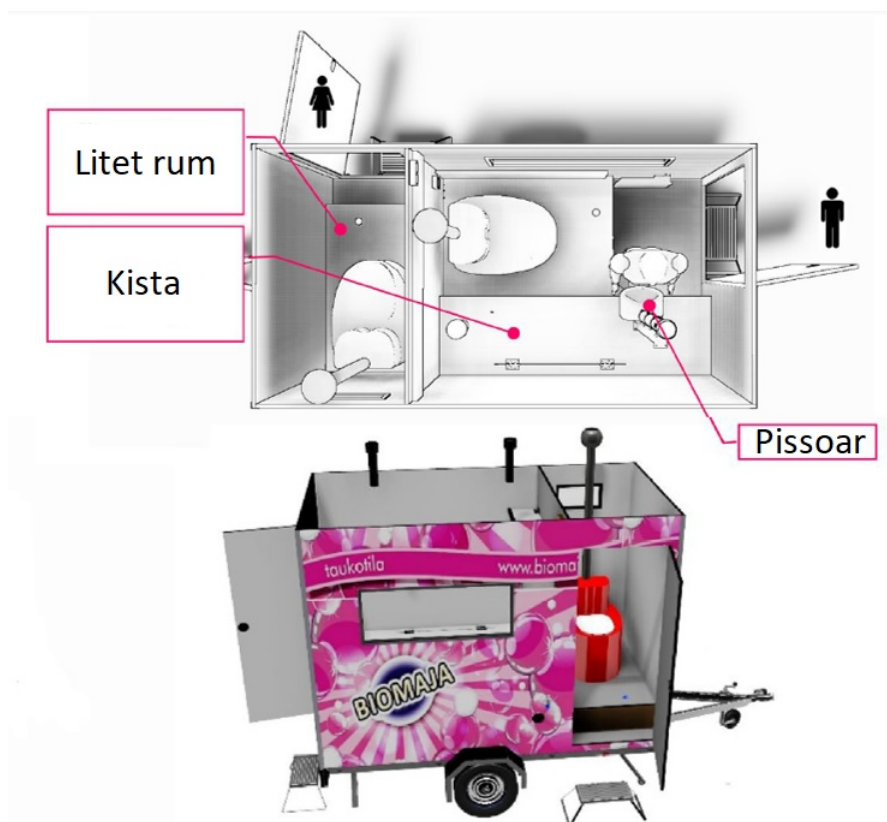
Systemet kördes sammantaget under 25 dagar. Prototypkonstruktionen skedde parallellt med försöken och parametrar samt prototyp ändrades för att öka avdunstningen av vatten från systemet. Lådorna vägdes vid flertalet tillfällen för att erhålla ett mått på massan avdunstad vätska. I Appendix A kan lådornas vikt ses i tabellerna A3, A4 och A5 samt även tiden som förlöpte mellan att lådorna vägdes.

4.3 PROTOTYP - INSTALLATION OCH INTEGRERING

Samtliga urintorkningsenheter, förutom kistan, transporterades från SLU till Tampereen ammattikorkeakoulu (TAMK) (*Tampere University of Applied Sciences*) i Tammerfors, där de installerades i ett befintligt torrt sanitetsystem.

4.3.1 Biomaja - beskrivning

Det befintliga torra sanitetssystemet, Biomaja, var ett portabelt system som bestod av två utrymmen av olika storlek. Biomajan hade längd 3 m, bredd 1,6 m och höjd 2,2 m. I det större rummet (2 m × 1,6 m) inhystes en torrtoalett, en pissoar och ett utrymme med samma mått som den kista som konstruerades vid SLU under uppbyggnaden och testningen av prototyperna för urintorkningen. I det mindre rummet (1 m × 1,6 m) inhystes en torrtoalett (figur 11).



Figur 11: Två figurer föreställande den portabla biomajan. I den övre figuren ses biomajan ovanifrån. I det stora rummet inhystes en torrtoalett, en pissoar och kistan, det vill säga utrymmet där urintorkningen skedde. I det lilla rummet ses en torrtoalett. I den undre figuren ses biomajan från sidan.

4.3.2 Prototyp II - installation

Vid installationen av urintorkningssystemet i Biomajan gjordes en del modifikationer av Biomajan. Torrtoaletten i det mindre rummet flyttades ut ur Biomajan för att skapa utrymme för avfuktaren. Cirkulära in- och utlopp (radie 0,08 m) för urintorkningssystemet konstruerades i Biomajans väggar. Inloppet tog in luft utifrån och försågs med en ventil på utsidan för att förhindra att skräp sögs in i utrymmet (figur 12a). Utloppet från kistan/inloppet till avfuktaren placerades i väggen mellan det större och det mindre rummet, där avfuktaren skulle placeras (figur 12b).



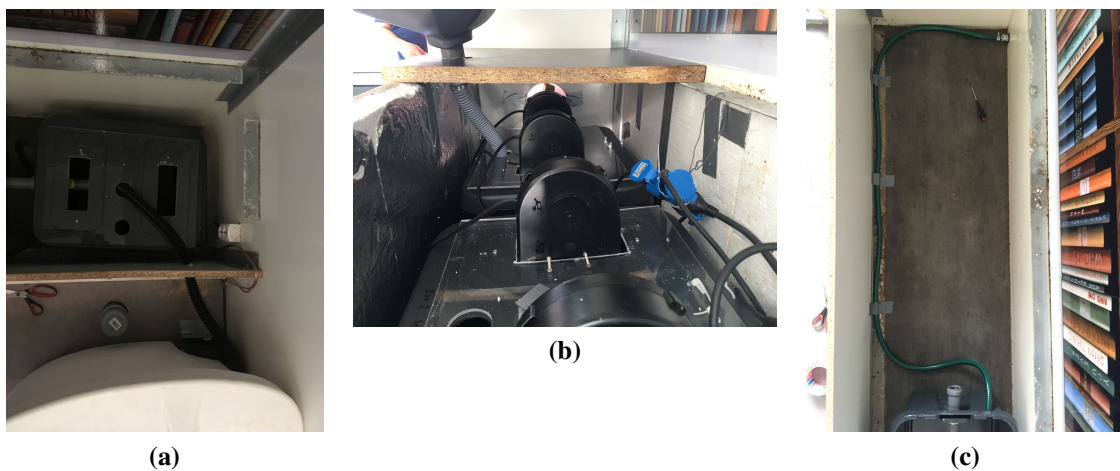
(a)



(b)

Figur 12: (a) Fotografier som visar inloppet till urintorkningssystemet i Biomajans yttervägg och (b) utloppet från kistan/inloppet till avfuktaren. I bild ses även lådorna och hur de anslöts sinsemellan med rör.

Torrtoaletten gjordes om till en urinsorterande toalett genom att en separett, det vill säga ett separat utlopp för urinen (figur 1), monterades på toalettsitsen. Från separetten anslöts en slang till den låda som befann sig närmast kistans utlopp (figur 13a). I samma låda borrades ett mindre hål nära locket på ena kortsidan ifall överflöde skulle ske. Slangen, som kan ses i figur 13c, leddes ut genom Biomajans vägg och anslöts till ett transparent uppsamlingskärl på utisidan. Idén var att användningen av toaletten skulle avbrytas så fort överflöde detekterades av underhållspersonalen. Medan urin från toaletten leddes till lådan närmast utloppet så anslöts pissoaren till lådan närmast utrymmets inlopp (figur 13b). Samtliga lådor anslöts även sinsemellan för att flöde skulle kunna ske (figur 12b). Lådan som anslöts till pissoaren benämns vidare som låda 1 och lådan som anslöts till toaletten benämns som låda 3. Lådan mellan låda 1 och låda 3 refereras till som låda 2.



Figur 13: (a) Fotografierna visar hur slangen från separetten anslöts till en av lådorna genom dess lock och (b) hur pissoaren anslöts på samma sätt. (c) Fotografiet visar slangen för överflöde, som leds från en av lådorna ut genom väggen på Biomajan.

Vid dörren fästes en räknare för att registrera antalet besökare som antogs använda toaletten. Räknaren fästes på en höjd motsvarande 1,4 m från tröskeln och hade kapacitet att registrera 9999 besök. Räknaren registrerade varje gång en person gick igenom dörröppningen, vilket innebär att ett besök registrerades som två besök av räknaren. Avfuktaren installerades i det mindre rummet. Ett utlopp för avfuktaren konstruerades i Biomajans yttervägg och en behållare anslöts till avfuktaren för uppsamling av kondens. För att registrera systemets elförbrukning användes elräknare, som anslöts till fläktarna och avfuktaren.

4.3.3 Prototyp II - försök

Efter att samtliga modifikationer hade uträttats och alla enheter hade installerats i Biomajan kördes systemet två gånger, inomhus och utomhus. I varje låda tillsattes 1,5 kg kalciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), 6,5 kg aska och 20 kg vatten. Systemet kördes inomhus under ett dygn utan isolering och utan värmematta i kistan. Lådorna vägdes efter försöken för att undersöka hur mycket vatten systemet hade avlägsnat. Sex stycken sensorer (Tinytag Ultra 2 TGU-4500, Intab) placerades i systemet för att mäta

temperatur [°C] och relativ luftfuktighet [%]. Sensorerna placerades mitt framför inloppet till systemet, både på utsidan och på insidan av systemet, i varje låda samt vid avfuktarens utlopp. Sensorerna uppmätte temperatur och relativ luftfuktighet var femte minut.

I den andra försöken isolerades kistan med frigolit. Värmemattan användes inte men installerades som säkerhetsåtgärd ifall extra värme skulle behöva tillföras systemet. Biomajan togs utomhus och systemet kördes för att testas i lägre temperaturer. Lådorna vägdes inte efter försöken.

4.4 PROTOTYP TILL PILOT

Efter att prototyp II hade integrerats i Biomajan var det dags för systemet att installeras i Säkylä vid Björneborgs Brigad och att börja användas.

Vid installationen i Säkylä placerades ytterligare en temperatur- och luftfuktighetssensor (Tinytag Ultra 2 TGU-4500, Intab) vid inloppet till avfuktaren. Systemet anslöts till elektricitet och startades. Ett uppsamlingskärl för överflöde av urin placerades invid Biomajan (figur 14). Kärlet tillfördes ungefär 1 kg aska för stabilisering av urin vid eventuellt överflöde.



Figur 14: Ett fotografi som visar Biomajan färdig för användning i Säkylä. Till vänster om Biomajan ses ett uppsamlingskärl för överflöde. Längre bak ses avfuktarens utloppsrör genom Biomajans vägg.

4.5 PROVTAGNING & MÄTNING

Under examensarbetet utfördes ett återbesök till Biomajan i Säkylä för provtagning, mätning och hämtning av data. Masterprojektet utvärderade systemet efter en användning på 13 dygn av den totala perioden på 3 månader. Under återbesöket vägdes lådorna. Slutprodukten (den torkade urinen + torkningsmediet), askan och insamlad färsk urin provtogs, luftflödet i systemet mättes, temperatur- och luftfuktighetsdata laddades ned från sensorerna och systemets energikonsumtion och antal registreringar på dörräkaren noterades.

4.5.1 Slutprodukt och aska

Provtagning av slutprodukten i låda 1 och 3 utfördes. Låda 2 uteslöts ur provtagningen eftersom det konstaterades att inget urin hade tillförts. Antagandet att inget urin hade tillförts låda 2 baserades på slutprodukts färg i lådan. Slutprodukten i låda 1 och 3 hade en gulaktig färg på ytan medan slutprodukten i låda 2 endast hade en gråaktig färg, som askan.

Slutprodukten homogeniserades med hjälp av stora metallskedar och med händerna. För varje prov togs en tesked (ca 5 ml) slutprodukt från fem godtyckligt valda punkter i lådan så att varje prov innehöll ungefär 35 ml slutprodukt. Sammantaget togs sex stycken prover för låda 1 respektive låda 3. Mellan varje provtagning blandades slutprodukten. Varje prov samlades in i 50 ml centrifugrör.

Askan var redan homogeniserad och behövde således inte finfördelas och omblandas innan provtagning. Askan provtogs på samma sätt som slutprodukten.

4.5.2 Färsk urin

Färsk urin insamlades under ett dygn genom att tomma rena lådor placerades i kistan och fläktarna stängdes av, så att evaporationsflödet reducerades. Den färsk urinen insamlades vid ett separat tillfälle och var således inte en del av den urin som insamlades och torkades under tidsperioden på 13 dygn. Den färsk urinen vägdes och omrördes innan prover togs i 500 ml plastflaskor. Proverna placerades i kylväskor för att sänka temperaturen och på så vis begränsa nedbrytningen av urean.

4.6 ANALYS AV PARAMETRAR

4.6.1 pH

pH analyserades för slutprodukten och askan. pH-metern kalibrerades i lösningar med pH 10 och pH 12,46. Slutprodukts och askans pH analyserades genom att 5 g av substansen vägdes och blandades med 25 ml vatten. Blandningen omrördes på ett skakbord med 3500 rpm under 2 min. Därefter lämnades blandningen orörd under 1 h för att materialet skulle sedimentera. I vätskefasen mättes sedan pH genom att pH-proben sänktes ned i den klara fasen i provet.

4.6.2 Torrsubstans i slutprodukten och i askan

Torrsubstans (TS) analyserades för slutprodukten och för askan. I en metallform vägdes 5 g av slutprodukten. Metallformen med slutprodukten fördes in i en ugn med temperatur 105 °C för att avlägsna vätskan och erhålla massan torrsubstans. Efter 17 h i ugnen togs provet ut, läts svalna och vägdes. Under torrsubstansanalysen bröts urean ned på grund

av den höga temperaturen, vilket i senare beräkningar kompenserades för. Torrsubstansen analyserades på samma sätt för askan. Sammantaget analyserades sex stycken prover av slutprodukten, tre prover från låda 1 och tre prover från låda 3. För askan analyserades tre stycken prover.

4.6.3 Koncentration av mineraler och svavel

Prover av slutprodukten och askan skickades iväg för analys vid Institutionen för Mark och Miljö på SLU. Analysmetoden IPC Avio 200 användes för att analysera koncentrationer av fosfor (P), kalcium (Ca), magnesium (Mg), järn (Fe), kalium (K), natrium (Na), mangan (Mn), aluminium (Al), koppar (Cu), zink (Zn), bor (B) och svavel (S) i slutprodukten och i askan.

4.6.4 Koncentration av kväve i färsk urin

Kvävekoncentrationen i den färska urinen analyserades med Spectroquant-testsatser och en Nova 60 fotometer enligt instruktioner från tillverkaren (Merck KGaA, Darmstadt, Tyskland; testsats 14763 för kväve (total)).

4.7 BERÄKNINGAR

4.7.1 Evaporation

Massan vatten som evaporerades beräknades utgående från vikten hos lådorna. För varje låda beräknades den förångade massan vatten, enligt ekvation 12.

$$m_{e,L,i} = m_{L,i-1} - m_{L,i} \quad (12)$$

Där,

$m_{e,L,i}$ = massa vätska som evaporerades i låda L på dag i ($i \neq 1$)

$m_{L,i-1}$ = låda L:s massa på dag i-1 ($i \neq 1$)

$m_{L,i}$ = låda L:s massa på dag i ($i \neq 1$)

Vidare beräknades den sammanlagda massan evaporerat vatten i alla lådor, enligt ekvation 13.

$$m_{tot} = \sum_{L=1}^n m_{e,L,i} \quad (13)$$

Där m_{tot} = den sammanlagda massa vatten som avdunstade från n antal lådor under dag i.

Evaporationsflödet (Q_e) beräknades genom att dividera den sammanlagda massan vatten (m_{tot}) med bottenarean på lådorna (A) och tiden (t) och som evaporationen hade pågått, enligt ekvation 14.

$$Q_e = \frac{m_{tot}}{t \cdot A} \quad (14)$$

Slutligen beräknades ett approximativt värde för den evaporationsflödet under ett dygn ($Q_{e,dygn}$), enligt ekvation 15.

$$Q_{e,dygn} = Q_e \cdot t \quad (15)$$

Där,

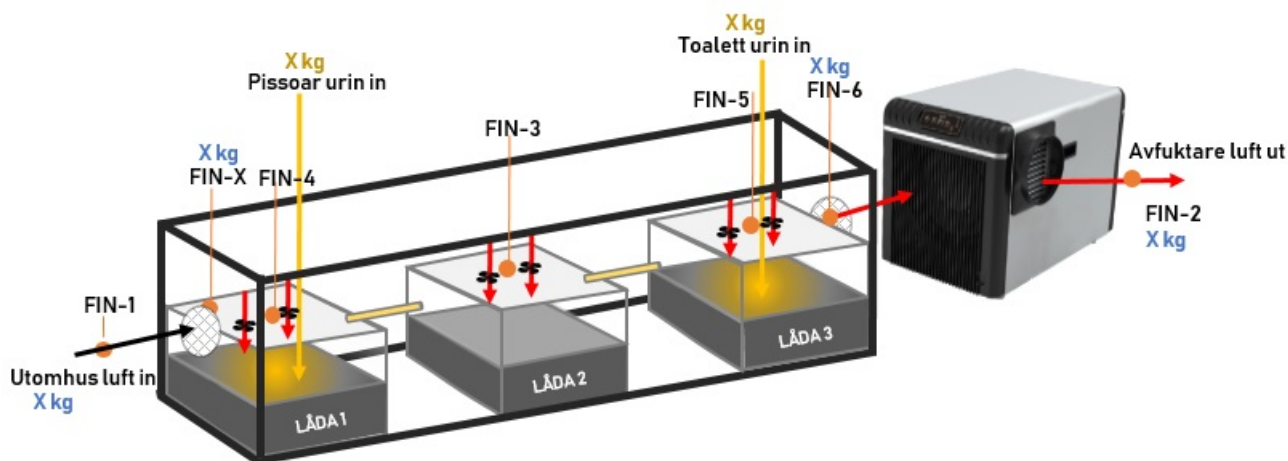
t = tid (i beräkningarna 24 [h])

4.7.2 Massbalans baserad på luftfuktighet och temperatur

Massbalansberäkningar utfördes för att uppskatta massan urin som tillfördes systemet och kunna jämföra de beräknade massorna med antalet registreringar på dörräknaren. Två metoder användes för massbalansberäkningarna, en metod baserad på temperatur- och luftfuktighet och en metod baserad på fosfor.

I massbalansen som baserades på temperatur och relativ luftfuktighet undersöktes massan vatten som tillfördes systemet (prototyp II i Biomajan) via den ingående luften och massan vatten som avlägsnades från systemet via dess utlopp. Idén var att skillnaden mellan vattenmassorna skulle ge massan urin som tillfördes systemet, eftersom att vattnet i urinen evaporerades och transporterades ut ur systemet via avfuktaren.

I beräkningarna användes därför data från de sensorer som var placerade vid inloppet och utloppet till systemet. De sensorer som användes var: FIN-1, som var placerad utanför vid inloppet till systemet, FIN-X, som var fäst innanför inloppet, FIN-6, som var placerad vid utloppet till systemet/inloppet till avfuktaren och FIN-2, som var fäst vid utloppet till avfuktaren (figur 15). I massbalansen beräknades skillnaden i vattenmassa mellan sensorerna FIN-1 och FIN-6, samt mellan FIN-1 och FIN-2. Beräkningar utfördes även för sensorerna FIN-X och FIN-6 samt FIN-2.



Figur 15: En illustration som visar kistan med de tre lådorna, avfuktaren och samtliga sensorer i systemet. De sensorer som användes vid massbalansberäkningarna var FIN-1, FIN-X, FIN-6 och FIN-2. I bilden ses även den inkommande urinen till låda 1 och låda 3. Illustration av Prithvi Simha.

Data över uppmätt temperatur, relativ luftfuktighet samt tidsangivelse för mätning överfördes från sensorerna till programmet EasyView på en dator. Datan överfördes sedan till Excel där samtliga uträkningar utfördes. I beräkningarna antogs det att värdena för temperatur och luftfuktighet var konstanta mellan varje mätning, som skedde med 5 min intervall.

För att undersöka massan vatten som tillfördes systemet och lämnade systemet via luften omvandlades den relativa luftfuktigheten till absolut luftfuktighet [g vatten m^{-3} luft]. För

att kunna beräkna det mättade ångtrycket användes ekvationerna 8 och 9 för temperaturer i intervallet 0-373 [°C] och ekvationerna 11 och 10 för temperaturer i intervallet -100-0,01 °C. Med de beräknade värdena för mättnadsångtrycket kunde det rådande ångtrycket räknas ut med ekvation 7 och slutligen beräknades den absoluta luftfuktigheten med ekvation 6.

För att uppskatta massan vatten som cirkulerade in och ut ur systemet multiplicerades den absoluta luftfuktigheten [g m^{-3}] med luftflödet [$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$] så att massa vatten per tidsenhet erhöles. Avfuktaren hade enligt producenten ett utflöde på $450 \text{ m}^3 \text{h}^{-1}$ och det antogs därför att det genererades ett lika stort inflöde till kistan. Inflödet av luft till kistan skedde främst genom inloppet, pissoaren samt toaletten. Ett visst inflöde skedde även kring kistlocket som inte var tätslutande.

4.7.3 Utsöndring av kväve och fosfor

Massan kväve och fosfor som i genomsnitt utsöndrades per person och dygn beräknades med avseende på den uppmätta halten fosfor från IPC Avio 200-analysen, som kan ses i tabell B4 (Appendix B), och angivet dagligt intag av protein vid Björneborgs Brigads bespisning i Säkylä, som kan ses i tabell B6 (Appendix B). Massan växtbaserat protein erhöles från FAO:s statistik över livsmedelsförsörjningen per person och dag i Finland år 2013. Statistiken är baserad på 55 olika växtbaserade matvaror och drycker. Massan protein för samtliga växtbaserade livsmedelsprodukter adderades och ett värde på $48,8 \text{ g person}^{-1} \text{dag}^{-1}$ erhöles (FAO 2018). Massan fosfor och kväve som utsöndrades via fekalier och urin uppskattades med ekvation 1 och ekvation 2.

4.7.4 Massbalans baserad på fosfor

I massbalansen baserad på fosfor användes teoretiska värden och uppmätta värden från IPC Avio 200-analysen. Massan fosfor i slutprodukten ($m_{P,slut}$) beräknades genom att den uppmätta koncentrationen fosfor i proverna som togs av slutprodukten ($K_{P,slut}$) multiplicerades med slutprodukts massa vid provtagningstillfället (m_{slut}), enligt ekvation 16.

$$m_{P,slut} = K_{P,slut} \cdot m_{slut} \quad (16)$$

För att beräkna den totala massan fosfor som tillfördes med urin till systemet ($m_{P,urin}$) subtraherades massan fosfor i askan ($m_{P,aska}$) från massan fosfor i slutprodukten ($m_{P,slut}$), enligt ekvation 17.

$$m_{P,urin} = m_{P,slut} - m_{P,aska} \quad (17)$$

Den totala massan fosfor i askan ($m_{P,aska}$) beräknades genom att multiplicera den uppmätta koncentrationen av fosfor i askan ($K_{P,aska}$) med massan aska (m_{aska}), enligt ekvation 18.

$$m_{P,aska} = K_{P,aska} \cdot m_{aska} \quad (18)$$

Den totala massan fosfor i den färska urinen ($m_{P,urin}$) beräknades med ekvation 19 genom att multiplicera andelen fosfor av det totala fosforintaget som utsöndrades via

urinen ($\%_{P,urin}$) med massan fosfor som utsöndrades med urin och fekalier ($m_{P,urin+fekalier}$). $m_{P,urin+fekalier}$ beräknades med ekvation 2.

$$m_{P,urin} = \%_{P,urin} \cdot m_{P,urin+fekalier} \quad (19)$$

Koncentrationen av fosfor i urinen ($K_{P,urin}$) som i genomsnitt utsöndrades av en person vid brigaden beräknades enligt ekvation 20. Massan fosfor i urinen ($m_{P,urin}$) dividerades med massan urin som i genomsnitt utsöndras per person och dag ($m_{urin,p^{-1}d^{-1}}$).

$$K_{P,urin} = \frac{m_{P,urin}}{m_{urin,p^{-1}d^{-1}}} \quad (20)$$

Massan urin (m_{urin}) som tillfördes systemet beräknades slutligen enligt ekvation 21 genom att dividera massan fosfor i urinen ($m_{P,urin}$) med koncentrationen av fosfor i urinen ($K_{P,urin}$).

$$m_{urin} = \frac{m_{P,urin}}{K_{P,urin}} \quad (21)$$

4.7.5 Kväveåtervinning

För att uppskatta massan kväve som en person vid brigaden i genomsnitt utsöndrade via urinen per dag ($m_{N,urin}$) multiplicerades den genomsnittliga andelen kväve i urin ($\%_{N,urin}$) med den totala massan kväve som en person vid brigaden utsöndrade via urin och fekalier per dag ($m_{N,urin+fekalier}$), enligt ekvation 22. $m_{N,urin+fekalier}$ beräknades med ekvation 1.

$$m_{N,urin} = \%_{N,urin} \cdot m_{N,urin+fekalier} \quad (22)$$

Vidare beräkandes kvävet koncentration i urinen som tillfördes systemet ($K_{N,urin}$) enligt ekvation 23 genom att dividera ($m_{N,urin}$) med massan urin (m_{urin}), som tidigare beräknades med ekvation 21.

$$K_{N,urin} = \frac{m_{N,urin}}{m_{urin}} \quad (23)$$

Urinens koncentrationen av urea (K_{urea}) beräknades med ekvation 24 genom att multiplicera den genomsnittliga andelen urea i urin ($\%_{urea}$) med urinens koncentration av kväve ($K_{N,urin}$).

$$K_{urea} = \%_{urea} \cdot K_{N,urin} \quad (24)$$

Vid antagandet att lika mycket urin tillfördes systemet varje dag beräknades massan urea som tillfördes systemet per dag genom att multiplicera K_{urea} med massan urin dividerad med antalet dagar (Δt) som urinen tillfördes systemet, enligt ekvation 25.

$$m_{urea} = K_{urea} \cdot \frac{m_{urin}}{\Delta t} \quad (25)$$

Massan kväve som kvarblev i form av urea vid förångning av urin, kunde uppskattas med ekvation 26 (Simha m.fl. 2019).

$$urea.äter_i = urea.tillsatt_i + urea.äter_{i-1} - \frac{urea.tillsatt_i + urea.äter_{i-1}}{2 \cdot h_{\frac{1}{2}}} \quad (26)$$

Där,

$urea.äter_i$ = massan urea som fanns kvar på dag i

$urea.tillsatt_i$ = massan urea som tillfördes på dag i

$h_{\frac{1}{2}}$ = halveringstiden för urea [dagar dag⁻¹]

Halveringstiden för urea ($h_{\frac{1}{2}}$) för 2<pH<12 kunde beräknas enligt ekvation 27, där svaret fås i timmar (Simha et al. 2019).

$$h_{\frac{1}{2}} = 1,352 \cdot 10^6 \cdot e^{-(0,1257T)} \quad (27)$$

Där,

T = temperatur [°C]

Temperaturdaten som uppmättes med sensorerna inuti låda 1 och låda 3 användes för att beräkna $h_{\frac{1}{2}}$. För varje uppmätt temperatur beräknades ett värde för $h_{\frac{1}{2}}$. Sedan beräknades medelvärden för varje dygn under tidsperioden av intresse.

Andelen urea som återvanns efter urintorkningen ($\%_{N,urea,äter}$) kunde beräknas med ekvation 28.

$$\%_{N,urea,äter} = 100\% \cdot \left(\frac{urea.äter_n}{\sum_i^n urea.tillsatt_i} \right) \quad (28)$$

Där:

$urea.äter_n$ = massan urea som fanns kvar i systemet på dag n

$\sum_i^n urea.tillsatt_i$ = massan urea som tillfördes systemet från dag i till dag n .

4.7.6 Växtnäringshalter i slutprodukten och torrsubstansen

Halten kväve ($\%_N$) beräknades i slutprodukten enligt ekvation 29 genom att dividera massan kväve i slutprodukten med massan slutprodukt (m_{slut}). Den totala massan kväve i slutprodukten erhöles genom att multiplicera andelen kväve i urean ($\%N_{urea}$) med massan urea som tillfördes systemet via urinen ($\sum_i^n urea.tillsatt_i$). Halterna fosfor och kalium gavs av IPC Avio 200-analysen (tabell B4, Appendix B).

$$\%_N = \frac{\%N_{urea} \cdot \sum_i^n urea.tillsatt_i}{m_{slut}} \cdot 100\% \quad (29)$$

För att beräkna halten näringsämne $\%_{närings,TS}$ (kväve, fosfor eller kalium) i torrsubstansen användes ekvation 30 där massan näringsämne i torrsubstansen ($m_{närings,TS}$) dividerades med massan slutprodukt (m_{slut}) multiplicerad med andelen torrsubstans (TS). Den totala massan av den tillsatta urean ($\sum_i^n urea.tillsatt_i$) adderades till massan för torrsubstans, för att kompensera för den sannolika förlusten av urea under själva torrsubstansanalysen.

$$\%_{närings,TS} = \frac{m_{närings,TS}}{TS \cdot m_{slut} + \sum_i^n urea.tillsatt_i} \cdot 100\% \quad (30)$$

4.7.7 Energiförbrukning

Den totala energiförbrukningen ($Energi_{tot}$) [kWh] under torkningsperioden beräknades enligt ekvation 31. Inom parentesen beräknades den sammantagna energin [kWh] för fläktar och avfuktare. Systemets energikonsumtion för hela bruksperioden erhöles genom att multiplicera den sammantagna energin med antalet timmar (Δt) som systemet var igång.

$$Energi_{tot} = \left(n_{fläkt} \cdot \frac{P_{fläkt}}{1000} + \frac{P_{avfuktare}}{1000} \right) \cdot \Delta t \quad (31)$$

Där,

$n_{fläkt}$ = antal fläktar som användes

$P_{fläkt}$ = Fläktens effekt [W]

$P_{avfuktare}$ = Avfuktarens effekt [W]

Δt = antal timmar som urintorkningen pågick [h]

För att omvandla energiförbrukningen från kWh till MJ multiplicerades den totala energiförbrukningen med 3,6, eftersom 1 kWh motsvaras av 3,6 MJ.

Den totala mängden näringsämne i form av fosfor eller kväve ($m_{näring}$) som tillfördes systemet under torkningsperioden beräknades enligt ekvation 32 genom att multiplicera koncentrationen av näringsämnet i urinen ($K_{näring,urin}$) med den totala massan urin som tillfördes systemet under perioden (m_{urin}).

$$m_{näring} = K_{näring,urin} \cdot m_{urin} \quad (32)$$

Energien som åtgick per kg behandlad kväve eller fosfor ($Energi_{näring}$) beräknades enligt ekvation 33 genom att dividera den totala energin ($Energi_{tot}$) med den totala massan kväve eller fosfor ($m_{näring}$) som tillfördes systemet under bruksperioden.

$$Energi_{näring} = \frac{Energi_{tot}}{m_{näring}} \quad (33)$$

Energiförbrukningen per användning ($Energi_{anv.}$) beräknades enligt ekvation 34 genom att dividera den totala energiförbrukningen ($Energi_{tot}$) med antalet urineringsar (n_{urin}).

$$Energi_{anv.} = \frac{Energi_{tot}}{n_{urin}} \quad (34)$$

För att erhålla antalet urineringsar (n_{urin}) dividerades den totala massan urin som tillfördes systemet under bruksperioden (m_{urin}) med massan urin som avges vid en urinerings ($m_{urinerings}$). Här antogs en urinerings motsvara 0,3 kg i medeltal per tillfälle, enligt litteraturvärden.

$$n_{urin} = \frac{m_{urin}}{m_{urinerings}} \quad (35)$$

5 RESULTAT

5.1 PROTOTYP - FÖRSÖK

Nedan visas de resultat som erhöles från försöken av de olika prototyperna som konstruerades vid SLU och även försöken av prototyp II installerad i Biomajan. Ett försök avser perioden som fortgick mellan att lådorna tillfördes vatten och vägdes. Massan vatten som tillsattes vid varje försök kan ses i tabellerna A1 och A2 (Appendix A).

5.1.1 Prototyp I

Med endast vatten i lådorna och ingen avfuktare ansluten till systemet visade försöket av prototyp I att ungefär 20 kg vatten kunde förångas $\text{dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$. Evaporationsflödet uppgick till $0,8 \text{ kg h}^{-1}\text{m}^{-2}$ under de tre försöken (tabell 4). Under dessa försök användes låda typ 1. De tre lådorna gav en sammantagen bottenarea på $0,72 \text{ m}^2$. I Appendix A ges en exempelberäkning för evaporationsflödet för försök 1.

Tabell 4: Prototyp I. Systemet kördes med vatten i lådorna och utan avfuktare. I kolumnen t anges antalet timmar [h] som förångningen pågick tills vägning. I kolumnen L anges vilken låda det rör sig om, kolumnen $m_{e,L,i}$ anger massan vatten [kg] som avdunstade per låda (L) och m_{tot} anger den sammanlagda avdunstade massan vatten [kg] för samtliga lådor. Kolumnen Q_e (evaporationsflöde) anger hur mycket vatten som förångades under den angivna tiden [$\text{kg h}^{-1}\text{m}^{-2}$] och slutligen anger $Q_{e,\text{dygn}}$ (evaporationsflöde per dygn) hur mycket vatten [$\text{kg dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$] som beräknades avdunsta inom 24 h.

försök	t [h]	L	$m_{e,L,i}$ [kg]	m_{tot} [kg]	Q_e [$\text{kg h}^{-1}\text{m}^{-2}$]	$Q_{e,\text{dygn}}$ [$\text{kg dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$]
1	24,0	1	5,7	13,9	0,8	19,3
		2	3,6			
		3	4,6			
2	24,0	1	6,0	14,2	0,8	19,7
		2	4,4			
		3	3,8			
3	24,0	1	6,0	14,9	0,8	20,3
		2	4,6			
		3	4,1			

Försöken av prototyp I med torkningsmedium (aska) och vatten i lådorna samt med avfuktaren ansluten till systemet visade att ett evaporationsflöde $\geq 0,9 \text{ kg vatten h}^{-1}\text{m}^{-2}$ uppnåddes under försök 6 och 7. Det högsta evaporationsflödet åstadkoms under försök 7, då $1,2 \text{ kg vatten h}^{-1}\text{m}^{-2}$ förångades (motsvarande närmare $30 \text{ kg vatten dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$). Under försök 5, 9 och 10 förångades mellan $0,7$ och $0,8 \text{ kg vatten h}^{-1}\text{m}^{-2}$, vilket motsvarade en förångning av $17,1$ - $18,8 \text{ kg vatten dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$. För försök 4 och 11 observerades evaporationsflöden på $0,4$ - $0,6 \text{ kg vatten h}^{-1}\text{m}^{-2}$, motsvarande $8,8$ och $13 \text{ kg vatten dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$ (tabell 5). Under försök 4-17 användes låda typ 2. De tre lådorna gav en sammantagen bottenarea på $0,78 \text{ m}^2$.

Tabell 5: Prototyp I. Systemet kördes med aska och vatten i lådorna samt avfuktare. I kolumnen t anges antalet timmar [h] som förångningen pågick tills vägning. I kolumnen L anges vilken låda det rör sig om, kolumnen $m_{e,L,i}$ anger massan vatten [kg] som avdunstade per låda och m_{tot} anger den sammanlagda avdunstade massan vatten [kg] för samtliga lådor. Kolumnen Q_e (evaporationsflöde) anger hur mycket vatten som förångades under den angivna tiden [$\text{kg h}^{-1}\text{m}^{-2}$] och slutligen anger $Q_{e,dygn}$ (evaporationsflöde per dygn) hur mycket vatten [$\text{kg dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$] som beräknades avdunsta inom 24 h.

försök	t [h]	L	$m_{e,L,i}$ [kg]	m_{tot} [kg]	Q_e [$\text{kg h}^{-1}\text{m}^{-2}$]	$Q_{e,dygn}$ [$\text{kg dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$]
4	24,0	1	1,8	6,9	0,4	8,8
		2	3,6			
		3	1,5			
5	24,0	1	4,4	13,4	0,7	17,1
		2	4,2			
		3	4,8			
6	45,5	1	9,3	31,6	0,9	21,3
		2	10,7			
		3	11,6			
7	22,0	1	7,7	21,4	1,2	29,5
		2	6,7			
		3	6,9			
8	25,0	1	7,6	20,5	1,0	25,1
		2	7,0			
		3	5,9			
9	16,0	1	3,4	9,8	0,8	18,8
		2	2,9			
		3	3,5			
10	21,0	1	3,7	11,8	0,7	17,3
		2	3,9			
		3	4,2			
11	73,0	1	9,1	32,1	0,6	13,5
		2	11,2			
		3	11,9			

5.1.2 Prototyp II

Under försöken av prototyp II var evaporationsflödet alltid $> 1 \text{ kg vatten h}^{-1}\text{m}^{-2}$. För försöken 12, 14, 15 och 16 förångades över 30 kg vatten $\text{dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$ och för försök 14 och 15 uppnåddes ett evaporationsflöde på ungefär $2 \text{ kg vatten h}^{-1}\text{m}^{-2}$, motsvarande närmare 50 kg vatten $\text{dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$ (tabell 6).

Tabell 6: Prototyp II. Systemet kördes med aska och vatten i lådorna samt avfuktare. I kolumnen t anges antalet timmar [h] som förångningen pågick tills vägning. I kolumnen L anges vilken låda det rör sig om, kolumnen $m_{e,L,i}$ anger massan vatten [kg] som avdunstade per låda och m_{tot} anger den sammanlagda avdunstade massan vatten [kg] för samtliga lådor. Kolumnen Q_e (evaporationsflöde) anger hur mycket vatten som förångades under den angivna tiden [$\text{kg h}^{-1}\text{m}^{-2}$] och slutligen anger $Q_{e,dygn}$ (evaporationsflöde per dygn) massan vatten [$\text{kg dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$] som beräknades avdunsta inom 24 h.

försök	t [h]	Låda	m [kg]	m_{tot} [kg]	Q_e [$\text{kg h}^{-1}\text{m}^{-2}$]	$Q_{e,dygn}$ [$\text{kg dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$]
12	24,5	1	8,0	27,8	1,4	34,7
		2	9,7			
		3	10,1			
13	42,7	1	9,6	35,5	1,1	25,5
		2	13,6			
		3	12,3			
14	18,5	1	10,8	29,9	2,1	49,6
		2	10,6			
		3	8,5			
15	20,0	1	10,5	30,8	2,0	47,2
		2	9,6			
		3	10,7			
16	24,0	1	9,8	29,1	1,6	38,7
		2	9,1			
		3	10,2			
17	23,0	1	7,3	20,8	1,2	27,7
		2	6,0			
		3	7,4			

5.1.3 Prototyp II - Biomaja

Under försöken av prototyp II i Biomajan uppnåddes ett evaporationsflöde på $1,5 \text{ kg vatten h}^{-1}\text{m}^{-2}$, vilket motvarade $34,8 \text{ kg vatten dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$ (tabell 7).

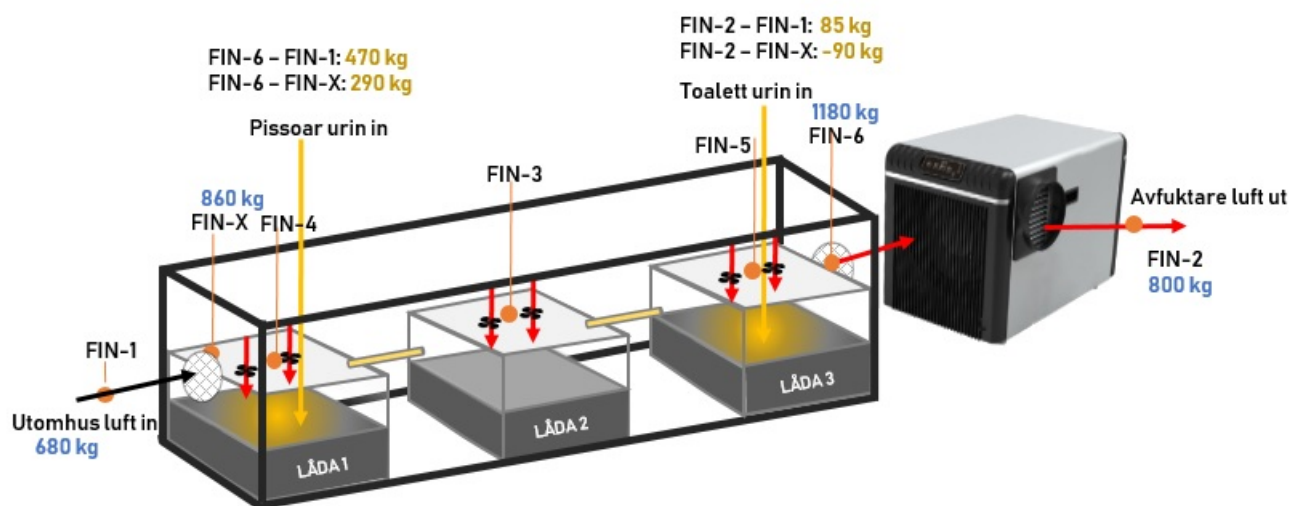
Tabell 7: Prototyp II - Biomaja. Systemet kördes inomhus vid TAMK. I kolumnen t anges antalet timmar [h] som förångningen pågick tills vägning. I kolumnen L anges vilken låda det rör sig om, kolumnen $m_{e,L,i}$ anger massan vatten [kg] som avdunstade per låda och m_{tot} anger den sammanlagda avdunstade massan vatten [kg] för samtliga lådor. Kolumnen Q_e (evaporationsflöde) anger hur mycket vatten som förångades under den angivna tiden [$\text{kg h}^{-1}\text{m}^{-2}$] och slutligen anger $Q_{e,dygn}$ (evaporationsflöde per dygn) hur mycket vatten [$\text{kg dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$] som beräknades avdunsta inom 24 h.

t [h]	L	$m_{e,L,i}$ [kg]	m_{tot} [kg]	Q_e [$\text{kg h}^{-1}\text{m}^{-2}$]	$Q_{e,dygn}$ [$\text{kg dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$]
16	1	8,7	23,2	1,5	34,8
	2	7,4			
	3	7,1			

5.2 MASSBALANS

5.2.1 Massbalans baserad på luftfuktighet och temperatur

Vattenmassorna som beräknades utgående från den relativa luftfuktigheten och temperaturen för sensorerna FIN-1, FIN-X, FIN-6 och FIN-2 kan ses i figur 16. Resultaten visade att närmare 680 kg vatten tillfördes systemet via utomhusluften (FIN-1) och att 860 kg vatten passerade systemet strax innanför inloppet (FIN-X). Ungefär 1180 kg vatten passerade utloppet till systemet/inloppet till avfuktaren (FIN-6) och 800 kg vatten transporterades ut efter att ha passerat avfuktaren (FIN-2). Resultaten visade vidare att 470 kg urin (FIN-6 - FIN-1) alternativt 290 kg urin (FIN-6 - FIN-X) tillfördes låda 1 och att 85 kg urin (FIN-2 - FIN-X) alternativt -90 kg urin (FIN-2 - FIN-X) tillfördes låda 3. Från samtliga värden subtraherades 36,8 kg, eftersom det var vatten som fanns kvar i lådorna efter testförsöken vid TAMK då 23,2 kg vatten evaporerades enligt tabell 7.



Figur 16: En illustration som visar kistan med de tre lådorna, avfuktaren och samtliga sensorer. I figuren ses ingående och utgående vattenmassor samt de beräknade värdena för urinen [kg] som tillfördes systemet under de 13 dagar som systemet var i bruk. Illustration av Prithvi Simha.

5.2.2 Massbalans baserad på fosfor

Vid insättning av värden i ekvation 2 erhöles att en person vid Björneborgs Brigad i Säkylä i genomsnitt utsöndrar 2187,1 [mg] fosfor per dag.

$$P_{Urin+fekalier} = 0,011 \cdot (150000 + 48800) [\text{mg person}^{-1}\text{dag}^{-1}] \approx 2187,1 [\text{mg person}^{-1}\text{dag}^{-1}]$$

Massan fosfor som askan i varje låda innehöll beräknades enligt ekvation 18. Värdet för koncentrationen fosfor i slutprodukten togs från tabell B4 (Appendix A).

$$m_{P,aska} = 8260,1 [\text{mg kg}^{-1}] \cdot 6,5 [\text{kg}] = 53690,6 [\text{mg}]$$

Massan fosfor som utsöndrades med urinen per person och dag vid Björneborgs Brigad i Säkylä beräknades enligt ekvation 19.

$$m_{P,urin} = 0,67 \cdot 2187,1 \text{ [mg person}^{-1} \text{ dag}^{-1}] \approx 1465,4 \text{ [mg person}^{-1} \text{ dag}^{-1}]$$

Koncentrationen av fosfor i urinen som utsöndrades beräknades enligt ekvation 20 med antagandet att en person i genomsnitt utsöndrade 1,5 kg urin dag⁻¹.

$$K_{P,urin} = \frac{1465,4 \text{ [mg]}}{1,5 \text{ [kg]}} \approx 976,9 \text{ [mg kg}^{-1}]$$

Vid insättning av värden i ekvation 16, 17 och 21 erhöles massan urin i låda 1:

$$m_{P,slut} = 6722,6 \text{ [mg kg}^{-1}] \cdot 10,6 \text{ [kg]} = 71428,0 \text{ [mg]}$$

Slutproduktens massa (10,6 kg) hämtades från tabell B1 (Appendix A). Slutligen beräknades massan P i urinen genom att subtrahera massan P i askan från massan P i slutprodukten.

$$m_{P,urin} = 71428,0 \text{ [mg]} - 53690,6 \text{ [mg]} = 17737,5 \text{ [mg]}$$

För att erhålla massan urin som tillfördes dividerades massan P i urinen med dess P-koncentration.

$$m_{urin} = \frac{17737,5 \text{ [mg]}}{976,9 \text{ [mg kg}^{-1}]} \approx 18,2 \text{ [kg]}$$

Vid insättning av värden i ekvation 16, 17 och 21 erhöles massan urin i låda 3:

$$m_{P,slut} = 5802,0 \text{ [mg kg}^{-1}] \cdot 10,3 \text{ [kg]} = 59732,0 \text{ [mg]}$$

slutproduktens massa (10,3 kg) hämtades från tabell B1 (Appendix A).

$$m_{P,urin} = 59732,0 \text{ [mg]} - 53690,6 \text{ [mg]} = 6041,4 \text{ [mg]}$$

$$m_{urin} = \frac{6041,4 \text{ [mg]}}{976,9 \text{ [mg kg}^{-1}]} \approx 6,2 \text{ [kg]}$$

Den insamlade massan urin beräknades till ungefär 18 kg för låda 1 och 6 kg för låda 3. Den totala insamlade massan urin i systemet beräknades till 24 kg.

5.3 KVÄVEÅTERVINNING

Kväveåtervinningen baserades på den massa urin som beräknades med massbalansen för fosfor (24 kg).

Massan kväve som utsöndrades per person och dag erhöles med ekvation 1.

$$N_{Urin+fekalier} = 0,13 \times 150 [\text{mg person}^{-1} \text{dag}^{-1}] = 19,5 [\text{g person}^{-1} \text{dag}^{-1}]$$

Vidare erhöills massan urea som tillfördes systemet varje dag med ekvation 22, 23 och 24.

$$m_{N,urin} = 0,88 \cdot 19,50 [\text{g person}^{-1} \text{dag}^{-1}] = 17,16 [\text{g person}^{-1} \text{dag}^{-1}]$$

$$K_{N,urin} = \frac{17,16 [\text{g person}^{-1} \text{dag}^{-1}]}{1,5 [\text{kg person}^{-1} \text{dag}^{-1}]} = 11,44 [\text{g kg}^{-1}]$$

Som jämförelse visade analysen av den färskas urinen att urinens N-koncentration uppgick $9,8 \pm 3,5 \text{ g N kg}^{-1}$ urin (medelvärde $\pm$ standardavvikelse). Den beräknade N-koncentrationen ligger således inom intervallet för den analyserade N-koncentrationen.

$$K_{urea} = 0,85 \cdot 11,44 [\text{g kg}^{-1}] = 9,72 [\text{g kg}^{-1}]$$

Vid insättning i ekvation 25 erhöills massan urea som tillfördes låda 1 varje dag under period I.

$$m_{urea} = 9,7 [\text{g kg}^{-1}] \cdot \frac{18,2 [\text{kg}]}{3 [\text{dagar}]} \approx 59,0 [\text{g dag}^{-1}]$$

För de tre dygn som urin tillfördes systemet beräknades dygnsmedelvärden av $h_{\frac{1}{2}}$ med ekvation 27. Värdena uppgick för dygn 1, 2 och 3 till 26,0 dagar, 25,7 dagar och 28,9 dagar. För dygn 4 uppgick medelvärdet till 117,7 dagar. Vid insättning i ekvation 26 erhöills urean som behölls i systemet.

$$urea.kvar_1 = (59,0 + 0) [\text{g dag}^{-1}] - \frac{(59,0 + 0) [\text{g dag}^{-1}]}{2 \cdot 26,0} \approx 57,9 [\text{g dag}^{-1}]$$

$$urea.kvar_2 = (59,0 + 57,9) [\text{g dag}^{-1}] - \frac{(59,0 + 57,9) [\text{g dag}^{-1}]}{2 \cdot 25,7} \approx 114,6 [\text{g dag}^{-1}]$$

$$urea.kvar_3 = (59,0 + 114,6) [\text{g dag}^{-1}] - \frac{(59,0 + 114,6) [\text{g dag}^{-1}]}{2 \cdot 28,9} \approx 170,8 [\text{g dag}^{-1}]$$

$$urea.kvar_4 = (0 + 170,8) [\text{g dag}^{-1}] - \frac{(0 + 170,8) [\text{g dag}^{-1}]}{2 \cdot 117,7} \approx 169,8 [\text{g dag}^{-1}]$$

Den procentuella andelen urea som kvarblev i låda 1 erhöills med ekvation 28.

$$\%_{urea,kvar} = 100 \% \cdot \left(\frac{169,8}{177,9} \right) \approx 96 \%$$

Samma beräkning utfördes för låda 3.

$$m_{urea} = 9,7 [\text{g kg}^{-1}] \cdot \frac{6,2 [\text{kg}]}{3 [\text{dagar}]} \approx 20,1 [\text{g dag}^{-1}]$$

Dygnsmedelvärdena av $h_{\frac{1}{2}}$ uppgick för dygn 1, 2 och 3 till 82,0 dagar, 56,9 dagar och 82,3 dagar. För dygn 4 uppgick medelvärdet till 160,2 dagar. Urea som kvarblev i systemet beräknades för låda 3.

$$urea.kvar_1 = (20,1 + 0) [g \text{ dag}^{-1}] - \frac{(20,1 + 0) [g \text{ dag}^{-1}]}{2 \cdot 82,0} \approx 20,0 [g \text{ dag}^{-1}]$$

$$urea.kvar_2 = (20,1 + 20,0) [g \text{ dag}^{-1}] - \frac{(20,1 + 20,0) [g \text{ dag}^{-1}]}{2 \cdot 56,9} \approx 39,7 [g \text{ dag}^{-1}]$$

$$urea.kvar_3 = (20,1 + 39,7) [g \text{ dag}^{-1}] - \frac{(20,1 + 39,7) [g \text{ dag}^{-1}]}{2 \cdot 82,3} \approx 59,5 [g \text{ dag}^{-1}]$$

$$urea.kvar_4 = (0 + 59,5) [g \text{ dag}^{-1}] - \frac{(0 + 59,5) [g \text{ dag}^{-1}]}{2 \cdot 160,2} \approx 59,3 [g \text{ dag}^{-1}]$$

Den procentuella andelen urea som kvarblev i låda 3 erhöles med ekvation 28.

$$\%_{N,urea,kvar} = 100 \% \cdot \left(\frac{59,3}{60,3} \right) \approx 98 \%$$

Enligt resultaten erhöles ungefär 96 % kväve i låda 1 och 98 % kväve i låda 3, vilket ger ett medelvärde på 97 % kväve för hela systemet.

5.4 VÄXTNÄRINGSHALTER I SLUTPRODUKTEN OCH TORRSUBSTANSEN

Halten av kväve i slutprodukten i låda 1 beräknades enligt ekvation 29 genom att använda det beräknade värdet för kväveåtervinningen multiplicerat med 0,46, eftersom urea till 46 % består av kväve. Andelen kväve i urea kan beräknas baserat på molmassorna för de olika grundämnena som ingår i urea.

$$\%_N = \frac{0,46 \cdot 169,8 [g]}{10,6 [kg] \cdot 1000 [g \text{ kg}^{-1}]} \cdot 100 \% \approx 0,7 [\%]$$

Halterna av fosfor och kalium hämtades från tabell B4 (Appendix A): $\%_P = 0,7 [\%]$, $\%_K = 4,4 [\%]$.

Massan näringsämne $\%_{närings,TS}$ (kväve, fosfor eller kalium) i torrsubstansen beräknades enligt ekvation 30 för låda 1.

$$\%_{N,TS} = 100 \% \cdot \frac{0,46 \cdot 169,8 [g]}{0,8 \cdot 10,6 [kg] \cdot 1000 [g \text{ kg}^{-1}] + 177,9 [g]} \approx 0,9 \%$$

$$\%_{P,TS} = 100 \% \cdot \frac{71,4 [g]}{0,8 \cdot 10,6 [kg] \cdot 1000 [g \text{ kg}^{-1}] + 177,9 [g]} \approx 0,8 \%$$

$$\%_{K,TS} = 100 \% \cdot \frac{462,9 [g]}{0,8 \cdot 10,6 [kg] \cdot 1000 [g \text{ kg}^{-1}] + 177,9 [g]} \approx 5,2 \%$$

Samma beräkningar utfördes för låda 3.

$$\%_N = \frac{0,46 \cdot 59,3 [g]}{10,3 [kg] \cdot 1000 [g \text{ kg}^{-1}]} \cdot 100 \% \approx 0,3 [\%]$$

Halterna av fosfor och kalium hämtades från tabell B4: $\%_P = 0,6 [\%]$, $\%_K = 5,4 [\%]$.

$$\%_{N,TS} = 100 \% \cdot \frac{0,46 \cdot 59,3 [g]}{0,9 \cdot 10,3 [kg] \cdot 1000 [g \text{ kg}^{-1}] + 60,3 [g]} \approx 0,3 \%$$

$$\%_{P,TS} = 100 \% \cdot \frac{71,4 [g]}{0,9 \cdot 10,3 [kg] \cdot 1000 [g \text{ kg}^{-1}] + 60,3 [g]} \approx 0,7 \%$$

$$\%_{K,TS} = 100 \% \cdot \frac{462,9 [g]}{0,9 \cdot 10,3 [kg] \cdot 1000 [g \text{ kg}^{-1}] + 60,3 [g]} \approx 6,4 \%$$

Resultaten visade att de sammantagna växtnäringshalterna i systemet var 0,5 % N, 0,6 % P och 4,9 % K i slutprodukten och 0,6 % N, 0,7 % P och 5,7 % K i torrsubstansen.

5.5 ENERGIFÖRBRUKNING

Energiförbrukningen beräknades för två olika fall: ett teoretiskt för systemets fulla kapacitet (att behandla 30 kg urin per dygn under bruksperioden) och ett som motsvarande den verkliga situationen (den verkliga massan urin som tillfördes systemet under bruksperioden). För bägge fall beräknades energiförbrukningen per kg behandlad kväve och fosfor samt per användning (urinering).

Antalet fläktar som användes var 6 st och varje fläkt hade en effekt på 1200 W. Avfuktaren hade en effekt på 900 W. Bruksperioden för systemet uppgick till 12,9 dygn, motsvarande 309 h.

5.5.1 Teoretisk energiförbrukning

Systemets teoretiska energikonsumtion, det vill säga energikonsumtionen om systemet torkade 30 kg urin per dygn, under bruksperioden erhöles med ekvation 31.

$$\text{Energi}_{tot} = (6 \cdot \frac{1200 [W]}{1000} + \frac{900 [W]}{1000}) \cdot 309 \text{ h} = 2502,9 \text{ kWh (motsvarande 9010,4 [MJ])}$$

Massan kväve som tillfördes systemet under perioden beräknades enligt ekvation 32 genom att multiplicera urinens koncentration av kväve, 11,4 g kg⁻¹ urin (se avsnitt 5.3) med den totala massan urin som tillfördes systemet (30 kg urin dygn⁻¹ under 12,9 dygn).

$$m_N = 11,4 \frac{[g]}{[kg]} \cdot 30 \frac{[kg]}{[dygn]} \cdot 12,9 \text{ dygn} = 4418,7 \text{ g} \approx 4,4 [kg]$$

Massan fosfor beräknades på samma sätt som för kvävet. Värdet för fosforkoncentrationen beräknades tidigare i avsnitt 5.2.2

$$m_P = 1,0 \frac{[g]}{[kg]} \cdot 30 \frac{[kg]}{[dygn]} \cdot 12,9 \text{ [dygn]} = 337,3 \text{ g} \approx 0,3 [kg]$$

Energiförbrukningen per kg N och kg P erhöles med ekvation 33.

$$\text{Energi}_N = \frac{9010,4 [MJ]}{4,4 [kg]} \approx 2000 [MJ \text{ kg}^{-1} \text{ N}]$$

$$\text{Energi}_P = \frac{9010,4 [MJ]}{0,3 [kg]} \approx 26700 [MJ \text{ kg}^{-1} \text{ P}]$$

Energikonsumtionen per användning erhöjs med ekvation 34 och 35.

$$\text{Energi}_{\text{anv.}} = \frac{2502,9 \text{ [kWh]}}{\frac{30[\text{kg dygn}^{-1}] \cdot 12,9 [\text{dygn}]}{0,3 [\text{kg}]}} = \frac{2502,9 \text{ [kWh]}}{1290 \text{ urinerings}} \approx 1,9 \text{ [kWh användning}^{-1}\text{]}$$

Eftersom försöken visade att prototyp II uppnådde ett evaporationsflöde närmare 30 kg vatten $\text{dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$ med endast tre fläktar beräknades energiförbrukningen även för användningen av tre fläktar med samma ekvationer som ovan.

$$\text{Energi}_{\text{tot}} = (3 \cdot \frac{1200 \text{ [W]}}{1000} + \frac{900 \text{ [W]}}{1000}) \cdot 309 \text{ h} = 1390,5 \text{ kWh (motsvarande 5005,8 [MJ])}$$

$$\text{Energi}_N = \frac{5005,8 \text{ [MJ]}}{4,4 \text{ [kg]}} \approx 1100 \text{ [MJ kg}^{-1} \text{ N]}$$

$$\text{Energi}_P = \frac{5005,8 \text{ [MJ]}}{0,3 \text{ [kg]}} \approx 13300 \text{ [MJ kg}^{-1} \text{ P]}$$

$$\text{Energi}_{\text{anv.}} = \frac{1390,5 \text{ [kWh]}}{\frac{30[\text{kg dygn}^{-1}] \cdot 12,9 [\text{dygn}]}{0,3 [\text{kg}]}} = \frac{1390,5 \text{ [kWh]}}{1290 \text{ urinerings}} \approx 1,1 \text{ [kWh användning}^{-1}\text{]}$$

De teoretiska beräkningarna visar att urintorkningssystemet vid sin fulla kapacitet (30 kg insamlad urin dygn^{-1} och 9000 MJ/2500 kWh) och vid användning av sex fläktar (1200 W) skulle ha förbrukat ungefär 2000 MJ per kg behandlad kväve och 26700 MJ per kg behandlad fosfor. Per användning, det vill säga per urinerings, uppgick energikonsumtionen till 1,9 kWh. Om antalet fläktar halverades skulle energikonsumtionen minska till 1100 MJ kg^{-1} N, 13300 MJ kg^{-1} P och 1,1 kWh användning $^{-1}$.

5.5.2 Verklig energiförbrukning

Den verkliga energiförbrukningen under perioden som systemet var igång avlästes på energimätarna till 1093,9 kWh, motsvarande 3938 MJ (tabell B2, Appendix A)

Massan kväve som tillfördes systemet under perioden beräknades med ekvation 32 genom att multiplicera koncentrationen kväve i urinen, 11,4 g kg^{-1} urin (se avsnitt 5.3) med den totala beräknade urinmassan (24 kg) (se avsnitt 5.2.2).

$$m_N = 11,4 \frac{\text{[g]}}{\text{[kg]}} \cdot 24,3 \text{ [kg]} \approx 278,4 \text{ [g]} \approx 0,28 \text{ [kg]}$$

Massan fosfor beräknades på samma sätt som för kvävet. Värdet för fosforkoncentrationen hämtades från avsnitt 5.2.2

$$m_P = 1,0 \frac{\text{[g]}}{\text{[kg]}} \cdot 24,3 \text{ [kg]} \approx 23,8 \text{ g} \approx 0,02 \text{ [kg]}$$

Energiförbrukningen per kg behandlad kväve och fosfor beräknades enligt ekvation 33.

$$\text{Energi}_N = \frac{3938,0[\text{MJ}]}{0,3[\text{kg}]} \approx 13100 [\text{MJ kg}^{-1} \text{ N}]$$

$$\text{Energi}_P = \frac{3938,0[\text{MJ}]}{0,02[\text{kg}]} \approx 196900 [\text{MJ kg}^{-1} \text{ P}]$$

Energikonsumtionen per användning erhöles med ekvationerna 34 och 35.

$$\text{Energi}_{\text{anv.}} = \frac{9010,4 [\text{kWh}]}{\frac{24,3 [\text{kg}]}{0,3 [\text{kg}]}} \approx 13,5 \text{ kWh användning}^{-1}$$

Beräkningarna för den verkliga situationen (24 kg urin och 3900 MJ/1100 kWh), visade att energikonsumtionen var 13100 MJ per kg behandlad kväve och 196000 MJ per kg behandlad fosfor. För att torka urinen under en användning förbrukade systemet 13,5 kWh.

6 DISKUSSION

6.1 PROTOTYP - KONSTRUKTION OCH FÖRSÖK

Med prototyp II uppnåddes målet att förång 40 kg vatten $\text{dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$. De faktorer som huvudsakligen bidrog till det höga evaporationsflödet var att temperaturen höjdes och luftflödet reducerades i systemet. Temperaturökningen åstadkoms av fläktarna, vilka höjde temperaturen i lådorna. Isoleringen bidrog till att kistans temperatur ökade, vilket medförde att även temperaturen i lådorna ökade. Den minskade massan torkningsmedium ökade även evaporationsflödet, eftersom en större del av vattnet var obundet och således avdunstade fortare.

6.1.1 Prototyp I

Prototyp I uppnådde inte målet att evaporera 40 kg vatten $\text{dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$. Prototyp I kördes först endast med vatten i lådorna (försök 1-3), utan avfuktare ansluten till systemet, med läge II (1200 W) på fläktarna och med låda typ 1 (sammantagen bottenarea 0,72 m^2) (tabell 4). Fläktarna höjde temperaturen i kistan och skapade turbulens på vattenytan. Temperaturökningen och turbulensen bidrog till att vattnet evaporerades från lådorna. Då avfuktaren inte var ansluten till systemet alstrades inget utflöde, så den uppvärmda luften inuti kistan kvarblev. Vid den ökade temperaturen höjdes även luftens vattenhållande kapacitet och eftersom cirkulationen var mycket låg stod luften i kistan stilla och fukten stannade kvar i systemet.

Inför försök 4-11 anslöts avfuktaren till systemet, lådorna byttes ut till typ 2-lådor med en större bottenarea (0,78 m^2) och 10 kg aska tillsattes i samtliga lådor. Med avfuktaren ansluten till Prototyp I åstadkoms ett undertryck i kistan, vilket gav upphov till ett inflöde av luft till kistan och således en cirkulation genom kistan. Avdunstningen under försök 4-6 förändrades inte nämnvärt jämfört med försök 1-3. En förklaring kan vara att avfuktaren skapade ett såpass stort undertryck i kistan så att stora mängder luft med låg temperatur från rummet flödade igenom kistan och sänkte temperaturen. Temperatursänkningen av luften minskade luftens vattenhållande kapacitet, vilket även minskade evaporationen.

Under försök 4-5 användes även läge I (700 W) på fläktarna, vilket ytterligare kan ha bidragit till att avdunstningen inte ökade jämfört med vid försök 1-3. För att reducera luftflödet genom kistan täcktes inloppet till kistan (försök 7-11). Till följd av att inflödet av kall luft begränsades ökade temperaturen i systemet och evaporationsflödet ökade under försök 7-8. Under försök 6 ändrades läget på fläktarna från I till II, vilket även kan ha bidragit till en temperaturökning och den ökade avdunstningen under försök 7-8. Det låga värde som kan observeras för försök 4 berodde på att strömförsörjningen till avfuktaren upphörde under försöken till följd av att elförsörjningen blev överbelastad och säkringen gick.

Under försök 9-10 användes tre fläktar, vilket reducerade avdunstningen. Med endast tre fläktar åstadkoms inte en lika hög temperatur och inte en lika stor turbulens på vattenytan som med sex fläktar. Den avdunstade massan vatten under försök 11 uppgick till 13,5 kg $\text{dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$, en minskning med ungefär 4 kg från försök 10. Orsaken till minskningen i avdunstning berodde antagligen på att evaporationsflödet blev lågt,

eftersom att försöken pågick i 73 h. Det beror på att evaporationsflödet i början av torkningen är som högst eftersom det obundna vattnet evaporeras. Efter att det obundna vattnet har evaporerats sjunker evaporationsflödet, eftersom det tar längre tid att evaporera vattnet som är bundet till torkningsmediets partiklar (figur 2). Om evaporationsflödet undersöks i början av torkningen kommer det därför att vara högt och utslaget på flera timmar så blir flödet således mindre. Det kan exempelvis ses för försök 9 och 10, där torkningen pågick i 16 respektive 21 timmar. Bägge försökar har ett högre evaporationsflöde än försök 11.

6.1.2 Prototyp II

Prototyp II medförde en ökning i avdunstningen till över 30 kg dygn⁻¹m⁻² för samtliga försök förutom för försök 13 och 17. Då locken lades på lådorna minskade volymen luft som fläktarna behövde värma upp och därmed höjdes temperaturen i lådorna, vilket ökade avdunstningen. Fläktarna förflyttades även närmare vattenytan och utflödet från dem riktades rakt mot vattenytan till skillnad från Prototyp I då fläktarna var svagt lutade över lådorna. Det minskade avståndet mellan fläkt och vattenyta samt den ändrade vinkeln mellan utflöde och vattenyta bidrog till en större turbulens och en högre temperatur vid vattenytan. Utflödet av luft från lådorna minskade även jämfört med Prototyp I i och med att ett hål för utlopp skapades i lockets låda. Inloppet till kistan var till hälften täckt under samtliga försök i Prototyp II, vilket reducerade inflödet av kall luft.

Inför försök 13 isolerades kistan och försågs med värmematta. Isoleringen bidrog antagligen till en ökad temperatur i systemet, eftersom att värmen som genererades av fläktarna inte avgick lika fort som i ett icke-isolerat system. Värmemattan tros inte ha tillfört särskilt mycket värme eftersom det isolerade systemet var såpass varmt. Under försök 13 avdunstade 13,6 kg vatten i låda 2, vilket är 4 kg mer än i låda 1 och 1,3 kg mer än i låda 3. Den stora skillnaden tros bero på att massan torkningsmedium ändrades till 4 kg aska i låda 2 och 8 kg aska i låda 1 respektive låda 3. Den lilla mängden torkningsmedium i låda 2 tros ha ökat avdunstningen, eftersom en större del av vattnet var obundet. Den minskade mängden torkningsmedium och isoleringen bidrog troligtvis till den ökade avdunstningen under försök 14-16. Under försök 14 kan ses att evaporationsflödet nästan fördubblades, från 1,1 kg h⁻¹m⁻² (försök 13) till 2,1 kg h⁻¹m⁻².

Systemet flyttades utomhus under försök 14 och behölls utomhus till och med försök 17, som var det sista. I utomhusmiljön, med lägre temperatur, avlägsnade systemet fortsättningsvis över 30 kg vatten dygn⁻¹m⁻², vilket gav en försäkran om att systemet skulle uppfylla målet även i lägre temperaturer under bruksperioden i Säkylä. I tabell 6 ses att avdunstningen minskar mellan försök 14 och 15, vilket kan bero på att systemet var inomhus under försök 14 och utomhus under försök 15. Den kallare utomhusluften kan ha minskat evaporationsflödet.

Under försök 17 användes endast tre fläktar i systemet, vilket förklarar varför evaporationsflödet minskade med 9 kg dygn⁻¹m⁻² från försök 16 till 17. Det är dock av vikt att poängtera att systemet fortfarande uppnådde en avdunstning närmare

30 kg dygn⁻¹m⁻² med enbart tre fläktar.

6.1.3 Prototyp II - Biomaja

Under försöken av Prototyp II i det torra befintliga sanitetssystemet, Biomajan, evaporerades närmare 35 kg vatten dygn⁻¹m⁻². En orsak till att systemet inte uppnådde ett evaporationsflöde på 40 kg vatten dygn⁻¹m⁻² kan vara att systemet i Biomajan endast kördes en gång. Vatten tillsattes torkningsmediet och en del av vattnet absorberades, vilket gjorde att evaporationsflödet minskade. Om vatten hade tillsatts igen efter ett dygn och ett nytt försök hade utförts så är det troligt att evaporationsflödet hade varit större.

6.2 MASSBALANS

6.2.1 Massbalans baserad på fosfor

Enligt massbalansen som baserades på fosfor tillfördes systemet ungefär 24 kg urin. Det kan således konstateras att insamlingen av urin under hela bruksperioden (13 dygn) var mindre än den mängd som förväntades samlas in under ett dygn (30 kg). Orsaken till att så lite urin samlades in var att de värnpliktiga inte vistades på området under samtliga dygn. Enligt ett schema hade de endast fältövningar under 3 av de 13 dygna. På området fanns det även gott om vattenklosetter, som antagligen användes till viss del istället för Biomajan.

Den beräknade massan urin som tillfördes systemet (24 kg) jämfördes med antalet användare som dörräknaren hade registrerat. På dörräknaren avlästes 44 registreringar, vilket skulle motsvara 22 besök. De 22 besöken skulle sannolikt ha genererat kring 7 kg urin (vid antagande att en person i genomsnitt utsöndrar 0,3 kg per urinering (Vinnerås m.fl. 2006)), vilket inte stämmer överens med det uträknade värdet. En orsak kan vara att dörräknaren inte fungerade korrekt och därför inte registrerade samtliga besök.

En annan orsak till att den beräknade massan urin inte stämmer överens med antalet registreringar på dörräknaren kan vara olika antaganden som påverkade beräkningarna av massbalansen. Bland annat antogs det att varje person i genomsnitt utsöndrade 1,5 kg urin per dygn. Mängden urin som avges kan variera mellan 0,8-1,5 kg per dygn (Jönsson m.fl. 2004). Fosforkoncentrationen varierar således beroende på vilket värde som används i beräkningarna. En slutsats som kan dras av massbalansen är emellertid att systemet hade kapacitet att torka en betydligt större mängd urin än den mängd som tillfördes systemet under de 13 dygna.

6.2.2 Massbalans baserad på luftfuktighet och temperatur

Massbalansen som baserades på luftfuktighet och temperatur visade att 85 kg, 290 kg eller 470 kg urin tillfördes systemet under de 13 dygna. I jämförelse med massbalansen baserad på fosfor och på dörräknarens registrerade besök så är värdena mycket höga.

Värdena som beräknades med massbalansen baserad på temperatur och luftfuktighet anses orimligt stora. Vid insamling av så stora mängder urin som 290 kg respektive 470 kg under endast tre dygn hade det antagligen skett ett flöde från låda 1 och 3 till låda 2. Emellertid kunde inget urin observeras i låda 2, vilket indikerar att värdena är orimligt höga. Inget av dessa värden är heller i samma storleksordning som det värde som

beräknades med fosforbalansen (24 kg) eller det värde som baserades på antalet registrerade besök (7 kg).

Värdet som baserades på data från sensorerna FIN-2 och FIN-1 (85 kg) är däremot i samma storleksordning som fosforbalansens värde (24 kg). Det negativa värdet som baserades på data från sensorerna FIN-2 och FIN-X (-90 kg) anses inte heller vara ett rimligt värde, eftersom det indikerar att mer vatten fanns i den ingående luften än i den utgående luften.

Den främsta orsaken till att värdena från massbalansen baserad på temperatur och luftfuktighet är orimliga är att sensorerna inte utgjorde goda approximationer för den inkommande luften till systemet. Sensorerna vid inloppet till systemet (FIN-1 och FIN-X) var endast i kontakt med en del av den inkommande luften. Biomajans luftinflöde skedde inte enbart genom inloppet till systemet, utan även genom pissoaren och den urinsortande torrtoaletten via de rör som förband pissoaren och toaletten med lådorna. Inloppet tog in luft utifrån medan pissoaren och den urinsorternade toaletten tog in luft både utifrån och inifrån Biomajan.

Sensorerna som var placerade vid utloppet (FIN-6 och FIN-2) borde däremot utgöra bättre approximationer för den utgående luften från systemet, eftersom att systemet endast hade ett utlopp och all luft bör ha passerat utloppet. Anmärkningsvärt är dock att den beräknade skillnaden i vattenmassa mellan FIN-2 och FIN-6 uppgår till 380 kg, vilket innebär att avfuktaren skulle ha kondenserat 380 kg vatten under de 13 dyggen. Vid provtagningen kunde emellertid inget vatten observeras i behållaren för kondensen. En orsak kan vara att FIN-6 inte enbart uppmätte luftfuktigheten i den utgående luften, utan även luftfuktigheten inuti systemet. Det i sin tur bidrog till att FIN-6 uppmätte en högre luftfuktighet än luftfuktigheten i den utgående luften.

För att erhålla mer tillförlitliga värden för den inkommande luften till systemet hade sensorer behövts placeras i röret från pissoaren och i röret från den urinsortande torrtoaletten. För att uppskatta massan vatten som tillfördes via samtliga inlopp hade även deras luftflöden behövts uppskattas.

6.3 KVÄVEÅTERVINNING

Beräkningarna av kväveåtervinningen visade att 96 % respektive 98 % av den insamlade urinens kväve behölls i låda 1 och låda 3, vilket ger ett medelvärde på 97 % för hela systemet.

Ett antal parametrar kan ha påverkat nedbrytningen av urean. I beräkningarna med ekvation 27 togs endast hänsyn till temperaturens påverkan på halveringstiden. Den beräknade halveringstiden var större i låda 3 (95 ± 45 dagar) än i låda 1 (50 ± 45 dagar), vilket kan anses vara rimligt eftersom medeltemperaturen i låda 3 (52 ± 5 °C) var lägre än i låda 1 (59 ± 4 °C). Den förhöjda temperaturen i låda 1 ledde till att ureans halveringstid minskade och att den således bröts ned i en något snabbare takt än i låda 3.

Utöver temperaturens inverkan kan även pH ha påverkat nedbrytningen. pH-värdet i

askan var $12,5 \pm 0,1$ och tillsammans med CaOH och KOH höjeds pH till över 13 i både låda 1 ($\text{pH}=13,3 \pm 0,02$) och låda 3 ($\text{pH}=13,5 \pm 0,02$) (tabell B3).

Sammanfattningsvis kan det konstateras att systemets temperatur varierade mellan 52 °C och 59 °C och att pH var > 13. Enligt Randall m.fl. (2016) är $\text{pH} > 11$ tillräckligt högt för att begränsa den enzymtiska nedbrytningen av urean och enligt Geinzer (2017) bör ett pH-värde på 12 användas för system som behandlar urin på plats. I jämförelse med studier utförda i laboratorieskala (Simha m.fl. 2018), där över 90 % av kvävet bevarades vid en temperatur på 60 °C och ett pH på 12,5, visade pilotförsöket att liknande resultat kan uppnås i fält och i större skala.

6.4 VÄXTNÄRINGSHALTER I SLUTPRODUKTEN OCH I TS

De beräknade växtnäringshalterna uppgick till 0,5 % N, 0,6 % P och 4,9 % K i slutprodukten och till 0,6 % N, 0,7 % P och 5,7 % K i torrsubstansen. Kväve- och fosforhalterna blev låga i och med att så lite urin tillfördes systemet under de 13 dyggen. På grund av att så små mängder urin insamlades så var slutprodukten kväve- och fosforkoncentration ungefär lika stor som urinens kväve- och fosforkoncentration. Kaliumhalten var betydligt högre eftersom att askan innehöll mycket kalium och även kaliumhydroxiden tillförde kalium till torkningsmediet. De växtnäringshalter som hade erhållits i slutprodukten om systemets fulla potential hade nyttjats redovisas i stycke 6.6.

Beräkningarna av växtnäringshalterna baserades på uppmätta fosfor- och kaliumkoncentrationer i slutprodukten och på beräknade värden av kvävekoncentrationen i urin. De uppmätta fosfor- och kaliumhalterna, som kan ses i tabell B4 (Appendix B), har en standardavvikelse som utgör ungefär 15 % av medelvärdet. En viss spridning erhöles eftersom slutprodukten inte var helt homogeniserad. När proverna togs fanns en del hårda klumpar som var svåra att sönderdela. Dessa klumpar hade en högre koncentration av urin och således även ett högre fosforinnehåll än resterande slutprodukt. Standardavvikelsen anses dock inte ha haft någon betydande inverkan på resultaten.

Kvävekoncentrationen i urinen beräknades till $11,4 \text{ g N kg}^{-1}$ urin, vilket ligger inom intervallet för den analyserade kvävekoncentrationen: $9,8 \pm 3,5 \text{ g N kg}^{-1}$ urin (medelvärde $\pm$ standardavvikelse). Standardavvikelsen är stor i förhållande till medelvärdet för den färska urinen. Det berodde på att urinen inte var helt homogen, antagligen på grund av att struvitutfällningar hade bildats. Det analyserade och det beräknade värdet visar emellertid att kvävekoncentrationen i beväringarnas urin är högre än litteraturvärdet ($7,6 \text{ g N kg}^{-1}$ urin), vilket kan anses vara rimligt eftersom beväringarnas genomsnittliga proteinintag är högt (tabell B6, Appendix B).

6.5 ENERGIFÖRBRUKNING

Beräkningarna av energiförbrukningen visade att systemet under de 13 dygnen, vid tillförsel av 24 kg urin, förbrukade $13100 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ N}$ och $196900 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ P}$ samt $13,5 \text{ kWh användning}^{-1}$. Om systemets fulla potential hade nyttjats, det vill säga en tillförsel av 30 kg urin dygn^{-1} under de 13 dygnen (totalt ca 390 kg urin) och en användning av sex fläktar med effekt 1200 W hade energiförbrukningen minskat till $2000 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ N}$ och $26700 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ P}$ samt $1,9 \text{ kWh användning}^{-1}$. Om endast tre fläktar hade använts så hade energiförbrukningen nästan halverats till $1100 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ N}$, $13300 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ P}$ samt $1,1 \text{ kWh användning}^{-1}$. Med tre fläktar uppnåddes inte riktigt ett evaporationsflöde på $30 \text{ kg urin dygn}^{-1} \text{m}^{-2}$ så det är troligt att en större torkningsyta skulle behöva tas i anspråk för att säkerställa ett flöde på över $30 \text{ kg urin dygn}^{-1} \text{m}^{-2}$.

Vid jämförelse med litteraturvärden (Maurer, Schwegler & Larsen 2003) framgår att energikonsumtionen i ett avloppsreningsverk motsvaras av $45 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ N}$ för nitrifikation och fördenitrifikation samt $49 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ P}$ för fosforutfällning med FeSO_4 , inklusive slamtransport och förbränning. Vid framställning av kvävebaserat mineralgödsel med Haber-Bosch-metoden åtgår $45 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ N}$ och för tillverkning av fosforbaserat mineralgödsel åtgår $29 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ P}$ (Maurer, Schwegler & Larsen 2003). Energikonsumtionen för kväve respektive fosfor uppgår sammantaget till $90 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ N}$ och till $78 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ P}$. Den teoretiska energiförbrukningen (när systemet användes till sin fulla kapacitet och med sex fläktar) med avseende på kväve är för systemet 23 gånger så hög och med avseende på fosfor 340 gånger så hög som för konventionell avloppsvattenrening och framställning av mineralgödsel med Haber-Bosch. Även om tre fläktar användes skulle systemets energiförbrukning vara mycket hög i jämförelse med avloppsvattenreningsverket och mineralgödselframställningen.

Energikonsumtionen för urintorkningssystemet var mycket hög eftersom systemet hade en kontinuerlig energiförbrukning och komponenter med en hög energikonsumtion, exempelvis hade varje fläkt en effekt på 1200 W. Det är emellertid viktigt att belysa att det var första gången som urintorkningsteknologin testades i fältförhållanden och att fokus under konstruktionen var att uppnå ett tillräckligt högt evaporationsflöde. Hänsyn togs således inte till systemets energiförbrukning under konstruktionen. Det bör även tilläggas att den konventionella avloppshanteringen och produktionen av mineralgödsel har funnits mycket längre än urintorkningsteknologin och därmed optimerats under tiotals år. Om andra parametrar, som exempelvis resursåtervinning och besparing av dricksvatten, tas i beaktande har urintorkningsteknologin dessutom stora fördelar i jämförelse med de konventionella teknologierna. Urintorkningsteknologin utmanar inte de planetära gränserna genom att rubba de naturliga kväve- och fosforflödena. I och med att systemet möjliggör återvinning av näringsämnen kan även läckaget av kväve och fosfor till vattendrag och negativ påverkan på marina ekosystem minskas (Rockström m.fl. 2015).

Om systemet istället jämförs med ett annat torrt sanitetssystem, som exempelvis förbränningstoaletten, är systemets energiförbrukning ($1,1\text{-}1,9 \text{ kWh användning}^{-1}$) ungefär likvärdig med förbränningstolettens energiförbrukning ($0,8\text{-}1,5 \text{ kWh användning}^{-1}$) (Cinderella u.å.). Både förbränningstoaletten och

urintorkningssystemet har den stora fördelen att de inte konsumerar vatten i behandlingsprocesserna. Systemen kan således användas i områden där det inte finns tillgång till vatten eller dricksvattenresurserna är knappa. Systemen medför inte heller kontaminering av miljön i form av utsläpp av näringsämnen. Dock erbjuder urintorkningssystemet en klar fördel med avseende på näringsåtervinningen, eftersom systemet återvinner fosfor, kalium men även kväve. I förbränningstoaletten bryts urean ned på grund av den höga temperaturen och förloras, så i askan som erhålls efter förbränningen återvinns endast fosfor och kalium.

6.6 URINTORKNINGSSYSTEMETS POTENTIAL

För den period som systemet utvärderades (13 dygn) samlades som mest 24 kg urin in enligt beräkningarna, vilket motsvarar ungefär 80 användningar (försatt att 0,3 kg urin utsöndrades per urinering i genomsnitt). Systemet konstruerades emellertid för att torka 30 kg urin per dygn under en månads tid innan byte av torkningsmedium och hade således potential att behandla urin från 100 användningar per dygn respektive 3000 användningar per månad.

Försatt att systemets fulla potential hade nyttjats så hade bland annat växtnäringshalterna i slutprodukten (urin+aska+Ca(OH)₂+KOH) förändrats. Om det antas att systemet torkade 900 kg urin under 1 månad, att pH = 12, temperaturen = 60 °C under hela perioden och att lika mycket urin tillfördes systemet varje dygn hade växtnäringshalterna i slutprodukten beräknats till 5,6 % N, 1,7 % P och 3,8 % K (jämfört med växtnäringshalterna som beräknades för de 13 dyggen: 0,5% N, 0,6 % P och 4,9 % K). Beräkningar av växtnäringshalterna i torrsubstansen av slutprodukten visar att halterna hade ökat ytterligare, från 0,6 % N, 0,7 % P och 5,7 % K (24 kg urin, 13 dygn) till 7,7 % N, 2,2 % P och 5,1% K (900 kg urin, 30 dygn). Särskilt kvävehalten, men även fosforhalten, hade ökat markant. Kaliumhalten hade emellertid inte ökat eftersom att majoriteten av kalium i slutprodukten tillfördes från askan.

För att ytterligare öka kvävehalten hade temperaturen i systemet kunnat sänkas. Beräkningar med ekvationerna 27 och 26 visade att 77,8 % av N skulle kunna återvinnas vid en temperatur på 60 °C. Beräkningarna visade vidare att 92,9 % av N skulle kunna behållas vid en temperatur på 50 °C och vid en temperatur på 40 °C skulle 97,9 % av N behållas. Temperatursänkningen hade förstås även ökat kvävehalten i slutprodukten (försatt att pH = 12 under hela torkningen). Om en temperatur på 50 °C hade använts under torkningen så hade kvävehalten ökat till 8,9 % (i TS) och om temperaturen sänktes till 40 °C hade kvävehalten ökat till 9,3 % (i TS). Temperatursänkningen till 40 °C hade dock även sänkt systemets evaporationsflöde. För att öka evaporationsflödet hade möjligtvis en större torkningsyta behövts. I systemet användes 78 % av den tillgängliga totala torkningsytan, så för att optimera torkningen kunde en större yta eller hela ytan ha använts.

Om det emellertid antas att systemet hade klarat av att torka 30 kg urin per dygn under en månad med en temperatur på 40 °C så hade även energiförbrukningen kunnat reduceras. En temperatur på 40 °C hade motsvarats av att läge I användes på fläktarna och att effekten därmed minskade från 1200 W (läge II) till 700 W (läge I). Systemets

energikonsumtion hade följaktligen minskat från 1,9 kWh per användning till 1,2 kWh per användning, vilket är inom spannet för förbränningstoalettens energiförbrukning (0,8-1,5 kWh).

Med hjälp av en enkel reglerteknisk åtgärd, som exempelvis en timer ansluten till fläktarna, kunde energiförbrukningen med sannolikhet reduceras betydligt. I praktiken skulle inte urinen tillföras med ett jämt flöde (30 kg per dygn), utan tillförseln skulle variera med tiden. Vid tillförsel av urin skulle systemet börja torka urinen och effekten skulle kunna varieras efter massan urin. Vid låg användning skulle fläktarnas effekt eller antal kunna reduceras och vid hög användning skulle samma parametrar kunna ökas. När systemet inte användes alls skulle fläktarna och avfuktaren stängas av så att energiförbrukning upphörde.

En annan åtgärd kunde vara att använda en värmeväxlare så att den utgående varma luften från systemet skulle värma upp den kallare ingående luften. På så vis skulle inte samma mängd energi krävas för att värma upp den ingående luften. Ytterligare en åtgärd kunde vara att konstruera ett slutet system, så att den utgående luften från avfuktaren återcirkulerades genom systemet. Liksom i fallet med värmeväxlaren skulle luften inte behöva värmas upp lika många grader och en mindre mängd energi skulle erfordras.

6.7 URINTORKNINGSSYSTEMET I RELATION TILL ANDRA SANITETSSYSTEM

För att utvärdera urintorkningssystemet gjordes en jämförelse med tre andra urinbehandlingstekniker med avseende på de gödselprodukter som erhålls efter behandling. De tekniker som valdes för utvärdering var struvitutfällning, jonbyte med zeolit och partiell nitrifikation-destillering. Struvitutfällningen och jonbyte med zeolit är tekniker vars fokus är att utvinna fosfor respektive kväve. Partiell nitrifikation-destillering är en teknik som återvinner samtliga makronäringsämnen, precis som urintorkningen. Orsaken till att dessa tekniker valdes för jämförelsen var att de har gödselprodukter som har kommersialiserats (Etter m.fl. 2015, Again AB (u.å.), Ganrot, Dave & Nilsson 2007).

Med urintorkningsteknologin återvinns 100 % av P och 100 % av K från urinen (Senecal & Vinnerås 2017). Kväveåtervinningen beror av faktorer som temperatur, pH och närvaro av ureasenzym. Om torkningen utförs vid en temperatur på 40 °C och pH = 12 har systemet potential att återvinna närmare 98 % av kvävet under en månads användning (enligt beräkningar med ekvationerna 26, 27 och 28). Systemets näringsåtervinning är då ungefär likvärdig med VUNA-processens näringsåtervinning (Etter m.fl. 2015). Med struvitutfällningen återvinns nästan all fosfor och med jonbyte med zeolit kan varierande mängder kväve återvinnas (Beler-Baykal m.fl. 2004, Ganrot, Dave & Nilsson 2007) Om endast magnesium tillsätts vid struvitutfällningen utvinns mycket lite kväve (Maurer m.fl. 2006). Med urintorkningen, struvitutfällningen och jonbyte med zeolit fås torra gödselprodukter och från partiell nitrifikation-destillering fås ett koncentrerat gödselmedel i vätskeform.

De olika teknologierna jämfördes med avseende på kvantiteten gödselprodukt som

skulle behöva appliceras på 1 ha åkermark för odling av vete, vars kvävebehov uppgår till 95 kg ha^{-1} (Simha m.fl. 2019). Jämförelsen baseras på grödans kvävebehov, eftersom kväve oftast är det begränsande näringsämnet (Jönsson m.fl. 2004). För jonbyte med zeolit skulle den överlägset största mängden gödselprodukt krävas, närmare 35800 kg (Again AB u.å.). Det är betydligt mer än mängden gödselprodukt som skulle behövas från den partiella nitrifikationen-destilleringen (1900 l) (Etter mfl. 2015), struvitutfällningen (1700 kg) (baserat på förhållandet mellan struvitens ingående ämnen) och den torkade urinen (1100 kg) (baserat på beräkningar med ekvationerna 26, 27 och 28). Vidare är det nästan 180 gånger så mycket som om det konventionella mineralgödsel urea används. För gödsling av 1 ha veteodling krävs ungefär 200 kg urea (47 % N).

Kvantiteten gödselprodukt som skulle behövas från de övriga sanitetssystemen är av samma storleksordning. Om struvitutfällningen användes skulle ungefär 1700 kg produkt behövas. Dock är det viktigt att poängtera att fosformängden i struviten skulle överstiga gränsvärdena för vad som får appliceras på åkermark och att det således inte lämpar sig att använda struvit som ett kvävegödsel.

Av de system som återvinner samtliga primära makronäringsämnen, det vill säga urintorkningen och den partiella nitrifikationen-destilleringen, skulle minst mängd gödsel krävas från urintorkningen. Vid gödslingen skulle $1,9 \text{ m}^3$ Aurin krävas och 1100 kg torkad urin (temperatur 50°C , och $\text{pH} = 12$), motsvarande ungefär $1,4 \text{ m}^3$ om det antas att slutprodukten har en densitet på 800 kg m^{-3} (Vesterinen 2003). Här ses de volymmässiga fördelarna med att torka urinen. Lika stor näringsåtervinning kan fås som med den partiella nitrifikationen-destilleringen, men koncentrationen näring ökar i gödselprodukten när urinen torkas. Att handskas med en mindre volym är fördelaktigt för logistiken kring spridningen av produkten när större arealer ska gödslas. En stor fördel med den torra produkten är även att den kan göras stapelbar, vilket underlättar för logistiken och hanteringen av produkten avsevärt. Det krävs dock en viss produktförädling för att den torkade urinen ska kunna användas som gödsel inom lantbruket.

7 SLUTSATSER

Urintorkningsteknologin med basisk stabilisering av urea testades för första gången i fältförhållanden genom att ett urintorkningssystem som kunde torka

40 kg vatten $\text{dygn}^{-1}\text{m}^{-2}$ konstruerades och integrerades i ett befintligt torrt sanitetssystem (Biomaja). Vidare installerades systemet vid Björneborgs Brigad i Finland för slutgiltig användning under en period av 3 månader.

Två metoder användes för att uppskatta den insamlade urinen och näringshalterna i slutprodukten (den torkade urinen + torkningsmediet). Metoden som baserades på fosfor visade att 24 kg urin tillfördes systemet under en bruksperiod på 13 dagar. I metoden som baserades på temperatur och luftfuktighet erhöles värden som ansågs orimligt stora. Svårigheter med att uppskatta inflödet av luft till systemet ansågs vara en orsak som bidrog till de orimliga resultaten.

Slutprodukten som erhöles efter torkning hade växtnäringshalter motsvarande 0,5 % N, 0,6 % P och 4,9 % K. Växtnäringshalterna i torrsubstansen av slutprodukten uppgick till 0,6 % N, 0,7 % P och 5,7 % K. Efter torkningen återvanns ungefär 97 % av kvävet i slutprodukten, vilket innebar att systemet klarade av att torka urinen utan att förlora mer än 20 % av kvävet. Kväveförlusterna kunde med sannolikhet förklaras av nedbrytning av urea på grund av en hög temperatur och ett högt pH.

Om systemets fulla potential hade nyttjats, det vill säga att systemet hade tillförts 30 kg urin dygn^{-1} , så hade kväve- och fosforhalterna ökat till 5,6 % respektive 1,7 % i slutprodukten (torkning vid temperatur 60 °C och pH = 12). På en torrsubstansbasis hade kväve- och fosforhalterna ökat ytterligare, till 7,7 % respektive 2,2 %. Om temperaturen hade sänkts hade ureans halveringstid ökat och en större andel kväve återvunnits. Vid 50 °C (pH = 12) så hade 93 % av N återvunnits och om torkningen hade utförts vid 40 °C (pH = 12) hade 98 % av N återvunnits i slutprodukten.

En jämförelse med tre andra urinbehandlingstekniker (partiell nitrifikation-destillering, struvitutfällning och jonbyte med zeolit) visade att gödselprodukten som erhöles från urintorkningen (vid full potential) hade den högsta kvävekoncentrationen. Om gödselprodukter från de olika teknikerna skulle användas för att förse 1 ha veteodling med kväve så skulle minst mängd produkt krävas från urintorkningen och störst mängd produkt krävas från jonbyte med zeolit. Jämförelsen visar urintorkningsteknologins fördelar: hög kväveåtervinning och stor volymreduktion.

Under de 13 dygnen förbrukade systemet 13100 MJ kg^{-1} N och 196000 MJ kg^{-1} P som tillfördes systemet med urinen. Energikonsumtionen per användning beräknades till 13,5 kWh per urinerings. Om systemet hade torkat 30 kg urin dygn^{-1} , det vill säga den mängd som systemet hade konstruerats för att torka, hade energiförbrukningen sjunkit till mellan 1100-2000 MJ kg^{-1} N, 13300-26700 MJ kg^{-1} P och 1,1-1,9 kWh per användning.

I jämförelse med den sammantagna energin som förbrukas vid ett avloppsreningsverk samt vid framställningen av mineralgödsel (90 MJ kg^{-1} N, 78 MJ kg^{-1} P) är systemets

energikonsumtion hög. Om urintorkningssystemet istället jämförs med ett annat torrt sanitetssystem, som exempelvis förbränningstoaletten, vars energiförbrukning uppgår till 0,8-1,5 kWh, är systemets energiåtgång likvärdig vid full kapacitet.

Systemets energiförbrukning är hög eftersom det har en kontinuerlig energikonsumtion och även komponenter med hög effekt. Energiförbrukningen skulle kunna minskas genom en enkel reglerteknisk åtgärd, exempelvis med en timer, så att fläktarna och avfuktaren stängs av när toaletten inte används. Systemet skulle även kunna återanvända den utgående varma luften med låg fuktighet. På så vis skulle luften inte behöva värmas upp lika många grader och en mindre mängd energi skulle krävas för uppvärmningen.

Prototypen som konstruerades på SLU visade att det är möjligt att utföra basisk urintorkning i större skala. Vid större implementering behöver energiförbrukningen emellertid minskas.

REFERENSER

Again AB (u.å.). *GainutriTM today*. Tillgänglig: http://again.se/sites/default/files/bilder/analysi_gainutri_20180205.pdf [2019-06-05]

Andreev, N., Ronteltap, M., Boincean, B., Wernli, M., Zubcov, E., Bagrin, N., Borodin, N., Lens, P.N.L. (2017). Lactic acid fermentation of human urine to improve its fertilizing value and reduce odour emissions. *Journal of Environmental management*, vol. 198, ss. 63-69. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.059>

Antonini, S., Nguyen, P.T., Arnold, U., Eichert, T., Clemens, J. (2012). Solar thermal evaporation of human urine for nitrogen and phosphorus recovery in Vietnam. *Science of The Total Environment*, vol. 414, ss. 592-599. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.055>

Armén u.å. *Information om oss*. Tillgänglig: <https://maavoimat.fi/sv/bjorneborgs-brigad/om-oss> [2019-05-03]

Belar-Baykal, B., Bayram, S., Akkaymak, E., Cinar, S. (2004). Removal of ammonium from human urine through ion exchange with clinoptilolite and its recovery for further reuse. *Water Science Technology*, vol. 50, ss. 149-156. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0371>

Berk, Z. (2018). *Food Process Engineering and Technology*. 3 uppl. Academic Press. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812018-7.00022-1>

Biltema (2017). *Kupévärmare*. [Manual]. Helsingborg: Biltema. [2019-01-28].

Blakeley, R. L., Treston, A., Andrews, R. K., Zerner, B. (1982). Nickel(II)-promoted ethanolysis and hydrolysis of N-(2-pyridylmethyl)urea. A model for urease. *Journal of the American Chemical Society*, vol. 104, ss.612-614. DOI: 0002-7863/82/1504-0612\$01.25/0

Callahan, B. P., Yuan, Y., Wolfenden, R. (2005). The Burden Borne by Urease. *Journal of the American Chemical Society*, vol. 127, ss. 10828-10829. DOI: 10.1021/ja0525399

Cinderella (u.å.). *Cinderella Classic*. Tillgänglig: <https://www.cinderellaeco.com/ca/vacation-homes/cinderella-classic/> [2019-05-14]

Cordell, D., Drangert, J. O., White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, vol 19, ss. 292-305. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009.

Cordell, D., White, S. (2011). Peak Phosphorus: Clarifying the Key Issues of a Vigorous Debate about Long-Term Phosphorus Security. *Sustainability*, vol. 3, ss. 2027-2049.

Dissanayake, C. B., Chandrajith, R. (2009). Phosphate mineral fertilizers, trace metals and human health. *Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka*, vol. 37, ss. 153-165.

Doran, P.M. (2013). *Bioprocess Engineering Principles*. 2 uppl. Academic Press. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-220851-5.00011-3>

Dutta, S., Vinnerås, B. (2016). Fertilizer from dried human urine added to ash and lime - a potential product from eco-sanitation system. *Water Science & Technology*, vol. 76, ss. 1436-1445. DOI: 10.2166/wst.2016.324

Editors of Encyklopaedia Britannica (2018). Nitrogen cycle. I: *Encyklopaedia Britannica*. Tillgänglig: <https://www.britannica.com/science/nitrogen-cycle> [2019-02-20]

Editors of Encyklopaedia Britannica (u.å.). Phosphorus. I: *Encyklopaedia Britannica*. Tillgänglig: <https://www.britannica.com/science/phosphorus-chemical-element> [2019-05-27]

Etter, B., Udert, K.M., Gounden, T. (2015). *VUNA Final Report*. Dübendorf: Eawag. Tillgänglig: https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/eng/projekte/vuna/doc/VUNA_Final_Report_2015.pdf

FAO (2018). *Food Supply - Crops Primary Equivalent*. Tillgänglig: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/CC> [2019-04-11]

FAO (2017a). *The future of food and agriculture - Trends and Challenges*. Rom: FN.

FAO (2017b). *World fertilizer trends and outlook to 2020*. Rom: FN.

Fixen, P.E., Johnston, A.M. (2011). World fertilizer nutrient reserves: a view to the future. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, vol. 92, ss. 1001-1005. DOI: 10.1002/jsfa.4532

FN:s avdelning för ekonomiska och sociala ärenden (2017). *World Population Prospects: The 2017 Revision, Key Findings and Advance Tables*. ESA/P/WP/248.

Ganrot, Z., Dave, G., Nilsson, E. (2007). Recovery of N and P from human urine by freezing, struvite precipitation and adsorption to zeolite and active carbon. *Bioresource technology*, vol. 98, ss. 3112-3121. DOI: 10.1016/j.biortech.2006.10.038

Geinzer, M. (2017). Inactivation of the urease enzyme by heat and alkaline pH treatment. Retaining urea-nitrogen in urine for fertilizer use. Masteruppsats. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet. Tillgänglig: https://stud.epsilon.slu.se/11230/1/geinzer_m_171002.pdf

Gillard, B. (2014) Is a Haber-Bosch World Sustainable? Population, Nutrition, Cereals, Nitrogen and Environment. *The Journal of Social, Political and Economic Studies*, vol. 39, ss. 166-185.

Granero, S. & Domingo, J. L. (2002). Levels of metals in soils of Alcalá de Henares, Spain: Human health risks. *Environment International*. vol., 28, ss. 159-164. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00024-7](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00024-7)

Gruber, N., Galloway, J.N. (2008). An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, vol. 451, ss. 293-296. DOI: 10.1038/nature06592

Harder, R., Wielemaker, R., Larsen, T.A., Zeeman, G., Öberg, G. (2019). Recycling nutrients contained in human excreta to agriculture: Pathways, processes, and products. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1558889>

Hauff, M., Lens, P. (2001) The micro and macro economic aspects of decentralized sewage treatment. I: Lens, P., Lettinga, G., Vallerio, M. (red.), *Decentralised Sanitation and Reuse - Concepts, systems and implementation*. London: IWA Publishing., ss. 578-593.

Hellström, D., Johansson, E., Grennberg, K. (1999). Storage of human urine: acidification as a method to inhibit decomposition of urea. *Ecological Engineering*, vol. 12, ss. 253-369. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00074-3](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00074-3)

Hough, R. L., Breward, N., Young, S. D., Crout, N. M. J., Tye A. M., Moir, A. M., Thornton, I. (2004). Assessing potential risk of heavy metal exposure from consumption of home-produced vegetables by urban populations. *Environmental Health Perspectives*, vol. 112, ss. 215-221. DOI: 10.1289/ehp.5589

Hubendick, B., Eklund, R (u.å.). Övergödning. I. *Nationalencyklopedin*. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/övergödning> [2019-02-15]

Jaiswal, D. K., Verma J. P., Prakash, S., Meena, S. V., Meena R. S. (2016). Potassium as an Important Plant Nutrient in Sustainable Agriculture: A State of the Art. I: Meena V., Maurya B., Verma J., Meena R. (eds). *Potassium Solubilizing Microorganisms for Sustainable Agriculture*. New Delhi: Springer.

Jönsson, H., Stinzing Richert, A., Vinnerås, B., Salomon, E. (2004). *Guidelines on the Use of Urine and Faeces in Crop Production*. Stockholm: Stockholm Environment Institute. (EcoSanRes Publicantions Series, 2004:2).

Kabdaşlı, I., Tünay, O., İşlek, Ç., Erdinç, E., Hüskalar, S. & Tatlı, M.B. 2006. Nitrogen

recovery by urea hydrolysis and struvite precipitation from anthropogenic urine. *Water Science and Technology*, vol. 53, ss. 305-312.

Kim, H. S., Kim, Y. J., Seo, Y. R. (2015). An Overview of Carcinogenic Heavy Metal: Molecular Toxicity Mechanism and Prevention. *Journal of Cancer Prevention*, vol. 20, ss. 232-240. DOI: 10.15430/JCP.2015.20.4.232

Kirchmann, H., Pettersson, S. (1994). Humane urine - Chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertilizer Research*, vol. 40, ss. 149-154. Tillgänglig: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00750100> [2019-02-25]

Krajewska, B. (2009). Ureases I. Functional, catalytic, and kinetic properties: A review. *Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic*, vol. 59, ss. 9-21. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.molcatb.2009.01.003>

Langergraber, G., Muellegger, E. (2005). Ecological Sanitation—a way to solve global sanitation problems? *Environment International*, vol. 31, ss. 433-444. DOI: 10.1016/j.envint.2004.08.006

Lantmännen (u.å.) *Kadmium*. Tillgänglig: <https://lantmannen.com/hallbar-utveckling/viktiga-fragor/kadmium/> [2019-02-05]

Lens, P., Lettinga, G., Vallero, M. (2004). Environmental Protection Technologies for Sustainable Development. I: Marsalek, J., Sztruhar, D., Giulianelli, M., Urbonas, B. (red), *Enhancing Urban Environment by Environmental Upgrading and Restoration*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, ss. 341-350.

Lind, B.-B., Ban, Z., Bydén, S. (2000). Nutrient recovery from human urine by struvite crystallization with ammonia adsorption on zeolite and wollastonite. *Bioresource Technology*, vol. 73, ss. 169-174. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)90157-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)90157-8)

Linderholm, K., Mattsson, J.E. (2013). *Analys av fosforflöden i Sverige*. Alnarp: Sveriges Lantbruksuniversitet (2013:5).

Linderholm, K., Mattsson, J.E., Tillman, A.-M. (2012). Phosphorus flows to and from Swedish Agriculture and Food Chain. *Ambio*, vol. 41, ss. 883-893. DOI: 10.1007/s13280-012-0294-1

Liu, Q., Liu, C., Zhao, L., Ma, W., Liu, H., Ma, J. (2016) Integrated forward osmosis-membrane distillation process for human urine treatment. *Water Research*, vol. 91, ss. 45-54. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.045>

Malmquist, J., Elding, L. I. (u.å.) Ammoniak. I: *Nationalencyklopedin*. Tillgänglig: <https://www-ne->

se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/ammoniak
[2019-02-11]

Manning, D.A.C. (2010). Mineral sources of potassium for plant nutrition. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 30, ss. 624-636. DOI: 10.1051/agro/2009023

Maurer, M., Bufardi, A., Tilley, E., Zurbrugg, C., Truffer, B. (2012). Acompatibility-based procedure designed to generate potential sanitationssystem alternatives. *Journal of Environmental Management*, vol. 104, ss. 51–61. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.03.023>

Maurer, M., Pronk, W., Larsen T. A. (2006). Treatment processes for source-separated urine. *ScienceDirect*, vol. 40, ss. 3151-3166. DOI:10.1016/j.watres.2006.07.012

Maurer, M., Schwegler, P. & Larsen, T.A. (2003). Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery. *Water Science and Technology*, vol. 48, ss. 37-46. DOI: 10.2166/wst.2003.0011

Melander, A., Albertsson, J., Hambræus, L. (u.å.). Kalium. I: Nationalencyklopedin. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/kalium> [2019-05-05]

Mitra, G. (2017). Essential Plant Nutrients and Recent Concepts about their Uptake. I: Naeem, N., Ansari, A. A., Singh Gill, S. (red), *Essential Plant Nutrients - Uptake, Use Efficiency, and Management* . Cham: Springer Nature, ss. 3-37.

Nationalencyklopedin (u.å.,a). Kalium. I: *Nationalencyklopedin*. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/kalium> [2019-04-01]

Nationalencyklopedin (u.å.,b). Urinering. I: *Nationalencyklopedin*. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/urinering> [2019-05-28]

NG, P.P., Tasirin, S.M., Law, C.L. (2006). Thin layer method analysis of spouted bed dried malaysian paddy - Characteristic drying curves. *Journal of Food Process Engineering*, vol. 29, ss. 414-428. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1745-4530.2006.00068.x>.

Pahore, M., Ushijima K., Ito, R., Funamizu, N. (2012). Fate of nitrogen during volume reduction of human urine using an on-site volume reduction system. *Environmental Technology*, vol. 33. ss. 229-235. DOI: 10.1080/09593330.2011.560192

Pedersen, K., Elding, L. I., Björn, L. O., Erlandsson, U. (u.å.). Fosfor. I.

Nationalencyklopedin. Tillgänglig: <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/fosfor> [2019-02-11]

Pillai, M.G., Simha, P., Gugalia, A. (2014). Recovering urea from human urine by bio-sorption onto microwave activated carbonized coconut shells: equilibrium, kinetics, optimization and field studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 2, ss. 46-55. DOI: 10.1016/j.jece.2013.11.027

Pradhan, S. K., Mikola, A., Sihvonen, M., Vahala, R. (2018). *Nitrogen and phosphorus harvesting from liquid waste using gas permeable hydrophobic membrane*. Helsingfors: Aalto University

Putnam, D. F. (1971). *Composition and Concentrative Properties of Human Urine*. Washington D.C.: National Aeronautics and Space Administration (NASA CR-1802). Tillgänglig: <https://ntrs.nasa.gov/archive/nasa/casi.ntrs.nasa.gov/19710023044.pdf> [2019-05-03]

Qu, C-S., Ma, Z-W., Yang, J., Liu, Y., Bi, J., Huang, L. (2012). Human Exposure Pathways of Heavy Metals in a Lead-Zinc Mining Area, Jiangsu Province, China. *PLoS ONE*, vol. 7. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0046793>

Randall, D. G., Krähenbühl, M., Köpping, I., Larsen, T. A., Udert, K. M. (2016). A novel approach for stabilizing fresh urine by calcium hydroxide addition. *Water Research*, vol. 95, ss.361-369. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.007>

al Rawashdeh, R., Maxwell, P. (2014). Analysing the World Potash Industry. *Resources Policy*, vol. 41, ss. 143-151. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.resourpol.2014.05.004>

Razon, L.F. (2013). Life Cycle Analysis of an Alternative to the Haber-Bosch Process: Non-Renewable Energy Usage and Global Warming Potential of Liquid Ammonia from Cyanobacteria. *Environmental Progress Sustainable Energy*, vol. 33, ss. 618-624. DOI: 10.1002/ep.11817

Rittenhouse, P.A. (1979). Potash and Politics. *Economic Geology*, vol. 74, ss. 353-357.

Roberts, T. L. (2014). Cadmium and Phosphorous Fertilizers: the Issues and the Science. *Procedia Engineering*, vol. 83, ss. 52-59. DOI: 10.1016/j.proeng.2014.09.012

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F. S., Lambin, E., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schnellhuber, H., Nykvist, B., de Wit, C., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J. (2009). Planetary Boundaries:

Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society*, vol. 14. Tillgänglig: <https://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/> [2019-02-15]

Sanderson, R.T. (2019). Nitrogen. I: *Encyklopaedia Britannica*. Tillgänglig: <https://www.britannica.com/science/nitrogen> [2019-05-11]

Senecal, J. (2017). *Urea stabilisation and dehydration for urine-diverting toilets*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.

Senecal, J., Vinnerås, B. (2017). Urea stabilisation and concentration for urine-diverting dry toilets: Urine dehydration in dry ash. *Science of the Total Environment*, vol. 568, ss. 650-657. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.038>

Shen, J., Yuan, L., Zhang, J., Li, H., Bai, Z., Chen, X., Zhang, W., Zhang, F. (2011). Phosphorus Dynamics: From Soil to Plant. *Plant Physiology*, vol. 156, ss.997-1005. DOI: <https://doi.org/10.1104/pp.111.175232>

Simha, P., Lalander, C., Nordin, A., Vinnerås, B. (2019). *Alkaline dehydration of source-separated human urine*. Opublicerat manuskript. Institutionen för energi och teknik. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.

Simha, P., Senecal, J., Nordin, A., Lalander, C., Vinnerås, B. (2018). Alkaline dehydration of anion-exchanged human urine: Volume reduction, nutrient recovery and process optimization. *Water Research*, vol. 142, ss. 325—336. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.001>

SITRA (u.å.). *Nutrients in urine: waste them or use them?* Tillgänglig: <https://www.sitra.fi/en/projects/nutrients-urine-waste-use/> [2019-04-17]

Steenari, B.M. (1998). *Chemical Properties of FBC Ashes*. Doktorsavhandling. Göteborg: Chalmers Teniska Högskola.

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, vol. 347. DOI: 10.1126/science.1259855

Stockholm Resilience Center (u.å.). *The nine planetary boundaries*. Tillgänglig: <https://www.stockholmresilience.org/research/planetary-boundaries/planetary-boundaries/about-the-research/the-nine-planetary-boundaries.html> [2019-05-27]

Svenskt vatten (2019). *Dricksvattenfakta*. Tillgänglig: <https://www.svensktvatten.se/dokumentation/drucksvattenfakta>

//www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/dricksvattenfakta/
[2019-06-10]

Tarpeh, W.A., Udert, K.M., Nelson, K.L. (2017). Comparing ion exchange adsorbents for nitrogen recovery from source-separated urine. *Environmental Science Technology*, vol. 51, ss. 2373–2381. DOI: 10.1016/j.jece.2013.11.027

Testo (uå). *testo 405i - Hot-wire anemometer wireless Smart Probe*. Tillgänglig: <https://www.testo.com/en-US/testo-405i/p/0560-1405>
[2019-04-19]

The World Bank (2018). Fertilizer prices to rise in 2019 on supportive fundamentals. Tillgänglig: blogs.worldbank.org/developmenttalk/fertilizer-prices-rise-2019-supportive-fundamentals [2019-05-05]

Tun, L.L., Jeong, D., Jeong, S., Cho, K., Lee, S., Bae, H. (2016). Dewatering of source-separated human urine for nitrogen recovery by membrane distillation. *Journal of Membrane Science*, vol. 512, ss. 13-20. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.04.004>

Udert, K.M., Larsen, T.A., Biebow, M., Gujer, W. (2003). Urea hydrolysis and precipitation dynamics in a urine-collecting system. *Water Research*, vol. 37, ss. 2571-2582. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00065-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00065-4)

Udert, K.M., Wächter, L. (2012). Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation. *Water Research*, vol. 46, ss. 453-464. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.020>

UNEP & IFA (2001). *Environmental Aspects of Phosphate and Potash Mining*. Tillgänglig: <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/8071/-Environmental%20Aspects%20of%20Phosphate%20and%20Potash%20Mining-20011385.pdf?sequence=2&isAllowed=y>
[2019-05-10]

Vaisala Oyj (2013). Humidity Conversion Formulas. Helsinki: Vaisala Oyj.

Vesterninen, P. *Wood Ash Recycling State of the Art in Finland and Sweden*. Forskningsrapport. Tillgänglig: <https://www.cti2000.it/solidi/WoodAshReport%20VT.pdf>
[2019-06-06]

Vinnerås, B. (2001). *Faecal separation and urine diversion for nutrient management of household biodegradable waste and wastewater*. Tillgänglig: https://pub.epsilon.slu.se/3817/1/vinneras_b_091216.pdf
[2019-02-19]

Vinnerås, B., Jönsson, H. (2004). *Adapting the nutrient content of urine and faeces in different countries using FAO and Swedish data*. Tillgänglig: https://www.researchgate.net/publication/285858813_Adapting_the_nutrient_content_of_urine_and_faeces_in_different_countries_using_FAO_and_Swedish_data [2019-05-27]

Vinnerås, B., Jönsson, H. (2002). The performance and potential of faecal separation and urine diversion to recycle plant nutrients in household wastewater. *Bioresource Technology*, vol. 84, ss. 275-282. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00054-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00054-8)

Vinnerås, B., Palmquist, H., Balmér, P., Jönsson, H. (2006). The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste – A proposal for new Swedish design values. *Urban Water Journal*, vol. 3, ss. 3-11. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1080/15730620600578629>

Warner, R.C. (1942). The Kinetics of the Hydrolysis of Urea and Arginine. *Journal of Biological Chemistry*, vol. 142, ss. 705-723. Tillgänglig: <http://www.jbc.org/content/142/2/705.full.pdf>

Wielemaker, R.C., Weijma, J., Zeeman, G. (2016). Harvest to harvest: Recovering nutrients with New Sanitation systems for reuse in Urban Agriculture. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 128, ss. 426-437. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.015>

Wilsenach, J.A., Van Loosdrecht, M.C.M. (2004). Effects of separate urine collection on advanced nutrient removal processes. *Environmental Science & Technology*, vol. 38, ss. 1208–1215. DOI: 10.1021/es0301018

Winker, M., Vinnerås, B., Muskolus, A., Arnold, U., Clemens, J. (2009). Fertiliser products from new sanitation systems: their potential values and risks. *Bioresource Technology*, vol. 100, ss. 4090–4096. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.03.024>

Wood's. *Users manual*. [Manual]. [2019-01-28]

Wozny, M. A., Bryant, M. P., Holdeman, L. V., Moore, W. E. C. (1977). Urease Assay and Urease-Producing Species of Anaerobes in the Bovine Rumen and Human Feces. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 33, ss. 1097-1104. Tillgänglig: <https://aem.asm.org/content/aem/33/5/1097.full.pdf> [2019-03-15].

Zerner, B. (1991). Recent Advances in the Chemistry of an Old Enzyme, Urease. *Bioorganic Chemistry*, vol. 19, ss. 116-131. DOI: [https://doi.org/10.1016/0045-2068\(91\)90048-T](https://doi.org/10.1016/0045-2068(91)90048-T)

BILAGA A

TABELLER ÖVER FÖRSÖKEN OCH VILKA PARAMETRAR SOM ÄNDRADES UNDER FÖRSÖKEN.

Tabell A1: En tabell som visar de olika parametrarna som ändrades under försöken av prototyp I. V står för vatten och A står för aska. Inom parentes anges massan medium som användes. Om endast ett värde anges i kolumnen ”Medium” så innebär det att värdet gäller för samtliga lådor.

Försök	Låda	Medium	Fläkt läge	Fläkt antal	Avfuktarens luftflöde	Miljö
1	1	V (20 kg)	II	6	Inget	Inomhus
	2					
	3					
2	1	V (20 kg)	II	6	Inget	Inomhus
	2					
	3					
3	1	V (20 kg)	II	6	Inget	Inomhus
	2					
	3					
4	1	V (20 kg) + A (10 kg)	I	6	Fullt	Inomhus
	2					
	3					
5	1	V (20 kg) + A (10 kg)	I	6	Fullt	Inomhus
	2					
	3					
6	1	V (20 kg) + A (10 kg)	II	6	Fullt	Inomhus
	2					
	3					
7	1	V (20 kg) + A (10 kg)	II	6	Reducerat	Inomhus
	2					
	3					
8	1	V (20 kg) + A (10 kg)	II	6	Reducerat	Inomhus
	2					
	3					
9	1	V (20 kg) + A (10 kg)	II	3	Reducerat	Inomhus
	2					
	3					
10	1	V (20 kg) + A (10 kg)	II	3	Reducerat	Inomhus
	2					
	3					
11	1	V (20 kg) + A (10 kg)	II	6	Reducerat	Inomhus
	2					
	3					

Tabell A2: En tabell som visar de olika parametrarna som ändrades under försöken av prototyp II. V står för vatten och A står för aska. Inom parentes anges massan medium som användes. Om endast ett värde anges i kolumnen ”Medium” så innebär det att värdet gäller för samtliga lådor.

Försök	Låda	Medium	Fläkt läge	Fläkt antal	Avfuktarens luftflöde	Miljö	Övrigt
12	1						
	2	V (20 kg) + A (10 kg)	II	6	Reducerat	Inomhus	
	3						
13	1						Isolering
	2	V (20 kg) + A (10 kg)	II	6	Reducerat	Inomhus	Värme- matta
	3						
14	1	V (20 kg) + A (8 kg)					Isolering
	2	V (20 kg) + A (4 kg)	II	6	Reducerat	Inomhus	Värme- matta
	3	V (20 kg) + A (8 kg)					
15	1	V (20 kg) + A (8 kg)					Isolering
	2	V (20 kg) + A (4 kg)	II	6	Fullt	Utomhus	Värme- matta
	3	V (20 kg) + A (8 kg)					
16	1	V (20 kg) + A (8 kg)					Isolering
	2	V (20 kg) + A (4 kg)	II	6	Fullt	Utomhus	Värme- matta
	3	V (20 kg) + A (8 kg)					
17	1	V (20 kg) + A (8 kg)					Isolering
	2	V (20 kg) + A (4 kg)	II	3	Fullt	Utomhus	Värme- matta
	3	V (20 kg) + A (8 kg)					

LÅDORNAS VIKTER OCH TIDEN SOM FÖRLÖPTE MELLAN VARJE VÄGNING

Tabell A3: Prototyp I. Endast vatten tillsattes i lådorna och ingen avfuktare anslöts till systemet. Låda typ 1 användes och de tre lådorna gav en sammantagen bottenarea på $0,72 \text{ m}^2$. I tabellen anges datumangivelse för när lådorna vägdes och vatten tillsattes, vilken av de tre lådorna (L) det rör sig om, massan hos låda och vatten efter avdunstning under tiden t ($m_{L,i}$) samt massan hos låda och tillsatt vatten ($m_{L,i-1}$).

Datum	L	$m_{L,i}[\text{kg}]$	$m_{L,i-1}[\text{kg}]$	t [h]
25/1	1		21,8	
	2		21,7	
	3		21,9	
26/1	1	16,1	21,7	24,0
	2	18,1	21,7	
	3	17,3	22,0	
27/1	1	15,7	21,7	24,0
	2	17,3	21,7	
	3	18,2	22,1	
28/1	1	15,8		24,0
	2	17,1		
	3	18,0		

Tabell A4: Prototyp I. Aska och vatten tillsattes i lådorna och avfuktaren anslöts till systemet. Låda typ 2 användes och de tre lådorna gav en sammantagen bottenarea på 0,78 m². I tabellen anges datumangivelse för när lådorna vägdes och vatten tillsattes, vilken av de tre lådorna (L) det rör sig om, massan hos låda och vatten efter avdunstning under tiden t ($m_{L,i}$) samt massan hos låda och tillsatt vatten ($m_{L,i-1}$).

Datum	L	$m_{L,i}$ [kg]	$m_{L,i-1}$ [kg]	t [h]
30/1	1		21,8	
	2		22,1	
	3		21,7	
31/1	1	20,0	30,0	24,0
	2	18,5	30,0	
	3	20,2	30,0	
1/2	1	25,6	-	24,0
	2	25,9	-	
	3	25,2	-	
2/2	1	-	30,0	
	2	-	30,0	
	3	-	30,0	
4/2	1	20,7	30,0	45,5
	2	19,3	30,0	
	3	18,4	30,0	
5/2	1	22,2	30,0	22,0
	2	23,3	30,0	
	3	23,1	30,0	
6/2	1	22,4	30,0	25,0
	2	23,1	30,0	
	3	24,1	30,0	
7/2	1	26,6	30,0	16,0
	2	27,1	30,0	
	3	26,5	30,0	
8/2	1	26,3	30,0	21,0
	2	26,1	30,0	
	3	25,8	30,0	

Tabell A5: Prototyp II. Kontruktionen ändrades och det var fortsättningsvis aska och vatten i lådorna. Avfuktaren var ansluten till systemet. Låda typ 2 användes och de tre lådorna gav en sammantagen bottenarea på 0,78 m². I tabellen anges datumangivelse för när lådorna vägdes och vatten tillsattes, vilken av de tre lådorna (L) det rör sig om, massan hos låda och vatten efter avdunstning under tiden t ($m_{L,i}$) samt massan hos låda och tillsatt vatten ($m_{L,i-1}$).

Datum	L	$m_{L,i}$ [kg]	$m_{L,i-1}$ [kg]	t [h]
11/2	1	20,9	30,0	73,0
	2	18,8	30,0	
	3	18,1	30,0	
12/2	1	22,6	30,0	24,5
	2	21,2	30,0	
	3	21,3	30,0	
13/2	1	24,1	-	
	2	21,0	-	
	3	22,1	-	
14/2	1	20,4	29,8	42,7
	2	16,4	25,7	
	3	17,7	29,7	
15/2	1	19,0	29,8	18,5
	2	15,1	25,9	
	3	21,2	29,7	
16/2	1	19,2	-	20,0
	2	16,3	-	
	3	19,1	-	
17/2	1	20,2	30,0	
	2	15,9	24,0	
	3	19,8	30,0	
18/2	1	22,7	-	23,0
	2	19,0	-	
	3	22,6	-	

EXEMPELBERÄKNING AV EVAPORATIONSFLÖDET

Försök 1:

Med försök 1 avses försöken av systemet från 25/1 (dag 1) till 26/1 (dag 2).

Massan vatten som evaporerades i varje låda beräknades med ekvation 12 genom att subtrahera lådornas vikt 26/1 från lådornas vikt 25/1:

Låda 1:

$$m_{e,1,2} = m_{1,1} - m_{1,2} = 21,8 \text{ [kg]} - 16,1 \text{ [kg]} = 5,7 \text{ [kg]}$$

Låda 2:

$$m_{e,2,2} = m_{2,1} - m_{2,2} = 21,7 \text{ [kg]} - 18,1 \text{ [kg]} = 3,6 \text{ [kg]}$$

Låda 3:

$$m_{e,3,2} = m_{3,1} - m_{3,2} = 21,9 \text{ [kg]} - 17,3 \text{ [kg]} = 4,6 \text{ [kg]}$$

För att beräkna den sammanlagda massan vatten som evaporerades från systemet användes ekvation 13:

$$m_{tot} = \sum_{L=1}^3 m_{e,L,i} = (5,7 + 3,6 + 4,6) \text{ [kg]} = 13,9 \text{ [kg]}$$

För att beräkna evaporationsflödet (Q_e) dividerades den sammanlagda massan vatten (m_{tot}) med bottenarean på lådorna (A) och tiden (t) och som evaporationen hade pågått, enligt ekvation 14.

$$Q_e = \frac{m_{tot}}{t \cdot A} = \frac{13,9 \text{ [kg]}}{24,0 \text{ [kg]} \cdot 0,72 \text{ [m}^2\text{]}} = 0,8 \text{ [kg h}^{-1} \text{ m}^{-2}\text{]}$$

Slutligen beräknades ett approximativt värde för den evaporationsflödet under ett dygn ($Q_{e,dygn}$), enligt ekvation 15.

$$Q_{e,dygn} = Q_e \cdot t = 0,8 \text{ [kg h}^{-1} \text{ m}^{-2}\text{]} \cdot 24 \text{ [h]} = 19,3 \text{ [kg dygn}^{-1} \text{ m}^{-2}\text{]}$$

BILAGA B

PILOT - PROVTAGNING & MÄTNING (EFTER 13 DYGNS ANVÄNDNING)

Tabell B1: En tabell som visar slutproduktens massa vid vägning.

Låda	Massa [kg]
1	10,6
2	8,7
3	10,3

Tabell B2: En tabell som visar systemets elkonsumtion [kWh].

Komponent	Elkonsumtion [kWh]
Avfuktare	251,53
Tre kupévärmare	332,65
Tre kupévärmare	509,71
Totalt	1093,89

Tabell B3: En tabell som visar det beräknade medelvärdet samt standardavvikelsen för uppmätt pH för slutprodukten i låda 1 och 3 samt för askan.

Parameter	slutprodukt låda 1	slutprodukt låda 3	Aska
pH	13,3 ± 0,02	13,5 ± 0,02	12,5 ± 0,1

Tabell B4: En tabell som visar det beräknade medelvärdet samt standardavvikelsen för de uppmätta koncentrationerna av fosfor (P) och kalium (K) i slutprodukten i låda 1 och 3 samt för askan.

Näringsämne	slutprodukt låda 1 [mg kg ⁻¹]	slutprodukt låda 3 [mg kg ⁻¹]	Aska [mg kg ⁻¹]
P	6722,6 ± 1036,8	5802,0 ± 316,5	8260,1 ± 101,0
K	43571,0 ± 8071,9	54390,9 ± 8123,3	73876,4 ± 821,8

Tabell B5: En tabell som visar det beräknade medelvärdet och standardavvikelsen för torrs substans (TS) [%] och vatten [%] för slutprodukten i låda 1 och 3 samt för askan.

Parameter	slutprodukt låda 1	slutprodukt låda 3	Aska
TS [%]	83,6 ± 0,7	85,0 ± 0,4	98,1 ± 2,5
Vatten [%]	16,4 ± 0,7	15,0 ± 0,4	1,9 ± 2,5

Tabell B6: *En tabell som visar måltidernas innehåll av kalorier, protein, kolhydrater samt fett vid Björneborgs Brigads bespisning i Säkylä. Samtliga värden anges per person och dag. En summering av värdena ges längst ned i tabellen.*

Måltid	Energi [kcal p ⁻¹ d ⁻¹]	Protein [g p ⁻¹ d ⁻¹]	Kolhydrater [g p ⁻¹ d ⁻¹]	Fett [g p ⁻¹ d ⁻¹]
Frukost	780	29	128	23
Lunch	1000	46	133	38
Middag	890	45	110	37
Kvällsmat	730	30	99	27
Summa	3400	150	470	125