

JTI-rapport

Kretslopp & Avfall

45

Latrin i kretslopp

– teknik och resursanvändning vid
hantering i ett våtkomposteringsystem

Caroline Holm
David Eveborn
Ulf Nordberg
Lennart Persson



JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik

2009

Latrin i kretslopp

– teknik och resursanvändning vid hantering
i ett våtkomposteringsystem

*Recirculation of dry toilet waste – techniques and resource
management in a wet composting system*

Caroline Holm
David Eveborn
Ulf Nordberg
Lennart Persson

Innehåll

Förord.....	5
Sammanfattning	7
Summary	7
Bakgrund.....	8
Syfte	9
Metod.....	9
Våtkompostering	10
Den biologiska processen	10
Hygieniseringskravet	11
Behandlingsbara material	11
Latrin	11
Våtkomposteringsanläggningen i Karby	12
Teknik i fastigheten	12
Insamling och hantering av latrin i Norrtälje kommun.....	12
Hämtningsområden för latrin	12
Emballering, kärl och restriktioner	13
Hämtningsfrekvens och taxor	14
Metoder och rutiner vid insamling	14
Omhändertagande av latrin	14
Energianalys.....	15
Utvärderingsmetoder	15
Tidigare studier	15
Praktisk erfarenhet	16
Genomförande.....	16
Systemalternativ	17
Energianvändning för insamling och transport	17
Beskrivning av körcykel.....	17
Avgränsning.....	18
Beräkningsunderlag	18
Resultat	20
Total energianvändning.....	21
Modell, beräkningsunderlag och beräkningar	21
Resultat energianalys	21
Känslighetsanalys	22

Åtgärder.....	24
Anmärkning.....	24
Behandlingstekniska erfarenheter.....	24
Driftoptimering	24
Intensivstudie	25
Genomförande.....	25
Värmeutveckling	25
Analyser	26
BOD.....	26
Övriga analysparametrar.....	27
Diskussion	27
Slutprodukten.....	29
Slutproduktens innehåll.....	29
Begränsningar och förutsättningar för användning av slutprodukten i jordbruket	30
Slutsatser.....	34
Energianalys	34
Latrin som substrat vid våtkompostering	35
Slutprodukten	35
Referenser	36

Förord

Det finns goda förutsättningar att återföra växtnäring från latrin till odlad åkermark eftersom det är en källsorterad fraktion som innehåller små mängder föroreningar. Omhändertagande av latrin medför i ett lokalt perspektiv ett minskat näringsläckage och kan därmed också anses positivt ut övergödningsperspektiv. Drivkraften till att skapa kretslopp av näringsämnen från avloppsfraktioner bottnar inte bara i kommunal policy utan även i de av riksdagen antagna miljömålen. Framförallt målen *Ingen övergödning* och *God bebyggd miljö* svarar för konkreta målsättningar om minskade utsläpp av övergödande substanser och om återförd fosfor från avloppsfraktioner. Det är dock endast ett fåtal kommuner som idag har system för återföring av latrin.

I Norrtälje kommun har man sedan 2004 jobbat med våtkompostering som behandlingsteknik för källsorterade avloppsfraktioner. JTI har löpande deltagit i uppföljning av denna hantering och 2005 fick man i uppdrag att utvärdera hur insamling, behandling och återföring av latrin ser ut och fungerar i kommunen.

Projektet har finansierats av Region- och trafikplanekontoret i Stockholms län och genomförts på uppdrag av Norrtälje kommun med Lennart Persson som uppdragsgivare. På JTI har en arbetsgrupp bestående av David Eveborn (projektledare), Ola Palm, Caroline Holm och Ulf Nordberg huvudsakligen arbetat i projektet.

Uppsala i juni 2009

Lennart Nelson

VD för JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik

Sammanfattning

År 2004 uppfördes en våtkomposteringsanläggning i Norrtälje kommun. Syftet var att minska näringsbelastningen på sjöar och hav från avlopp, främja lokalt omhändertagande av klosettavatten och återföra viktig växtnäring till åkermark. Under ett inledande utvärderingsprojekt (2004-2006) konstaterades att latrin var lämpligt som tillsatsmaterial vid behandling av klosettavatten från slutna tankar.

Syftet med denna uppföljande studie har varit att få fördjupad kunskap om latrin som substrat vid våtkompostering. Dels för att kunna optimera driften, dels för att vidare kunna jämföra systemen för latrin och klosettavatten med avseende på insamling, våtkompostering och återföring till åkermark.

På grund av sitt höga energiinnehåll är latrin lämpligt som substrat vid våtkompostering. Mätningar visar att BOD tycks vara den parameter som bäst korrelerar mot energiinnehållet/energiutvecklingen vid behandling. Praktiska omständigheter gör dock att TS-halten är mer användbar som driftparameter.

Vid våtkomposteringen krävs energi för pumpning, luftning och uppvärmning av materialet. Ytterligare energi går åt vid spridning av den färdigbehandlade komposten. I båda dessa moment kräver hantering av klosettavatten mer energi på grund av det högre vatteninnehållet. Dessa moment i hanteringskedjan har dock marginell påverkan på den totala energianvändningen. Den huvudsakliga energiposten står insamling och transport av materialet för.

Insamling av klosettavatten från slutna tankar är mer energieffektivt än insamling av latrinkärl, förutsatt att snålspolande vakuumtoaletter används. Det beror framförallt på att hämtningsfrekvensen blir hög för latrinkärl. Om traditionella snålspolande toaletter används är dock systemet med latrin mer energieffektivt. Vid hantering av latrinkärl är det mer energieffektivt att använda en liten flakbil istället för en större vid insamling. Den lilla flakbilens lägre bränsleförbrukning överväger att den har lägre lastningsutrymme.

Färdigbehandlad våtkompost från klosettavatten och latrin är en källsorterad och hygieniserad avloppsfraktion med goda gödselkvaliteter. Med information och kommunikation har man i projektet lyckats skapa förtroende för produkten som gödselmedel. Det finns goda förutsättningar att efterfrågan på denna typ av gödselprodukter kommer att öka om ett certifieringssystem för källsorterade avloppsfraktioner från mindre avloppsanläggningar realiserar.

Summary

In year 2004 a wet compost treatment plant was constructed in Norrtälje municipality, Sweden. The purposes of the project was to decrease the load of nutrients from small scale sewage systems upon waters, facilitate treatment of source separated black water and increase the recirculation of nutrients to arable land. An initial evaluation project (2004-2006) stated that dry toilet waste was suitable as the required additive energy-rich material in the treatment of black water.

One aim of this study has been to deepen the comprehension for the effect of dry toilet waste as a substrate in the process of the wet composting in order to optimize the operation of the plant. Another aim was to compare the systems for dry toilet waste and black water with respect to the energy consumption during collection, transportation, treatment and spread of the fertiliser product.

The high energy content in dry toilet waste makes it a good additive in the wet composting process. Measurements indicate that the parameter BOD has the most accurate correlation with the energy content/temperature rise during the process. However, for practical reasons the dry matter content is more usable for operation of the plant.

Energy is required for pumping, aeration, heating the substrate and spreading of the treated compost, the fertiliser. Because of the higher water content these steps require more energy when handling black water compared to dry toilet waste. Still, this has a marginal impact on the total energy consumption since the collection and transportation are the absolute most energy devouring steps.

The toilet technology, i.e. the amount of flush-water used is crucial for the effectiveness of the black water system. With extreme water-saving toilets operated with small volumes of water and vacuum, the handling of black water is more efficient than handling of dry toilet waste. The reason for this is the high collection frequency for small dry toilet waste vessels. Nevertheless, this effect vanishes when the use of traditional toilets increase volumes of black water considerably thus making the dry toilet waste system more energy efficient. Collection and transportation of dry toilet waste vessels is more efficient with a small vehicle. It consumes less fuel than a bigger vehicle, which outweighs its lower loading capacity.

The final product from the plant is hygienic safe with good fertilising qualities. Through communication and information the project has successfully created an acceptance and a demand for this product among the local farmers. A coming certification system for fertilisers of source separated origin from small wastewater treatment plants, may enhance the demand of this type of products in the nearby future.

Bakgrund

Med 28 000 – 30 000 fritidsbostäder av totalt 50 000 fastigheter är Norrtälje Sveriges mest sommarstugetäta kommun. Detta avspeglas också i vatten- och avloppssituationen. Många fastigheter saknar kommunalt ordnad vatten- och avloppsförsörjning. Kommunen har idag en unik organisation för insamling och omhändertagande av latrin med ca 4000 abonnenter. Man har dessutom ca 4 000 WC-avlopp med sluten tank.

Med stöd från Lokala Investeringsprogrammet (LIP), som haft för avsikt att stimulera till omställning mot ett mer hållbart samhälle, uppförde Norrtälje kommun 2004 en våtkomposteringsanläggning för hygienisering av klosettavloppsvatten och organiskt avfall. Med hjälp av anläggningen har Norrtälje kunnat behandla organiska avfallsprodukter och återföra näring till lokala jordbrukare.

Våtkompostanläggningen anlades från början med avsikten att fungera som en behandlingsmetod för kommunens många WC-avlopp som även skulle möjliggöra återföring av växtnäring till jordbruket. Genom detta behandlingsalternativ för WC-avlopp skulle också kommunens avloppsreningsverk avlastas från de stötbelastningar som uppstår då tankbilar med uppsamlat klosettavlopp töms. Begränsningar i den tekniska lösningen innebar dock att kommunen tvingades leta efter kompletterande avfall som bidrog med den energi som krävs för att våtkompostanläggningen skall fungera. Så småningom provade man att nyttja latrin. Att behandla latrin genom våtkompostering visade sig vara lämpligt av flera skäl. Ytterligare näring kunde då återföras till jordbruksmark. Man löste samtidigt hanteringsproblematiken med latrin som uppstod när deponering av organiskt avfall blev förbjudet 2005. Dessutom undveks alternativet med behandling i reningsverk där latrin skulle utgöra en punktbelastning.

I ett tidigare projekt har anläggningen utvärderats med avseende på funktion och prestanda vid användning av klosettavlopp som huvudsakligt substrat.

För att kunna optimera våtkompostanläggningen för drift på klosettavloppsvatten och latrin samt för att kunna dela med sig av erfarenheterna från våtkompostering-anläggningen och latrinhanteringen i sin helhet ansökte Norrtälje kommun om bidrag från Region- och trafikplanekontoret i Stockholms län. Ansökan beviljades och projektet utfördes i samarbete med JTI.

Syfte

Syftet med rapporten är att:

- Presentera Norrtälje kommuns system för insamling och transport av latrin.
- Utföra en energianalys av hanteringskedjan för behandling av latrin respektive klosettavlopp från slutna tankar i våtkompost. Detta för att jämföra olika tekniska systemens energieffektivitet och identifiera möjligheter till energieffektivisering i dagens system.
- Studera giltigheten av några olika analysmetoder som indikatorer för våtkompostmaterialens energiinnehåll.
- Redogöra för förutsättningarna att använda slutprodukten som gödselmedel.

Metod

Norrtäljes insamlings- och hanteringssystem för latrin har granskats genom platsbesök samt genom intervjuer med tjänstemän och entreprenörer.

Energianalysen har utförts genom att beräkna energianvändningen i form av bränsle och elektrisk energi vid insamling, transport, behandling i våtkompost och spridning av våtkompost för respektive substrat. För latrin har två olika typer av fordon jämförts och för slutna tankar har två olika spolvattenmängder i toaletterna jämförts.

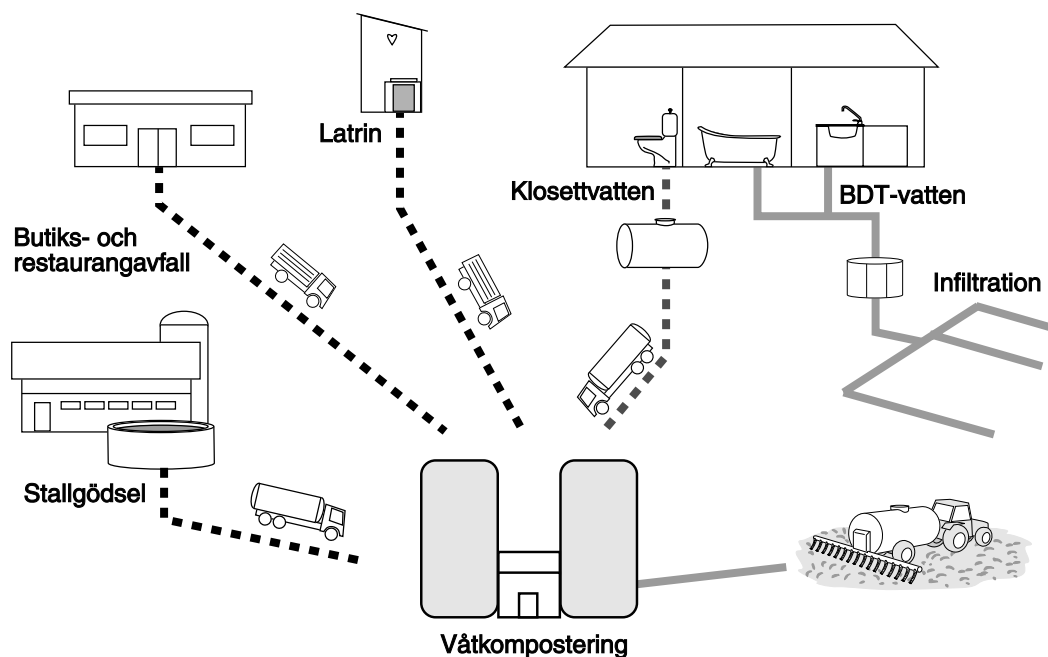
Studien av giltigheten för analysparametrar som indikatorer för energiinnehåll utfördes genom en kontrollerad intensivövervakning av Norrtälje våtkompost-

anläggning. Under studieperioden, som varade under två dygn, skedde kontinuerlig provtagning samt loggning av mätdata.

Förutsättningarna för användning av färdigbehandlad våtkompost som gödselmedel har undersökts genom att studera innehållet av näringsämnen och metaller i det färdigbehandlade materialet. Analysresultaten har jämförts med innehållet i andra typer av gödselmedel samt lagens krav på avloppsbaseade gödselmedel. Förutsättningarna har också beskrivits genom en omvärldsanalys, t.ex. genom en inventering av olika livsmedelaktörers policy gällande användningen av avloppsbaseade gödselmedel vid produktion av livsmedel.

Våtkompostering

Våtkompostering är en aerob behandlingsmetod för pumpbart organiskt avfall. Ett våtkomposteringssystem kan ta emot en mängd olika organiska avfall från exempelvis storkök, livsmedelsproducenter och enskilda avlopp, figur 1. Behandlingen möjliggör en uppgradering av avfallet till ett näringsrikt och hygieniserat flytande gödselmedel väl lämpat för användning på åkermark.



Figur 1. Övergripande beskrivning av ett våtkomposteringssystem.

Den biologiska processen

Precis som i en vanlig kompost bryts det organiska materialet i en våtkompost ned av bakterier i en syrerik miljö. Nedbrytningsprocesserna medför en stabilisering av materialet. Stabilisering innebär att materialet förlorar energi, vilket gör att fortsatt bakterietillväxt begränsas, risken för syrebrist i materialet minskar och därmed också luktproblemen. Komplexa föreningar bryts ner till enklare och näringsämnena i materialet blir mer lättillgängliga vid efterföljande användning av det behandlade materialet. Det färdigbehandlade materialet kan spridas på åkermark med vanlig flytgödselutrustning och är ett bra gödselmedel.

Hygieniseringskravet

Förutsättningen för att slutprodukten kan användas som gödselmedel är dock att materialet hygieniseras för att uppfylla de regler som gäller för smittskydd. Det sker genom den temperatur- och pH-höjning som nedbrytningsprocesserna orsakar. Hygieniseringen innebär att patogener (sjukdomsalstrande bakterier) avdödas så att risken för smittspridning via materialet elimineras. Vid termofil aerob behandling (som man har i Karby) är det framförallt temperaturhöjningen som orsakar avdödningen, men även den pH-höjning som kan ge ett pH på över 9 i materialet (Juteau, 2006). För våtkompostering av icke animaliskt avfall gäller idag (Naturvårdsverket, 2003) att materialet skall utsättas för en temperatur över 55 °C i minst 10 timmar för att betraktas som hygieniserat, se vidare under *Begränsningar och förutsättningar för användning av slutprodukten i jordbruket* på sidan 30.

Behandlingsbara material

I en våtkompost är materialblandningen pumpbar. Men om det organiska materialet är alltför utspätt blir komposteringsprocessen mindre intensiv och den önskade temperaturhöjningen för att uppnå hygienisering uteblir. Behovet av transporter och lagringsutrymme ökar också ju mer utspätt materialet är. Därför är det en förutsättning att bad-, disk- och tvättvatten (BDT-vatten) behandlas lokalt på fastigheten och att det bara är klosett- och svartvatten som behandlas i anläggningen, samt att snålspolande toaletter används. Ett utspätt material kan också behöva blandas upp med ett mer energirikt material, såsom matavfall eller latrin. Substraten som använts i Karby anläggningen har i huvudsak varit klosett-avloppsvatten och latrin.

Latrin

Fraktionen latrin uppstår i torra toalettsystem och består av fekalier, urin och eventuellt strö som används för att bland annat minska luktproblem. Eftersom latrin är av en typ avfall som uppstår till följd av mänsklig livsföring definieras det som hushållsavfall, precis som klosett- och svartvatten från slutna tankar och slam från slamavskiljare (15 kap. § 2 Miljöbalken; Miljöbalkspropositionen, 1997/98:45). Kommunen har ansvar för hanteringen av hushållsavfall med särskilt ansvar för att hushållsavfall samlas in och transporteras till en behandlingsanläggning (Miljöbalken, 1998:808; Avfallsförordningen, 2001:1063).

Latrinets torrsbstanshalt, innehåll av näringsämnen och metaller från en provtagning vid Karby anläggning redovisas i tabell 1.

Tabell 1. Analysresultat på latrin, Norrtälje kommun.

Parameter	TS	VS	N-tot	P-tot	K	BOD7	Cd	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	Hg
Enhet	% av prov	% av TS	g/kg TS				mg/kg TS						
Värde	5,33	81,8	61,9	24,0	17,0	26,0	0,63	3,40	4,2	32	420	3,2	0,43

Våtkomposteringsanläggningen i Karby

Våtkomposten i Karby består av ett för- och ett efterlager samt två slutna kompostreaktorer. För- och efterlager är täckta för att minimera kväveförluster. De fungerar som buffert för material som skall behandlas och för producerat gödselmedel. Det är till stor del hygieniseringskravet som sätter ramarna för hur processen styrs. En processcykel består av att obehandlat material pumpas in i reaktorn och syresätts, temperaturen höjs till 55 °C och bibehålls där under 10 timmar varefter färdigbehandlat material pumpas ut. Anläggningens drift är semikontinuerlig vilket innebär att endast en del av reaktorvolymen töms under varje processcykel. Detta minskar tiden för varje cykel och medför att det finns ett gott underlag av aeroba bakterier i reaktorn när den nya satsen pumpas in.

Teknik i fastigheten

Med våtkompostering som systemlösning för enskilda avlopp vilar normalt ansvaret för det tekniska uppsamlingsystemet vid fastigheten på den enskilde fastighetsägaren. I Norrtälje kan detta system antingen utgöras av en torr latrinlösning eller av ett separat WC-avlopp kopplat till en slutna tank. I båda fallen krävs en separat behandling av BDT-vatten. Till skillnad från konventionella kollektiva avloppslösningar är transportsystemet flexibelt och nya fastigheter kan anslutas i mån av anläggningens kapacitet oavsett geografiskt läge. En samlad abonnentbild är dock önskvärd eftersom detta ger bättre förutsättningar för ett effektivt transportsystem och därmed minskad miljöbelastning och bättre ekonomi.

Insamling och hantering av latrin i Norrtälje kommun

Det totala antalet fritidshushåll i Norrtälje kommun uppgår till mellan 28 000 och 30 000 stycken. Men en del hus taxerade som fritidshus används som permanentbostäder. Å andra sidan används en del andra byggnader inte taxerade som fritidshus antagligen för fritidsboende (Ansén, pers. medd., 2008). En större andel av dessa fritidsfastigheter har vattenspolande toaletter kopplade till trekammarbrunn med infiltrationssystem eller slutna tankar. En mindre andel av fritidsfastigheterna, ca 14 %, abonnerar på hämtning av latrinkärl.

Hämtningsområden för latrin

Från renhållningssynpunkt är Norrtälje kommun indelad i följande typer av hämtningsområden:

- Fastland samt öar med bro- eller färjeförbindelse med permanentbostäder och fritidsbostäder.
- Öar utan bro- och färjeförbindelse samt kustnära fastland utan vägförbindelse med permanentbostäder och fritidsbostäder.

Tekniska nämnden beslutar till vilka områden enskilda fastigheter hör.

Kommunen är organisatoriskt uppdelad i sju hämtningsområden för avfall och latrin. Hämtningsområdenas geografiska utsträckning följer i stort sockenindelningen.

Hämtningsområdesindelningen från entreprenadsynpunkt framgår av tabell 2.

Tabell 2. Indelning av hämtningsområden och antal hämtställen inom respektive hämtningsområde.

Entreprenadens hämtningsområdesindelning	Kommunal områdesbeteckning	Antal hämtningsställen
Norrtälje	1	72
Björkö-Arholma, Singö, och Väddö ö	2	991
Edebo, Häverö Ununge, Väddö fastland	2	
Fasterna, Rimbo, Rö, Skederid, Husby-Sjuhundra, Gottröra och Närtuna	3	257
Edsbro, Malsta, Lohärad, Estuna, Söderby-Karl, Roslagsbro och Vätö	4	673
Rådmansö församling (ej Bredvik och Nänninge)	5	914
Frötuna församling (inkl. Bredvik och Nänninge)	5	
Blidö, Länna och Riala	6	1112
Söder om Kapellskärsleden	7 ¹⁾	122
Norr om Kapellskärsleden	7 ¹⁾	
Summa fritidshus med kärllhämtning av latrin		4141
Andel av totalt antal fritidshus i kommunen		14 %

Emballering, kärll och restriktioner

Inom Norrtälje kommun får endast engångskärll för latrin användas. Kärll tillhandahålls av kommunen och ingår i avgiften för latrinhanteringen. I syfte att undvika skada, arbetsmiljöproblem och att annan olägenhet uppkommer ska latrin vara väl emballerat. Fastighetsinnehavaren eller nyttjanderättsinnehavaren ska ombesörja att behållarna är ordentligt förslutna och placerade vid fastighetsgräns så nära uppställningsplats för hämtningsfordon som möjligt. I vissa fall kan undantag medges vad gäller hämtställe. I avvaktan på hämtning ska behållare förvaras torrt. Det är inte tillåtet att lägga latrin i något extra emballage. Inga andra avfallsslag får blandas med latrinet så att den fortsatta hanteringen försvåras.

Latrinkärll får inte fyllas till mer än 4/5 av sin volym. Normalkärll är ca 23 liter och fylls med maximalt 18,3 liter. Om överfyllnad sker görs ingen hämtning av kärll utan tomkärll lämnas i vilka fastighetsinnehavare får omfördela latrinet så att hämtning kan ske vid senare tillfälle. Vid hämtning skall kärll kunna användas.

Hämtningsfrekvens och taxor

Hämtning av latrin från permanent- och fritidsboende sker enligt tabell 3.

Tabell 3. Latrinhämtning från permanent- och fritidsboende i Norrtälje kommun.

Permanentboende		Fritidsboende	
Obligatorisk latrinhämtning utförs enligt angivna intervaller			
Fastlandsdelen:	Latrin hämtas efter budning.	Fastlandsdelen:	9 kärl hämtas varannan vecka mellan v. 22 – 32 alt. v. 25 – 33.
Skärgårdsdelen (båthämtning):	Latrin hämtas efter budning i samband med sophämtning.	Skärgårdsdelen (båthämtning):	9 kärl hämtas i samband med sophämtning.

I grundtaxan anges det ordinarie gångavståndet mellan uppställningsplats för renhållningsfordonet vid framkomlig väg och hämtstället för latrin till 0-40 meter. Vid gångavstånd utöver det ordinarie debiteras påläggsavgift för varje påbörjat 10-tal meter med 10 % tillägg på ordinarie latrinhämtningsavgift. Medelgångs-avstånd mellan fordon och hämtställe uppges vara ca 5 m (Jansson, pers. medd., 2008).

Metoder och rutiner vid insamling

Insamling av latrin sker på fastland och på öar med fast broförbindelse eller fast färjeförbindelse med tre fordon med totalvikter mellan 3,5 och 7 ton. Insamlingsfordonen kan utrustas med extra hyllor för att kunna ta fler kärl än de som angivits men detta förekommer normalt inte.

På öar utan fast väg- eller färjeförbindelse sker hämtning med båt, byggd av aluminium, ca 14 meter lång, med lastkapacitet ca 6 ton. Hämtning sker av grovavfall, köksavfall och latrin enligt fast insamlingsschema. Cirka 40 % av hämtställena är i direkt anslutning till brygga där båten kan anlägga och ca 60 % av hämtställena är placerade på längre avstånd från brygga. Landtransporter på öar sker med 6-hjulig motorcykel.

Bränsleförbrukningen för båtinsamling är i genomsnitt ca 580 l diesel per dag, ca 150 000 l/år och därutöver är förbrukningen för den 6-hjuliga motorcykeln i genomsnitt 7,7 liter per dag, ca 2 000 l/år (Söderman, pers. medd., 2008).

Omhändertagande av latrin

Den totala mängden latrin från Norrtälje kommun var ca 132 ton år 2007. All insamlad latrin transporteras till Salmunge avfallsanläggning med mottagningsstation för latrin. Latrinkärlen lossas manuellt vid mottagningsstationen. Tiden för lossning uppskattas till ca 10 minuter per 100 kärl. Utöver lossningsarbetet tillkommer tid för lossning av transportsäkringar, förberedelse, lastning av latrinkärl och återställning av bilen (Jansson, pers. medd., 2008).

Inkommande latrinkärl till mottagningsstationen lastas och transporteras på transportband till en kärlekross med efterföljande trumsikt som skiljer innehåll från emballagerester. Emballageresterna och annat avskilt material samlas i container och sänds till förbränningsanläggning för energiutvinning. De krossade resterna från krossen består förutom latrin av både mindre och större plastrester. De mindre plastresterna tenderar att falla igenom trumsikten som accept. Dessa mindre plastbitar transporteras tillsammans med latrin och spädvatten till behandling i våtkompostanläggningen i Karby och kan bland annat ge upphov till driftstörningar i form av igensättning av pumpar.

På latrinstationen finns möjlighet att mellanagra latrin i bassäng med totala volymen 200 m³. För att underlätta pumpning av latrin till transportfordonet tillsätts vatten med ca 50 %. Den totala mängden som transporteras till våtkompostanläggningen uppgår därmed till ca 264 m³ per år. Normalt används bil med släp med lastkapacitet ca 40 m³, ca 12 m³ respektive ca 28 m³, för transporten. Transportavståndet mellan mottagningsstation och behandlingsanläggning är ca 6 km. Om samtliga transporter sker med fullastad bil är det lägsta antalet transporter 7 stycken. Det förekommer dock att något fler transporter sker.

Energianalys

Utvärderingsmetoder

Den resursförbrukning som uppstår i ett avloppshanteringssystem är avgörande för både dess ekonomi och dess miljöpåverkan. Att minimera resursförbrukningen bör därför vara ett givet mål både för verksamheten och för teknikutveckling. En användbar standardiserad metod för att granska ett systems resurs- och miljöpåverkan är livscykelanalys (LCA). I en LCA beaktas systemets resursförbrukning i alla avgörande led i verksamheten och över hela dess livscykel. Resursförbrukning och aktiviteter omsätts därefter till emissioner och miljöpåverkan. Livscykelanalysen kan användas för att identifiera resurskrävande aktiviteter i systemet eller för att göra jämförelse med andra likvärdiga system. Livscykelanalysen är dock arbetsam att utföra och kräver omfattande underlag. I detta arbete har därför en betydligt mer begränsad studie genomförts.

Tidigare studier

I ett fåtal livscykelanalyser har man utvärderat system med klosettavskiljning. I en studie av Tidåker m.fl. (2006) visade sig ett klosettavskiljningssystem kräva jämförelsevis något större energiinsats än de andra studerade systemen, vilket kunde härledas till transportarbete och produktion av teknisk utrustning (tankar och rör). I Tidåker m.fl. (2007) där behandlingstekniken för klosettavskiljning i ett av scenarierna utgörs av våtkompostering framhålls att klosettavskiljningssystemet kräver en betydande insats av elektrisk energi. Orsaken till detta bottnar i luftnings- och omrörningsbehovet i våtkomposteringsprocessen. Anmärkningsvärt är dock att våtkomposteringssystemet i samma studie uppvisade relativt liten förbrukning av fossila bränslen.

Gemensamma slutsatser i de båda studierna är att klosettavloppssystemen är fördelaktiga med avseende på övergödning och näringsåterföring liksom att anläggandefas och transporter är de aktiviteter som ger störst bidrag till klosett-vattensystemens totala energianvändning.

Praktisk erfarenhet

Mest avgörande för de slutsatser som kan dras av systemstudier är dels vilka system man väljer att använda som referenssystem dels valen man gör vid definitionen av vilka aktiviteter som skall betraktas som en del av systemet. Det finns därför alltid ett mått av godtycklighet i systemstudier.

I realiteten är det system som i teorin är mest resurseffektivt inte alltid tillämpligt i det enskilda fallet. Valet av systemlösning är många gånger beroende av en komplex situation som ibland kan vara svår att överblicka och inte sällan vållar svåra beslutssituationer. För att kunna hitta lösningar som är väl anpassade för det enskilda fallet är det nödvändigt att låta system med olika karaktärsdrag och resurseffektivitet samexistera.

I vissa fall är sluten tank en av få tekniskt möjliga lösningar hos fastighetsägaren. Det finns exempel på att våtkompostering under sådana premisser kan vara en fördelaktig behandlingsteknik ur både ekonomisk och miljömässig synpunkt (Eveborn m.fl., 2007b). I den nämnda rapporten jämfördes lokal våtkompostering med behandling i befintligt centralt reningsverk och utlokaliserat mindre reningsverk. Det skall dock tilläggas att denna undersökning inte inbegriper anläggningsfasen som tidigare utpekats som en viktig faktor för klosett-vattensystemen.

Genomförande

I detta arbete har ett mera anspråkslöst angreppssätt än livscykelanalysen använts för analys av resursförbrukning. Målet har varit att tydliggöra hela systemets driftsrelaterade energiförbrukning vilket inte inkluderar produktionsfas eller slut-hantering av teknik (tankar, rör och annan utrustning). Den nyttoenergi som kan utvinnas i form av näring har inte heller inkluderats.

Trots begränsningarna kan denna förenklade studie generera värdefull information. Både transportbehovet och behovet av elektrisk energi för själva processen har i tidigare studier pekats ut som viktiga aspekter i systemet som helhet. En energianalys har utförts för olika alternativa system för avloppsfraktioner från hushåll. I detta projekt är det latrinhantering som står i fokus, och studien har därför riktats mot att analysera skillnaden mellan ett fiktivt system där endast latrin används som substrat i våtkompostanläggningen och ett system där latrinet ersatts med slutna tankar hos anslutna fastigheter samt konventionell insamling med slambil.

Syftet har varit att jämföra energianvändningen mellan systemen, identifiera de faktorer som är avgörande för den totala energiförbrukningen samt att med en känslighetsanalys studera effekterna av förändring av utvalda parametrar. Genom sådana studier är det möjligt att klargöra hur avloppssystemet som helhet bör utformas för att minska energianvändningen.

I känslighetsanalysen har följande parametrar varierats:

- transportavståndet från område för tömning till platsen för mottagning
- avståndet mellan hämtställen
- tiden för hämtning av latrin
- spolvattenvolymen på de anslutna toaletterna
- behandlingstiden i reaktorn.

Systemalternativ

Följande alternativa system har studerats.

- Latrin stort flak: Latrinhanteringen fortgår så som idag. Transporter sker med stor flakbil och materialet behandlas i den befintliga våtkompostanläggningen i Norrtälje. Spridning av gödsel sker med konventionell teknik i genomsnitt 3 km från anläggningen.
- Latrin litet flak: Samma som ovan men transporten sker med liten flakbil.
- Tank snål toalett: Latrinabonneterna övergår till ett system som finns tillgängligt på marknaden idag med slutna tank och vakuumtoaletter med 0,5 l spolvolym. Tankarna (3 m³ volym) töms med hjälp av konventionell slambil. Materialet behandlas i den befintliga våtkompostanläggningen i Norrtälje. Spridning av gödsel sker med konventionell teknik i genomsnitt 3 km från anläggningen. *Vakuum*.
- Tank trad. toalett: Samma som ovan men konventionellt snålspolande toaletter med 2,2 l vid liten spolning och 4,2 l vid stor spolning installeras.

Energianvändning för insamling och transport

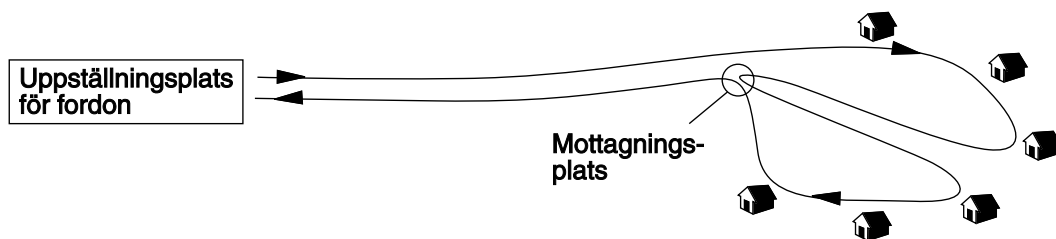
Hela transportkedjan för insamlingsfordonen har studerats, figur 2. Energiförbrukningen för en transportcykel har beräknats med de olika kördetaljer och tider som förkommer. Tiden då fordonet har motorn på tomgång har differentierats från tiden för förflyttning av fordonet. Energianvändning för de olika alternativen har uttryckts per person och år.

Beskrivning av körcykel

Den hypotetiska körcykeln, figur 2, för såväl latrinhämtning som tömning av slutna tankar inkluderade följande moment.

- Förflyttning från uppställningsplats till område där tömning ska ske. Fordonet har normalt ingen last vid uttransport, vilket ger lägre bränsleförbrukning.
- Förflyttning av fordon mellan hämtställen. Härvidlag antas att bränsleförbrukning är medelvärde mellan olastat fordon och lastat fordon. Antagandet om bränsleförbrukningen grundar sig på att fordonet i normalfallet är tomt vid utkörning och att mängden hämtställen är så många att fordonet kapacitet nyttjas fullt ut under körcykeln. Medelfyllnadsgraden under körcykeln vid insamlingen blir därmed 50 %.

- Hämtning av latrinkärl/tömning av sluten tank. Fordonet har då normalt motorn på tomgång.
- Transport på landsväg med fyllt fordon till mottagningsplats. Energiförbrukningen är den för landsväg med fullastat fordon.
- Tömning av fordon, där fordonet med latrinkärl antas ha motorn avstängd under hela tömningen. Vid tömning av slambil antas att under den tid som krävs för att tömma fordonet går motorn på tomgång.
- Förflyttning från förbehandlingsplats till uppställningsplats för fordonet. Fordonet har normalt ingen last vid återtransport, vilket ger lägre bränsleförbrukning.



Figur 2. En hypotetisk körcykel vid hämtning av latrinkärl alternativt tömning av slutna tankar med slambil.

Avgränsning

I studien har enbart hämtning på fastland och på öar med fast förbindelse med bro eller färja beräknats. Hämtning från öar utan fast bro- eller färjeförbindelse tas inte med i transportberäkningen, dels på grund av att den sker i samband med hämtning av fast avfall och dels på grund av att den är beroende av båttransport.

Beräkningar utförs inte för hämtning utanför normal hämtningsperiod på grund av att den antas ske med personbilsliknande pickup då antalet kärl är färre. Avståndet mellan hämtställen blir markant längre och körsträckan på landsväg ökar. Om planering av hämtning kan ske så att ett större antal latrinkärl kan hämtas vid samma tillfälle efterliknas den ordinarie hämtningen under den ordinarie hämtningsperioden.

Energianalysen begränsar sig till att endast räkna det direkta resursbehovet för transporter vid insamling. Med detta menar vi att energibehovet för produktion av fordon, kärl, slutna tankar och andra tekniska funktioner ej är inkluderade.

Beräkningsunderlag

Det genomsnittliga antalet personer som antas vistas i fritidshusen ansätts till två personer per fritidshus.

Hämtningstiden vid varje hämtställe med latrinabonnemang ansätts till 1,5 minuter för latrinkärl. Tömningstiden för sluten tank ansätts till 16 minuter per tank.

I normalfallet antas att avståndet mellan uppställningsplatsen för fordonet och insamlingsområde är 20 km. Det genomsnittliga avståndet mellan hämtställena

antas vara 0,75 km. Avståndet från sista hämtstället till mottagningsplats för tömning antas vara i genomsnitt 15 km.

I studien antas i alternativen med flakbil, 1a och 1b, att varje hämtställe har den mindre typen av latrinkärl med volymen 23 liter. Tillåten maximal fyllnadsgrad är 4/5 av latrinkärlens volym.

Den faktiska insamlade mängden latrin var 132 ton år 2007, vilket motsvarar 32 kg eller ca 1,7 latrinkärl per hämtställe och år. Den genomsnittliga vistelse-tiden är ca 10 dygn per år baserat på ovan angivna data.

Vidare antas i alternativ 2a och 2b att de slutna tankarna rymmer 3 m³ klosett-vatten. Mängden klosett-vatten (urin, fekalier, toalettpapper och spolvatten inkluderat) som en person ger upphov till är beräknat utifrån antagandet att en person gör 5,5 ”stora” och fyra ”små” spolningar per dygn (Jönsson et al., 2005).

Tre fordonstyper har varit utgångspunkt för beräkningarna av bränsleförbrukning: större lastbil med flak och lemmar, mindre lastbil med flak och lemmar samt slamsugbil. Det större fordonet med flak förutsätts kunna lasta ca 130 kärl, vilket motsvarar ca 2,3 ton under en dagstur medan maxlasten är ca 3,2 ton. För tömning av klosettavloppsvatten från slutna tank används slamsugbil utan släp, som antas lasta 12 m³.

Den antagna medelhastigheten vid förflyttning på landsväg är 50 km/h. Vid förflyttning av fordonet mellan olika hämtställen antas medelhastigheten vara lägre än vid landsvägskörning. I denna studie har hastigheten vid förflyttning mellan hämtställen satts till 30 km/h. Bränsleförbrukningen vid transport på landsväg med och utan last är hämtad från NTM – Environmental data for international cargo transport (2007).

Energiförbrukningen vid hämtning beräknas utifrån sambandet mellan bränsleförbrukning vid tomgång och den tid som krävs för att hämta latrin/klosett-vatten samt antalet hämtställen, tabell 4. I tiden för hämtning av latrin ingår att ställa fordonet på plats, lossa transportsäkring, ta fram tomma latrinkärl, hämta latrin och lasta på flak samt transportsäkra lasten. I tiden för hämtning av klosett-vatten ingår uppställning av fordon, utrullning av slang, uppsugning och upprullning av slang.

Tabell 4. Parametrar som används vid beräkningen av energianvändning vid insamling och transport.

Parameter	Stor flakbil	Liten flakbil	Slambil till slutna tank	Enhet
Fordon, lastvikt	7	3	12	ton
Bränsleförbrukning, olastad, (E_{tom})	0,191	0,116	0,216	L/km
Bränsleförbrukning, lastad, (E_{full})	0,259	0,145	0,298	L/km
Bränsleförbrukning, tomgång	15	9	15	L/km
Kapacitet, antal hs per tur	130	110	4	st
Tid för hämtning,	1,5	1,5	16	min/hs
Tid för tömning av ekipage	17	11	10	min

Resultat

Energianalysen pekar på att den mest fördelaktiga insamlingsmetoden ur energisynpunkt är med hjälp av slambil, förutsatt att snålspolande vakuumtoaletter används, tabell 5. Avgörande för att insamlingstekniken med slambil är mer energieffektiv är att slambilen kan lasta större volymer samt att de slutna tankarna rymmer större volymer än ett latrinkärl. Därmed behövs färre tömningar vid varje fastighet under en bestämd tidsperiod, vilket illustreras i figur 3.



Figur 3. På samma tid som ett hushåll med snålspolande vakuumtoaletter ger upphov till en sluten tank på 12 m³, producerar ett hushåll med traditionella toaletter fem slutna tankar eller 170 stycken latrinkärl.

Om traditionella toaletter används späds substratet däremot ut så pass mycket att denna effekt överskuggas av att varje hushåll producerar mycket stora volymer av klosettvattnet. Slutna tankar med traditionella toaletter är det alternativ som är mest energikrävande.

Skillnaden mellan liten flakbil för latrininsamling och nuvarande teknik med stor flakbil är förhållandevis stor. En mindre bil kan inte ta lika stora laster som ett större fordon, men har en lägre vikt och därmed en lägre bränsleförbrukning. Den låga bränsleförbrukningen är den avgörande parametern som gör att den mindre flakbilen, trots den lägre lastkapaciteten, är mer fördelaktigt än den större flakbilen.

Oavsett val av fordon för insamling domineras energianvändningen av transporten mellan hämtställena och insamling av latrinkärl.

Tabell 5. Beräknad bränsleförbrukningen (l diesel) och energianvändningen (MJ) per personkvivalenter och år vid insamling med olika biltyper och insamlingsystem.

Alternativ	Bränsleförbrukning, liter diesel/pe&år	Energianvändning, MJ/pe&år
Latrin stort flak	0,55	19,7
Latrin litet flak	0,38	13,7
Tank, snål toalett	0,21	6,1
Tank, trad. toalett	1,1	31,9

Total energianvändning

Modell, beräkningsunderlag och beräkningar

För att beräkna den totala energianvändningen för driften av hela hanteringskedjan behövs, förutom energianvändningen vid insamling och transport, även uppgifter om anläggningens behandlingskapacitet, energibehovet i anläggningen samt energibehovet vid spridning av färdigbehandlad våtkompost.

Energibehovet vid behandling har hämtats från underlag till tidigare studier (Eveborn, 2007) och underlaget för energibehovet vid spridning av komposten är taget från Wetterberg (2000). I tabell 6 sammanställs några av de mest avgörande parametrarna.

Tabell 6. Avgörande grunddata för att beräkna total energianvändning.

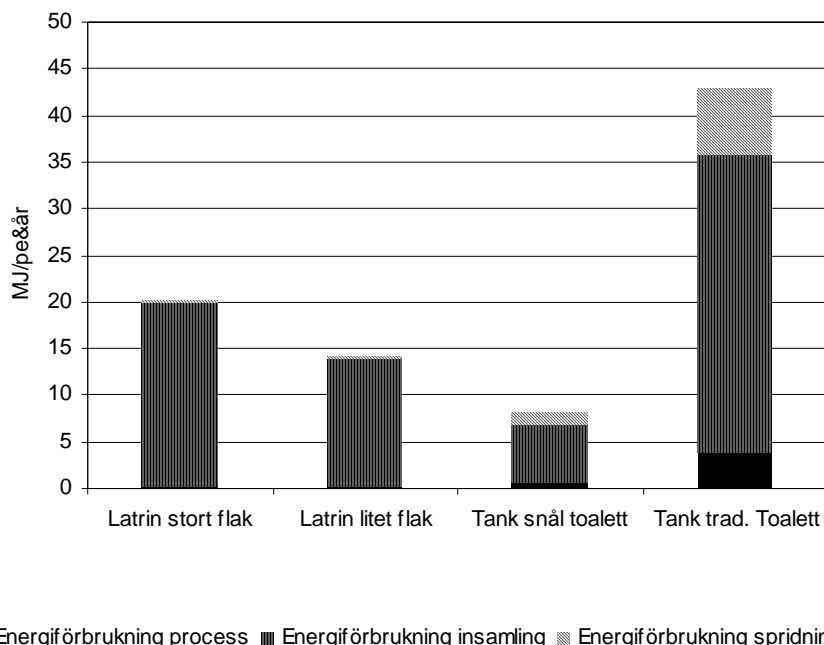
Parameter	Värde	Kommentar och referens
Energiförbrukning vid hämtning av latrin (stor flakbil)	20 MJ/pe&år	Taget från tidigare avsnitt i denna rapport
Energiförbrukning vid hämtning av latrin (liten flakbil)	14 MJ/pe&år	Taget från tidigare avsnitt i denna rapport
Energiförbrukning vid hämtning av klosett-vatten från slutna tankar (snål toalett)	6 MJ/pe&år	Taget från tidigare avsnitt i denna rapport
Energiförbrukning vid hämtning av klosett-vatten från slutna tankar (trad. toalett)	32 MJ/pe&år	Taget från tidigare avsnitt i denna rapport
Energiförbrukning under processen	1,2 kWh/h	Baserat på elmätaravläsningar 2006
Behandlingskapacitet	9 m ³ /cykel	Baserat på 2 reaktorer och utbyte av 4,5 m ³ vid varje cykel
Behandlingstid	24 h/cykel	Erfarenhetsbaserat medelvärde (varierar med årstid och substrat)
Energibehov vid spridning	20,5 MJ/m ³	Baserat på Wetterberg (2000). Spridning förutsätts ske ca 3 km från behandlingsanläggning.

Resultat energianalys

Det framgår av figur 4 att insamling och transport till behandlingsanläggningen dominerar den totala energianvändningen i alla fyra alternativ och att energibehovet vid drift av processen i våtkomposten samt spridning av behandlat material är av underordnad betydelse.

Energianvändningen både för processen och för spridning av våtkompost på jordbruk är lägst för alternativen med latrin. Anledningen är naturligtvis att det är en mindre mängd substrat som hanteras per person och år eftersom latrinet inte spätts ut med vatten. Av samma anledning är energianvändningen i dessa två hanteringssteg högre för klosett-vatten från slutna tankar med traditionella toaletter jämfört med klosett-vatten från snålspolande toaletter.

Det som är avgörande för den totala energianvändningen är dock insamling och transport. Av figur 4 framgår att inbördes rangordningen helt följer resultaten för energianvändning vid insamling och transport och därmed att system med slutna tankar är effektivare än latrinhämtning under förutsättning att snålspolande toaletter används.



Figur 4. Total energiförbrukning för hantering av latrin respektive klosettatten.

K&anslighetsanalys

De variationer som studerats framgår av tabell 7. Föröndringarna vad göller medelavstånd för transport frön område för tömnöng till platsen för mottagning, medelavstånd mellan h&am;tstöllen samt medeltid för h&am;tning av latrin k&ar;l år grundade pö uppgifter frön dagens situation. För dessa parametrar ansattes en procentuell föröndring, motsvarande ca 25 %.

Tabell 7. Variabler som öndras vid k&anslighetsanalysen. Tabellen anger respektive v&ar;de efter ökning och minskning av grundfallets variabel.

Parameter	Minskning	Grundfall	ökning	Enhet
Transportavstånd mellan insamlingsplats och behandlingsanlöggnöng	15	20	25	km
Avstånd mellan h&am;tstöllen	0,5	0,75	1,0	km
Tid för h&am;tning vid varje h&am;tstölle	1,0/12 *	1,5/16 *	2,0/20*	min
Behandlingstid i v&at;kompostanlöggnöng	14	24	36	h

* den löngre tiden göller för slambil

Vid normala driftsförhöllanden år en behandlingscykel i v&at;kompostanlöggnöng ca 24 h, men behandlingstiden varierar med årstidernas temperaturv&ax;lingar (vid kall v&aderlek har tider pö över 30 timmar uppm&at;ts). Behandlingstiden kan dessutom antas sjunka om ett mer energirikt substrat som latrin anv&am;nds. De nya

rekommendationerna från SVA (Ottoson m.fl., 2008) skapar utrymme för förkortad uppehållstid eller lägre temperatur i våtkomposteringsreaktorn. I praktiken innebär dessa nya förutsättningar att processcykeln bör kunna kortas med upp till 10 timmar. Med utgångspunkt från detta samt från erfarenheter från driften valdes därför intervallet för känslighetsanalysen till 14 – 36 h.

Utifrån energianalysens resultat förstår man att förändringar i behandlingsprocessen inte har någon större inverkan på den totala energianvändningen. Det är ändå intressant att undersöka hur behovet av processenergi kan förändras, dels för att spara energi och dels inför jämförelser med andra behandlingsmetoder. Resultaten från känslighetsanalysen delas därför upp mellan parametrar som påverkar transporten, och parametrar som påverkar processenergin.

Känslighetsanalysen visar att energianvändningen vid insamling och transport påverkas mest av tiden vid varje hämtställe för insamling av latrinkärl/tömning av sluten tank, tabell 8. Transportavståndet mellan insamlingsplats och behandlingsanläggning påverkar energianvändningen för slambilen mer än avstånden mellan hämtställena. För latrinbilarna har däremot avståndet mellan hämtställena en större påverkan på energianvändningen, vilket är naturligt eftersom de vid varje tur åker till fler hushåll per körtur (jämför tabell 4).

Tabell 8. Den procentuella förändringen av energiförbrukningen vid transport och insamling när givna parametrar ökas och minskas enligt tabell 7.

	Latrin stort flak	Latrin litet flak	Tank snål toalett	Tank trad. toalett
Transportavstånd mellan insamlingsplats och behandlingsanläggning	± 2,3 %	± 3,4 %	± 7,0 %	± 7,1 %
Avstånd mellan hämtställena	± 8,9 %	± 10,4 %	± 0,8 %	± 0,8 %
Tid för hämtning vid varje hämtställe	± 19,8 %	± 20,5 %	± 12,0 %	± 12,0 %

Effekten av behandlingstiden i reaktorn redovisas i tabell 9, där vi valt att redovisa endast processenergin för att kunna tydliggöra skillnaderna. Ur tabellen framgår att latrinhanteringssystemet är överlägset vad gäller energieffektivitet i behandlingsprocessen. Energiförbrukningen under behandlingen är i stort sett kontinuerlig över tiden. Eftersom mängden material som uppstår i latrinsystemet är mindre än i de andra systemen kommer då också energiförbrukningen räknat per person att minimeras.

Tabell 9. Variationer i våtkomposteringsprocessens energiförbrukning vid olika behandlingstider och insamlingstekniker.

Variation	Latrin Energiförbrukning process (kJ/pe&år) [förändring]	Tank snål toalett Energiförbrukning process (kJ/pe&år) [förändring]	Tank trad. toalett Energiförbrukning process (kJ/pe&år) [förändring]
Behandlingstid 14 h	110 [-49 %]	430 [-49 %]	2310 [-49 %]
Behandlingstid 24 h	190 [0 %]	740 [0 %]	3960 [0 %]
Behandlingstid 36 h	290 [50 %]	1110 [50 %]	5940 [50 %]

Åtgärder

Att minska behandlingstiden i våtkompostanläggningen skulle minska miljöpåverkan från dagens behandling av latrin och klosettavatten. En annan parameter är bilstorleken på flakbilarna för latrinhämtning, där man skulle byta ut till mindre bilar med lägre bränsleförbrukning. För att ytterligare minska energiåtgången behöver tiden för hämtning av latrinkärl på hämtstället minskas. I dagens hantering är tidsåtgången för hämtning av kärl på varje hämtställe trots allt väldigt kort, därför görs bedömningen att miljövinster endast kan erhållas genom att korta av det högsta tillåtna avståndet mellan uppställningsplats för insamlingsfordonet och uppställningsplats för latrinkärl. De kärl som idag står på längre avstånd från uppställningsplats för insamlingsfordonet behöver placeras närmare. Någon typ av förbättrat/automatiserat tekniskt hjälpmedel för hämtning av kärl skulle också kunna effektivisera hämtningsmomentet.

Anmärkning

Viktigt att notera är att resultatet för det totala energibehovet skulle bli annorlunda om produktionsfasen av livscykeln hade inkluderats. Klosettavattenhanteringen kräver uppförande av installationer som är av andra mått än de som krävs för latrinhanteringen. Vid användning av plastkärl för latrinemballering kan dock även denna produktion vara betydelsefull för systemets sammanlagda prestanda.

Behandlingstekniska erfarenheter

Ren latrin är i många hänseenden ett lämpligt material för våtkompostering. Det höga innehållet av energirika föreningar och det låga vatteninnehållet gör att energimängden är tillräcklig för hygieniseringsprocessen. Det finns till och med ett överskott av energi i materialet vilket gör det attraktivt att använda som energitillskott vid behandling av mindre energirika material (vanligen klosettavatten).

Förutom de driftstekniska fördelarna så har det visat sig vara ekonomiskt fördelaktigt att behandla latrin i våtkompostanläggningen. Betalningsförmågan för behandling av latrin är relativt hög eftersom det finns få alternativ och att dessa ofta förknippas med problem. Genom att behandla externlatrin från andra kommuner kan ekonomin förbättras ytterligare.

Driftoptimering

Vid driftoptimering avser man vanligen att minimera andelen latrin i blandningen för att utöka behandlingsvolymen av klosettavatten. Vad som är den minsta nödvändiga andelen i en behandlingsvolym beror av faktorer som uppnådd temperatur i föregående processcykel, temperatur på inkommande substrat och omgivningstemperatur. Sambandet som bestämmer detta är dessutom beroende av ett antal parametrar som är specifika för den enskilda våtkomposteringsreaktorn. Eveborn m.fl. (2006) redovisar ett diagram som beskriver ett sådant samband specifikt för anläggningen i Karby. Ur diagrammet avläses den minsta TS-halten som krävs i en blandning av latrin, klosettavatten och svingödsel för att energimängden skall vara tillräcklig för att hygienisering skall kunna uppnås.

Intensivstudie

Under försommaren 2008 genomfördes en intensivstudie vid anläggningen i Karby. Man studerade då sambandet mellan den utvecklade energin och förändringen av halterna BOD, COD, VS och TS under två processcykler. Avsikten var att få en säkrare uppgift om vilken energiutveckling som man kan förvänta utifrån de utvalda analysmetoderna. Samt att förbättra underlaget för modellen som beskrivs i Eveborn m.fl. (2006). Bestämning av energiinnehållet i substrat till anläggningen har visat sig vara en svår sak som samtidigt bedöms vara kritisk för att kunna kontrollera våtkomposteringsprocessen och optimera driften.

Genomförande

Studien pågick under dryga två dygn som förlades så att två på varandra följande processcykler kunde studeras i en av de två befintliga reaktorerna. Den första processcykeln följde helt och hållet den normala driften. Vid starten av den påföljande processcykeln gjordes dock ett ingrepp som innebar att den batch med latrin och klosettatten som skulle ha pumpats in enligt ordinarie drift istället ersattes med lika stor mängd renvatten. Avsikten var att låta bli att tillföra ny energi så att de utvalda parametrarna kunde studeras under en längre tidsperiod som också sträckte över en total utarmning av energin i reaktorn. Genom att tillföra renvatten simulerades samtidigt realistiska temperaturförhållanden.

Provtagningen skedde dygnet runt var fjärde timme med hjälp av en plexiglas-kolonn (Ø 50 mm) försedd med en backventil. Provtagningsutrustningen gjorde det möjligt att ta upp en ca 1,5 meter lång propelare ur reaktortoppen. Provet blandades och tappades upp på provtagningsflaskor. COD och BOD-proverna frystes ner för att senare skickas för analys till ackrediterat laboratorium. Prover för bestämning av VS och TS förvarades i kyl något dygn innan det analyserades på det närliggande Erkenlaboratoriet (också ackrediterat).

Temperaturutvecklingen loggades i reaktor, pumpbrunn, förlager och omgivning. Temperaturuppgifterna användes för att beräkna energiförluster.

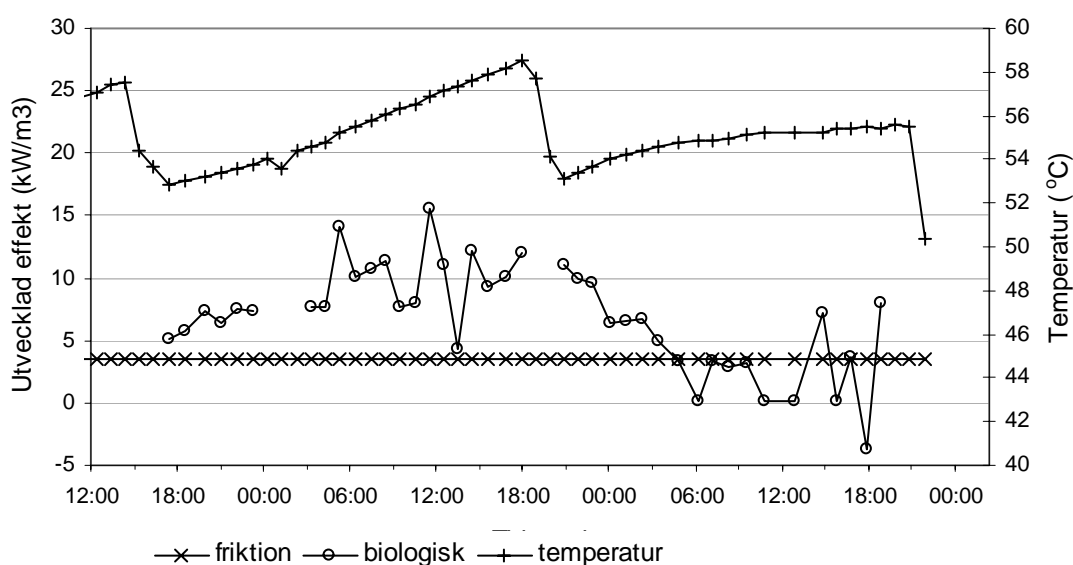
Utvecklingen av momentan biologisk energi, bidraget från andra värmealstrande processer samt systemets förluster beräknades för olika tidpunkter under de studerade processcyklerna. En värmebalans för systemet, beskriven i Eveborn m.fl. (2006), användes som underlag för beräkningarna.

Värmeutveckling

Figur 5 redovisar de två energibidragen i systemen (biologisk energi och friktionsenergi) och dess variation med tiden. Temperaturen finns med för att tydliggöra gränserna mellan de två processcyklerna (ett kraftigt temperaturfall utgör en markering för att en ny processcykel påbörjats). Som framgår av figur 5 så fluktuerade den biologiska effekten kraftigt under cyklerna. Anledningen till detta är okänd, men en tänkbar orsak är den begränsande noggrannheten på de inbyggda instrumenten för temperaturloggning i våtkompostanläggningen. Otillräcklig omblandning i reaktorn kan också orsaka små variationer i temperaturloggen. Vid beräkning av momentan energi kan även mycket små differenser mellan uppmätt och sann temperatur i reaktorn ha stor påverkan på enskilda resultat. En processteknisk detalj

som skulle kunna orsaka fluktuationer i den momentana bakteriella energiutvecklingen skulle kunna vara att lufttillförseln i reaktorn tidvis kan automatstrypas på grund av en allt för kraftig skumbildning.

En kraftig utarmning av energin i reaktorn skedde i andra processcykeln. Detta är naturligt, eftersom det i motsatsen till normalfallet inte tillsattes någon ny energi vid uppstarten av cykel två. Utarmningen framgår av temperaturkurvan, figur 5, som har en betydligt svagare utveckling mot slutet av cykel två än vad som var fallet i första cykeln. Hur kraftig utarmningen är framgår av den biologiska effekten i samma figur, som de sista 10 timmarna i cykel två ser ut att vara mycket nära noll. Vad som inte framgår av figuren är att förlusterna genom reaktorväggar och utgående luft, under försöket i stort sätt motsvarades av bidraget från friktionen vid omblandningen. Temperaturen i reaktorn kunde på så sätt hållas konstant utan bidrag från biologisk värmeutveckling.



Figur 5. Biologisk- och friktionsrelaterad effekt under försöksperioden samt temperaturutveckling.

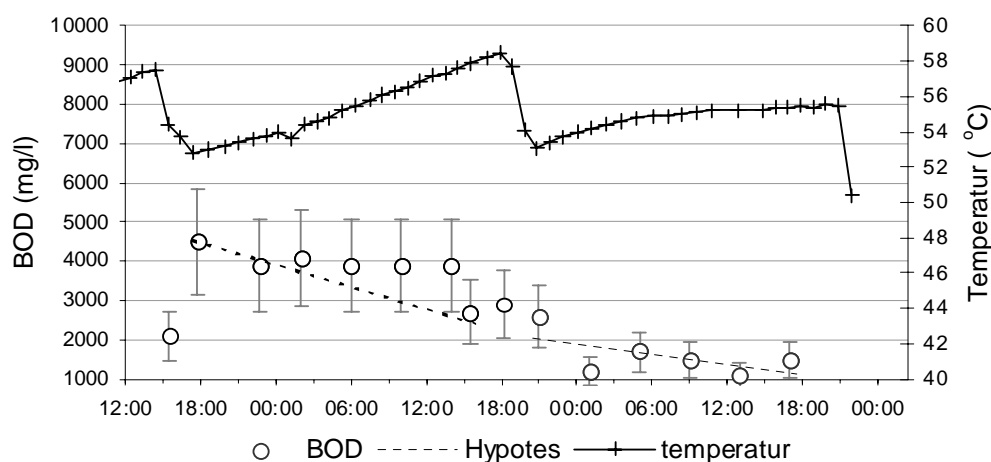
Analyser

Flera av analysparametrarna i resultaten från provtagningarna i reaktorn följde inte det mönster som förväntats. Hypotesen var att såväl VS som TS, BOD, och COD skulle vara relaterat till energiinnehållet och därmed minska genom hela försöket. Dessutom förväntades att halterna skulle falla extra markant till följd av spädning vid tidpunkten för tillsats av renvatten.

BOD

Avsikten med mätningarna var bl.a. att bedöma hur god korrelation som finns mellan energiinnehåll/energiutveckling och de uppmätta parametrarna. BOD visade sig vara den enda parametern som i någon mån följde den förväntade trenden. Figur 6 styrker att BOD-halten sjunker under processen men mönstret är vagt. Utgår man från linjära regressionslinjer för de två processcyklerna kan man beräkna energiutvecklingen till 2,9 kWh/kg BOD (andra processcykeln) och 5,6 kWh/kg BOD (första processcykeln). Teoretiskt borde dock energiutvecklingen per kg BOD vara relativt konstant. Förklaringar till detta skulle kunna vara

dålig analyskvalitet, icke representativa prover eller dålig modellering av förluster i systemet. Den sista förklaringen duger dock inte för att motivera skillnaden mellan regressionslinjernas värden vid tiden för vattenpåfyllnad. Med kännedom om mängden vatten som tillsattes följer också vilket koncentrationsfall som skall uppstå då tillsatsen sker. Med utgångspunkt från detta resonemang korrigerades därför regressionslinjerna så att de anpassades efter det kända koncentrationsfallet. Den resulterande linjen redovisas i figur 6 som en streckad linje. Enligt denna hypotetiska linje varierade den utvecklade energin mellan 2,9 kWh/kg BOD (första processcykeln) och 3,3 kWh/kg BOD (andra processcykeln). Denna variation håller sig inom ett rimligare intervall. Varken brister i modellen för beräkning av den biologiska energin eller i provtagningsmetodiken kan dock uteslutas.



Figur 6. Faktisk och förväntad BOD halt i reaktorn under försöksperioden.

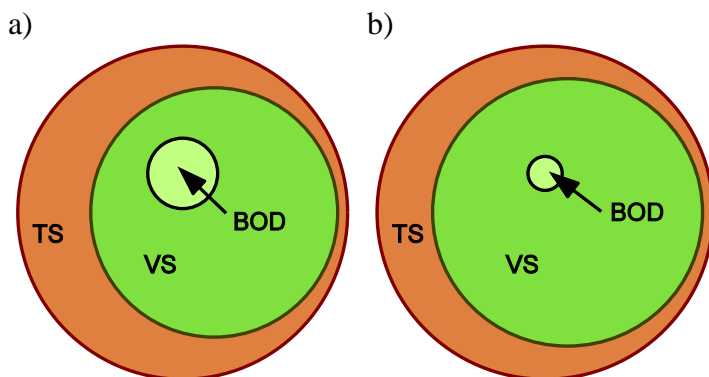
Övriga analysparametrar

I kontrast till hypotesen uppvisade övriga parametrar inga trender alls.

Diskussion

Det kan finnas flera förklaringar till det dåliga utfallet av analysdelen i studien. Under processens gång avgår vatten i form av ånga genom reaktorns luftutlopp. Denna avgång påverkar kontinuerligt koncentrationen och därmed värdet av alla uppmätta parametrar. Detta fenomen kan ha underskattats vid planeringen av försöket. En annan orsak till att dålig korrelation uppmättes mellan energiutveckling och TS, VS och COD kan vara att endast en marginell del av de föreningar som ryms inom dessa mätmetoder utgörs av föreningar som är tillgängliga för mikrobiell nedbrytning. Den del som är korrelerad till energipotentialen kan då försvinna i bruset från de andra substanserna. Detta stöds också av att den biologiska syreförbrukningen inte utgjorde mer än 5 % - 20 % av den kemiska syreförbrukningen i material från reaktorn. Bruset utgörs av de mätosäkerheter som de olika mätmetoderna är förenade med. Kontrollberäkningar visar att den uppmätta BOD-mängden i reaktormaterialet ryms inom mätosäkerheterna för VS och TS. För COD är mätosäkerheten lägre men BOD-mängden mycket nära att även rymmas inom denna. Därutöver var mätosäkerheten för BOD $\pm 30\%$ under studien.

Figur 7 illustrerar hur stor del av det fasta materialet som utgör BOD och VS i reaktorn och i det obehandlade materialet. Figurerna och kontrollberäkningarna förutsätter att vikten av de partiklar som utgör COD är densamma som vikten VS och att vikten av fast material per COD är den samma som vikten av fast material per BOD.



Figur 7. Illustration av viktandelen BOD, i jämförelse med VS och TS för obehandlad substrat (a) och för det utspädda materialet i reaktorvolymen (b).

Resultaten antyder att BOD är den enda av de studerade parametrarna som kan ge en uppskattning av materialets energiinnehåll. Detta är uppenbarligen fallet för prov som tas direkt ur reaktorn. Det behöver dock nödvändigtvis inte vara meningslöst att använda VS eller TS som indikatorer för prov som tas på det inkommande obehandlade materialet eftersom detta har en betydligt större energipotential och högre BOD/COD kvot (knappt 40 % uppmättes under försöket). Den högre andelen BOD minskar bruset från ovidkommande substanser och kontrollberäkningarna visar att den större BOD-andelen i obehandlat material har marginal till standardavvikelsen för kontrollmätningar som tidigare utförts på TS-analyser på våtkompost. COD har lägre analysosäkerhet och ser ut att kunna ge en relativt säker uppskattning av BOD-innehållet i obehandlat material, under förutsättning att man har en uppfattning om en relationsfaktor.

Att använda sig av BOD-analysen för driftstyrning är inte lämpligt eftersom den kräver sju dagars analystid. COD bör däremot kunna användas om man lyckas ta fram en relationsfaktor. Tillsvidare är dock rekommendationen att även fortsättningsvis använda TS-halten som styrparameter eftersom erfarenheten säger att sambanden som beskrivits i Eveborn (2007) är användbara. Teoretiskt är TS-halten en sämre värdeämätare för nedbrytbara substanser än VS-halten. I likhet med slutsatserna i Eveborn (2007), så indikerar dock även denna studie att TS-halten i praktiken är likvärdig som indikator för energiinnehåll för de substrat som används i våtkomposteringsanläggningen. Andelen glödningsförlust var nämligen stor (i medeltal 78 %) och relativt konstant över alla prover (standardavvikelse 3,6 procentenheter).

På sikt bör man finna en säkrare metod för att uppskatta materialets energi-potential. Samtidigt är det viktigt att mätmetoden är enkel och kostnadseffektiv att utföra. En intressant möjlighet är att testa olika typer av filtreringsteknik för att om möjligt få bort större partiklar som ger ett stort bidrag av ovidkommande föreningar. Kanske kan man då få fram en fraktion vars TS-halt korrelerar bättre till BOD och energiutbyte.

Slutprodukten

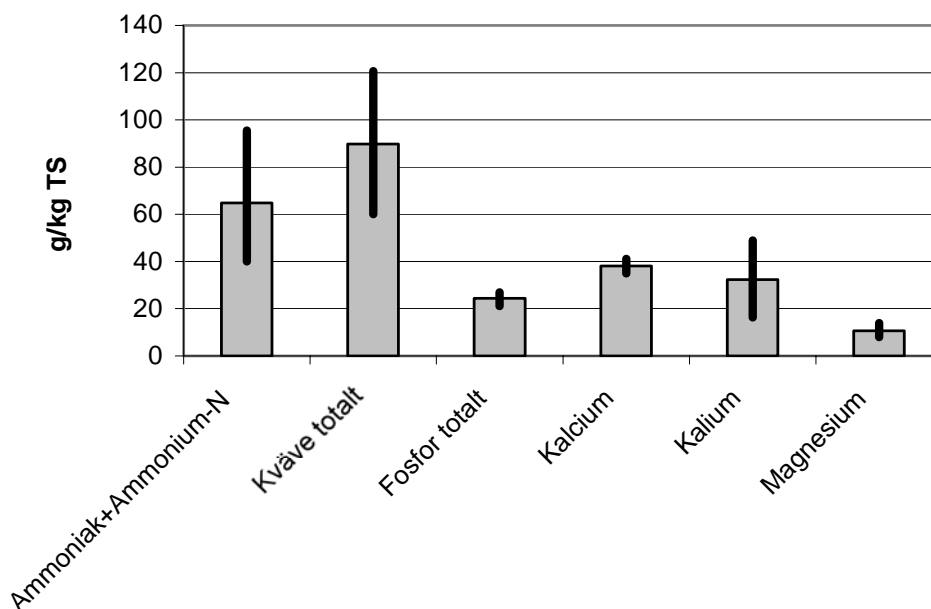
Slutproduktens innehåll

Genom hela projektet har slutprodukten från våtkomposteringen använts som gödselmedel på intilliggande jordbruksmark. Den färdigbehandlade våtkomposten har analyserats innan varje enskild användning, dels för att kunna bestämma givan och dels för att säkerställa att materialet inte återkontamineras av sjukdomsframkallande bakterier.

Vid de bakteriella provtagningarna har förekomst av *Campylobacter*, EHEC och *Salmonella spp* undersökts. I det obehandlade materialet har *Salmonella spp* kunnat påvisas vid ett tillfälle. Men inte i någon av de analyser som gjorts av slutprodukten (sammanlagt fem stycken) har några patogena mikroorganismer kunnat påvisas, vilket indikerar att våtkomposteringen ger en tillfredsställande hygienisering.

Innehållet av näringsämnen i den färdigbehandlade våtkomposten varierar i förhållande till torrsubstansen, figur 8. Kväve (både totalkväve och ammoniumkväve) och kalium står för den största procentuella variationen av näringsämnen, medan innehållet av fosfor, kalcium och magnesium är mer stabilt. Kvävevariationen skulle kunna bero på att kväve avgår till luften under någon del av hanteringen. Det är osäkert vad som orsakar den stora kaliumvariationen, där det högsta värdet är dubbelt så högt som det lägsta.

Variationer i näringsinnehåll

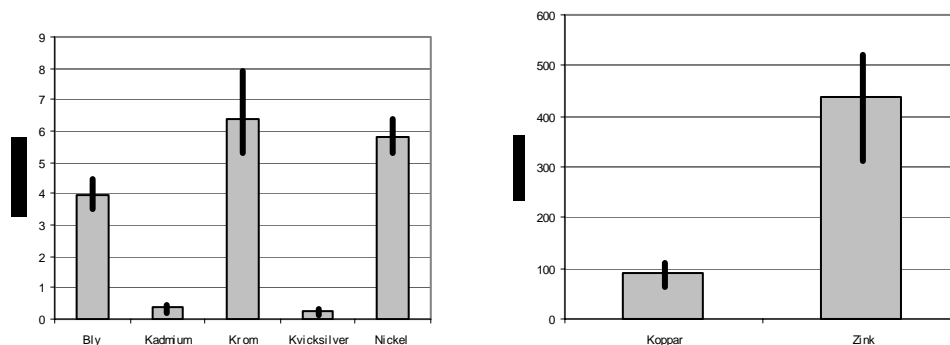


Figur 8. Variationer av näringsinnehåll i färdigbehandlad våtkompost från Karby våtkompostanläggning.

Under 2007 samlades 132 ton latrin in i Norrtälje kommun. Dessa behandlades i våtkompostanläggningen och spreds sedan ut som gödsel på åkermark. Utifrån de kemiska analyserna (se tabell 1) innehöll denna mängd latrin totalt ca 435 kg kväve och 170 kg fosfor. För fosfor är den insamlade mängden lika stor som den

återcirkulerade, medan kväve däremot kan avgå till luft. Hur stor andel som avgår till luft beror på hantering, lagring och spridningsmetoder, vilket inte har studerats i detta projekt.

Metallkoncentrationerna i färdigbehandlad våtkompost, figur 9, rör sig naturligt i olika storleksklasser där koppar och zink förekommer i halter som är uppåt hundra gånger högre än t.ex. bly och kadmium. Den inbördes variationen för varje enskild metall i den färdigbehandlade våtkomposten är störst för kadmium och kvicksilver. Jämfört med nöt- och svingödsel (Naturvårdsverket, 1999) är våtkompostens innehåll av metaller 2-4 gånger högre. Det uppfyller ändå med god marginal kraven på vad ett avloppsbaserat gödselmedel får innehålla. De uppmätta halterna i våtkomposten är mellan 2-22 gånger lägre än uppsatta gränsvärden.



Figur 9a och 9b. Variationer av metallinnehåll i färdigbehandlad våtkompost från Karby Våtkompostanläggning.

Begränsningar och förutsättningar för användning av slutprodukten i jordbruket

Vid jordbruksanvändning av våtkompost gäller samma regelverk som för stallgödsel med avseende på spridningstid och teknik för spridning, SJVFS 2004:62. För våtkompostering av icke animaliskt avfall gäller idag enligt NFS 2003:15, att materialet skall utsättas för en temperatur över 55 °C i minst 10 timmar för att betraktas som hygieniserat. För animaliskt avfall (t.ex. slakteriavfall) gäller strängare regler enligt animaliska biproduktsförordningen (allt material värms upp till minst 70 °C i minst en timme). I juni 2008 beslutade dock Jordbruksverket att ge tillstånd till två biogasanläggningar att använda en alternativ hygieniseringsmetod (Jordbruksverket, 2008). Metoden innebär en uppvärmning av allt material till minst 52 °C i 10 timmar i en reaktor och att den hydrauliska uppehållstiden i reaktortanken uppgår till minst 7 dygn. Maximal partikelstorlek är 12 mm.

Den nya metoden skulle kunna innebära att anläggningen i Karby kan drivas effektivare. Antingen genom att ta emot mer utspätt material än idag eller så kan tiden mellan två processcykler förkortas genom att sluttemperaturen (52 °C) nå snabbare jämfört med om sluttemperaturen är 55 °C.

Produkter som härstammar från behandling av avloppsvatten och ska användas i jordbruk regleras dessutom med avseende på innehåll och var det får spridas. I SFST 1998:944 anges gränsvärden för metallhalter i gödselprodukten och i SNFS 1998:4 anges de högsta metallhalterna som den aktuella åkermarken får innehålla

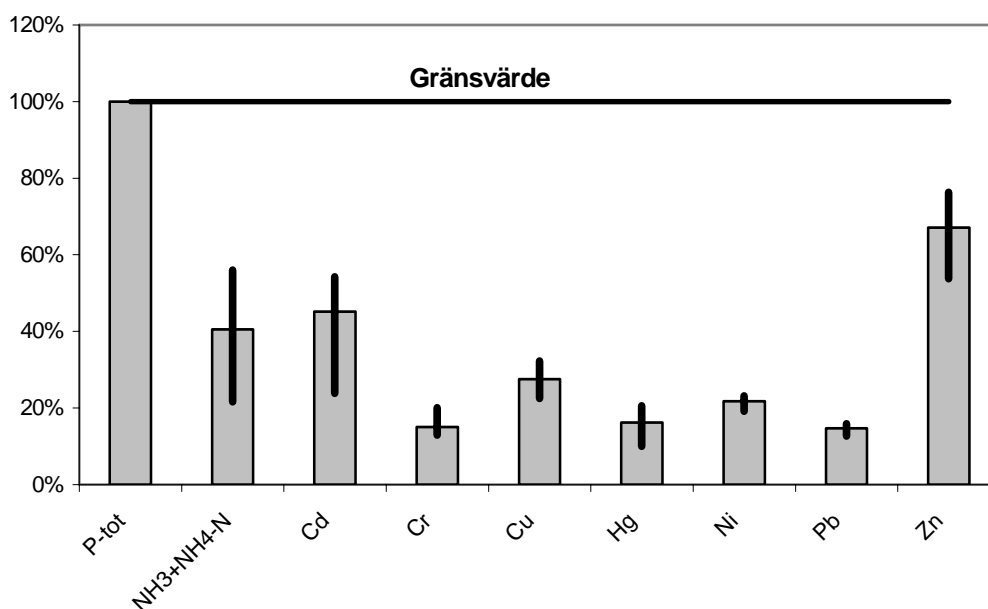
för att spridning med sådana produkter överhuvudtaget skall vara tillåtet. Enligt SNFS 1994:2 får användning inte ske på

- betesmark
- åkermark som ska användas till bete eller där vall kommer att skördas inom 10 månader
- mark där det odlas bär, potatis, rotfrukter eller grönsaker
- mark där det inom 10 månader ska odlas bär, potatis, rotfrukter eller grönsaker som normalt är i direkt kontakt med jorden och konsumeras råa.

Hur mycket av ett godkänt avloppsbaserat gödselmedel som kan spridas regleras av gränsvärden för maximal mängd näringsämnen och maximal mängd metaller som får tillföras jordbruksmarken.

Gränsvärdet för fosfor är satt som ett årsmedelvärde för en femårsperiod. Vilken fosforgiva som är lämplig för att inte övergödsla beror både på den specifika grödans behov och på den aktuella jordens fosforklass. Fosforklassen bestäms utifrån hur mycket lätttrörlig fosfor (P-AL) som redan finns i marken. Detaljerade rekommendationer om bl.a. fosforgödsling hittas i "Riktlinjer för gödsling och kalkning 2008" som ges ut av Jordbruksverket varje år.

Under projektet har fem olika satser producerats. Figur 10 visar halterna av näringsämnen och metaller som tillförts åkermarken som andel av det uppsatta gränsvärdet för respektive ämne. Vid samtliga spridningar är fosfor det ämne som varit begränsande för givans storlek. Zink, kadmium och ammonium-ammoniakkväve är de ämnen som då överstiger hälften av gränsvärdet.



Figur 10. De mängder näringsämnen och metaller som tillförts åkermarken som andel av uppsatta gränsvärden för respektive ämne (fosfor regleras i SJVFS 2006:66, kväve i SNFS 1998:4 och metaller i SNFS 1994:2).

Den färdigbehandlade våtkompostens gödselkvaliteter såsom förhållandet mellan kväve, fosfor och kalium i de producerade satserna samt våtkompostens näringsinnehåll i förhållande till våtvikt redovisas i tabell 10. Den mängd våtkompost, räknat i våtvikt, som sprids per hektar beror delvis på det begränsande ämnets

koncentration och delvis på torrsbstanshalten. Fosforhalterna i förhållande till torrsbstanshalt har varit relativt stabila under projektet, däremot har torrsbstanshalten varierat mellan ca 2 och 4 %, vilket haft en stor inverkan givan. I tabell 10 kan man se att den största givan är nästan tre gånger så stor som den lägsta.

Tabell 10. Den färdigbehandlade våtkompostens torrsbstanshalt, innehåll av näringsämnen samt giva i våtvikt då fosfor är begränsande för givan.

Parameter	Enhet	Giva 1	Giva 2	Giva 3	Giva 4	Giva 5
		060830	070404	070808	070912	080311
TS	%	3,5	2,0	4,1	4,4	1,9
Organiskt material (Glödförlust)	% av TS	70	67	73	72	68
N:P:K	% av TS	9:3:4	12:3:5	6:2:2	*	12:2:2
P-tot	kg/ton vk	0,96	0,50	0,87	1,2	0,41
NH ₃ +NH ₄ -N	kg/ton vk	*	1,9	1,8	1,8	1,5
N-tot	kg/ton vk	3	2,4	2,6	2,6	2,3
Ca	kg/ ton vk	1,4	0,74	1,4	*	0,78
K	kg/ ton vk	1,5	0,98	0,86	*	0,31
Mg	kg/ ton vk	0,50	0,16	0,41	*	0,21
Giva i våtvikt	ton/ha,år	23,0	44,2	25,4	18,6	53,4

*) Uppgift saknas

Det har funnits en utbredd tveksamhet mot kvaliteten på avloppsbaserade gödselmedel, och under många år har flera stora köpare av jordbruksvaror inte tagit emot varor där sådana gödselmedel använts i produktionen. I tabell 11 presenteras de viktiga aktörernas slampolicy och certifieringssystem. Endast ett fåtal av aktörerna tillåter slamspridning, och då gäller särskilda villkor.

Inställningen till slammet från våtkomposten har i projektet varit mer positiv än den bilden som ges av tabell 11. Redan i planeringsskedet av anläggningen i Karby hölls samråd med lantbrukare och den lokala LRF-avdelningen och LRF Mälardalen om att använda slam från våtkompost som gödselmedel. Man har sett användningen av våtkompost som ett bra val vid återcirkulering av växtnäring eftersom materialet är hygieniserat och där ursprungsmaterialet, jämfört med konventionellt avloppsslam, härrör från en källsorterad klosettfraktion som inte blandats med BDT- eller industrivatten. Någon kommunikation har inte skett med företrädare för livsmedelsindustrin. Detta har inte heller varit nödvändigt eftersom våtkomposten använts till produktion av grisfoder och det inte finns något ställningstagande mot slamspridning vid framställning av djurfoder.

Något som kan medföra en mer positiv inställning till användning av avloppsslam för jordbruksändamål, är ett certifieringssystem som lanserats under 2008, för återföring av växtnäring från avloppsreningsverk. Certifieringssystemet är framtaget av Svenskt Vatten tillsammans med aktörer inom jordbruks- och livsmedelsbranschen, dagligvaruhandeln, konsumentorganisationer, miljöreelsen och myndigheter inom ReVAQ-projektet. Genom ett öppet, formellt och strukturerat arbetssätt för att kvalitetssäkra och förbättra innehållet i slammet, kan förtroendet för den sortens gödselprodukter öka (Svenskt Vatten, 2008).

Arbete pågår också med att utveckla ett certifieringssystem för källsorterade avloppsfraktioner från enskilda hushåll och mindre avloppsanläggningar (Palm, pers. medd., 2008). Viljan att ta emot och använda våtkompost även för livsmedelsproduktion kan tänkas öka om produkten kan kvalitetssäkras och bli certifierad.

Tabell 11. Några olika aktörers slampolicies och certifieringssystem. Med slam avses i texten kommunalt avloppsslam från reningsverk. Källa: Svenskt Vatten Utveckling Rapport 2008-12

Företagspolicy/ certifieringssystem	Slamspridning	Kommentarer
Danisco Sugar (www.sockerbetor.nu)	Avloppsslam får ej användas någonstans i växtföljden på mark som används för att odla sockerbetor.	
KRAV (www.krav.se)	Slam får ej spridas till certifierade grödor.	Avloppsslam finns inte med på KRAVs lista över godkända gödsel- och markberedningsmedel.
Lantmännen standard (www.lantmannen.com)	Slam får spridas enligt Svenskt Vattens kvalitetssäkringssystem som börjar gälla 2008.	Utgör minimikrav för alla leverantörer. Systemet ska innefatta hela produktionsprocessen. Ackreditering ska ske av en tredje part. Mottagaren ska kontrollera att rätt restprodukt sprids genom ett godkänt verifikat från leverantören.
Lantmännen premium (www.lantmannen.com)	Det är endast tillåtet att sprida enligt vad som anges under Lantmännen Standard om detta framgår särskilt av respektive avtal.	Konventionell slam får ej ha tillförts på fältet sedan den 31/12 år 2000. I avtalet ska det framgå vilka restprodukter som är godkända samt vilka karenstider som gäller.
Lantmännen eko (www.lantmannen.com)	Användningen av slam följer villkoren i KRAVs regelverk.	
LRF (Eksvärd, pers.medd., 2007)	Avråder från att sprida avloppsslam till livs- eller fodermedel.	Tre undantag: Salix Visst slam från ReVAQ-verk Eget trekammarbrunnsslam
Lantmännen Ecobränsle (Erlandsson, pers. medd., 2007; Broberg, pers. medd., 2007)	Har ingen egen slampolicy.	Köper in rapsolja från AarhusKarlshamn (AAK), vars slampolicy säger att inget konventionellt slam får spridas någonstans i växtföljden. ReVAQ-slam får spridas året innan raps odlas på fältet.
Svenskt Sigill (www.svensktsigill.com)	Slam får ej spridas till certifierade grödor.	För mark där det tidigare har spridits avloppsslam gäller en karenstid på tre år innan den är tillåten för produktion av certifierade grödor. Enligt Elmquist (2007) kommer det att dröja länge innan Sigill Kvalitetssystem ändrar reglerna om spridning av slam.

Slutsatser

Energianalys

Energiförbrukningen för hela hanteringskedjan med insamling, transport, behandling i våtkompost och spridning av slutprodukten på åkermark har jämförts mellan olika system för hantering av latrin och klosettatten. I samtliga alternativ står transportarbetet vid insamlingen för den allra största andelen av energiåtgången. Transportavståndet mellan insamlingsplats och mottagningsstation samt avståndet mellan hämtställena påverkar energianvändningen, men är också en faktor som är svår att åtgärda. Energianalysen visar att vid insamling av latrin är det mer energieffektivt att använda en mindre lastbil med flak jämfört med en större lastbil. Den lägre bränsleförbrukningen för ett mindre och lättare fordon väger upp att den har lägre lastningskapacitet.

Vid en jämförelse mellan insamlingsystemen för latrin och klosettatten visar energianalysen att slambilen är mest fördelaktig under förutsättning att snålspolande vakuumtoaletter används. Skillnaden mellan latrininsamling med stor/liten flakbil och insamling med vanlig slambil beror på de stora lastmängder som slambilen kan bära och framförallt att hämtningsfrekvensen vid varje fastighet blir lägre eftersom de slutna tankarna rymmer större volymer än latrinkärl. Med traditionella toaletter blir systemet med slutna tankar däremot det sämsta alternativet.

Latrin kräver mindre energi vid behandling i våtkompost och för spridning av slutprodukten eftersom det är mindre mängder som processas. Denna energi är marginell i förhållande till transportarbetet, men viktig när olika behandlingsmetoder jämförs.

Utifrån resultaten i rapporten kan man konstatera att det mest energieffektiva alternativet är slutna tankar under förutsättning att snålspolande vakuumtoaletter används. Det är därmed inte sagt att det är önskvärt eller praktiskt möjligt att byta ut alla latrintoaletter till vattenklosett med slutna tankar. För våtkompostens räkning kan man konstatera att latrinet är nödvändigt som substrat för att få en tillfredsställande drift och hygienisering.

De nya rekommendationerna gällande hygienisering av slam (Ottoson m.fl., 2008) skulle kunna innebära en halvering av processenergin. I praktiken innebär det att större mängder klosettatten skulle kunna behandlas per latrinabonnet för samma energimängd.

I huvudsak tre åtgärder har identifierats för att energieffektivisera dagens hanteringssystem med både latrin och klosettatten. Minska tiden vid varje hämtställe, d.v.s. korta avstånden mellan uppställningsplats för latrinkärl och uppställningsplats för insamlingsfordonet, säkerställa att alla hushåll installerar snålspolande vakuumtoaletter samt korta behandlingstiden i våtkompostanläggningen.

Detta är ingen heltäckande jämförelse mellan system för latrin och sluten tank, eftersom energiförbrukningen för tillverkning och omhändertagande av systemkomponenter vid kassering inte är med. Det är osäkert om tillverkning av engångskärl och tankar med eventuell efterföljande förbränning förstärker eller minskar skillnaden i energianvändning mellan systemen för latrin och klosettatten.

Latrin som substrat vid våtkompostering

Ren latrin är ett lämpligt material för våtkompostering. Materialet har ett högt innehåll av energirika föreningar som gör det attraktivt att använda som energitillskott för att uppnå hygienisering vid behandling av mindre energirika material (vanligen klosettavatten). Innehållet av BOD korrelerar bättre än COD, VS eller TS mot energiinnehållet/energiutvecklingen vid behandling av ett material och har uppskattats till ca 3 kWh/kg BOD. Eftersom BOD är bunden till minst sju dagars analysperiod är den dock inte lämplig som parameter för driftstyrning. Därför är rekommendationen att även fortsättningsvis använda TS-halten som styrparameter.

Slutprodukten

Behandling av latrin och klosettavatten från slutna tankar i våtkompost ger en hygieniserad gödselprodukt som kan användas för att återföra näringsämnen till åkermark. Latrin och klosettavatten är källsorterade avloppsfraktioner med ett lägre tungmetallinnehåll än slam från reningsverk. De kemiska analyser som gjorts på färdigbehandlad våtkompost under projektperioden visar att tungmetallinnehållet är två till fyra gånger så högt som i nöt- och svinggödsel, men med god marginal uppfyller lagens krav på avloppsbaserade gödselmedel. Näringsinnehållet av fosfor i förhållande till torrsubstansen är stabilt, medan innehållet av kväve varierar mellan olika satsar. Utifrån slutprodukternas näringsvärde har gödsel från anläggningen spridits på sammanlagt ca 90 ha åkermark under åren 2006-2008.

Ett hinder för användning av avloppsbaserade gödselmedel är den inställning som finns för dessa produkter hos livsmedelsbranschen, konsumenter och lantbrukare. Detta speglas tydligt i den restriktiva hållning som de flesta livsmedelsaktörer har till livsmedelsprodukter som gödslas med avloppsslam. I detta projekt har man kunnat skapa förtroende för våtkompost som gödselmedel genom information och kommunikation om fördelar med gödsel från källsorterade avloppsfraktioner samt att slutprodukten har använts vid odling av djurfoder. Framtagandet av ett certifieringssystem för källsorterade avloppsfraktioner från mindre avloppsanläggningar kommer troligen att öka förtroendet för denna typ av gödselprodukter och skapa en större efterfrågan när priserna på handelsgödsel stiger.

Referenser

- Eveborn D., Malmén L., Persson L., Palm O. & Edström E., 2007. Våt-
kompostering för kretsloppsanpassning av enskilda avlopp i Norrtälje
kommun. JTI-rapport, RKA 38. JTI, Uppsala.
- Eveborn D., Norén A. & Palm O., 2007b. Konsekvenser av alternativa omhänder-
taganden av slam från slutna tankar. JTI-rapport *kretslopp & Avfall* 39. JTI,
Uppsala.
- Jordbruksverket, 2004. Statens jordbruksverks föreskrifter om miljöhänsyn i
jordbruket vad avser växtnäring. SJVFS 2004:62. Jönköping.
- Jordbruksverket, 2006. Föreskrifter om ändring i Statens jordbruksverks före-
skrifter (SJVFS 2004:62) om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring.
SJVFS 2006:66. Jönköping.
- Jordbruksverket, 2007. Riktlinjer för gödsling och kalkning 2008. Rapport
2007:22. Jönköping.
- Jordbruksverket, 2008. Beslut Dnr 38-6468/08. 2008-06-30.
- Juteau P., 2006. Review of the use of aerobic thermophilic bioprocesses for
the treatment of swine waste. *Livestock Science*. Vol. 102, sid. 187-196.
- Jönsson H., Baky A., Jeppson U., Hellström D. & Kärman E., 2005. Composition
of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE
model. Report 2005:6. Chalmers university of technology, Göteborg.
- Naturvårdsverket, 1994. Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön,
särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. SNFS 1994:2.
Stockholm.
- Naturvårdsverket, 1998. Statens naturvårdsverks föreskrifter om ändring i
kungörelsen (SNFS 1994:2) med föreskrifter om skydd för miljö, särskilt
marken, när avloppsslam används i jordbruket. SNFS 1998:4. Stockholm.
- Naturvårdsverket, 1999. Stallgödselns innehåll av växtnäring och spårelement.
Naturvårdsverket, Rapport 4974. Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2003. Naturvårdsverkets allmänna råd till 2 kap. 3 § miljöbalken
(1998:808) om metoder för yrkesmässig lagring, rötning och kompostering
av avfall. NFS 2003:15. Stockholm.
- NTM, 2005. NTM – Environmental Data For International Cargo Transport
Calculation methods –mode-specific issues Road Transport. NTM. Göteborg.
- Olsson J., Salomon E., Baky A. & Palm O., 2008. Energigrödor – en möjlighet för
jordbruksanvändning av slam. Svenskt Vatten Utveckling Rapport 2008-12.
Stockholm.
- Ottoson J.R., Elving J., Vinnerås B. & Albihn A. Risker för smittspridning från
bearbetning av naturgödsel och animaliska biprodukter kategori 3. Manus
under publicering, diarienumr.:2007/55, Statens Veterinärmedicinska Anstalt.
- Regeringens proposition 1997/98:45. Miljöbalk. Stockholm.
SFS, 2001:1063. Avfallsförordningen.
- SFS, 1998. Förordningen (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med
hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter. Stockholm.
- SFS, 1998:808. Miljöbalken.
- Svenskt Vatten Utveckling, 2008. Nya avfallsfraktioner från små avlopp,
Kretslopp och omhändertagande, Rapport 2008:15. Malmö.
- Tidåker P., Kärman E., Baky A. & Jönsson H., 2006. Wastewater management
integrated with farming an environmental systems analysis of a Swedish
country town. *Resources, Conservation and Recycling*, 47, 295–315.

- Tidåker P., Sjöberg C. & Jönsson H., 2007. Local recycling of plant nutrients from small-scale wastewater systems to farmland a Swedish scenario study. *Resources, Conservation and Recycling*, 49.
- Wetterberg C., 2000. Miljöanpassade flytgödselspridare – en uppföljning. Miljöteknikdelegationen rapport 2000:7. Nutek, Stockholm.

Personligt meddelande

- Hans Ansén, Statistiska centralbyrån, 2008.
- Kjell Jansson, Kjell Jansson Åkeri, 2008.
- Ola Palm, JTI, 2008.
- Per Söderman, Per Söderman Åkeri AB, 2008

Internet

- Svenskt Vatten, 2008. Svenskt Vatten PM om slamcertifieringen 080707.
http://www.svensktvatten.se/web/Certifieringssystem_for_slam.aspx

JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik...

... är ett industriforskningsinstitut som forskar, utvecklar och informerar inom områdena jordbruks- och miljöteknik samt arbetsmaskiner. Vårt arbete ger dig bättre beslutsunderlag, stärkt konkurrenskraft och klokare hushållning med naturresurserna.

Vi publicerar regelbundet notiser på vår webbplats om aktuell forskning och utveckling vid JTI. Du får notiserna hemskickade gratis om du anmäler dig på www.jti.se

På webbplatsen finns även publikationer som kan läsas och laddas hem gratis, t.ex.:

JTI-informerar, som kortfattat beskriver ny teknik, nya rön och nya metoder inom jordbruk och miljö (4-5 teman/år).

JTI-rapporter, som är vetenskapliga sammanställningar över olika projekt.

Samtliga publikationer kan beställas i tryckt form. JTI-rapporterna och JTI-informerar kan beställas som lösnummer. Du kan också prenumerera på JTI-informerar.

*För trycksaksbeställningar, prenumerationsärenden m.m.,
kontakta vår publikationstjänst (SLU Service Publikationer):*

tfn 018 - 67 11 00, fax 018 - 67 35 00

e-post: bestallning@jti.se



JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik

JTI – Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering

Box 7033, 750 07 UPPSALA

Telefon: 018 - 30 33 00

Besöksadress: Ultunaallén 4

Telefax: 018 - 30 09 56

Webbplats: www.jti.se