



Utsläpp av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter – inverkan av temperatur, matning och skötsel

Emissions of greenhouse gases and ammonia from home-composts - influence of temperature, feeding and management

Evgheni Ermolaev
Alexander Johansson
Håkan Jönsson

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för naturresurser och lantbruksvetenskap
Institutionen för energi och teknik

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Energy and Technology

Utsläpp av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter – inverkan av temperatur, matning och skötsel.

Emissions of greenhouse gases and ammonia from home-composts - influence of temperature, feeding and management

Evgheni Ermolaev, Alexander Johansson, Håkan Jönsson

Rapport/Report 037
ISSN 1654-9406

Uppsala 2011

Nyckelord: hemkompostering, växthusgaser, ammoniak, avfallshantering

Sammanfattning

Hemkompostering representerar ett behandlingsalternativ för en ansenlig del av komposterbart hushållsavfall och trädgårdsavfall i Sverige. Enligt rapporten ”Svensk Avfallshantering 2010” från Avfall Sverige, var 2009 hemkomposteringens del av den totala mängden hushållsavfall som behandlades biologiskt 10 %. Det finns både positiva och negativa sidor av hemkompostering sett ur ett miljöperspektiv. Positiva effekter inkluderar användning av färdig kompost som markförbättrare, som ersättning för mineralgödsel och torv. Hemkompostering underlättar också sophantering och minskar avfallstransporterna vilket medför lägre utsläpp av till exempel koldioxid. De negativa effekterna är att det under komposteringsprocessen bildas växthusgaser och ammoniak som inte fångas upp och behandlas som vid vissa stora centrala anläggningar.

Syftet med denna studie var att öka kunskapen om storleken på utsläppen av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter. Undersökningen omfattade 18 hemkomposter i de södra delarna av Uppsala under perioden juni 2010 till juni 2011. Prover på kompostgas och bakgrundshalter samlades in och analyserades för att bestämma koncentrationen av koldioxid (CO_2), lustgas (N_2O) och metan (CH_4). Ammoniakhalter (NH_3) mättes direkt under locket på hemkomposterna. Materialprover analyserades med avseende på vattenhalt, askinnehåll och pH-värde. Kompostprotokoll fylldes regelbundet i av hushållen och gav information om skötseln av komposterna och mängd tillsatt material.

Resultaten från mätningarna visar på låga koncentrationer av ammoniak och i många fall var halterna under detektionsgränsen (0,1 ppm). Emissionerna av metan och lustgas presenteras i form av kvoter i förhållande till koldioxid och var i medeltal 0,38 % respektive 0,15 %. Av samtliga uppmätta $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ -kvoter var 77 % lägre än 0,3 % vilket är lägre jämfört med vad som erhöles i en liknande studie av hemkompostering i Danmark.

Regressionsanalysen med metan- och lustgaskvoterna som beroende variabler visade att antal omblandningar hade signifikant effekt. I övrigt hade kompostens vattenhalt och dess temperatur signifikant påverkan på $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ -kvoten, medan antal familjemedlemmar och antal dagar från senaste tillsats påverkade $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ -kvoten.

Om man vill ha så låga utsläpp av växthusgaser som möjligt tyder denna studie på att man bör blanda sällan, eller inte alls, liksom att man inte bör mata sin kompost alltför mycket, så att dess temperatur stiger. Det är en fördel om temperaturen förblir låg. Utsläppen av metan skulle också bli ännu lägre om komposterna matades med torrare material.

Nyckelord: hemkompostering, växthusgaser, ammoniak, avfallshantering

Summary

Home composting represents a treatment alternative for a sizable portion of compostable household and garden waste in Sweden. According to the report “Svensk Avfallshantering 2010” by Avfall Sverige, in 2009 of all household waste handled biologically, as much as 10 % was home composted.

There are both positive and negative sides of home composting when looked at from an environmental point of view. Positive effects include the use of finished compost as soil improver, substituting mineral fertilizers and peat. Additionally, emissions are avoided at composting facilitates during waste handling and waste shipments. The negative effects can potentially include high greenhouse gas and ammonia emissions. These emissions otherwise could be captured and treated at bigger facilities, thus reducing the effect on the environment.

The purpose of this study was to increase knowledge about the amounts of greenhouse gases (GHGs) and ammonia being emitted from home composts. In total 18 composts in southern Uppsala were sampled between June 2010 and June 2011. Compost gas and background samples were collected and analysed to determine the concentrations of carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O). Ammonia (NH₃) levels were measured directly, under the lids of home composts. Material samples were analysed for moisture content, ash content and pH. Compost protocols were regularly filled in by the households and provided the information about the management of composts and the amounts of material added.

Measurement results indicated low concentrations of ammonia, which in many cases were below the detection limit (0.1 ppm). CH₄ and N₂O emissions were presented as ratios to carbon dioxide and on the average were 0,38 and 0,15 % of CO₂ respectively. In 77% of composts observed, the CH₄:CO₂ ratios were below 0,3 %, which is lower compared to a similar study on home composting performed in Denmark.

The regression analysis with the methane and nitrous oxide ratios as independent variables showed that the frequency of mixing had a significant effect. Otherwise compost moisture content and temperature affected the CH₄:CO₂ ratio, while the number of household family members and frequency of waste addition affected the N₂O:CO₂ ratio.

In conclusion, the composts which included dryer material also had lower CH₄ emissions. In order to reduce the GHG emissions, it could be advised to mix the compost material less or not at all, and to avoid temperature increases by regulating the amount of added waste.

Keywords: home composting, greenhouse gases, ammonia, waste disposal

Förord

Denna rapport sammanfattar resultaten från projektet *Utsläpp av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter* som initierades av frågeställningar hos Naturvårdsverket.

Projektet har letts av en grupp bestående av projektledaren Håkan Jönsson samt Mikael Pell, Cecilia Sundberg, Evgheni Ermolaev, samtliga SLU, och Catarina Östlund, Naturvårdsverket. Mätningarna, analyserna och bearbetning har huvudsakligen utförts av Björn Kempe och Alexander Johansson under ledning av Evgheni Ermolaev. Denna rapport har skrivits av Alexander Johansson, i nära samarbete med resten av projektgruppen.

Delar av detta givande projekt har tidigare rapporterats i form av två examensarbetsrapporter och en artikel i *Avfall och miljö*:

1. Kempe, B. 2011. Utsläpp av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter, http://www.w-program.nu/filer/exjobb/Bj%C3%B6rn_Kempe.pdf.
2. Johansson, A. 2011. Utsläpp av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter, http://www.w-program.nu/filer/exjobb/Alexander_Johansson.pdf.
3. Johansson, A. 2011. Inga stora utsläpp från hemkompostering, *Avfall och miljö* nr 2 2011.

Vi tackar Naturvårdsverket för deras finansiering, sammanlagt 388500 kr, varav 150000 kr från Miljöforskningsanslaget. SLU har genom forskargruppen kompletterat finansiering med 70463 kr samt arbetstid motsvarande 33000 kr.

Vi tackar varmt ägarna till de studerade komposterna för att vi fick studera deras komposter och för den tid de ägnat åt att lämna uppgifter till studien. Vi tackar också Jamal Abubaker, Institutionen för Mikrobiologi, SLU, för värdefull hjälp i samband med analyserna i gaskromatografi.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

| | |
|---|----|
| 1. INLEDNING..... | 1 |
| 1.1 SYFTE OCH OMFATTNING AV RAPPORTEN..... | 2 |
| 2. TEORI..... | 3 |
| 2.1 DEFINITION AV KOMPOST/KOMPOSTERING..... | 3 |
| 2.2 KOMPOSTERINGENS FASER..... | 3 |
| 2.2.1 Initial fas..... | 3 |
| 2.2.2 Mesofil fas (20-45 °C)..... | 3 |
| 2.2.3 Termofil fas (45-70 °C)..... | 3 |
| 2.2.4 Avkylnings- samt mognadsfas | 4 |
| 2.3 KOL/KVÄVEKVOT | 4 |
| 2.4 VÄXTHUSGASER OCH KLIMATPÅVERKAN..... | 5 |
| 2.5 AMMONIAKUTSLÄPP..... | 5 |
| 3. MATERIAL OCH METODER | 7 |
| 3.1 UTVALDA PROVPLATSER..... | 7 |
| 3.2 PROVTAGNINGAR OCH MÄTNINGAR I KOMPOST | 7 |
| 3.3 TEMPERATUR | 8 |
| 3.4 pH..... | 8 |
| 3.5 VATTENHALT OCH ASKINNEHÅLL..... | 9 |
| 3.6 MÄTNING AV VÄXTHUSGASER..... | 9 |
| 3.7 ANALYS AV GASPROVER PÅ GASKROMATOGRAF | 9 |
| 3.8 MÄTNING AV AMMONIAK | 10 |
| 3.9 ANALYS AV KOL- OCH KVÄVEINNEHÅLL..... | 11 |
| 3.10 STATISTISK ANALYS | 11 |
| 3.10.1 Multipel regression i SAS | 11 |
| 4. RESULTAT | 13 |
| 4.1 TEMPERATUR | 13 |
| 4.2 pH..... | 15 |
| 4.3 VATTENHALT | 16 |
| 4.4 ASKINNEHÅLL..... | 17 |
| 4.5 AMMONIAKUTSLÄPP..... | 18 |
| 4.6 KOLDIOXID | 19 |
| 4.6.1 Bakgrundshalter | 19 |

| | |
|--|----|
| 4.6.2 CO ₂ i kompostgas | 20 |
| 4.7 METAN..... | 22 |
| 4.7.1 Bakgrundshalter | 22 |
| 4.7.2 CH ₄ i kompostgas | 23 |
| 4.8 LUSTGAS..... | 25 |
| 4.8.1 Bakgrundshalter | 25 |
| 4.8.2 N ₂ O i kompostgas | 26 |
| 4.9 BERÄKNADE KVOTER..... | 27 |
| 4.9.1 Kvoten CH ₄ :CO ₂ | 27 |
| 4.9.2 Kvoten N ₂ O:CO ₂ | 29 |
| 4.11 UTVÄRDERING AV KOMPOSTPROTOKOLL | 31 |
| 4.12 STATISTISK ANALYS | 32 |
| 4.12.1 Multipel regression i SAS | 32 |
| 5. DISKUSSION | 41 |
| 5.1 KOMPOSTPROTOKOLL..... | 41 |
| 5.2 TEMPERATUR, VATTENHALT, pH OCH ASKINNEHÅLL | 41 |
| 5.3 VÄXTHUSGASER FRÅN KOMPOSTERNA | 43 |
| 5.3.1 Koldioxid..... | 43 |
| 5.3.2 Metangas | 43 |
| 5.3.3 Lustgas | 44 |
| 5.3.4 Kvoter..... | 44 |
| 5.4 AMMONIAK..... | 46 |
| 5.5 STATISTISK ANALYS | 47 |
| 5.5.1 Multipel regression i SAS | 47 |
| 6. SLUTSATSER..... | 50 |
| 7. REFERENSER..... | 52 |
| BILAGA 1..... | 56 |
| BILAGA 2..... | 63 |
| BILAGA 3..... | 65 |

1. INLEDNING

I Sverige har mängden hushållsavfall ökat med 27 % från 1999 till 2008. Det producerades 4 731 660 ton hushållsavfall under 2008 vilket beräknat per invånare blir 511 kg per person (Avfall Sverige, 2010). Nästan fyra femtedelar av hushållsavfallet klassas som biologiskt lättnedbrytbart, som till exempel matrester och trädgårdsavfall (Sveriges avfallsportal, 2010a). Dock måste det biologiskt lättnedbrytbara hushållsavfallet sorteras ut innan det kan skickas till rötning eller kompostering eftersom materialet i dessa processer måste vara rent. Om denna sortering av avfallet inte skulle göras finns det stor risk att slutprodukten vid den biologiska behandlingen blir förorenad och därmed blir den färdiga komposten eller biogödseln inte lämplig att använda.

År 2008 behandlades ca 20 % av hushållsavfallet biologiskt, antingen genom kompostering eller genom rötning (Miljömål, 2011a). Ur dessa processer utvinns man näring och energi och slutprodukten, antingen kompost eller biogödsel, kan certifieras. Proceduren kontrolleras noggrant för att minimera riskerna att tungmetaller, smittämnen eller ogräs ska spridas (Avfall Sverige, 2010).

Materialåtervinningen, som inkluderar biologisk behandling, har de senaste åren ökat till 48 % men samtidigt har mängden avfall ökat. Sveriges riksdag har satt upp en rad olika miljömål gällande avfallshantering där ett av delmålen är att senast år 2010 ska minst 35 % av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker återvinnas genom biologisk behandling. Målet avser källsorterat matavfall till både hemkompostering och central behandling (Sveriges avfallsportal, 2010b). Delmålet var inte möjligt att uppnå inom den uppsatta tidsramen och har justerats till att istället heta ”minst 35 % av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker tas omhand så att växtnäringen utnyttjas” (Miljömål, 2011b).

För att underlätta sophantering och minska avfallsmängderna kan man som privatperson till exempel kompostera. De hushåll som hemkomposterar bidrar på flera sätt till minskad miljöbelastning. I första hand kan det färdiga kompostmaterialet användas som jordförbättringsmedel i den egna trädgården men hemkompostering minskar även avfallstransporterna och bidrar därmed till lägre utsläpp av bland annat koldioxid. De negativa effekterna med hemkompostering är att det under processen bildas växthusgaser som inte fångas upp och renas bort på samma sätt som vid vissa av de stora centrala anläggningarna.

1.1 SYFTE OCH OMFATTNING AV RAPPORTEN

Syftet med denna rapport var att öka kunskapen om storleken på utsläppen av växthusgaser samt ammoniak från hemkomposter. Målet var också att ge rekommendationer för hur en hemkompost bör skötas för att minimera utsläppen av växthusgaser. De rekommendationer som kommer att ges grundas på resultaten från de utförda mätningarna, tidigare experiment på SLU samt på litteraturen.

2. TEORI

2.1 DEFINITION AV KOMPOST/KOMPOSTERING

För att definiera begreppet kompostering ur ett vetenskapligt perspektiv kan följande citat användas: ”*Kompostering är biologisk nedbrytning och stabilisering av organiskt substrat, under förhållanden som tillåter utveckling av termofila temperaturer som ett resultat av biologiskt producerad värme, för att producera en stabil produkt fri från patogener och frön och som med fördel kan användas på mark*” (Haug, 1993).

Epstein (1997) definierar vidare begreppet kompostering som ”*biologisk nedbrytning av organiskt material under kontrollerade, aeroba former till en humusliknande stabil produkt*”. Med kontrollerad menas att processen sköts och optimeras i syfte att nå de mål som önskas.

2.2 KOMPOSTERINGENS FASER

Det som sker under komposteringen är att syreförbrukande mikroorganismer bryter ned det organiska materialet varvid kol, kväve, fosfor och andra näringsämnen mineraliseras och en mindre del blir till nya mikroorganismer. I processen produceras koldioxid, värme, vatten, kompost och diverse olika gasformiga biprodukter (Stoffella och Kahn, 2001). Komposteringsprocessen kan delas in i fyra faser:

2.2.1 Initial fas

Den inledande delen av komposteringen kännetecknas av låg mikrobiell aktivitet. Under initialfasen sjunker ofta pH-värdet vid kompostering av organiskt material och i synnerhet för lättnedbrytbart och energirikt material som matavfall. Orsaken till det låga pH-värdet under denna fas är närvaron av organiska fettsyror (Smårs m. fl., 2002).

2.2.2 Mesofil fas (20-45 °C)

Under den andra fasen av komposteringsförloppet börjar den mikrobiella aktiviteten långsamt att öka och temperaturen hos det organiska materialet höjs. Om förhållandena i komposten är goda har de mesofila mikroorganismerna god tillgång till lågmolekylära, lätt nedbrytbara, kolföreningar och deras tillväxt är hög. Aminosyror, sockerarter och lågmolekylära organiska syror är exempel på lätt nedbrytbara föreningar. Den mesofila fasen varar under goda förhållanden oftast endast under någon eller några få dagar (Beck-Friis m. fl., 2003) och den optimala temperaturen för de mesofila organismerna är 39-40 °C (Madigan m. fl., 2008). För optimal process bör detta temperaturintervall behållas medan pH-värdet är lägre än 6,5 (Sundberg m. fl., 2004; Smårs m. fl., 2002).

2.2.3 Termofil fas (45-70 °C)

När temperaturen i komposten stiger och når över det mesofila temperaturintervallet överlever inte längre mesofila organismer och de mer värmeanpassade (termofila) organismerna konkurrerar ut de mesofila. Vid 60 °C dör svamparna och komposten domineras nu av bakterier. När temperaturen stiger upp emot 70-80 °C dör mikroorganismerna och därför kan kompostens temperatur sägas vara i viss mån självreglerande (Sundberg m. fl., 2004).

2.2.4 Avkylnings- samt mognadsfas

Den biologiska aktiviteten avtar när tillgången på nedbrytbart material minskar vilket innebär att temperaturen under avkylningsfasen återgår till en mesofil nivå.

Mikroorganismerna består nu mestadels av svampar och actinomyeceter som klarar av att bryta ned det svårnedbrytbara material som är kvar. Det kan också vara så att förändrade livsförhållanden för mikroorganismerna är orsaken till dess minskade aktivitet under denna fas. Exempelvis kan förändringar i tillgången på syre eller vatten orsaka minskad mikrobiell aktivitet.

Under mognadsfasen börjar kompostmaterialets färg och struktur alltmer likna jord och kompostmassans temperatur närmar sig omgivningens. Tusenfotingar, insekter och kvalster är exempel på organismer som lever i komposten. Det mogna kompostmaterialet har en mörk färg som orsakas av de höga halterna av humus och mullsubstanser. En fullt utvecklad och lyckad kompostering innebär ofta att det färdiga kompostmaterialet har ett pH-värde kring 8-9 (Sundberg m. fl., 2004).

2.3 KOL/KVÄVEKVOT

För att komposteringen ska vara effektiv är det viktigt att de nedbrytande mikroorganismerna har tillgång till de näringsämnen de behöver. De ämnen som är av störst vikt när det gäller mikroorganismernas effektivitet är organiskt kol, som nedbrytarna behöver för energiförsörjning och celltillväxt, och kväve, som behövs för proteinsyntesen (Epstein, 1997). För att komposteringen ska fungera optimalt är det också viktigt att proportionerna av kol och kväve i det tillförda substratet är de rätta. Om kvoten mellan kol och kväve är för hög hämmas kompostprocessens hastighet medan en för låg kol/kväve-kvot kan innebära att kväve avgår i form av ammoniak. I många fall finns ett överskott av kväve i det ingående materialet, särskilt när det gäller matavfall, vilket kan leda till betydande utsläpp av kväve, till exempel i form av ammoniak. Generellt sett är en kol/kväve-kvot på 25-30 att betrakta som optimalt för kompostering (Kumar m. fl., 2010).

Exempel på avfall som är rikt på kol är flis, sågspån, trädgårdsavfall, äggkartonger och papper. Avfall rikt på kväve är matavfall (i synnerhet kött, fisk och ägg), gödsel och gräsklipp (Haug, 1993).

Materialets nedbrytbarhet är en avgörande faktor för hur mycket av det organiska materialet i hushållsavfall som mikroorganismerna kan utnyttja. Hur mycket energi som finns tillgänglig för att driva kompostprocessen bestäms av den sammanlagda nedbrytbarheten hos de ingående substraten i materialet. Det organiska kolet som avfallet innehåller föreligger i ett antal olika former som bryts ned med olika hastighet. De former som är av störst betydelse är cellulosa, hemicellulosa, protein, socker, stärkelse, fett samt lignin. De fraktioner som bryts ned snabbast är enligt Haug (1993) socker och stärkelse. Om syre finns närvarande bryts vanligen också protein och fett ned relativt bra. Cellulosa och hemicellulosa är uppbyggda av ett antal sockerarter och har till uppgift att bygga upp fibrerna i växter. Lignin bildar ett fysiskt skydd, särskilt för cellulosa, eftersom det kapslar in molekylerna och gör dem svåråtkomliga för

mikroorganismer. Lignin är en starkt förgrenad och komplex molekyl som gör nedbrytningen långsam.

2.4 VÄXTHUSGASER OCH KLIMATPÅVERKAN

Olika växthusgaser har olika stor inverkan på den förstärkta växthuseffekten. Idag är människans utsläpp av fossil koldioxid den gas som bidrar mest till att förstärka växthuseffekten men när det gäller hemkompostering är koldioxid inte att betrakta som växthusgas eftersom det organiska materialet från början kommer från växtriket.

Hur stor inverkan respektive gas har på klimatet beror på deras livslängd i atmosfären, relativa utsläppsvolymer samt förmåga att absorbera värmestrålning i olika våglängder. Metangas har en relativt kort livslängd i atmosfären på ca 12 år medan lustgas har en betydligt längre livslängd på ungefär 114 år (IPCC, 2007). För att kunna jämföra olika växthusgaser med varandra används parametern GWP (Global Warming Potential) vars enhet koldioxidekvivalenter anger hur stark växthuseffekt en viss massa av gasen har jämfört med samma mängd koldioxid. Oftast används ett hundraårsperspektiv för att beräkna GWP-värdet vilket anger hur många gånger starkare en viss växthusgas är jämfört med koldioxid sett över en hundraårsperiod (Naturvårdsverket, 2010). IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), som tagit fram detta system, har enligt de senaste siffrorna satt GWP_{100} för metan till 25 och GWP_{100} för lustgas till 298 (IPCC, 2007).

Om syrehalten under komposteringen är för låg kommer anaeroba bakterier att orsaka produktion av metangas (Hellmann m. fl., 1997). En syrefattig miljö i komposten kan uppstå då strukturen hos kompostmaterialet är för dålig, vattenhalten är för hög eller om kompostbehållaren har för liten lufttillförsel.

För bildandet av lustgas i komposten svarar främst två processer: nitrifikation och denitrifikation. Nitrifikation, som kräver tillgång till syre, är en process där bakterier omvandlar ammonium till nitrat. Detta sker i två steg där först ammonium oxideras till nitrit medan nitrit i det andra steget oxideras till nitrat. Lustgas bildas som en biprodukt under nitrifikationsprocessen och produceras i huvudsak under senare delen av kompostprocessen när det lättillgängliga kolet har förbrukats (Boldrin m.fl., 2009).

Denitrifikation, som inte kräver tillgång till syre, utförs under anoxiska förhållanden av bakterier som i vanliga fall har syre som oxidationsmedel men som även kan använda nitrat eller nitrit som oxidationsmedel. Vid ofullständig denitrifikation, vilket sker i högre utsträckning vid låga pH-värden, låga temperaturer eller vid låga halter av syre, reduceras inte kvävet helt till kvävgas utan nitrit eller lustgas blir slutprodukt istället (Greppa Näringen, 2010).

2.5 AMMONIAKUTSLÄPP

En stor del av substratet som tillförs komposten är rikt på kväve och den snabba mineraliseringen (organiskt material bryts ned till oorganiskt) av proteiner i det tidiga stadiet av komposteringen medför att ammonium (NH_4^+) bildas. Om det råder basiska förhållanden under den termofila fasen kan gasformig ammoniak (NH_3) avges från

komposten vilket är negativt ur miljösynpunkt eftersom denna gas bidrar till både försurning och övergödning (Jarvis m.fl., 2008), samt även till indirekt bildning av lustgas. Om komposten avger ammoniak innebär detta dessutom att kväveinnehållet blir lägre och ett lågt innehåll av kväve betyder att kompostmaterialets egenskaper som gödningsmedel försämras.

I en studie gjord av Eklind m. fl. (2007) för en kompostreaktor fann man att ammoniakutsläppen ökade med stigande temperatur i komposten. I samma studie visades också att emissioner av ammoniak observerades först då pH ändrats från surt till basiskt vilket beror på den pH-beroende jämvikt som finns mellan ammonium-jonen (NH_4^+) och ammoniak (NH_3).

3. MATERIAL OCH METODER

3.1 UTVALDA PROVPLATSER

Provtagningar har gjorts på 18 utvalda hemkomposter, samtliga belägna i de södra delarna av Uppsala. Hemkomposterna som deltog i studien ägs av privatpersoner som frivilligt bekräftat ett intresse att få vara delaktiga i detta projekt. Det geografiska läget för komposterna valdes också med hänsyn tagen till att det är nära till institutionen för Energi och Teknik på SLU, varifrån projektet utfördes. Ytterligare information om de utvalda hushållen samt de frågeformulär som de fyllde i finns att få i rapporten *”Utsläpp av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter”* av Björn Kempe (2010).

De hushåll som deltagit i projektet har tillhandahållits kompostprotokoll där de enligt instruktioner ombetts att fylla i hur komposten sköts. Uppgifter som lämnats i dessa protokoll är exempelvis: när tillsats av nytt material gjorts, vilken typ av material det handlar om, i vilka mängder det tillsatts samt om komposten blandats om på något sätt. Dessa protokoll har regelbundet samlats in för analys samtidigt som nya har delats ut. Efter mättillfälle fyra, vilket var ungefär tre månader efter starten av studien, gjordes en mindre justering i utformningen av protokollen i syfte att erhålla mer detaljerad information om hur komposten sköts. Den nya versionen av protokollen innehöll förutom kolumner för tillsats av avfall och avfallets innehåll nu även egna kolumner för mängd tillsatt avfall och om kompostmaterialet blandats om på något sätt.

Eftersom gasutsläppen från komposterna i stort sett beror på hur komposten har sköts och behandlats har regelbundna utvärderingar av protokollen gjorts mellan tidpunkterna för respektive provtagning. Syftet med detta har varit att kunna relatera de uppmätta gasemissionerna vid varje mättillfälle till hur komposterna har sköts under perioden före mätningen.

3.2 PROVTAGNINGAR OCH MÄTNINGAR I KOMPOST

Totalt har 13 provtagningar på respektive kompost gjorts. De fyra första mätningarna genomfördes av Björn Kempe som del i hans examensarbete (Kempe, 2010) medan Alexander Johansson har gjort mätning 5-8 som del i sitt examensarbete (Johansson, 2011). De fem senaste mätningarna gjordes också av Alexander Johansson men då som anställd vid SLU. Datum för respektive provtagning visas i tabell 1.

Tabell 1 Datum för provtagningarna. Ett datumintervall anges för mätningarna eftersom varje mätomgång har tagit mellan två och nio dagar att genomföra.

| Provtagning nr | Datum |
|----------------|------------------------|
| 1 | 2-9 juni |
| 2 | 24 juni-5 juli |
| 3 | 26-28 juli |
| 4 | 16-18 augusti |
| 5 | 29 september-6 oktober |
| 6 | 21 oktober-2 november |
| 7 | 10-17 november |
| 8 | 29 november-3 december |
| 9 | 17-20 januari |
| 10 | 7-16 mars |
| 11 | 4-8 april |
| 12 | 10-19 maj |
| 13 | 16-17 juni |

3.3 TEMPERATUR

I närheten av, ca 5-6 m från, varje kompost mättes först utomhustemperaturen med ett termoelement av modell K. Termoelement av typen K är den vanligast förekommande typen av termoelement och består av två ledare: Chromel (Nickel-Krom-legering) och Alumel (Nickel-Aluminium-legering). Inuti själva kompostmaterialet mättes därefter temperaturen med hjälp av två termoelement (modell K) med längderna 13 centimeter respektive 20 centimeter. Termoelementen kopplades till en Fluke K/J termometer för avläsning av temperaturvärden. Under projektets gång utfördes regelbundet kalibrering av instrumentet med två-punkts kalibrering.

Termoelementen fördes ner i mitten av kompostbehållaren (uppifrån sett) och mätningarna gjordes på 13 respektive 20 centimeters djup. De uppmätta temperaturerna under provtagningarna har korrigerats efter den kalibreringskurva som erhållits från två-punktskalibreringarna.

3.4 pH

För att mäta pH-värdet i komposterna togs prov av kompostmaterialet som togs med till laboratoriet där kompostprovet placerades i 50 milliliters plaströr. Provet blandades sedan ut med avjonat vatten i volymsproportionen 1:4 och ställdes i skakmaskin en stund för att därefter lämnas att vila i minst 30 minuter.

Samtidigt som provet lämnades att vila förbereddes pH-mätaren och dess elektrod genom att ställa den ungefär 30 minuter i en lösning innehållande 3 M kaliumklorid för att balansera jonerna. Därefter kalibrerades pH-mätaren med hjälp av standardlösningar med pH-värdena 4,00, 7,01 samt 10,00.

3.5 VATTENHALT OCH ASKINNEHÅLL

Prover av kompostmaterialet togs för att på laboratoriet bestämma materialets vattenhalt och askinnehåll. Proverna togs från mitten av komposten på ett djup av ungefär 10-15 centimeter, d.v.s. ungefär där temperaturen mättes. På labbet fördelades kompostprovet i tre porslins-skålar vars vikt utan innehåll först bestämts genom vägning på en våg av märket Mettler Toledo (modell: PB1502-S). De tre skålarna vägdes sedan med innehåll för att därefter placeras i torkskåp med temperaturen 105 °C i 14 timmar. När torkningen var avklarad fick skålarna svalna i en desiccator och därefter vägdes de inklusive innehåll igen och därmed kunde vattenhalten för kompostproverna beräknas. För bestämning av askinnehåll placerades de tre skålarna i en föraskningsugn med temperatur 550 °C i fyra timmar enligt Eklind m.fl., 2007. Efter avsvälning i desiccator vägdes skålarna en sista gång och kompostprovernas askinnehåll beräknades som förhållandet mellan askvikt och det torkade provets vikt.

3.6 MÄTNING AV VÄXTHUSGASER

För varje kompost gjordes gasmätningar med hjälp av en 60 ml injektionsspruta kopplad till en cirka 50 cm lång plastslang som fördes in under locket på komposten. Systemet testades för lufttätethet i labbet innan provtagningarna inleddes. Volymen för plastslangen som var kopplad till sprutan bestämdes i labbet till 3 ml. Plastslangen var utrustad med en sidoventil som innebar att gas som sugits in i sprutan kunde ledas ut genom sidoventilen. Detta gjordes i syfte att spola igenom slangen med provgas innan själva mätningen började. Före varje provtagning sköljdes slangen med 10 ml provgas två gånger. Därefter sögs 60 ml provgas in varpå sprutan kopplades loss från slangen och en nål istället fästes på sprutan. 10 ml provgas trycktes sedan ut i luften för att fylla nålen med provgas. I nästa steg tömdes sprutans innehåll i en 22 ml glasampull som förberetts genom att ytterligare en nål redan stuckits igenom ampullens gummitätning. Sprutans innehåll tömdes inte helt utan 5 ml sparades och sedan togs den extra nålen bort och därefter kunde de sista 5 ml tömmas i ampullen. Detta gjordes för att skapa ett övertryck i ampullen i syfte att undvika att luft trängde in under tiden mellan provtagning och analys.

Prover på kompostgasen togs på detta vis i fyra uppsättningar. För att bestämma bakgrundshalterna av de gaser som analyserats togs också prov från den omgivande luften. Dessa prover togs i dubbla uppsättningar och provtagningen gjordes 5-6 meter ifrån respektive kompost.

3.7 ANALYS AV GASPROVER PÅ GASKROMATOGRAF

För att analysera gasproverna med avseende på innehåll av växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas användes en gaskromatograf. Det första steget i analysen var att preparera standardlösningar med kända koncentrationer av ovan nämnda gaser.

I labbet fanns tre standarder (S1-S3) av låga koncentrationer förpreparerade. För de fem standarderna (S4-S8) av högre koncentration bereddes dessa koncentrationer baserat på de halter av växthusgas som uppmätts under tidigare provtagningar. För de fem höga standarderna användes fem glasflaskor, vars volymer var kända, som först evakuerades

och därefter fylldes med kvävgas. När detta var färdigt fylldes flaskorna med extra kvävgas eftersom 50 ml av standardgasen senare skulle användas till var och en av de fyra uppsättningarna av standarder.

Flaskorna fylldes därefter, enligt beräkningar, med olika mängder av koldioxid, metan och lustgas för att ge standarder av olika koncentration av respektive gas. Slutligen togs gas ut från flaskorna med hjälp av en injektionsspruta som därefter tömdes i 20 ml glasampuller. Detta gjordes i fyra uppsättningar för samtliga av de höga standarderna.

För analysen av gasproverna användes två gaskromatografer (Perkin Elmer Claus 500), en för analys av metan och lustgas med hjälp av flam-jonisationsdetektor, FID och elektroninfångningsdetektor, ECD samt en för metan och koldioxid med hjälp av flam-jonisationsdetektor, FID och värmekonduktivitetsdetektor, TCD. Eftersom fyra gasprover tagits på varje kompost innebär detta att två gasprover från respektive kompost analyserades på varje kromatograf. Sekvenser skapades sedan där standarderna placerades ut i två serier med jämna mellanrum. Nollprover, vialer utan koldioxid, metan och lustgas, placerades också ut i början av varje sekvens samt mellan gasprov och standarder. Detta gjordes i syfte att undvika kontaminering mellan standarder och gasprov och för att undvika att gasprov skulle förstöras vid eventuella fel i början av körningen, vilket är den vanligaste typen av fel. Det övertryck som fanns i glasampullerna släpptes ut före körningen för att inte riskera störningar under körningen. Datorprogrammet TotalChrom användes under körningen samt för att analysera resultaten. I TotalChrom analyserades responskurvorna från körningarna och integrerades för både standarder och gasprover och kurvornas ytor erhöles. I programvaran Excel plottades därefter de kända koncentrationerna mot ytorna för standardlösningarna och det linjära sambandet kontrollerades och bestämdes. Med hjälp av linjär regression och med de från TotalChrom uppmätta ytorna kunde till sist koncentrationerna i gasproven beräknas.

3.8 MÄTNING AV AMMONIAK

Mätning av ammoniakemissioner från komposterna var av sekundärt intresse i denna studie och därför har endast sex mätomgångar med avseende på ammoniak genomförts. Dessa mätningar genomfördes i samband med provtagning 1, 3, 6, 9, 10 och 12. Datum för dessa provtagningar framgår av tabell 1.

För mätningarna av ammoniak användes samma plastslang som vid provtagningarna av växthusgas. Innan ammoniakmätningarna kunde börja användes en spruta för att suga in provgas genom plastslangen och på så vis fylla systemet med provgas innan mätningen började.

För att mäta ammoniakkoncentrationen användes reagensrör från Kitagawa. Ändarna på rören, som från början var förslutna, bröts av före mätningen. Reagensrören innehåller ett ämne som ändrar färg från lila till gult då ammoniakgas passerar röret och halten avläses i ppm där gränsen mellan gult och lila går. Reagensröret kopplades till silikonslangen och i andra änden anslöts en gasspåringspump av märket Kitagawa,

modell AP-20. Provgas sögs in från komposten genom reagensröret och eftersom ammoniakhalterna i de flesta fall var extremt låga utfördes ett flertal pumpningar varpå avläst koncentration dividerades med antal pumpslag.

Eftersom det vid projektets början var förväntat att detektera relativt höga emissioner av ammoniak användes reagensrör med en detektionsgräns på 5-260 ppm under de första mätningarna. Det var också möjligt att öka känsligheten till 1 ppm genom att öka antalet pumpslag och därmed mängden gas som sögs genom reagensröret. Efter mätningar med detta detektionsintervall på sex komposter observerades att koncentrationerna var lägre och därför började känsligare reagensrör med mätintervallet 0,2-20 ppm istället att användas. Genom att öka antalet pumpslag kunde känsligheten för dessa reagensrör ökas till 0,1 ppm.

3.9 ANALYS AV KOL- OCH KVÄVEINNEHÅLL

Från varje kompost togs också prov på kompostmaterialet i syfte att analyseras med avseende på kol- och kväveinnehåll. Dessa prover togs i duplikat och placerades i frysbox i väntan på analys. På grund av tidsbrist har dessa analyser inte genomförts ännu och kommer därför inte att behandlas mer i denna rapport. Resultaten kommer att publiceras när de har analyserats.

3.10 STATISTISK ANALYS

3.10.1 Multipel regression i SAS

Statistiska analyser av datamaterialet har gjorts för att undersöka om det finns några signifikanta samband mellan gasemissioner och någon eller några av de parametrar som beskriver skötseln av komposterna. Analyserna är gjorda i datorprogrammet SAS (Statistical Analysis System, version 9.2) som är ett program som består av en kombination av DATA-steg och PROC-steg (procedursteg). I DATA-steget kan data läsas in och omformas genom vanlig programmering och i PROC-steget används färdiga procedurer för bland annat statistisk analys (SAS, 2010). I analysen har skötselrelaterade parametrar satts som oberoende variabler medan relativa gasemissioner satts som beroende variabler. Som metod för analysen har linjära regressionsmodeller med hjälp av programfunktionen PROC REG (Regression) använts. I denna programfunktion har två olika modeller använts och resultaten av dessa har sedan jämförts.

Först gjordes körningar med funktionen stegvis eliminering (Stepwise selection) som kan beskrivas som en modell baserad på en kombination av baklänges- och framlängeseliminering. Det första funktionen gör är att hitta och lägga till den variabel som ger den optimala envariabelsmodellen. Därefter undersöker programmet den resulterande ekvationen för att se om någon koefficient har ett p-värde som är högre än vad signifikansnivån är satt till. Om något sådant p-värde existerar tar programmet bort den variabel med högst p-värde ur modellen och därefter upprepas proceduren igen tills endast variabler med signifikant inverkan på den parameter som satts som beroende variabel finns kvar i modellen. Signifikansnivån som använts i dessa körningar var satt till 0,05.

Den andra modellen som användes kallas för R^2 -metoden (R^2 -selection) och denna funktion listar samtliga variabler efter störst R^2 -värde. Först listar programmet R^2 -värden för modellen med endast en ingående variabel. Därefter listas R^2 -värden för modellen med två ingående variabler och på detta vis fortsätter programmet att lista variabler och variabelkombinationer med dess respektive R^2 -värden. För att bestämma vilka variabler som har signifikant inverkan på de beroende variablerna kontrolleras först det högsta R^2 -värdet för en variabel i modellen, därefter går man vidare och läser av det högsta R^2 -värdet för två variabler och fortsätter på detta vis tills ökningen av R^2 -värdet blir alltför liten varpå man avbryter och därmed erhålls resultatet. För de körningar som gjorts i detta projekt har en ökning av R^2 -värdet på mindre än 0,02 ansetts vara alltför liten ökning för att inte lägga till fler variabler till modellen. Värdet på 0,02 valdes efter ett antal testkörningar i syfte att erhålla de 2-3 mest signifikanta variablerna.

I de SAS-körningar som genomförts har kvoterna för $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ och $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ använts som beroende variabler. Som oberoende variabler har följande parametrar använts: antal tillsatser sedan förra mätningen (NA), antal dagar från senaste tillsats (DA), mängd tillsatt matavfall i kg sedan förra mätningen (FW), mängd tillsatt trädgårdsavfall i kg sedan förra mätningen (GW), mängd tillsatt strukturmaterial i kg sedan förra mätningen (SA), antal omblandningar sedan förra mätningen (MI), antal familjemedlemmar (FM), kompostmaterialets volym i behållaren (MV), kompostmaterialets temperatur (T_{in}), kompostmaterialets vattenhalt (H_2O), kompostmaterialets pH-värde (pH), den omgivande luftens temperatur (T_{out}) samt total mängd tillsatt material i kg från senaste mätningen (TW). De förkortningar som använts för de oberoende variablerna grundar sig på deras engelska motsvarigheter, NA (number of additions), DA (days from addition), FW (food waste), GW (garden waste), SA (structural amendment), MI (mixing), FM (family members), MV (material volume), T_{in} (temperature inside), T_{out} (temperature outside) och TW (total waste).

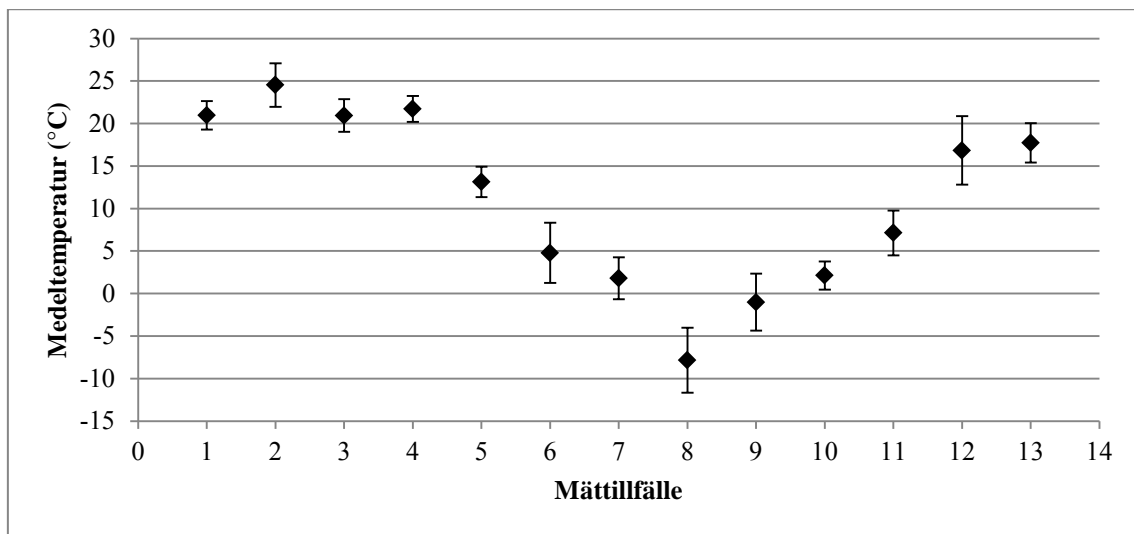
Eftersom kompost 309 visade sig vara något av ett specialfall när det gäller skötseln av komposterna gjordes även en SAS-körning, för både $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ och $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ som beroende variabel, av datamaterialet där denna kompost exkluderats från modellen.

4. RESULTAT

I många av de figurer som redovisas i detta kapitel är datapunkterna sammanbundna med linjer trots att mätningarna har gjorts med oregelbundna mätintervall. Anledningen till att linjer använts är för att göra det enklare att studera respektive kompost.

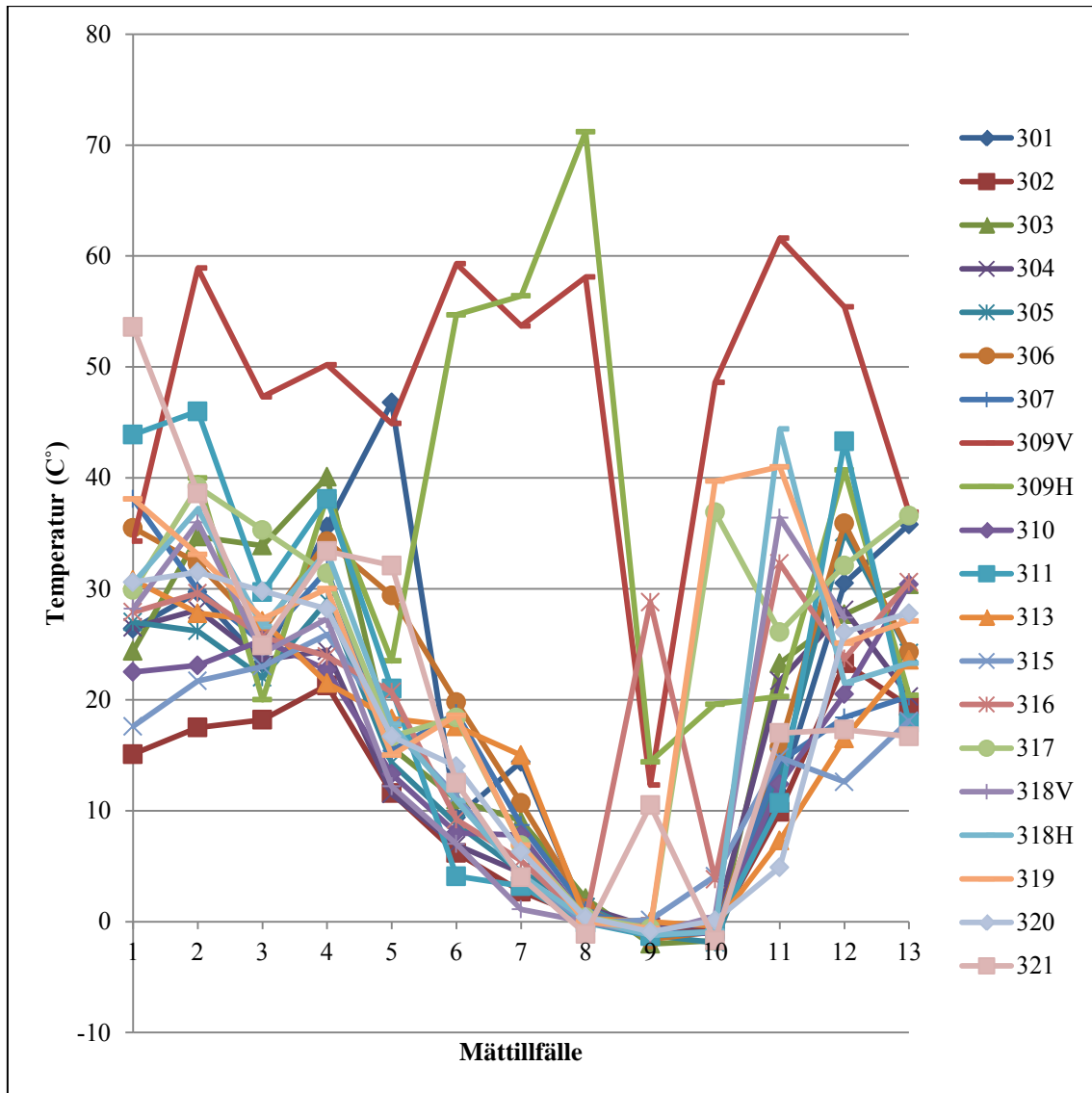
4.1 TEMPERATUR

Medeltemperatur hos den omgivande luften för respektive mättillfälle visas i figur 1. Vid varje mättillfälle genomfördes totalt 18 temperaturmätningar. De tidpunkter respektive mättillfällen ägde rum ses i tabell 1.



Figur 1 Medeltemperatur och standardavvikelser hos den omgivande luften för varje mättillfälle.

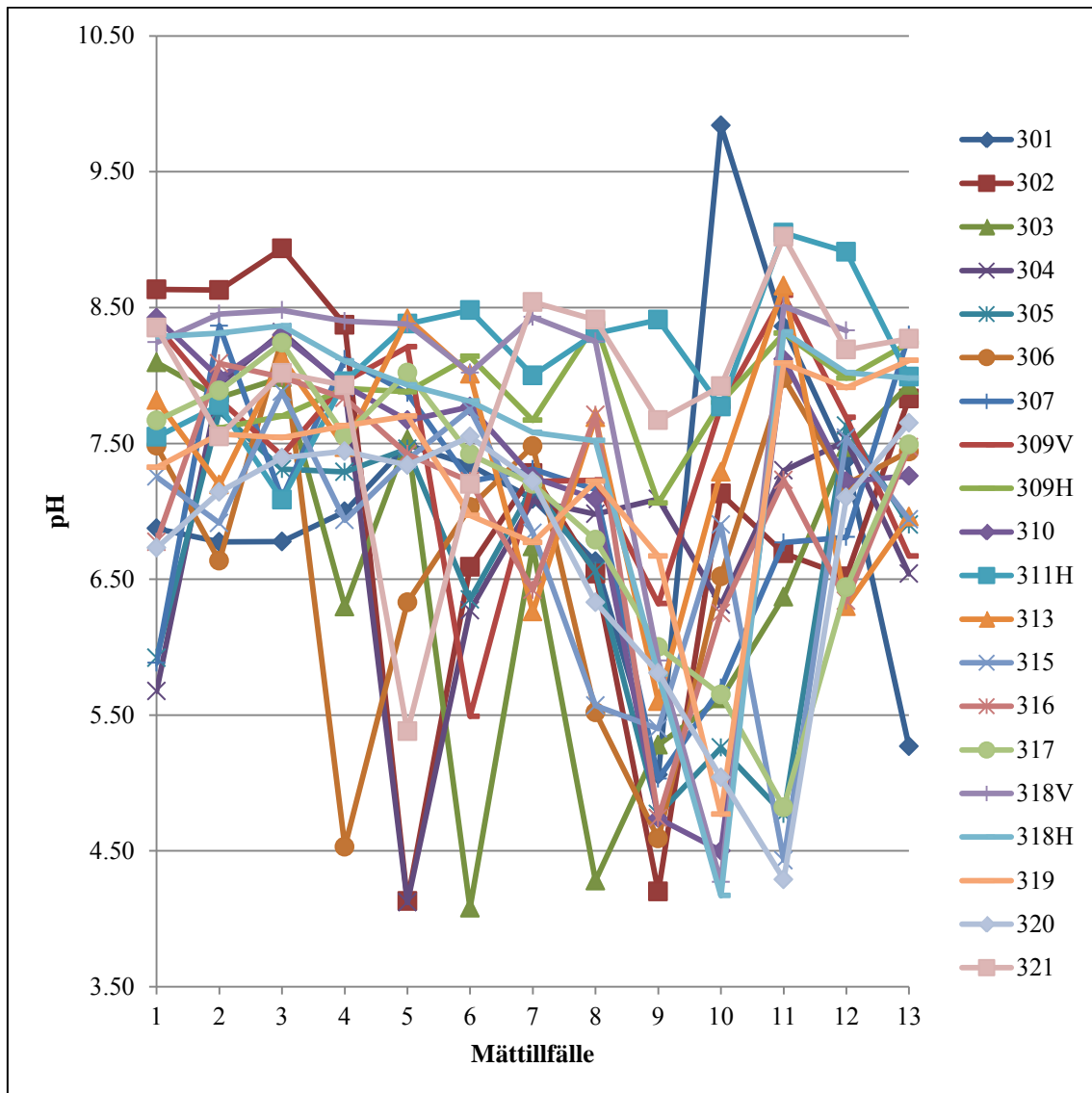
Mätningar av temperaturen i komposterna gjordes på 13 cm respektive 20 cm djup. Eftersom det i en del fall inte var möjligt att mäta temperaturen på 20 centimeters djup på grund av att kompostmaterialets djup var mindre än så, är det temperaturen på 13 centimeters djup som visas i figur 2.



Figur 2 Temperatur på 13 cm djup för samtliga komposter under mätperioden.

4.2 pH

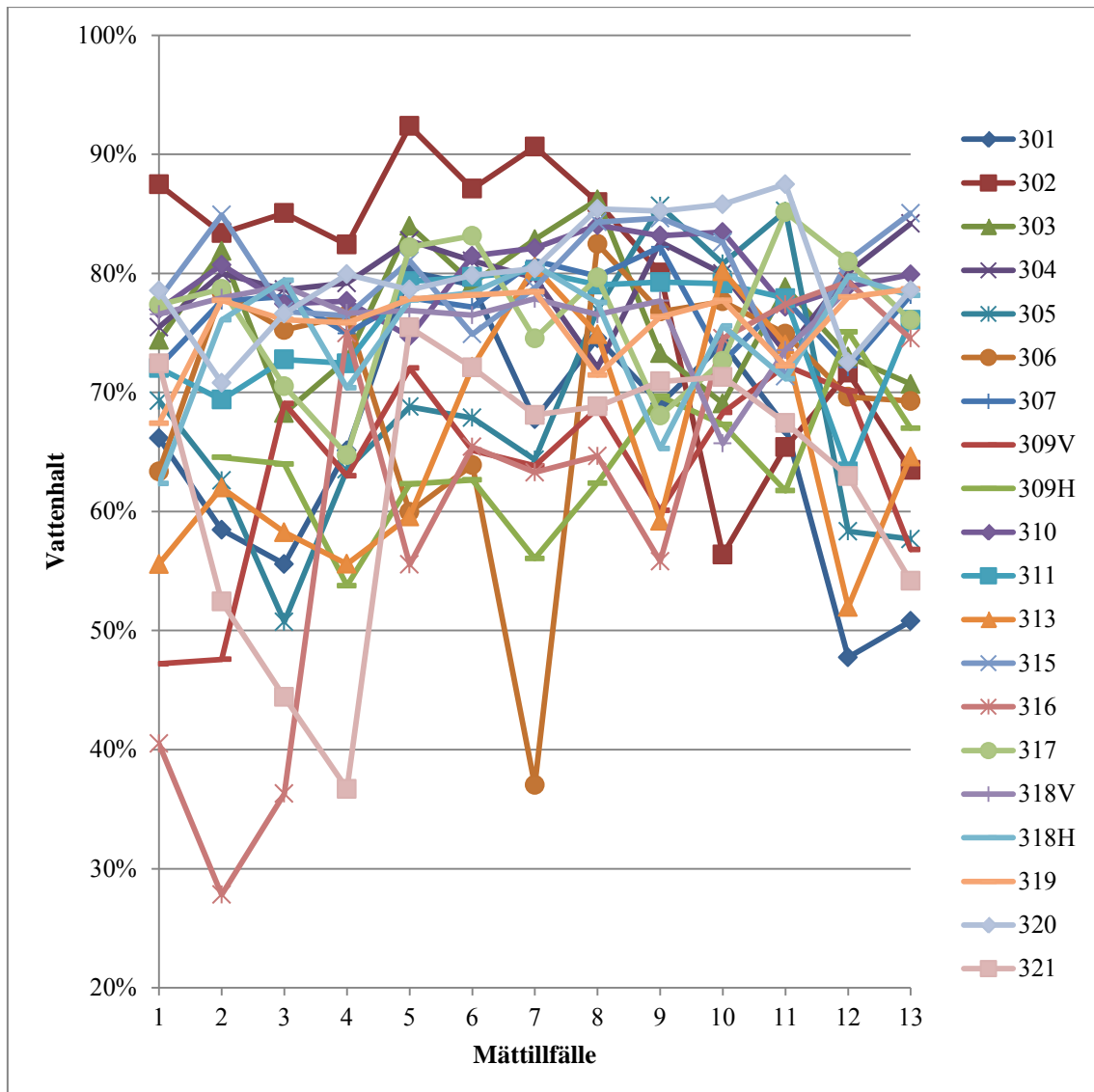
Komposternas pH-värden är överlag svagt basiska (figur 3). Av samtliga kompostprov hade 47 % ett pH-värde som översteg 7,5 medan 67 % av kompostproven hade ett pH-värde över 7,0. Endast 15 % av samtliga kompostprov hade ett pH-värde lägre än 6,0. Det enskilt högsta pH-värdet under mätningarna var 9,84 (kompost 301) och uppmättes under mätomgång 10 (figur 3).



Figur 3 Samtliga komposters pH-värden under mätperioden.

4.3 VATTENHALT

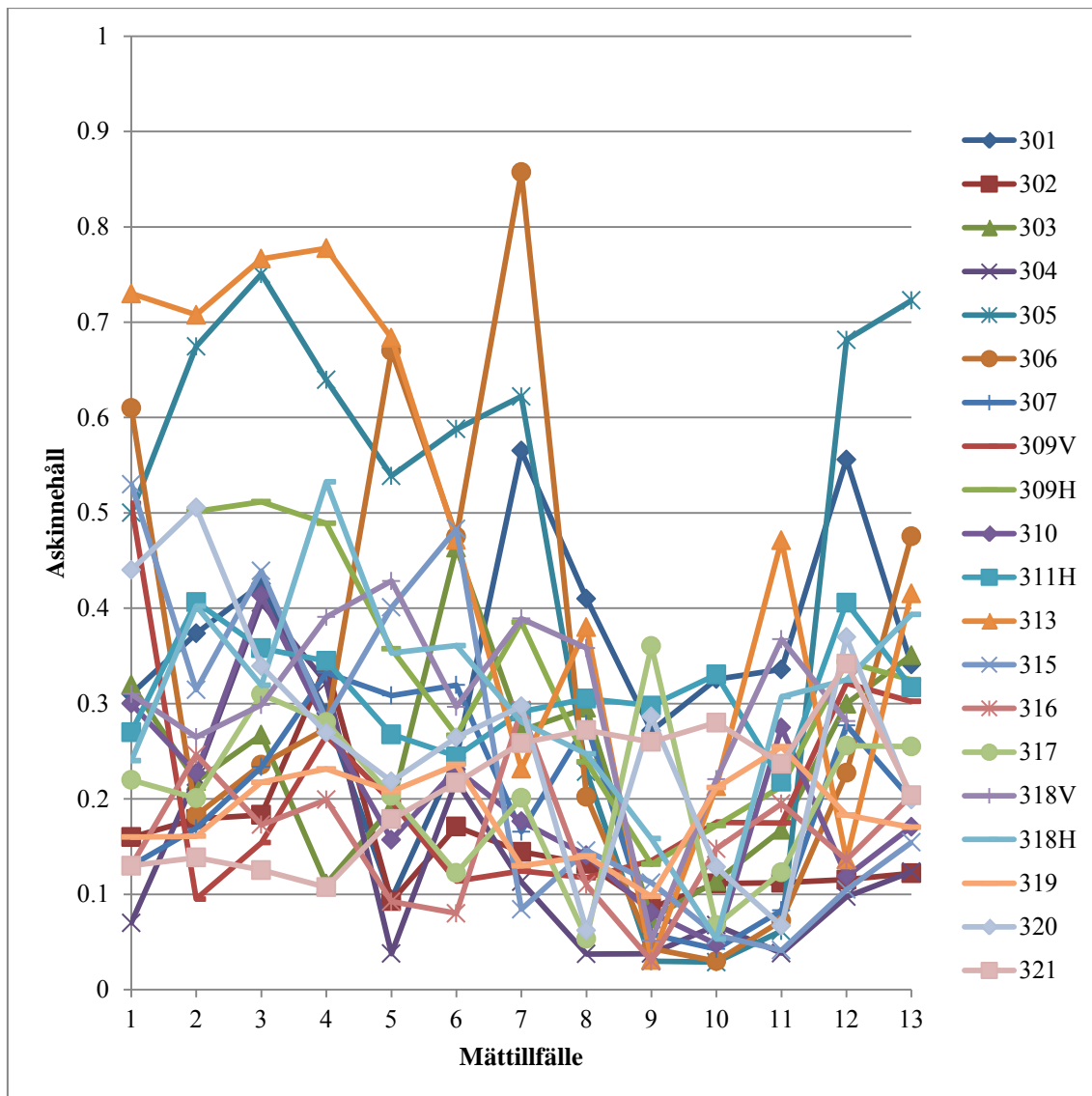
Generellt sett var komposternas vattenhalt hög (figur 4). Av samtliga kompostprov hade 88 % en vattenhalt över 60 % medan 68 % av kompostproven hade en vattenhalt högre än 70 %. Den genomsnittliga vattenhalten för varje mätomgång höll sig, till skillnad från temperaturen, relativt konstant under mätperioden. Kompost 316 utmärkte sig med en vattenhalt på omkring 30-40 % under de tre första mättillfällena. Den enskilt högsta vattenhalten var hela 92 % och uppmättes under mätomgång 5 hos kompost 302.



Figur 4 Vattenhalt hos samtliga komposter under mätperioden.

4.4 ASKINNEHÅLL

Askinnehållet i kompostmaterialet uttrycks som viktfraktion i förhållande till torrsubstansen och värdena varierar kraftigt mellan komposterna (figur 5). Askhalterna varierar mellan 0,02 och 0,86.



Figur 5 Askhalt hos samtliga komposter under mätperioden.

4.5 AMMONIAKUTSLÄPP

I många fall kunde ingen ammoniak detekteras överhuvudtaget och ”U.d”, som betyder: under detektionsgräns, har då använts i tabell 2. I de fall där ” - ” anges betyder detta att ingen mätning gjorts p g a att för låg temperatur rädde vid mättillfället för att reagensröret för NH₃ skulle kunna användas. Vid mätningarna visade kompost 311H högst NH₃-koncentration; 48 ppm för mättillfälle 12 (tabell 2). Det näst högsta värdet, 12 ppm, uppmättes i kompost 316 vid mätomgång 3 (tabell 2). Vid mättillfälle 6 respektive 10 gav ingen av komposterna något utslag för ammoniak.

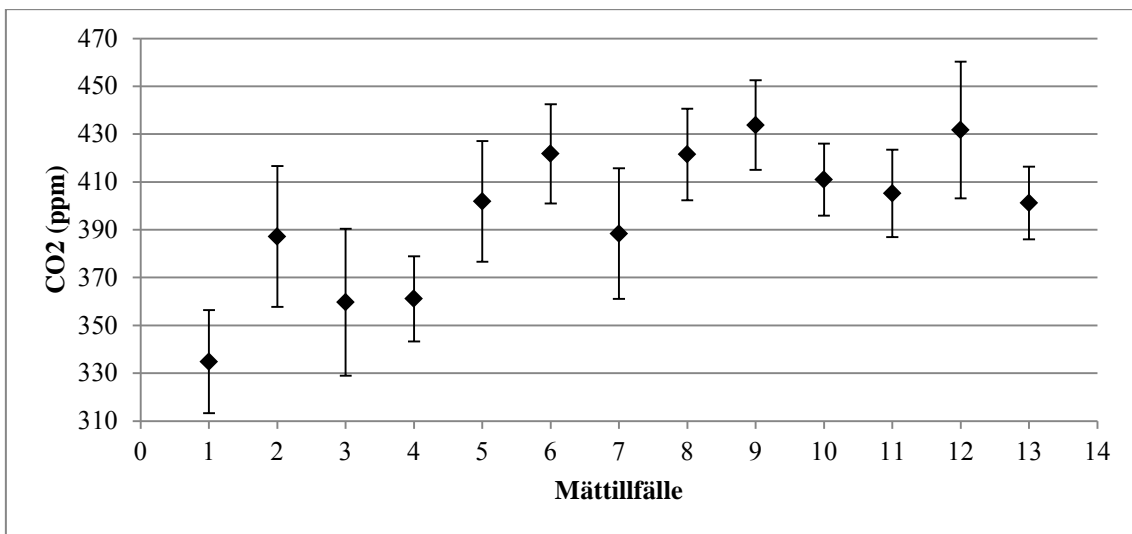
Tabell 2 Koncentration av ammoniak i de olika komposterna (ppm). U.d. betyder under detektionsgräns (1 ppm för mättillfälle 1 och 0,1 ppm för resterande mättillfällen). Med ”-” avses att ingen mätning gjorts.

| Kompost | Mättillfälle 1 | Mättillfälle 3 | Mättillfälle 6 | Mättillfälle 9 | Mättillfälle 10 | Mättillfälle 12 |
|---------|----------------|----------------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|
| 301 | U.d. | U.d. | U.d. | - | U.d. | U.d. |
| 302 | 3 | 0,3 | U.d. | 0,1 | U.d. | 0,5 |
| 303 | 1,7 | 5 | U.d. | 0,13 | U.d. | 3,3 |
| 304 | 2 | 0,8 | U.d. | - | U.d. | U.d. |
| 305 | U.d. | U.d. | U.d. | - | U.d. | U.d. |
| 306 | U.d. | 1,8 | U.d. | - | U.d. | U.d. |
| 307 | U.d. | U.d. | U.d. | - | U.d. | 0,2 |
| 309 | U.d. | U.d. | U.d. | 1,56 | U.d. | U.d. |
| 310 | U.d. | U.d. | U.d. | - | U.d. | U.d. |
| 311H | U.d. | U.d. | U.d. | - | U.d. | 48 |
| 313 | 2 | 1,5 | U.d. | - | U.d. | 0,3 |
| 315 | 2,5 | 2 | U.d. | U.d. | U.d. | 0,4 |
| 316 | 3,5 | 12 | U.d. | U.d. | U.d. | 0,1 |
| 317 | 0,3 | 0,3 | U.d. | - | U.d. | 0,2 |
| 318V | U.d. | U.d. | U.d. | U.d. | U.d. | U.d. |
| 318H | U.d. | U.d. | U.d. | U.d. | U.d. | U.d. |
| 319 | U.d. | U.d. | U.d. | - | U.d. | U.d. |
| 320 | 1 | U.d. | U.d. | - | U.d. | U.d. |
| 321 | U.d. | 3 | U.d. | 1,1 | U.d. | U.d. |

4.6 KOLDIOXID

4.6.1 Bakgrundshalter

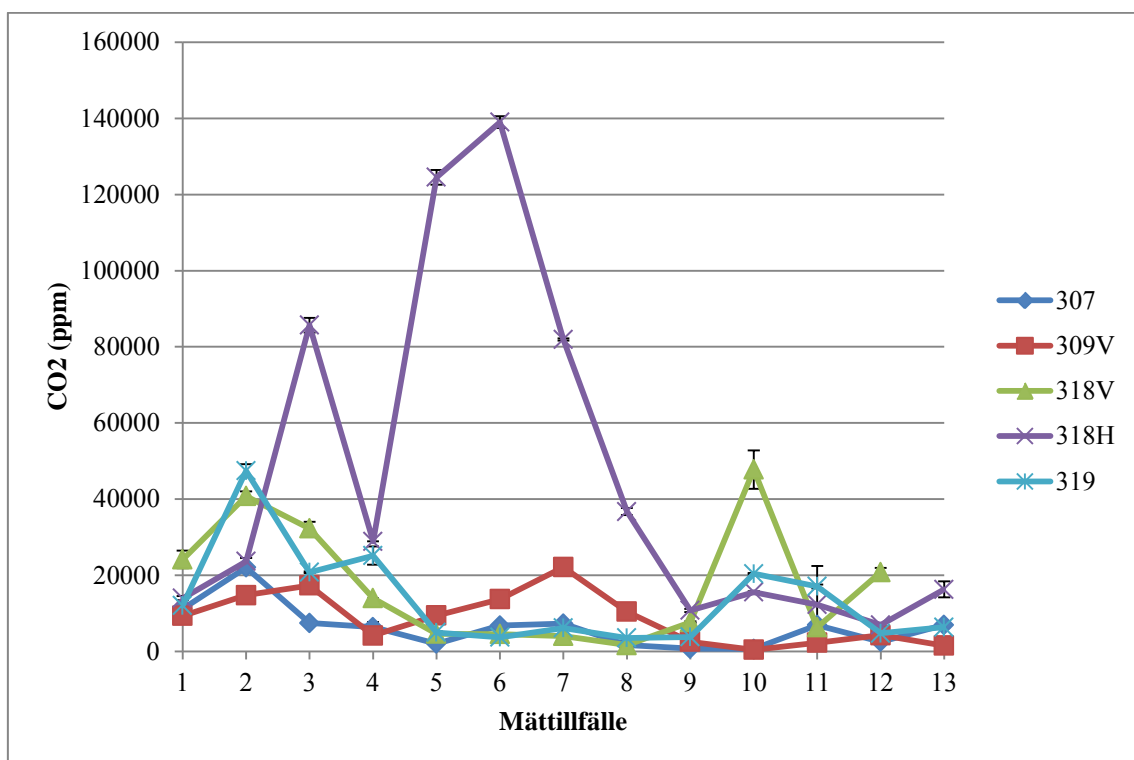
Medelvärdet för bakgrundshalter av koldioxid varierar mellan 334 (mättillfälle 1) och 433 (mättillfälle 9) ppm (figur 6). Bakgrundshalterna för kompost 309V, mättillfälle 6, kompost 320, mättillfälle 10 samt kompost 310, mättillfälle 13 uppvisade avsevärt högre värden jämfört med hos övriga komposter. Detta beror troligen på fel i analysen av gaskoncentrationen och av denna anledning har medelvärden för övriga komposter som analyserades samma dag tagits och ersatt de ursprungliga.



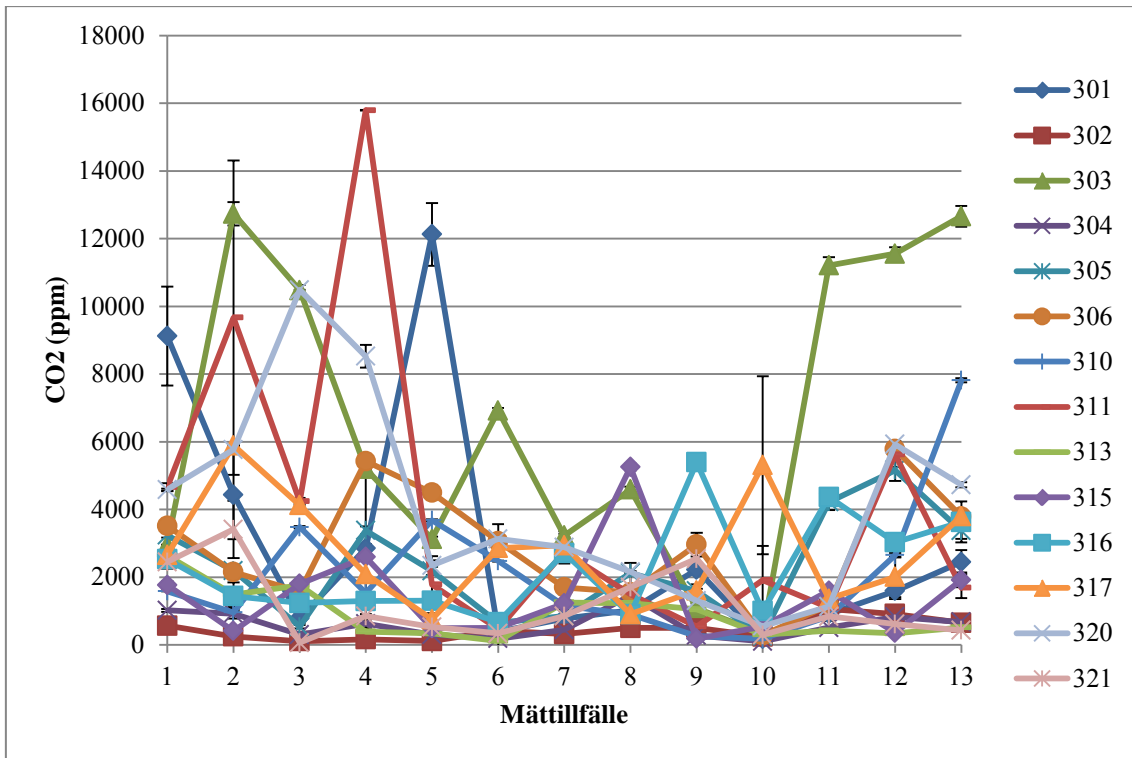
Figur 6 Medelvärden samt standardavvikelser för bakgrundshalter av CO₂ (ppm) för samtliga mättillfällen.

4.6.2 CO₂ i kompostgas

De uppmätta halterna av CO₂ i kompostgasen efter att bakgrundshalten subtraherats varierade kraftigt mellan såväl komposter som mellan mätomgångar (figurerna 7 och 8). CO₂-halterna varierar från 67 ppm (kompost 321, mätomgång 3) och upp till 138988 ppm (kompost 318H, mätomgång 6). Av de uppmätta halterna var 84 % lägre än 10000 ppm. På grund av de stora variationerna i CO₂-halt har resultaten fördelats på två diagram där figur 7 visar komposter med högre halter medan figur 8 visar komposter vars CO₂-halt var något lägre. Standardavvikelser har beräknats baserat på variation mellan tagna prover för varje mättillfälle och kompost. Dessa har förts in i diagrammen som felstaplar. För halterna av CO₂ i figurerna 7 och 8, liksom för halterna i diskussionen ovan, har bakgrundshalterna subtraherats. Observera också skillnaden i skala mellan figur 7 och figur 8.



Figur 7 Uppmätta halter av CO₂ (ppm) samt standardavvikelser hos komposter under mätperioden.

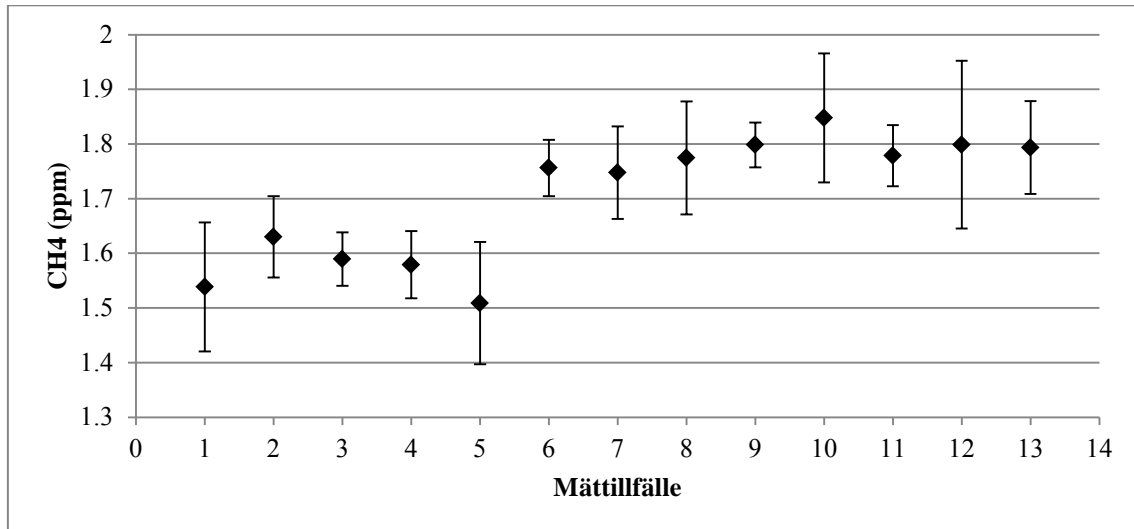


Figur 8 Uppmätta halter av CO₂ (ppm) samt standardavvikelser hos komposter under mätperioden.

4.7 METAN

4.7.1 Bakgrundshalter

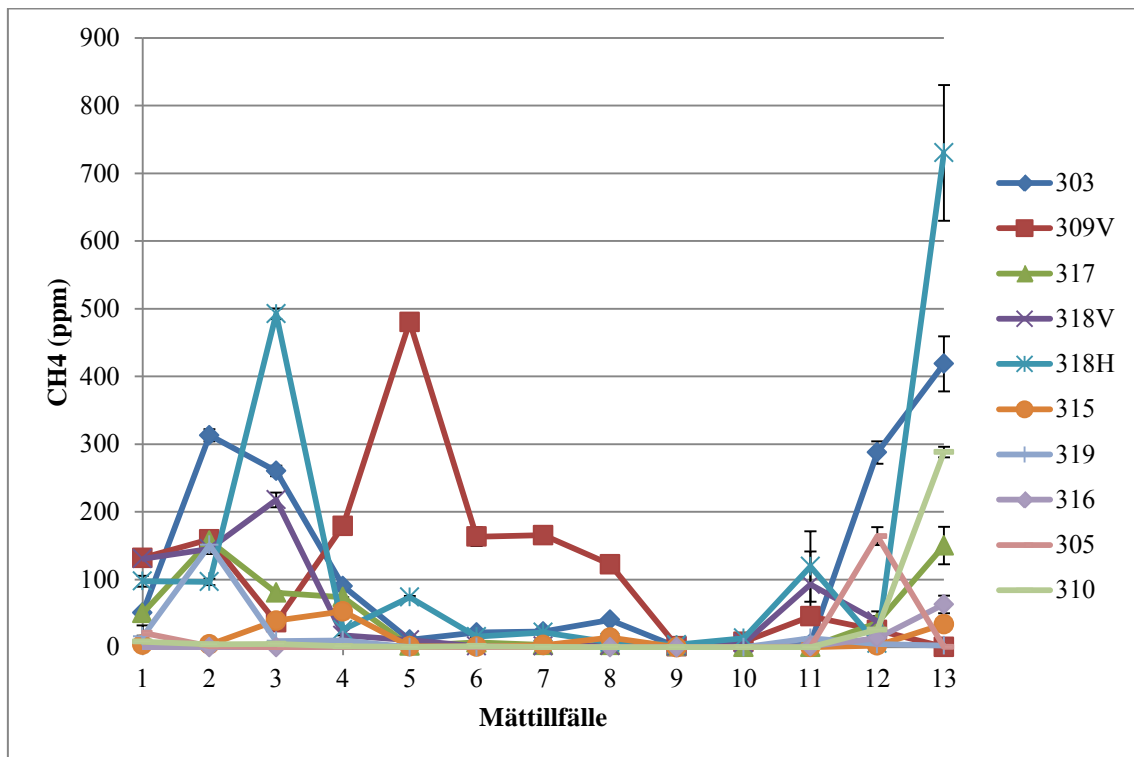
Medelvärdet för bakgrundshalter av metan varierar mellan 1,5 (mättillfälle 5) och 1,8 (mättillfälle 10) ppm (figur 9). Bakgrundshalten för kompost 310, mättillfälle 13, uppvisade avsevärt lägre värden jämfört med hos övriga komposter. Detta beror troligen på att provet var påverkat på något sätt och av denna anledning har medelvärden för övriga komposter som analyserades samma dag fått ersätta de ursprungliga.



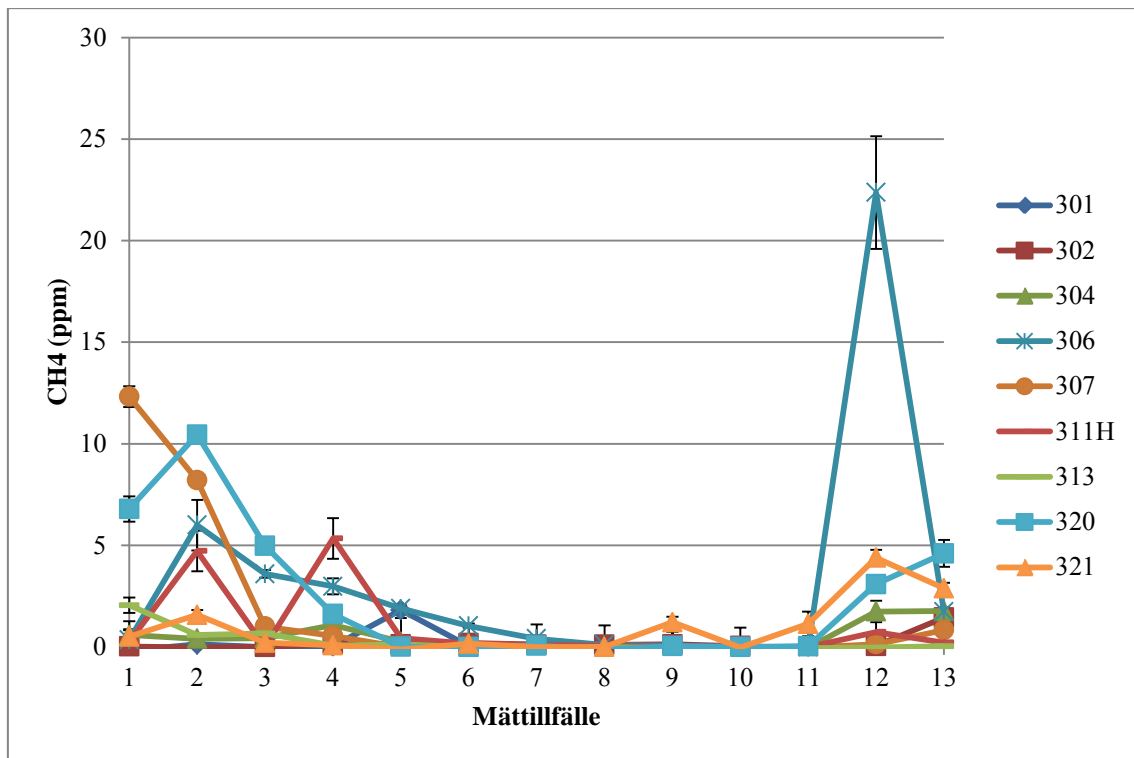
Figur 9 Medelvärden samt standardavvikelser för bakgrundshalter av CH₄ (ppm) för samtliga mättillfällen.

4.7.2 CH₄ i kompostgas

När det gäller koncentrationer av metangas, efter subtraktion av bakgrundshalten, var kompost 309V, mätomgång 5, och kompost 318H, mätomgång 13, de komposter med högst halter (480 respektive 730 ppm) (figur 10). Dessa värden är dock extremvärden och halterna av CH₄ i kompostgasen, efter subtraktion av bakgrundshalten, låg i 75 % av fallen under 10 ppm. I syfte att göra diagrammen tydligare har resultaten för metangashalterna fördelats på två diagram där figur 10 visar de komposter med något högre halter och figur 11 visar de komposter med lägre CH₄-halter. Standardavvikelser har beräknats för varje mättillfälle och förts in i diagrammen. För halterna av CH₄ i figurerna 10 och 11, liksom för halterna i diskussionen ovan, har bakgrundshalterna i samtliga fall subtraherats.



Figur 10 Uppmätta halter av CH₄ (ppm) samt standardavvikelser hos komposter med höga halter under mätperioden.

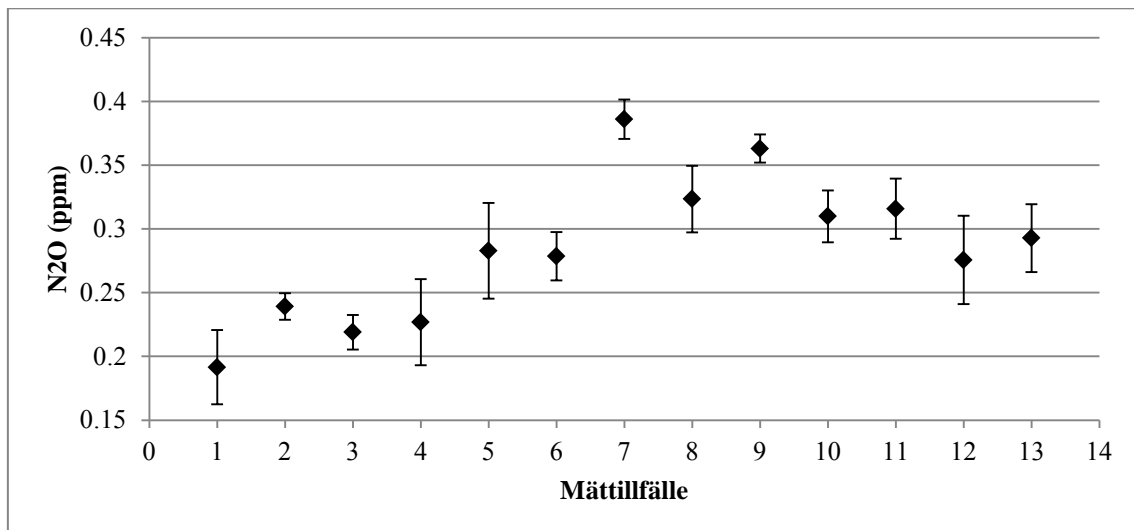


Figur 11 Uppmätta halter av CH₄ (ppm) samt standardavvikelser hos komposter med låga halter under mätperioden.

4.8 LUSTGAS

4.8.1 Bakgrundshalter

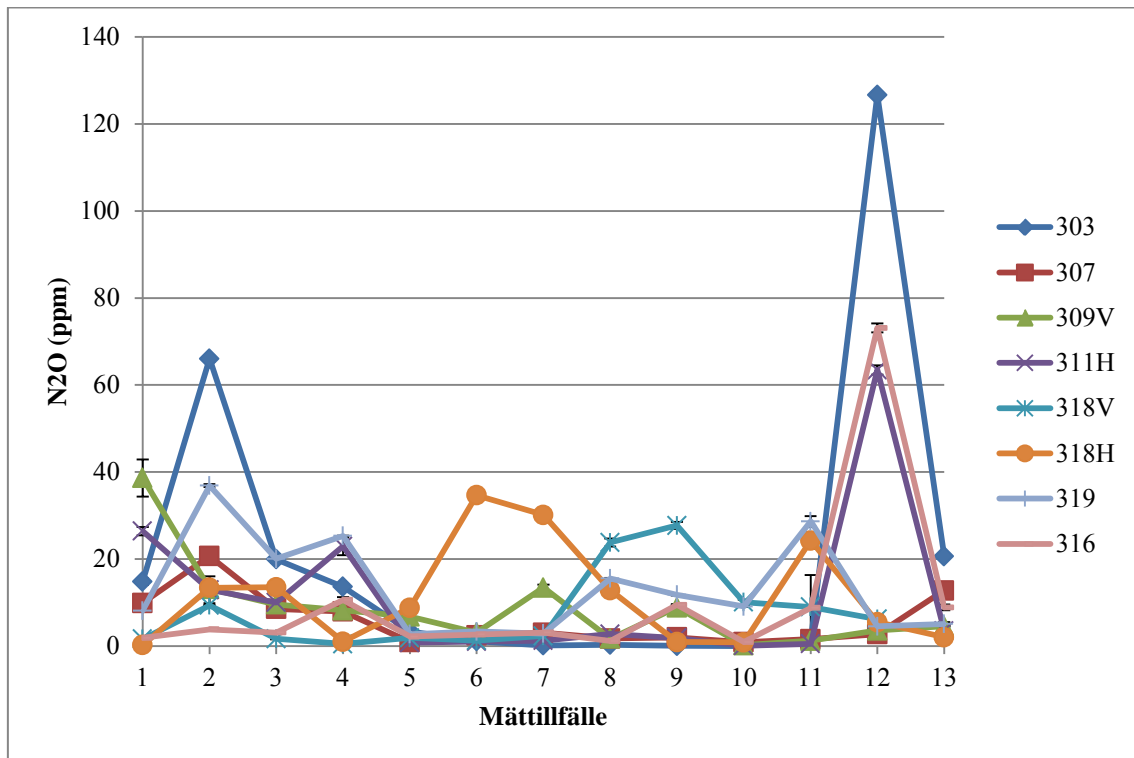
Medelvärdet för bakgrundshalter av lustgas varierar mellan 0,19 (mättillfälle 1) och 0,39 (mättillfälle 7) ppm (figur 12).



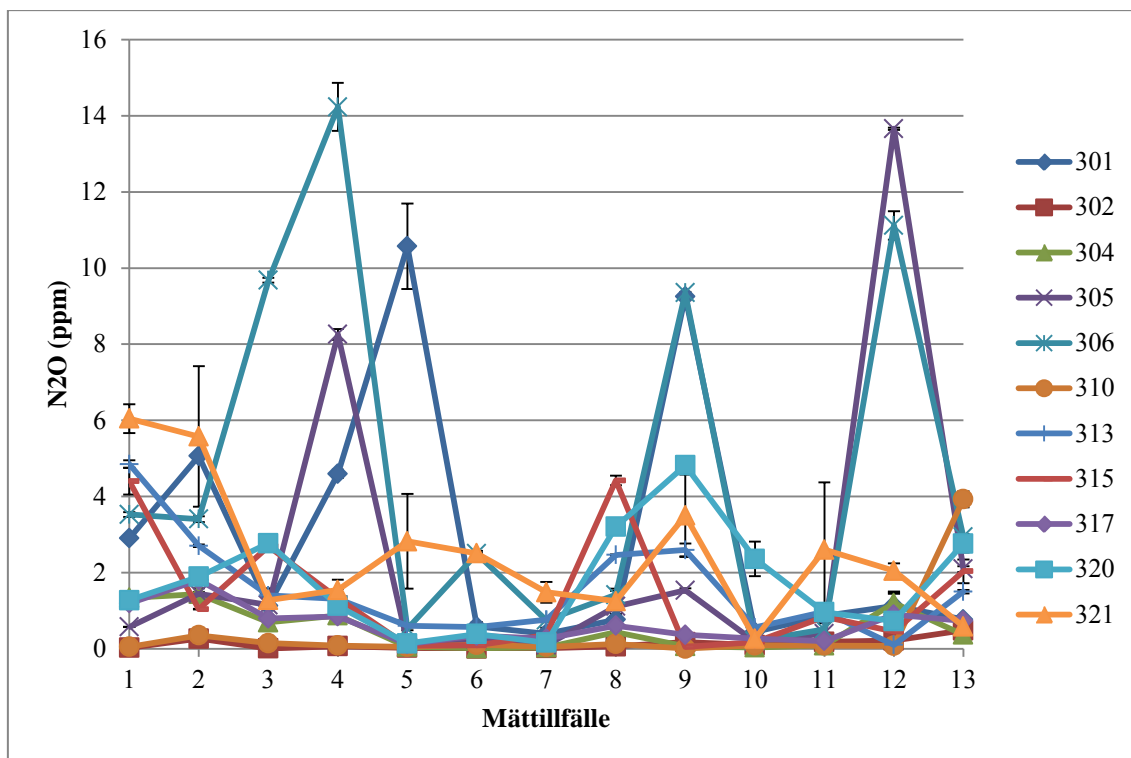
Figur 12 Medelvärden samt standardavvikelser för bakgrundshalter av N₂O (ppm) för samtliga mättillfällen.

4.8.2 N₂O i kompostgas

För N₂O, efter att bakgrundshalten subtraherats, finns det högsta uppmätta värdet hos kompost 303 (mätomgång 12) på 126 ppm (figur 13). Av samtliga uppmätta halter var 85 % lägre än 10 ppm. Med avsikten att redovisa resultaten så tydligt som möjligt har uppmätta halter fördelats på två diagram (figurerna 13 och 14). Standardavvikelser har beräknats för varje mättillfälle på samma sätt som för metan och förts in i diagrammen. För de redovisade halterna av lustgas, i diskussionen ovan och i figurerna, har bakgrundshalterna i samtliga fall subtraherats.



Figur 13 Uppmätta halter av N₂O (ppm) samt standardavvikelser hos komposter med höga värden under mätperioden.



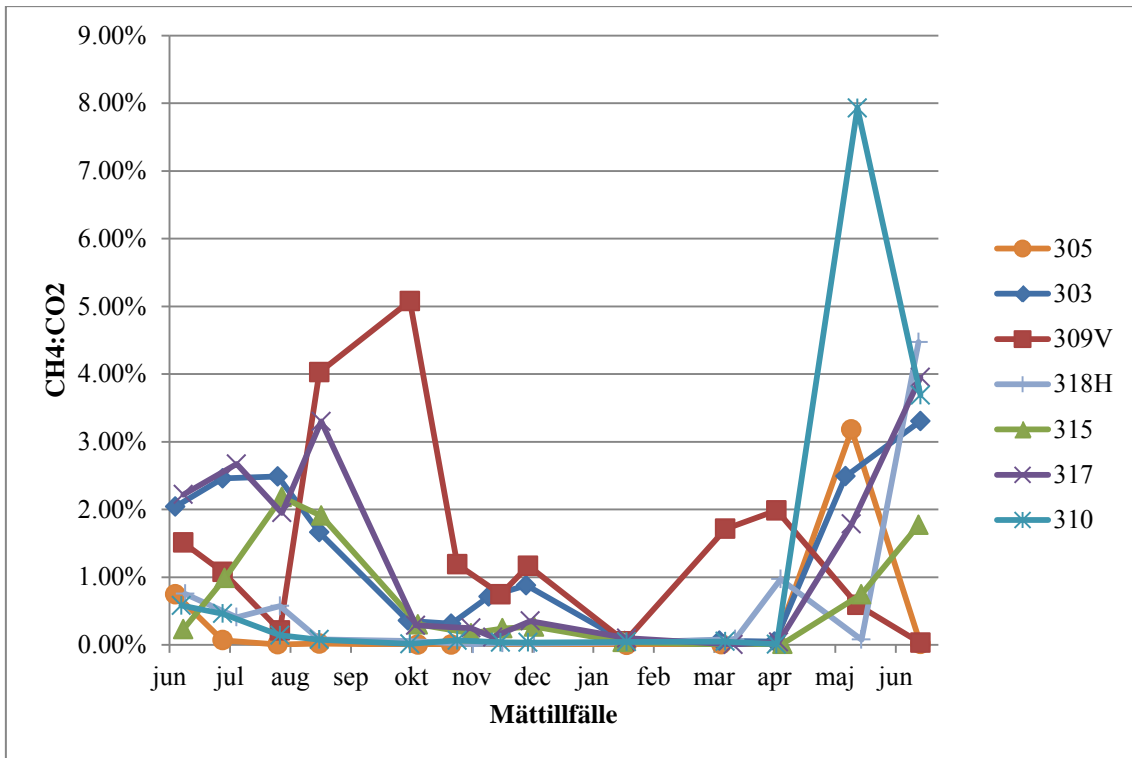
Figur 14 Uppmätta halter av N₂O (ppm) samt standardavvikelser hos komposter med låga värden under mätperioden.

4.9 BERÄKNADE KVOTER

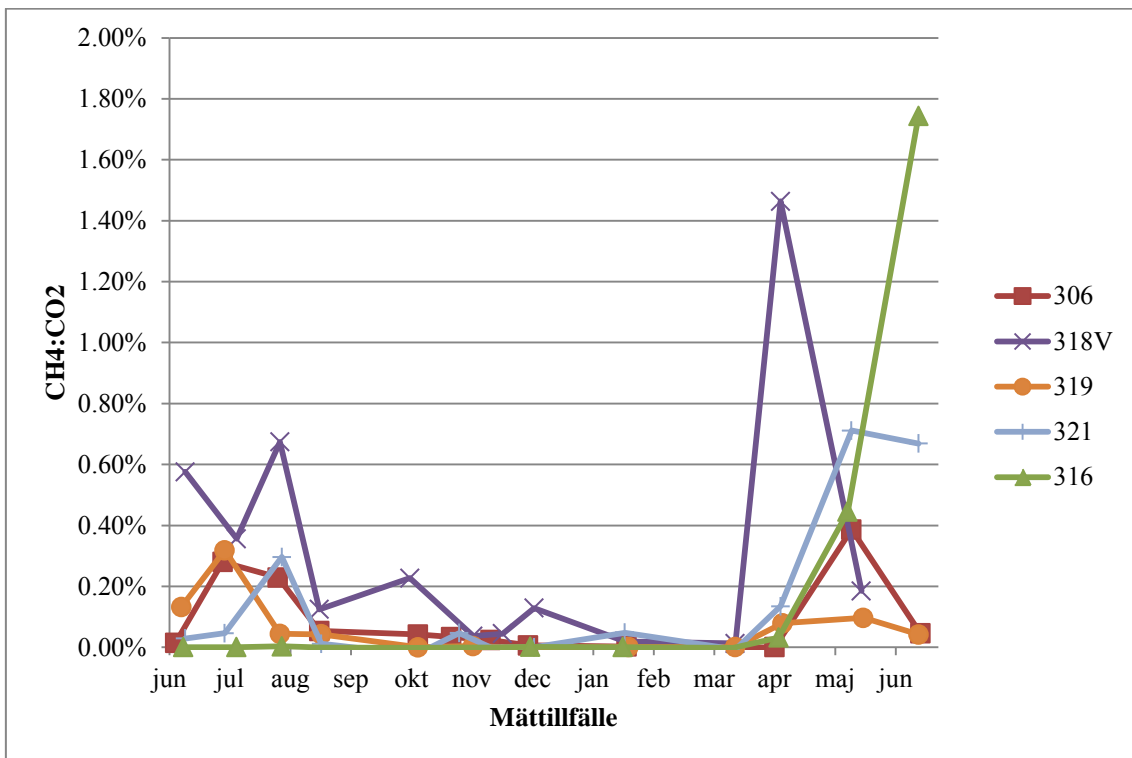
De uppmätta koncentrationerna av koldioxid, lustgas och metangas ger endast liten ledning om utsläppen från kompostprocessen på grund av faktorer som kompostbehållarens täthet och vindförhållanden vid provtagningen. Kunskapen om huruvida locket till komposten nyligen varit öppnat eller inte har dessutom varit begränsad vilket också ytterligare ökar svårigheterna att tolka de erhållna resultaten vad gäller halterna på gaserna. Av detta skäl är det mer givande att analysera hur stora halterna av metangas och lustgas är i förhållande till halten koldioxid, eftersom denna relation bör vara oberoende av hur tät behållaren är. Av denna anledning har kvoterna mellan metan och koldioxid (figurerna 15-17) samt lustgas och koldioxid (figurerna 18-20) använts för att bedöma processens funktion och utsläpp. För att kvoten skall beskriva emissionen från den enskilda komposten har bakgrundshalterna av de olika gaserna dragits från de halter som mättes upp i komposterna innan kvoten beräknades. I diagrammen ges dessutom x-axeln i datumformat för att tydligare visa när på året mätningen genomfördes.

4.9.1 Kvoten CH₄:CO₂

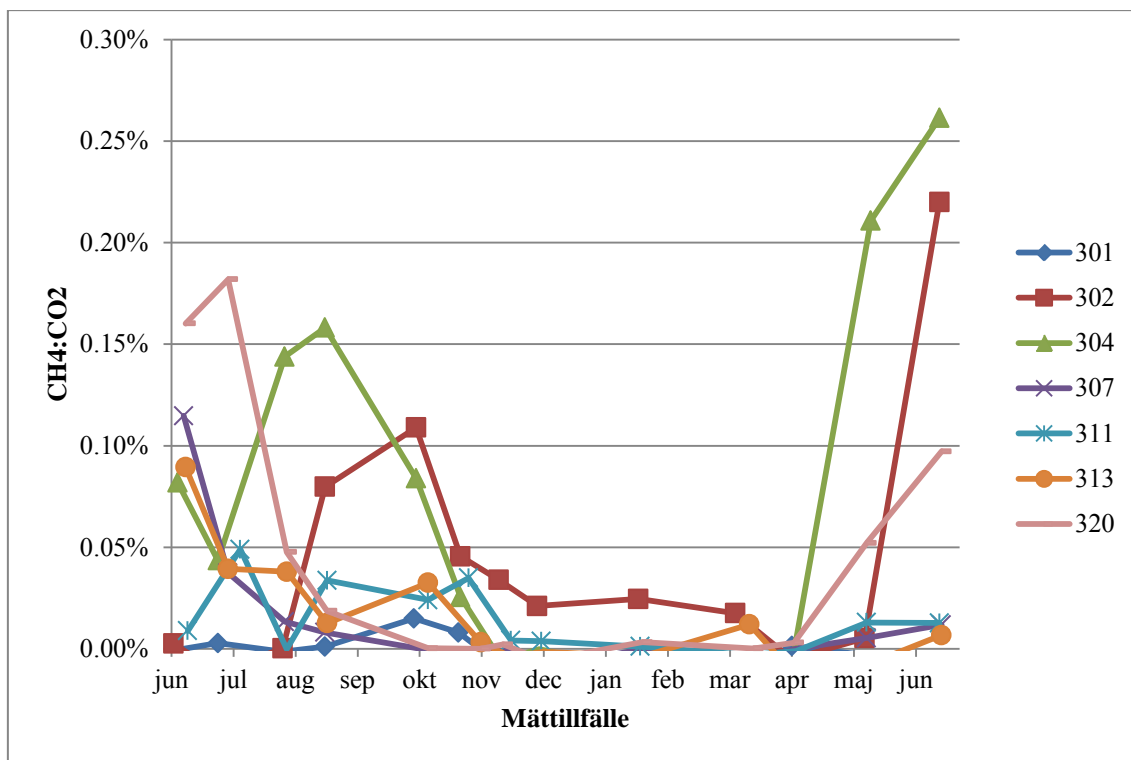
Av samtliga uppmätta kvoter hade 77 % en CH₄:CO₂-kvot som var lägre än 0,3 % (figurerna 15-17). Medelvärdet för samtliga mätomgångar var 0,38 % medan medianvärdet var 0,03 %.



Figur 15 Relativa metangasemissioner för komposter med höga kvoter.



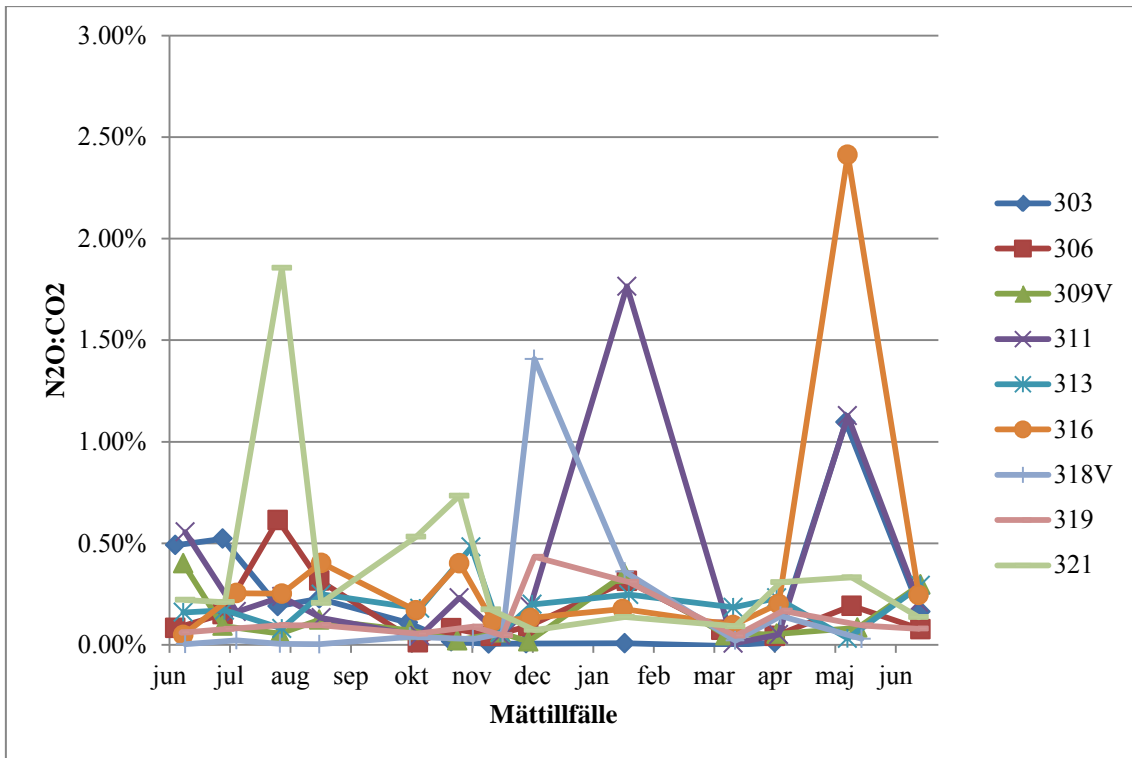
Figur 16 Relativa metangasemissioner för komposter med medelhöga kvoter.



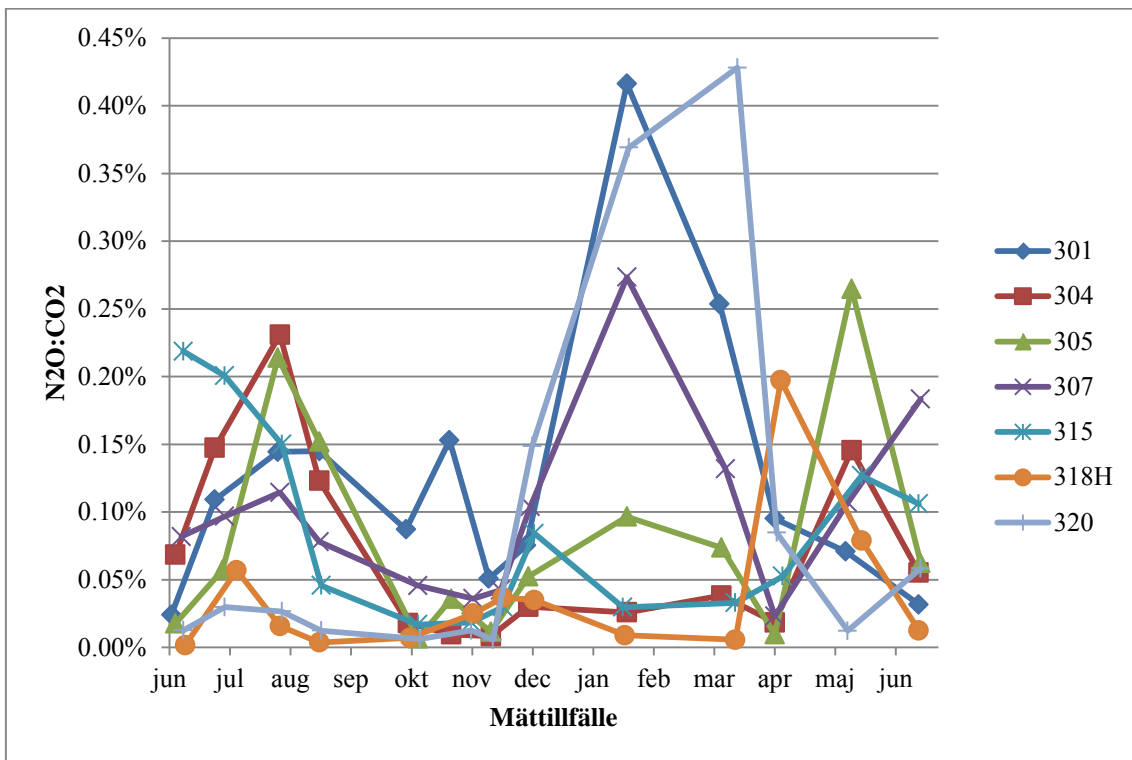
Figur 17 Relativa metangasemissioner för komposter med låga kvoter.

4.9.2 Kvoten $N_2O:CO_2$

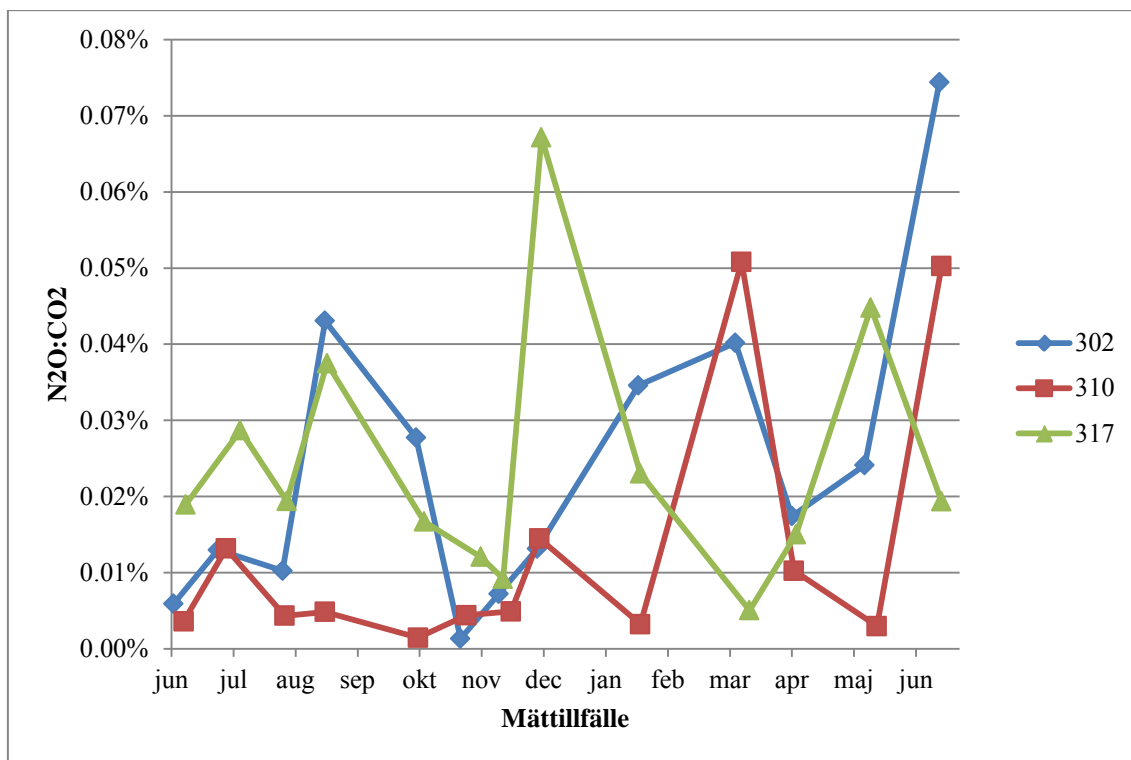
Av samtliga uppmätta $N_2O:CO_2$ -kvoter i studien hade 59 % en kvot som var lägre än 0,1 % (figurerna 18-20). Medelvärdet för samtliga mätomgångar var 0,15 % och medianvärdet var 0,06 %. Komposterna 316 och 321 sticker ut med högst kvoter på 2,41 % respektive 1,86 %.



Figur 18 Relativa lustgasemissioner, höga värden, för komposter under mätperioden.



Figur 19 Relativa lustgasemissioner, medelhöga värden, för komposter under mätperioden.



Figur 20 Relativa lustgasemissioner, låga värden, för komposter under mätperioden.

4.11 UTVÄRDERING AV KOMPOSTPROTOKOLL

Den information som erhållits från de protokoll som komposterarna fyllt i under mätperioden har varierat gällande såväl kvantitet som kvalitet. Vissa av de deltagande hushållen har i början av mätningarna fyllt i protokollen enligt instruktionerna men har efter ett tag låtit informera att de inte har tid att fylla i sina protokoll längre. Andra hushåll har under vissa perioder varit bortresta eller helt enkelt glömt att fylla i sina protokoll. Dessa förhållanden har medfört att de aktiviteter som rör komposterna i några fall har fått uppskattas baserat på tidigare lämnade uppgifter eller på muntliga uppgifter. Merparten av protokollen fylldes dock i enligt instruktionerna.

När det gäller de uppgifter som lämnats om tillsatser till komposterna har dessa nästan alltid angivits i volymsenheter som sedan räknats om till massaenheter. För dessa beräkningar har skrymdensiteter enligt tabell 3 använts för de olika slag av material som tillförts komposterna. En sammanställning av resultaten från kompostprotokollen finns i bilaga 1.

Tabell 3 Skrymdensiteter för de material som har komposterats.

| Material | Skrymdensitet (kg·L ⁻¹) | Referens |
|-------------|-------------------------------------|----------------------------|
| Matavfall | 0,352 | Stoffella och Kahn (2001) |
| Stallgödsel | 0,83 | Klickitat County (2005) |
| Sågspån | 0,241 | Ahn m. fl. (2007) |
| Löv | 0,04 | Ahn m. fl. (2007) |
| Torv | 0,1075 | Minkkinen och Laine (1998) |
| Gräsklipp | 0,133 | Fritz och Graves (1992) |
| Jord | 1,3 | Simetric (2009) |

4.12 STATISTISK ANALYS

4.12.1 Multipel regression i SAS

CH₄:CO₂ som beroende variabel

Den modell som använts vid stegvis eliminering och R²-metoden har som responsvariabel den relativa metangashalten. De oberoende variabler som har använts är dagar från senaste tillsats (DA), antal tillsatser sedan förra mätningen (NA), mängd tillsatt matavfall sedan förra mätningen (FW), mängd tillsatt trädgårdsavfall sedan förra mätningen (GW), mängd tillsatt strukturmaterial sedan förra mätningen (SA), antal omblandningar sedan förra mätningen (MI), antal familjemedlemmar (FM), materialvolym i komposten (MV), temperatur i komposten (T_{in}), kompostens vattenhalt (H₂O), kompostmaterialets pH-värde (pH) samt den omgivande luftens temperatur (T_{out}).

Efter stegvis eliminering av de ingående variablerna återstod temperatur i komposten (T_{in}), antal omblandningar sedan förra mätningen (MI) och kompostens vattenhalt (H₂O) som de variabler med signifikant inverkan på CH₄:CO₂-kvoten på signifikansnivå 0,05 (tabell 4 samt figurerna 21- 23). Den parametriserade modellen var:

$$CH_4:CO_2 = k_0 + k_1 \times T_{in} + k_2 \times MI + k_3 \times H_2O,$$

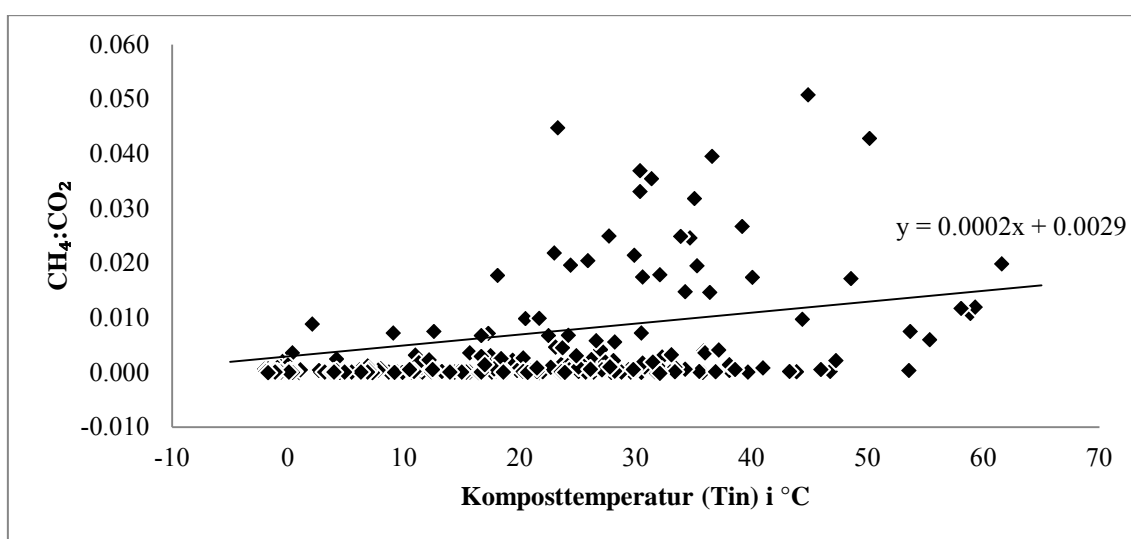
Där $k_0 = -0,0108$, $k_1 = 0,0002$, $k_2 = 0,0011$ och $k_3 = 0,0127$

Observera att de plottar som redovisas nedan inte representerar hela modellen utan syftar till att illustrera varje signifikant variabls påverkan på CH₄:CO₂-kvoten var för sig.

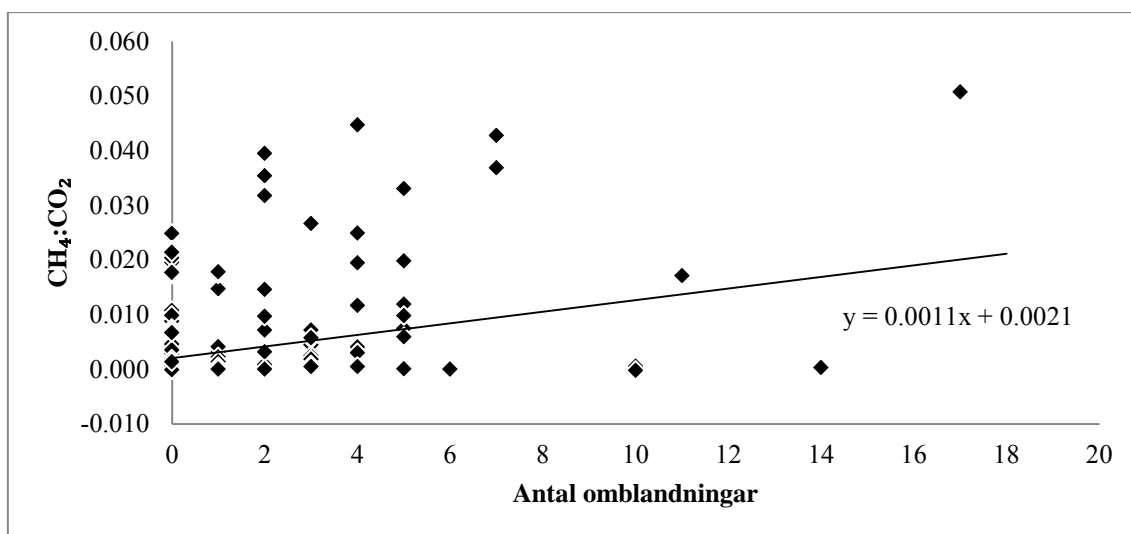
A. Stegvis eliminering

Tabell 4 Regressionsmodell för CH₄:CO₂ efter stegvis eliminering.

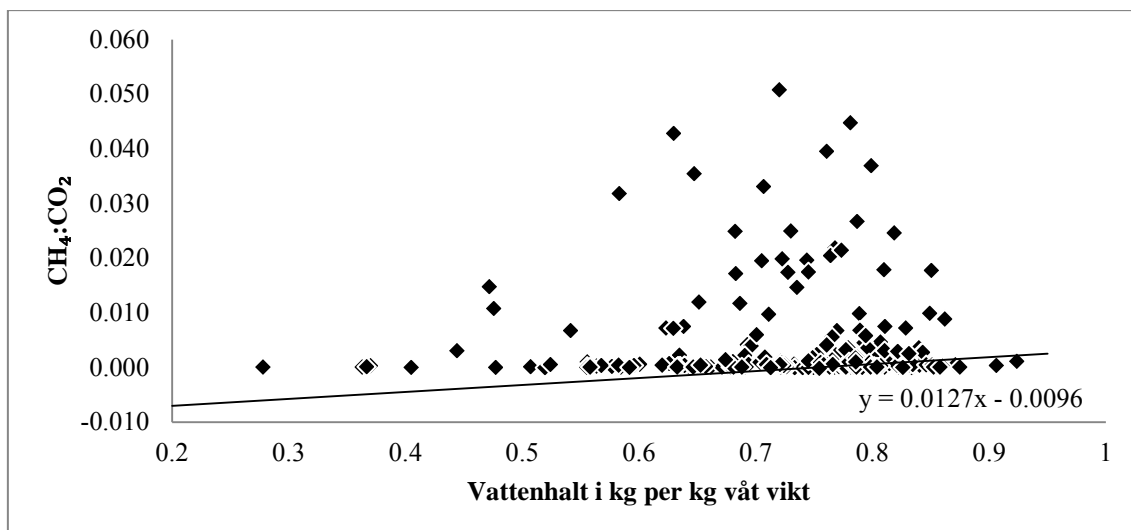
| Resultat för stegvis eliminering | | | | | | | |
|---|------------------|--------------------|------------------------------------|------------------------------------|---------|---------|---------|
| Steg | Variabel | Antal variabler | Partiellt R ² -värde | Modellens R ² -värde | C(p) | F-värde | p-värde |
| 1 | T _{in} | 1 | 0.1580 | 0.1580 | 25.3196 | 45.78 | <.0001 |
| 2 | MI | 2 | 0.0658 | 0.2238 | 6.4183 | 20.61 | <.0001 |
| 3 | H ₂ O | 3 | 0.0211 | 0.2449 | 1.7314 | 6.75 | 0.0099 |



Figur 21 CH₄:CO₂-kvoter plottade mot komposternas temperatur.



Figur 22 CH₄:CO₂-kvoter plottade mot antal blandningar sedan förra mätningen.



Figur 23 CH₄:CO₂-kvoter plottade mot vattenhalt.

Efter SAS-körning med R²-metoden bestämdes att då R²-värdets ökning vid införandet av nästa variabel är mindre än 0,02 skall den/de variabler betraktas som signifikanta för den givna modellen. Med dessa förutsättningar gav R²-metoden samma signifikanta variabler som metoden med stegvis eliminering, nämligen antal omblandningar sedan förra mätningen (MI), temperatur i komposten (T_{in}) samt kompostens vattenhalt (H₂O) (tabell 5).

B. R²-metoden

Tabell 5. Regressionsmodell för CH₄:CO₂ efter R²-metoden. Endast delar ur den fullständiga SAS-tabellen visas. Vald modell visas med fet stil.

| Antal variabler i modellen | R ² -värde | Variabler i modellen |
|----------------------------|-----------------------|---|
| 2 | 0.2238 | MI T _{in} |
| 3 | 0.2449 | MI T_{in} H₂O |
| 4 | 0.2519 | MI T _{in} H ₂ O SA |

Ytterligare en modell sattes upp, för både stegvis eliminering och R²-metoden, med den relativa metangashalten som beroende variabel. Vid dessa körningar användes samma oberoende variabler som vid föregående körningar förutom att mängd tillsatt matavfall (FW), mängd tillsatt trädgårdsavfall (GW) och mängd tillsatt strukturmaterial (SA) togs bort och ersattes av total mängd tillsatt material till komposten (TW).

Efter stegvis eliminering av icke signifikanta variabler visade sig denna modell få samma signifikanta variabler som den tidigare, nämligen temperatur i komposten (T_{in}), antal omblandningar (MI) och kompostens vattenhalt (H₂O) (tabell 6). Även R²-metoden för denna modell gav samma variabler, antal omblandningar (MI), temperaturen i komposten (T_{in}) och kompostens vattenhalt (H₂O) (tabell 7).

C. Stegvis eliminering (total mängd tillsatt material är inkluderad)

Tabell 6 Regressionsmodell för CH₄:CO₂ efter stegvis eliminering då total mängd tillsatt material är inkluderad.

| Steg | Variabel | Resultat för stegvis eliminering | | | | | |
|------|------------------|---|------------------------------------|------------------------------------|---------|---------|---------|
| | | Antal variabler | Partiellt R ² -värde | Modellens R ² -värde | C(p) | F-värde | p-värde |
| 1 | T _{in} | 1 | 0.1580 | 0.1580 | 26.2142 | 45.78 | <.0001 |
| 2 | MI | 2 | 0.0658 | 0.2238 | 7.2429 | 20.61 | <.0001 |
| 3 | H ₂ O | 3 | 0.0211 | 0.2449 | 2.5337 | 6.75 | 0.0099 |

D. R²-metoden (total mängd tillsatt material är inkluderad)

Tabell 7 Regressionsmodell för CH₄:CO₂ efter R²-metoden då total mängd tillsatt material är inkluderad. Endast delar ur den fullständiga SAS-tabellen visas här. Vald modell visas med fet stil.

| Antal variabler i modellen | R ² -värde | Variabler i modellen |
|-------------------------------|-----------------------|---|
| 2 | 0.2238 | MI T _{in} |
| 3 | 0.2449 | MI T_{in} H₂O |
| 4 | 0.2473 | MI T _{in} H ₂ O MV |

Kompost 309 skiljde sig markant från övriga komposter eftersom den tillförts mycket stora mängder hushållsavfall vilket gör att denna kompost kan ses som ett specialfall bland de undersökta komposterna. Av denna anledning har ytterligare en körning gjorts där kompost 309 har exkluderats från datamängden. Resultaten visas i tabellerna 8 och 9. Resultaten skiljer sig genom att ytterligare en variabel, mängd tillfört strukturmateriäl, blev signifikant vid stegvis eliminering, medan endast temperatur och vattenhalt blev signifikant för R²-metoden.

E. Stegvis eliminering (309 exkluderad)

Tabell 8 Regressionsmodell för CH₄:CO₂ efter stegvis eliminering då kompost 309 exkluderats.

| Steg | Variabel | Resultat för stegvis eliminering | | | | | |
|------|------------------|---|---------------------------------|---------------------------------|---------|---------|---------|
| | | Antal variabler | Partiellt R ² -värde | Modellens R ² -värde | C(p) | F-värde | p-värde |
| 1 | T _{in} | 1 | 0.1030 | 0.1030 | 14.0433 | 26.52 | <.0001 |
| 2 | H ₂ O | 2 | 0.0202 | 0.1232 | 10.5673 | 5.30 | 0.0222 |
| 3 | MI | 3 | 0.0194 | 0.1426 | 7.3076 | 5.18 | 0.0237 |
| 4 | SA | 4 | 0.0168 | 0.1594 | 4.7509 | 4.56 | 0.0338 |

F. R²-metoden (309 exkluderad)

Tabell 9 Regressionsmodell för CH₄:CO₂ efter R²-metoden då kompost 309 exkluderats. Vald modell visas i fet stil.

| Antal variabler i modellen | R ² -värde | Variabler i modellen |
|----------------------------|-----------------------|--------------------------------------|
| 1 | 0.1030 | T _{in} |
| 2 | 0.1232 | T_{in} H₂O |
| 3 | 0.1426 | MI T _{in} H ₂ O |

N₂O:CO₂ som beroende variabel

Den modell som använts vid stegvis eliminering och R²-metoden har som responsvariabel den relativa lustgashalten. De oberoende variabler som använts är samma som de som användes vid analysen där CH₄:CO₂-kvoten var responsvariabel. Efter stegvis eliminering av de ingående variablerna återstod antal familjemedlemmar (FM), antal dagar från senaste tillsats (DA) och antal omblandningar (MI) som de variabler med signifikant inverkan på N₂O:CO₂-kvoten på signifikansnivå 0,05 (tabell 10 samt figurerna 24-26). Modellens ekvation är:

$$N_2O:CO_2 = k_0 + k_1 \times MI + k_2 \times DA + k_3 \times FM,$$

Där $k_0 = -0,0002$, $k_1 = 0,0002$, $k_2 = 0,00001$ och $k_3 = 0,0004$

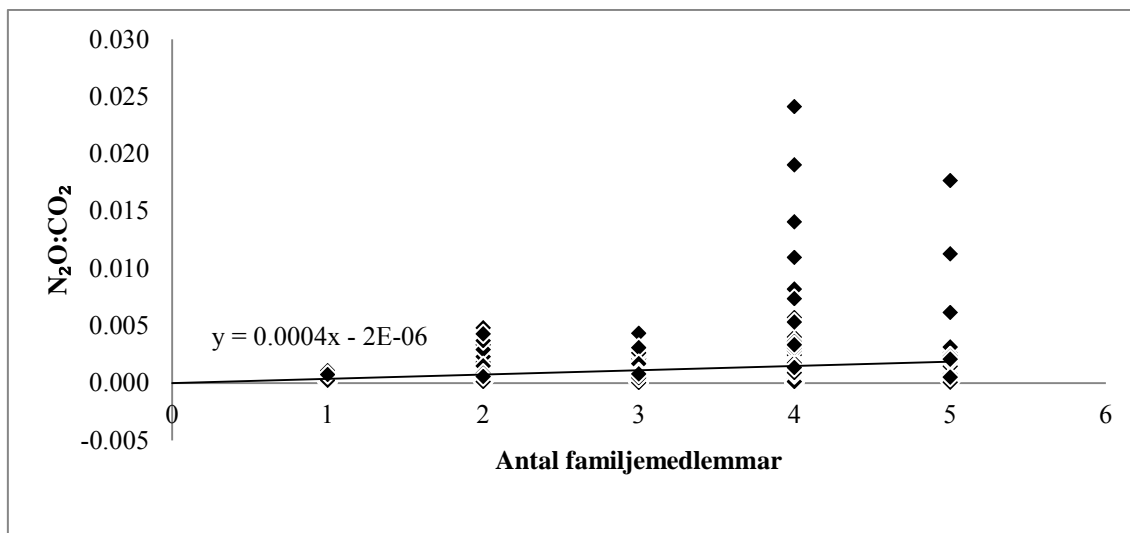
Observera att de plottar som redovisas nedan inte representerar hela modellen utan endast syftar till att illustrera varje signifikant variabels påverkan på N₂O:CO₂-kvoten var för sig.

R²-metoden och kriteriet att R²-värdets ökning vid införandet av nästa signifikanta variabel skall vara större än 0,02 gav att endast antal familjemedlemmar (FM) hade signifikant inverkan på den relativa lustgasproduktionen (tabell 11).

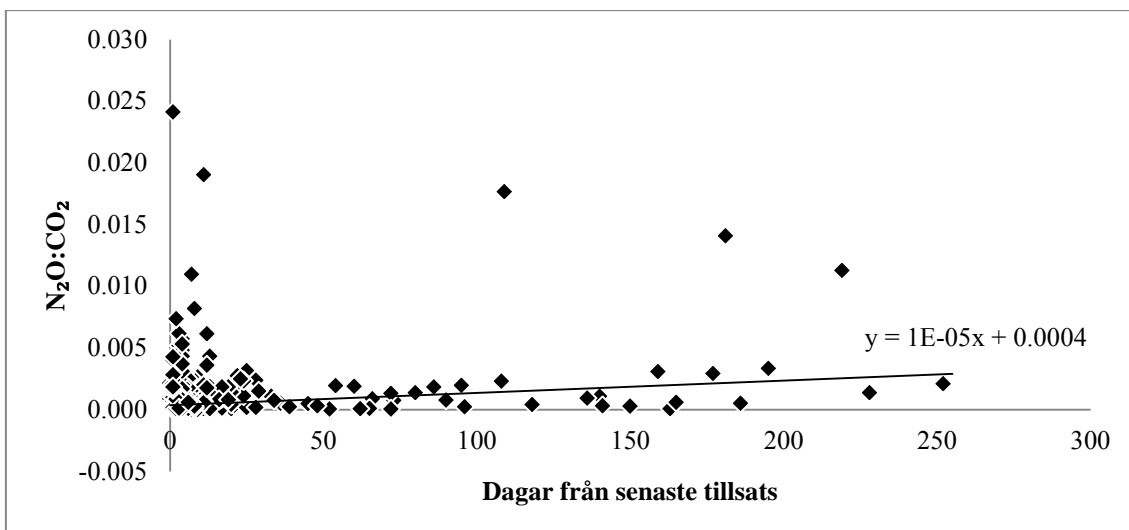
A. Stegvis eliminering

Tabell 10 Regressionsmodell för N₂O:CO₂ efter stegvis eliminering.

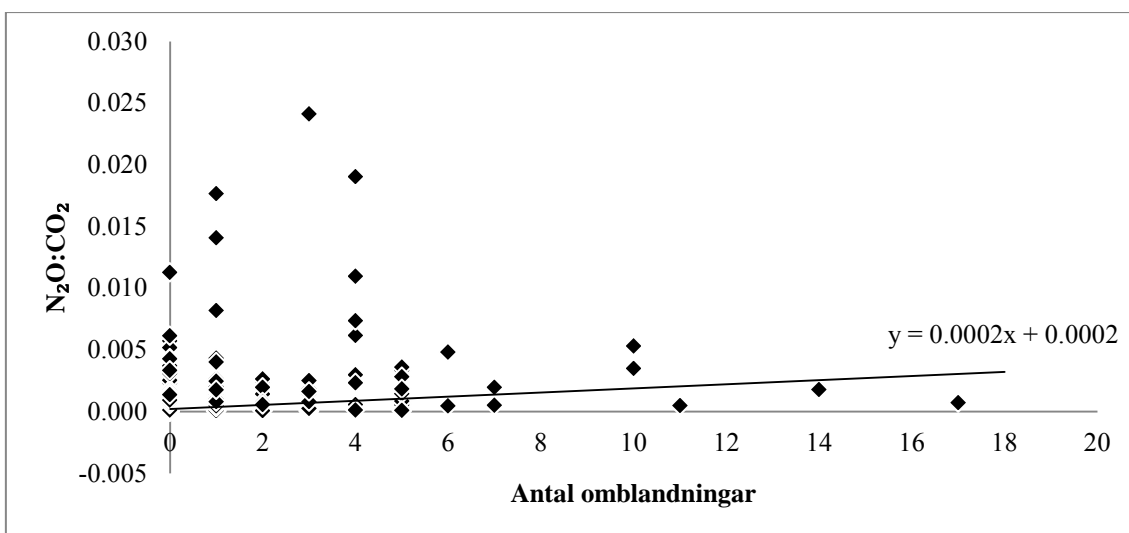
| <u>Resultat för stegvis eliminering</u> | | | | | | | |
|---|----------|--------------------|------------------------------------|------------------------------------|--------|---------|---------|
| Steg | Variabel | Antal variabler | Partiellt R ² -värde | Modellens R ² -värde | C(p) | F-värde | p-värde |
| 1 | FM | 1 | 0.0307 | 0.0307 | 6.5370 | 7.73 | 0.0058 |
| 2 | DA | 2 | 0.0184 | 0.0492 | 3.8093 | 4.71 | 0.0309 |
| 3 | MI | 3 | 0.0186 | 0.0677 | 1.0457 | 4.82 | 0.0290 |



Figur 24 N₂O:CO₂-kvoter plottade mot antal familjemedlemmar.



Figur 25 N₂O:CO₂-kvoter plottade mot antal dagar från senaste tillsats.



Figur 26 N₂O:CO₂-kvoter plottade mot antal omblandningar sedan senaste mättillfälle.

B. R²-metoden

Tabell 11. Regressionsmodell för N₂O:CO₂ erhållen med R²-metoden. Vald modell visas med fet stil.

| Antal variabler i modellen | R ² -värde | Variabler i modellen |
|----------------------------|-----------------------|----------------------|
| 1 | 0.0307 | FM |
| 2 | 0.0492 | DA FM |

Även för N₂O:CO₂ sattes ytterligare en modell upp, för både stegvis eliminering och R²-metoden, med den relativa lustgashalten som beroende variabel. Vid dessa körningar

användes samma oberoende variabler som vid föregående körningar förutom att mängd tillsatt matavfall (FW), mängd tillsatt trädgårdsavfall (GW) och mängd tillsatt strukturmaterial (SA) togs bort och ersattes av total mängd tillsatt material till komposten (TW). Resultatet blev samma även med denna uppsättning oberoende variabler. Antal familjemedlemmar (FM), antal dagar från senaste tillsats (DA) och antal omblandningar (MI) hade en signifikant inverkan på N₂O:CO₂-kvoten på signifikansnivå 0,05 (tabell 12).

Med samma förutsättningar som tidigare gav R²-metoden även för denna modell att endast antal familjemedlemmar (FM) hade signifikant inverkan på den relativa lustgashalten (tabell 13).

C. Stegvis eliminering (total mängd tillsatt material är inkluderad)

Tabell 12 Regressionsmodell för N₂O:CO₂ efter stegvis eliminering då total mängd tillsatt material är inkluderad.

| Resultat för stegvis eliminering | | | | | | | |
|---|----------|--------------------|------------------------------------|------------------------------------|--------|---------|---------|
| Steg | Variabel | Antal variabler | Partiellt R ² -värde | Modellens R ² -värde | C(p) | F-värde | p-värde |
| 1 | FM | 1 | 0.0307 | 0.0307 | 8.1037 | 7.73 | 0.0058 |
| 2 | DA | 2 | 0.0184 | 0.0492 | 5.3462 | 4.71 | 0.0309 |
| 3 | MI | 3 | 0.0186 | 0.0677 | 2.5526 | 4.82 | 0.0290 |

D. R²-metoden (total mängd tillsatt material är inkluderad)

Tabell 13 Regressionsmodell för N₂O:CO₂ efter R²-metoden då total mängd tillsatt material är inkluderad. Vald modell visas med fet stil.

| Antal variabler i modellen | R ² -värde | Variabler i modellen |
|-------------------------------|-----------------------|----------------------|
| 1 | 0.0307 | FM |
| 2 | 0.0492 | DA FM |

Precis som för CH₄:CO₂ gjordes körningar för N₂O:CO₂ där kompost 309 tagits bort på grund av dess stora matning. Den stegvisa elimineringen gav samma signifikanta variabler som när kompost 309 fanns med i datamängden. R²-metoden gav i detta fall två av dessa variabler, MI och DA (tabellerna 14 och 15).

E. Stegvis eliminering (309 exkluderad)

Tabell 14 Regressionsmodell för N₂O:CO₂ efter stegvis eliminering då kompost 309 är exkluderad.

| Resultat för stegvis eliminering | | | | | | | |
|---|----------|--------------------|------------------------------------|------------------------------------|---------|---------|---------|
| Steg | Variabel | Antal variabler | Partiellt R ² -värde | Modellens R ² -värde | C(p) | F-värde | p-värde |
| 1 | FM | 1 | 0.0325 | 0.0325 | 5.0700 | 7.75 | 0.0058 |
| 2 | DA | 2 | 0.0188 | 0.0512 | 2.5302 | 4.55 | 0.0340 |
| 3 | MI | 3 | 0.0255 | 0.0767 | -1.6303 | 6.32 | 0.0127 |

F. R²-metoden (309 exkluderad)

Tabell 15 Regressionsmodell för N₂O:CO₂ efter R²-metoden då kompost 309 är exkluderad. Vald modell visas med fet stil.

| Antal variabler i modellen | R ² -värde | Variabler i modellen |
|-------------------------------|-----------------------|----------------------|
| 1 | 0.0325 | FM |
| 2 | 0.0620 | MI DA |
| 3 | 0.0767 | MI DA FM |

5. DISKUSSION

5.1 KOMPOSTPROTOKOLL

De första mätningarna genomfördes under sommarmånaderna då många hade semester och reste bort, vilket kan förklara en del av den bristfälliga informationen i protokollen under denna tid. Den innebar att skötseln periodvis för vissa komposter har fått uppskattas från muntliga uppgifter eller tidigare skötsel. Även under november och december som varit den kallaste perioden under mätningarna har i vissa fall skötseln av komposterna varit något begränsad. Skillnader i vilken typ av material som läggs i komposterna har i viss mån observerats i samband med årstidsväxlingar. Under sommaren förekom en del gräsklipp i det tillsatta materialet och under hösten var äpplen och löv vanligt förekommande. När vintern och därmed även snön kom var det vanligaste tillsatta materialet enbart mat- och hushållsavfall.

En källa till osäkerheter i protokollmaterialet är att de flesta har angivit tillsatta mängder i volymsenheter som senare har räknats om till viktenheter. Dessa omräkningar innehåller viss osäkerhet eftersom de värden som använts för skrymdensiteter är teoretiska värden och därmed inte alltid stämmer överens med verkligheten.

Den justering av kompostprotokollen som gjordes efter mättillfälle fyra innebar att information om vilka mängder som tillsatts samt om kompostmaterialet blandats om fick egna kolumner i protokollen vilket saknats tidigare. Denna justering innebar i flera fall en förbättring av kvaliteten på informationen i de ifyllda protokollen.

5.2 TEMPERATUR, VATTENHALT, pH OCH ASKINNEHÅLL

Temperaturen inuti komposten visade en stadigt sjunkande trend efter mättillfälle fyra för samtliga komposter under mätperioden (figur 2) förutom kompost 309V och 309H vars temperaturer istället ökar. Kompost 309 är en kompostmodell (Mullbänken) bestående av två fack (Höger och Vänster) och som under tiden för provtagningarna kontinuerligt har tillförts rikliga mängder avfall. Denna kompost har tillförts stora mängder hushållsavfall, fekalier, vatten, strukturmaterial (oftast i form av spån) samt utsatts för regelbunden omblandning vilket gör att den kan ses som ett specialfall i mängden av undersökta komposter. Kompostmaterial har också med jämna mellanrum flyttats från kompostens vänstra fack till dess högra fack där material som kommit längre i komposteringsprocessen behandlats. Kompost 309V och 309H är de komposter där de högsta temperaturerna uppmätts (figur 2) vilket indikerar hög mikrobiell aktivitet (Zeman m. fl., 2002). Den kraftiga temperaturökningen för 309H mellan mätning fem och åtta kan ha sin förklaring i att stora mängder kompostmaterial med temperaturer på drygt 60 °C har förts över till detta fack från det vänstra (309V).

En anledning till att temperaturen hos de flesta komposterna sjunker så stadigt från mätning fyra och fram till mätning 9 skulle kunna vara att de tillsatta mängderna avfall i

många fall har varit relativt låga under senhösten och vintern. Detta i kombination med att den omgivande luftens temperatur varit väldigt låg under dessa mätningar, som genomfördes mellan september och januari, kan starkt bidra till de låga temperaturer som uppmätts inuti komposterna.

För några av de komposter med de lägsta temperaturerna (302, 304, 310 och 315) kunde samtidigt en förhållandevis hög vattenhalt observeras vilket är ett rimligt samband eftersom en hög vattenhalt starkt kan begränsa luftströmningen inuti komposten (Epstein, 1997). Komposterna 302, 304, 310 och 315 var för övrigt också de komposter som oftast hade en väldigt låg höjd på kompostmaterialet. Den låga höjden på materialet innebar att när temperaturen i dessa komposter mättes gjordes detta ganska nära behållarens botten vilket kan ha inneburit att markens temperatur troligen haft inverkan på den temperatur som uppmättes i komposten.

Den uppmätta vattenhalten i komposterna har överlag varit hög (figur 4). Medelvärden för respektive mättillfälle har varierat mellan 68 och 77 % vilket är högre än den vattenhalt på 60 % som rekommenderas av Haug (1993). Av samtliga uppmätta vattenhalter var 68 % över 70 % vilket indikerar att en stor andel vått material tillförts de komposter som ingick i studien.

De prover av kompostmaterialet som tagits för analys av vattenhalt har alla tagits på samma nivå i komposten vilket kan vara en felkälla eftersom detta inte nödvändigtvis representerar hela kompostens vattenhalt. Eftersom proven hela tiden togs på samma djup under ytan representerar de dock väl det material som relativt nyligen tillförts komposten. Att ta flera prover av hela materialet skulle dessutom troligen påverka komposteringsprocessen och strukturen på materialet negativt och ansågs därför inte lämpligt.

Komposternas pH-värde är generellt sett svagt basiskt (figur 3) vilket kan jämföras med pH-värden mellan 8-9 som är normalt för färdigt kompostmaterial (Sundberg m. fl., 2004). Komposterna 302, 303, 304, 306, 318H och 320 utmärker sig vid ett par tillfällen med låga pH-värden mellan 4 och 5. Vad som orsakar detta är dock oklart då ingen förklaring gick att finna vare sig från protokolluppgifter eller vid jämförelse med övriga uppmätta parametrar.

Askinnehållet hos kompostmaterialet varierar kraftigt både mellan komposter och mätomgångar (figur 5). Medelvärdet för respektive mättillfälle varierade mellan 0,13-0,36. Det som kan förväntas med avseende på askinnehållet är att det bör öka i samma takt som det organiska materialet minskar. En hög askhalt skulle alltså innebära att en stor del av det organiska materialet brutits ned. Det förekommer viss osäkerhet i resultaten för askinnehållet eftersom proverna som analyserades samlats in från ett och samma djup (10-15 cm) i komposterna. Det är därför inte säkert att materialet för askanalysen är representativt för kompostmaterialet som helhet. Anledningen till att materialprover endast togs från ett djup i komposten var för att inte störa eller påverka kompostprocessen mer än nödvändigt.

5.3 VÄXTHUSGASER FRÅN KOMPOSTERNA

5.3.1 Koldioxid

Bakgrundshalten av koldioxid (figur 6) hade ett medelvärde på 399 ppm för samtliga mätningar vilket stämmer relativt väl överens med de 389 ppm som NOAA (2010) rapporterar som global atmosfärshalt av CO₂ 2010. Medelvärdet vid första mättillfället var 334 ppm och vid det sista mättillfället 394 ppm. Vidare kan en viss ökning av bakgrundshalten av CO₂ urskiljas i figur 6 (mellan mättillfälle fem och tolv) vilket kan förklaras med det faktum att atmosfärens halt av koldioxid varierar över årstiderna. Under vår- och sommarhalvåret konsumeras koldioxid när löv och växtlighet ökar vilket minskar atmosfärens halt av CO₂ jämfört med under vinterhalvåret.

När det gäller uppmätta halter av koldioxid i kompostgasen visade sig variationerna vara stora mellan såväl komposter som mätomgångar (figurerna 7 och 8). Bland komposterna med högst halt CO₂ finns 307, 309V, 318V, 318H och 319. Kompost 318 är intressant ur den synpunkten att det är en roterande Corrocomp-kompost bestående av två fack (Höger och Vänster) där det högra använts under hela mätperioden medan det vänstra inte har använts men dock varit till hälften fyllt med material. Behållaren är av en mycket tät typ med ett mycket tättsittande lock med endast ett litet ventilationshål på själva locket. Dessa förutsättningar skulle kunna innebära att växthusgaser lättare kan ansamlas i behållaren och att höga halter därmed kunde uppnås. En kraftig ökning av CO₂-halten för kompost 318H kan observeras mellan mättillfälle 4 och 5. Under denna period har komposten kontinuerligt matats med hushållsavfall och även strukturmateriäl i form av spån samtidigt som den utsatts för regelbunden omrörning.

5.3.2 Metangas

Bakgrundshalten av metangas hade ett medelvärde på 1,73 ppm för samtliga mätningar (figur 9) vilket kan jämföras med 1,77 ppm som anges av IPCC (2005) som ungefärlig atmosfärshalt. Samtliga uppmätta bakgrundsvärden ligger mellan 1,19 och 2,51 ppm.

De högsta koncentrationerna av metangas i komposterna uppmättes i kompost 303, 309V samt 318H (figur 10) där kompost 318H hade det högsta värdet på 730 ppm (mättillfälle 13). Inga större avvikelser i skötseln av denna kompost kunde dock observeras som skulle kunna förklara den kraftiga ökningen av CH₄-halt mellan mättillfälle 12 och 13. Däremot har 318H en vattenhalt på 78 % vid mättillfälle 13 vilket är ett högt värde och som skulle kunna vara en del av förklaringen till den höga halten av metangas. När vattenhalten blir för hög kan syrebrist uppstå i kompostmaterialet och anaeroba bakterier kan då producera metangas (Hellmann m. fl., 1997).

Kompost 309V hade vid mättillfälle 5 en CH₄-halt på 480 ppm vilket är det näst högsta som detekterats (efter 318H). Denna kompost har under hela studien, och särskilt mellan mättillfälle 4 och 5, matats med riktiga mängder matavfall, strömateriäl och även fekalier i viss mån. Kompostmaterialet har också regelbundet flyttats över från vänster

fack till höger fack på denna kompost vilket gör den till något av ett specialfall bland de undersökta komposterna.

Medelvärdet av metanhalten i komposterna för mätomgång 13 var 81 ppm medan det vid mättillfälle 9 var så lågt som 0,54 ppm. Av figurerna 10 och 11 framgår att metangashalterna är betydligt lägre mellan mättillfälle fem och tio jämfört med övriga mättillfällen. Eftersom vattenhalterna ligger ganska konstant kring 70 % under hela studien finns ingen förklaring att finna i denna parameter. Däremot har temperaturen i komposterna varit betydligt lägre mellan mätomgång fem och tio samtidigt som det tillförda materialet varit något mindre mellan dessa mätomgångar. Eftersom den optimala temperaturen för anaeroba bakterier är mellan 30-60°C (Hesselgren m. fl., 2005) kan de låga temperaturerna under denna del av studien bidra till att förklara de lägre halterna av metangas.

5.3.3 Lustgas

För bakgrundshalterna av lustgas varierade medelvärdet för respektive mätomgång mellan 0,19 (mätomgång 1) och 0,50 ppm (mätomgång 9). För de flesta av mätomgångarna låg medelvärdet kring 0,22 ppm vilket är något lägre än den globala atmosfärshalt på 0,32 ppm som Pidwirny (2006) anger. En högre halt av lustgas mellan mätomgång sex och tio jämfört med övriga mätomgångar kunde också observeras (figur 12) vilket skulle kunna förklaras av att det under vintern förbränns mera fossila bränslen än under sommarmånaderna (Kong m. fl., 2010).

Lustgas från komposter bildas både i samband med nitrifikation och denitrifikation. Det vanligaste är dock att N₂O bildas vid denitrifikation och då under den senare delen av komposteringsprocessen eftersom de vanligaste nitrifikationsbakterierna är känsliga för höga temperaturer (>40°C) och inte överlever under termofila förhållanden (Beck-Friis m. fl., 2003).

Emissionerna av lustgas från komposterna visade utifrån medelvärdena på en svag minskning för de sista mätomgångarna. Några höga värden har uppmätts vid enstaka tillfällen hos komposterna 303, 311H och 316 med halter på 126, 63 samt 73 ppm (figur 13). Kompost 303 hade vid tidpunkten för andra mättillfället, då 66 ppm uppmättes, en vattenhalt på 82 % vilket får anses mycket högt. Samtidigt hade samma kompost mellan mätomgång 1 och 2 matats med betydande mängder av matavfall, trädgårdsavfall (gräs) samt mull.

I en studie av storskalig kompostering av matavfall observerade Ermolaev m. fl. (2010) låga emissioner av lustgas och de uppmätta halterna var generellt sett endast något högre än bakgrundshalterna.

5.3.4 Kvoter

För de flesta komposterna var CH₄:CO₂-kvoten lägre än 0,3 % (figurerna 15-17) och medelvärdet för samtliga mätomgångar var 0,38 % vilket vid jämförelse med liknande studier visar sig vara ett ganska lågt värde. Exempelvis gjordes en liknande studie om hemkompostering i Danmark 2010 där kvoter på mellan 0,62 och 4,60 % observerades

(Andersen m. fl., 2010a). I en studie om hemkompostering av främst trädgårdsavfall gjord i Österrike (Amlinger m. fl., 2002) erhöles en CH₄:CO₂-kvot på 2,15 %. Endast 6 % av de uppmätta kvoterna i denna studie hade denna storlek eller större. Medianvärdet för samtliga kvoter i denna studie var dessutom så lågt som 0,03 %.

Andersen m. fl. (2010b) uppskattade även CH₄:CO₂-kvoten vid storskalig kompostering av trädgårdsavfall till 2,13 %. I en studie om storskalig kompostering av matavfall fann Ermolaev m. fl. (2011) CH₄:CO₂-kvoter på mellan 0,1-1,5 %. Ytterligare studier av utsläpp av växthusgaser från kompostering av nötgödsel på bädd av träflis respektive halmbädd har gjorts av Hao m. fl. (2004). Resultaten från dessa studier gav kvoter för CH₄:CO₂ på 6,2 respektive 5,4 %, vilket är betydligt högre än de kvoter som observerats för de studerade hemkomposterna.

Det som nästan samtliga komposter har gemensamt när det gäller CH₄:CO₂-kvoten är att de högsta kvoterna förekommer under de första respektive de sista mätperioderna. De lägsta kvoterna inträffar oftast under den mellersta perioden av mätningarna (november-april). Medelvärdet för respektive mättillfälle är också lägre under perioden november-april jämfört med övriga månader. Dessa kvoter följer därmed i stora drag samma mönster som halterna av metangas under mätperioden då dessa också var lägre under den mellersta, kalla, delen av studien.

När det gäller den relativa lustgasproduktionen ligger de allra flesta av komposterna på kvoter under 0,2 % av emitterad koldioxid (figurerna 18-20). Medelvärdet för samtliga mätningar var 0,15 % och medianvärdet 0,06 %. Den studie som gjordes om hemkompostering av organiskt hushållsavfall i Danmark 2010 gav N₂O:CO₂-kvoter på mellan 0,18 och 0,23 % (Andersen m. fl., 2010a) vilket är i samma storleksordning som de som observerats i denna studie. Amlinger m. fl. (2002) studerade kompostering av trädgårdsavfall vilket resulterade i en kvot för N₂O:CO₂ på 0,07 %. För storskalig kompostering av trädgårdsavfall fann Andersen m. fl. (2010b) en N₂O:CO₂-kvot på 0,02 % vilket får anses som mycket lågt vid jämförelse med resultaten från de studerade hemkomposterna. Detta beror troligen på att trädgårdsavfallet inte var lika rikt på kväve vilket var 0,3 % våtvikt i den danska studien. I denna studie antas kvävehalten vara 0,7 % våtvikt (Jönsson m. fl., 2005).

För att uppskatta hur mycket hemkompostering bidrar till de totala utsläppen av växthusgaser i Sverige beräknades teoretiska värden för utsläppen baserat på det tillförda materialets nedbrytbarhet (se bilaga 3 för samtliga beräkningar). Utsläppen av koldioxid från de tre fraktionerna matavfall, trädgårdsavfall och strukturmaterial beräknades till sammanlagt 20,5 kg per år och hushåll. Sedan användes de kända kvoterna för CH₄:CO₂ och N₂O:CO₂ för att beräkna vilka mängder metan och lustgas som enligt mätningen borde bildas. Beräknade värden för metan och lustgas räknades om till koldioxidekvivalenter, CO₂-eq, (använda GWP-värden är baserade på en hundraårsperiod) vilket gav en utsläppt mängd växthusgas på 9,9 kg CO₂-eq per år och hushåll, som utifrån kompostprotokollen har 3,3 personer per hushåll. Eklind (2005) uppskattar antalet hushåll som hemkomposterar till 440 000 år 2005 vilket därmed

skulle ge ett totalutsläpp av växthusgaser på drygt 4000 ton CO₂-eq per år för samtliga hushåll som hemkomposterar i Sverige. Enligt Naturvårdsverket (2011) var utsläppen av växthusgaser i Sverige 59,8 miljoner ton CO₂-eq år 2009 vilket skulle betyda att bidraget från hemkomposter till de totala utsläppen av växthusgaser skulle vara ungefär 0,007 %. I en rapport från Naturvårdsverket (2011) redovisas utsläpp från avfallssektorn på 1,7 miljoner ton CO₂-eq år 2009. Hemkomposteringens bidrag i förhållande till totalutsläppen från avfallssektorn skulle således bli 0,26 %. Samtidigt beräknas ca 10 % av Sveriges avfall år 2009 behandlas genom hemkompostering (Avfall Sverige, 2010).

Dessa beräkningar syftar endast till att i grova drag beskriva hur stor del hemkompostering har i de totala utsläppen av växthusgaser i landet. Beräkningarna förutsätter att komposterna som studerades var representativa. Det är emellertid inte omöjligt att de komposterare som samtyckte till att ingå i studien var lite amitiösare än komposterare i allmänhet, och att de kanske matade sina komposter något mera än den genomsnittlige hemkomposteraren.

5.4 AMMONIAK

När det gäller gasformiga kväveemissioner från komposter har det tidigare visats att ammoniak är dominerande (Beck-Friis m. fl., 2003). C/N-kvoten spelar en avgörande roll för utsläppen av ammoniak och därmed kunde komposter som tillförts kväverikt material som exempelvis kött, fisk och ägg, förväntas ha höga NH₃-emissioner. Den kompost med högst uppmätt ammoniakhalt var 311H (tabell 2) där en ammoniakhalt på hela 48 ppm uppmättes. Inget samband mellan kött, fisk eller ägg tillsatser kunde observeras för denna kompost eftersom, enligt kompostprotokollet, inget material tillsatts överhuvudtaget under en längre period för kompost 311H. För kompost 316 som hade relativt höga NH₃-emissioner framgår ur protokollen att denna kompost har de flesta tillsatserna av kött och fisk för hela studien. För denna kompost tillsattes kött- och fiskrester en gång inför den första mätningen, där ammoniakhalten var 3,5 ppm, och tre gånger inför den andra mätningen, där ammoniakhalten var 12 ppm. Resultaten i kombination med protokollinformationen tyder således på ett samband mellan NH₃-emissioner och tillsats av kött eller fisk till komposten. Dataunderlaget för denna slutsats är dock väldigt begränsat vilket gör analysen osäker men samtidigt baseras den på väl kända mekanismer och nedbrytningsvägar. Dock var informationen i de flesta av protokollen otydlig beträffande matresternas exakta innehåll samtidigt som det bör nämnas att inga större mängder av varken kött eller fisk har observerats i samband med mätningarna i någon av komposterna.

Tredje och femte gången ammoniakhalter mättes (totalt sett mättillfälle 6 samt 10) kunde ingen ammoniak detekteras överhuvudtaget vilket troligen berodde på den låga temperaturen som rådde såväl i den omgivande luften som inuti komposterna.

5.5 STATISTISK ANALYS

5.5.1 Multipel regression i SAS

Kvoten CH₄:CO₂ som beroende variabel

I den första körningen i SAS visade sig variablerna kompostens temperatur (T_{in}), antal omblandningar (MI) och kompostens vattenhalt (H_2O) ha en signifikant inverkan på kvoten CH₄:CO₂ på signifikansnivån 0,05 ($p < 0,05$). Både metoden för stegvis eliminering och R²-metoden gav detta resultat (tabellerna 4 och 5). Den av modellen beräknade CH₄:CO₂-kvoten har ritats mot de signifikanta variablerna för att åskådliggöra resultatet från SAS-körningen (figurerna 21-23). När det gäller temperaturens inverkan på CH₄:CO₂-kvoten indikerar figur 21 att höga temperaturer ger högre CH₄:CO₂-kvoter. Detta resultat skulle kunna förklaras med att en hög temperatur i komposten troligen beror på en hög mikrobiell aktivitet vilket i sin tur skulle kunna medföra större förbrukning av syre och syrebrist lokalt. Detta kan i sin tur leda till större utsläpp av metan. Vattenhaltens och antal omblandningars inverkan på CH₄:CO₂-kvoten är något mer otydlig (figurerna 22 och 23). Möjligen kan man tolka figur 22 som att det är vanligare med höga CH₄:CO₂-kvoter då vattenhalten är hög jämfört med när den är låg. Att en hög vattenhalt skulle resultera i större metanemissioner stämmer med vad som beskrivs i litteraturen då syretillgången minskar på grund av för hög vattenhalt (Haug, 1993, Hellmann m. fl., 1997). Det förväntades att antal omblandningar i komposten skulle påverka den relativa metangasemissionen på så vis att en regelbunden omblandning skulle minska risken för syrefria förhållanden och därmed resultera i lägre metanemissioner. Figur 22 stödjer dock inte detta resonemang utan indikerar snarare att CH₄:CO₂-kvoten blir högre då antalet omblandningar är många men korrelationen är även i detta fall svag.

Även den andra SAS-körningen där modellen justerats så att mängd tillsatt matavfall (FW), mängd tillsatt trädgårdsavfall (GW) och mängd tillsatt strukturmaterial (SA) tagits bort och ersatts av total mängd tillsatt material till komposten (TW) gav samma resultat för de båda använda metoderna. Dessutom blev resultatet identiskt med vad som erhöles vid körningen då de tre avfallsfraktionerna användes vilket således innebär att variabeln för total mängd tillsatt material inte inverkar på resultatet i någon större utsträckning. Varken den totala mängden tillsatt material eller någon av de tre fraktionerna för sig visade sig enligt den statistiska analysen ha någon signifikant inverkan på CH₄:CO₂-kvoten för någon av metoderna. Detta är något förvånande, då den danska studien (Andersen, 2010a) visade på klart högre emissioner när komposten matades mera.

Den tredje körningen i SAS, där kompost 309 exkluderats på grund av dess extremvärden, resulterade i något olika resultat för de båda använda statistiska metoderna. Stegvis eliminering resulterade denna gång i att variablerna för kompostens temperatur (T_{in}), kompostens vattenhalt (H_2O), antal omblandningar (MI) samt mängd tillsatt strukturmaterial (SA) hade en signifikant inverkan på kvoten CH₄:CO₂ (tabell 8). R²-metoden gav vid samma körning endast kompostens temperatur (T_{in}) och dess

vattenhalt (H_2O) som signifikanta variabler. Tabellerna 8 och 9 visar att någon större skillnad inte syns jämfört med när kompost 309 inkluderades i analysen. För variabeln tillsatt mängd strukturmaterial förekom väldigt många nollvärden och strukturmateriallets eventuella inverkan på $CH_4:CO_2$ -kvoten är därför osäker.

Som komplement till de ovan nämnda körningarna i SAS testades också att köra den första modellen för varje mättillfälle för sig, alltså totalt tretton körningar. Denna körning gjordes med samtliga komposter inkluderade i modellen. Båda metoderna (stegvis eliminering och R^2 -metoden) kördes och ur de resultat som erhöles räknades sedan antalet gånger som respektive signifikant variabel förekom för att få fram de variabler som totalt sett oftast hade signifikant inverkan på kvoten $CH_4:CO_2$. Den eller de variabler som förekom flest gånger utsågs till signifikant variabel. Både stegvis eliminering samt R^2 -metoden resulterade på detta sätt i att kompostens temperatur var den variabel som hade störst signifikant inverkan på $CH_4:CO_2$ -kvoten.

De oberoende variabler som använts i de statistiska analyserna är i en del fall starkt relaterade till varandra. Exempelvis kan variabler som mängd tillsatt matavfall, antal familjemedlemmar och temperaturen i komposten vara kopplade till varandra så att ju fler familjemedlemmar desto mer matavfall skulle kunna tillsättas och desto varmare borde komposten vara. Vidare skulle också variabeln för kompostmateriallets volym kunna antas ha en koppling till den tillsatta mängden matavfall. De använda variablernas inbördes relation till varandra skulle kunna vara en källa till osäkerheter i de resultat som de statistiska analyserna gav. Detta resonemang gäller för analyserna både då $CH_4:CO_2$ och $N_2O:CO_2$ var beroende variabler.

Kvoten $N_2O:CO_2$ som beroende variabel

Den första körningen med stegvis eliminering i SAS resulterade i att variablerna för antal familjemedlemmar (FM), antal dagar från senaste tillsats (DA) och antal omblandningar (MI) hade en signifikant inverkan på $N_2O:CO_2$ -kvoten med en signifikansnivå på 0,05 ($p < 0,05$) (tabell 10). För R^2 -metoden erhöles endast antal familjemedlemmar som signifikant variabel (tabell 11). För att visa resultatet från denna körning har kvoten för $N_2O:CO_2$ plottats mot antal familjemedlemmar, antal dagar från senaste tillsats samt antal omblandningar (figurerna 24-26). I Figur 24 syns att de högsta kvoterna förekommer då antalet familjemedlemmar är fyra respektive fem men samtidigt förekommer även låga kvoter för dessa familjeantal vilket gör att korrelationen mellan antal familjemedlemmar och $N_2O:CO_2$ -kvoten är svag. Något uppenbart samband mellan antal dagar från senaste tillsats och kvoten $N_2O:CO_2$ går inte att urskilja ur figur 25. Korrelationen mellan antal omblandningar och $N_2O:CO_2$ -kvoten är också väldigt svag (figur 26). Möjligtvis skulle figuren kunna tolkas som att få omblandningar kan medföra högre kvoter.

Vid den andra SAS-körningen hade modellen justerats så att mängd tillsatt matavfall (FW), mängd tillsatt trädgårdsavfall (GW) och mängd tillsatt strukturmaterial (SA) tagits bort och istället ersatts av total mängd tillsatt material till komposten (TW). De båda använda statistiska metoderna gav även vid denna körning samma resultat

(tabellerna 12 och 13) både jämfört med varandra och med den tidigare körningen då total mängd tillsatt material var uppdelad i sina respektive fraktioner. Varken variabeln total mängd tillsatt material eller variablerna för dess tre respektive fraktioner visade sig alltså enligt den statistiska analysen ha någon signifikant inverkan på kvoten $N_2O:CO_2$.

Precis som i fallet med $CH_4:CO_2$ gjordes även för $N_2O:CO_2$ en SAS-körning där kompost 309 exkluderats på grund av dess extremvärden. För stegvis eliminering resulterade denna körning i att variablerna för antal familjemedlemmar (FM), antal dagar från senaste tillsats (DA) samt antal omblandningar (MI) hade en signifikant inverkan på kvoten $N_2O:CO_2$ (tabell 14). R^2 -metoden gav vid samma körning antal omblandningar (MI) och antal dagar från senaste tillsats (DA) som signifikanta variabler (tabell 15). Resultatet från körningen med stegvis eliminering där kompost 309 exkluderats är därmed identiskt med det som erhöles då kompost 309 var inkluderad. Däremot skiljer sig resultaten åt då R^2 -metoden användes.

På samma sätt som för $CH_4:CO_2$ prövades även för $N_2O:CO_2$ att köra den första modellen för varje mättillfälle för sig, vilket alltså innebar totalt tretton körningar. Denna körning gjordes med samtliga komposter inkluderade i modellen. Båda metoderna (stegvis eliminering och R^2 -metoden) kördes och ur de resultat som erhöles räknades sedan antalet gånger som respektive signifikant variabel förekom för att få fram de variabler som totalt sett har signifikant inverkan på $N_2O:CO_2$. Den eller de variabler som förekom flest gånger utsågs till signifikant variabel. Både stegvis eliminering samt R^2 -metoden resulterade på detta sätt i att antal dagar från senaste tillsats (DA) var den variabel som hade störst signifikant inverkan på $N_2O:CO_2$ -kvoten. Utöver dessa variabler visade även denna körning på att tillsatt strukturmateriel (SA), utomhustemperaturen (T_{out}) samt antal familjemedlemmar (FM) skulle kunna inverka på $N_2O:CO_2$ -kvoten. Resultatet stämmer därmed delvis överens med vad som erhöles vid den första körningen där data analyserades över hela mätperioden.

6. SLUTSATSER

Kvoterna för $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ och $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ från de studerade hemkomposterna var överlag låga. För $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ -kvoten var medelvärdet för samtliga mätningar 0,38 % och medianvärdet 0,03 %. Några enstaka komposter hade kvoter på 2-8 %. $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ -kvoterna i denna studie ligger avsevärt lägre jämfört med liknande studier av hemkompostering i Danmark och Österrike. I dessa studier tillfördes dock mera avfall till varje kompost. För storskalig kompostering av trädgårdsavfall har kvoter för $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ på över 2 % observerats av Andersen (2010b) vilket är betydligt högre jämfört med resultaten för hemkomposterna i denna studie. I en studie om storskalig kompostering av matavfall fann Ermolaev m. fl. (2011) $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ -kvoter på mellan 0,1-1,5 %.

För $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ -kvoten var medelvärdet 0,15 % och medianvärdet 0,06 %. Några enstaka komposter hade kvoter på 0,4-2,5 %. $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ -kvoterna är lägre, men i samma storleksordning som vad som erhöles i den danska studien av hemkomposter. I studien med trädgårdsavfall (Andersen, 2010b) var kvoten 0,02 % vilket är lägre än medianen på 0,06 % och medelvärdet 0,15 % som uppmätts i denna undersökning. I en studie om storskalig kompostering av matavfall fann Ermolaev m. fl. (2011) $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ -kvoter på mellan 0,001-0,132 %.

Beräkningar visade att hemkomposteringens bidrag till de totala utsläppen av växthusgaser i Sverige är av storleksordningen 0,007 %. Hemkomposteringens bidrag i förhållande till totalutsläppen av växthusgaser från enbart avfallssektorn beräknades till ca 0,26 %, medan ca 10 % av hushållsavfallet hemkomposteras (Avfall Sverige, 2010).

Vattenhalten hos komposterna har generellt sett legat mellan 70 och 80 %, vilket är ett högt värde jämfört med rekommenderade halter från litteraturen. Studien visar att utsläppen av metan skulle sjunka något om komposterna i genomsnitt matades med torrare material.

Mätningar av ammoniakhalter har gjorts vid sex mättillfällen och de värden som erhållits har överlag varit mycket låga. Vid mättillfälle sex respektive tio, då temperaturen utomhus var låg, kunde ingen ammoniak detekteras överhuvudtaget. Studien visar att ammoniakutsläppen från hemkomposter under den kalla årstiden är försumbara och under den varma årstiden låga. Ett eventuellt samband kunde observeras mellan ett av de högsta uppmätta värdena på 12 ppm och stora tillsatser av kväverikt material i form av kött och fisk. Dataunderlaget för denna slutsats är dock begränsad.

Efter att en kompost som matades med väldigt mycket avfall exkluderats ur data gav den statistiska analysen att kompostens temperatur och vattenhalt signifikant inverkar på $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ -kvoten. Plottar av $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ mot dessa variabler visade att det är vanligare med höga metanutsläpp när vattenhalten är hög jämfört med när den är låg. $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ -kvoten är också oftare högre vid höga temperaturer jämfört med låga. Plottarna av $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ mot dessa variabler visade på statistiskt säkerställd men svag påverkan.

Den multipla regressionsanalysen visade också att antal familjemedlemmar, antal dagar från senaste tillsats samt antal omblandningar signifikant skulle påverka kvoten för $N_2O:CO_2$. Plottar av $N_2O:CO_2$ mot dessa variabler visade på svag påverkan av dessa variabler även om sambanden är statistiskt säkerställda.

Eftersom gasemissionerna från hemkomposterna överlag var låga innebär detta att sättet som de flesta komposterar på idag fungerar bra. I jämförelse med storskalig kompostering tyder denna mätning, liksom en dansk mätning (Andersen, 2010a), på att hemkompostering ger mindre utsläpp av metan. Om man vill ha så låga utsläpp av växthusgaser som möjligt tyder denna studie, liksom den danska studien, på att man bör blanda sällan, eller inte alls, liksom att man inte bör mata sin kompost alltför mycket, så att dess temperatur stiger. Det är en fördel om temperaturen förblir låg. Utsläppen av metan skulle också bli ännu lägre om komposterna matades med torrare material.

Även om kommunen har en storskalig kompost är det ur växthusgassynpunkt rationellt att verka för hemkompostering som komplement, speciellt som utsläppen från transport av matavfallet elimineras, förutom att processutsläppen blir lägre.

Studien visade att processen vid hemkompostering är mycket robust. Trots att den genomsnittliga vattenhalten, 72 %, var mycket högre än vad som är lämpligt vid kompostering var metanemissionerna från de allra flesta hemkomposterna lägre än från storskalig kompostering. Studien tyder dock på att metanemissionerna skulle bli ännu lägre om vattenhalten var lägre i det material som tillfördes komposterna.

Även för lustgasemissionerna tyder resultaten på att det är en fördel om komposten inte belastas alltför mycket, då de statistiska resultaten tydde på lägre utsläpp vid lägre antal familjemedlemmar, samt på att det troligen blir mindre utsläpp om man blandar sällan eller inte alls.

7. REFERENSER

Ahn, H.K., Richard, T.L., Glanville, T.D., 2007. "Laboratory determination of compost physical parameters for modeling of airflow characteristics". *Waste Management*, 28:3, 660-670.

Air Liquide, 2011. Gas Encyclopaedia. Tillgänglig:
<http://encyclopedia.airliquide.com/encyclopedia.asp> (2011-03-26)

Amlinger, F., Peyr, S., 2002. "Umweltrelevanz der hausgartenkompostierung: Klimarelevante gasemissionen, flüssige emissionen, massenbilanz, hygienisierungsleistung". Institut für land-, umwelt- und energietechnik (ILUET). Universität für Bodenkultur Wien.

Andersen, J.K., Boldrin, A., Christensen, T.H., Scheutz, C., 2010a. "Greenhouse gas emissions from home composting of organic household waste". *Waste Management*, 30:12, 2475-2482.

Andersen, J.K., Boldrin, A., Samuelsson, J., Christensen, T.H., Scheutz, C., 2010b. "Quantification of greenhouse gas emissions from windrow composting of garden waste". *Journal of Environmental Quality*, 39:2, 713-724.

Avfall Sverige, 2010. Svensk avfallshantering. Tillgänglig:
<http://www.avfallsverige.se/statistik/> (2010-10-15)

Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H., Eklind, Y., Kirchmann, H., 2003. "Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics". *Compost Science and Utilization*, 11:1, 41-50.

Eklind, Y., 2005. Läget inom kompostering. Tillgänglig:
http://chaos.bibul.slu.se/sll/slu/rapport_vaxtnaringslara/RVN211/RVN211H.PDF
(2011-03-01)

Eklind, Y., Sundberg, C., Smårs, S., Steger, K., Sundh, I., Kirchmann, H., Jönsson, H., 2007. "Carbon turnover and ammonia emissions during composting of biowaste at different temperatures". *Journal of Environmental Quality*, 36:5, 1512-20.

Epstein, E., 1997. *The Science of Composting*, 107-136. Technomic, Lancaster, PA.

Ermolaev, E., Pell, M., Smårs, S., Sundberg, C., Jönsson, H., 2011. "Greenhouse gas emission from covered windrow composting with controlled ventilation". Accepted for publication in *Waste Management & Research*, DOI: 10.1177/0734242X1142617.

- Fritz, T J., Graves, R E., 1992. *Land Application of Leaves and Grass Clippings*. Tillgänglig: <http://www.abe.psu.edu/extension/factsheets/c/C2.pdf> (2010-11-02)
- Greppa Näringen, 2010. Biologisk denitrifikation. Tillgänglig: <http://www.greppa.nu/uppslagsboken/naringpaakern/denitrifikation/denitrifikationensprocesser/biologiskdenitrifikation.4.1c0ae76117773233f7800013272.html> (2010-10-27).
- Hao, X. Y., Chang, C., Larney, F. J., 2004. "Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting". *Journal of Environmental Quality*, 33, 37-44.
- Haug, R. T., 1993. *The practical handbook of compost engineering*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Hellmann, B., Zelles, L., Palojärvi, A., Bai, Q., 1997. "Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-windrow composting". *Applied and environmental microbiology*, 63:3, 1011–1018.
- Hesselgren, F., Hellström, D., Nordberg, Å., 2005. *Anaerob behandling av hushållsavloppsvatten vid låga temperaturer*. JTI-rapport Kretslopp och avfall, nr 35. JTI- Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Tillgänglig: <http://www.jti.se/uploads/jti/RKA35.pdf> (2011-02-01)
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. Tillgänglig: <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-chapter2.pdf> (2011-02-01)
- Jarvis, Å., Sundberg, C., Milenkovski, S., Pell, M., Smårs, S., Lindgren, P.E., Hallin S., 2009. "Activity and composition of ammonia oxidizing bacterial communities and emission dynamics of NH₃ and N₂O in a compost reactor treating organic household waste". *Journal of applied microbiology*, 106:5, 1502-1511.
- Johansson, A., 2011. Utsläpp av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter. Tillgänglig: http://www.w-program.nu/filer/exjobb/Alexander_Johansson.pdf.
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D., Kärrman, E., 2005. Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model. Urban Water, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden, Report 2005:6. Tillgänglig: <http://www.iea.lth.se/publications/Reports/LTH-IEA-7222.pdf>
- Kempe, B., 2010. Utsläpp av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter. Tillgänglig: http://www.w-program.nu/filer/exjobb/Bj%C3%B6rn_Kempe.pdf

Klickitat County (2005). Composting Livestock Manure. Tillgänglig:
<http://www.klickitatcounty.org/solidwaste/ContentROne.asp?fContentIdSelected=313956151&fCategoryIdSelected=965105457> (2010-08-20)

Kong, S., Lu, B., Han, B., Bai, Z., Xu, Z., You, Y., Jin, L., Guo, X., Wang, R., 2010. "Seasonal variation analysis of atmospheric CH₄, N₂O and CO₂ in Tianjin offshore area". *Science China earth sciences*, 53:8, 1205-1215. Tillgänglig:
<http://www.springerlink.com/content/f28324268w7x9368/> (2011-02-01)

Kumar, M., Ou, Y-L., Lin, J-G., 2010. "Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio". *Waste Management*, 30:4, 602-609.

Madigan M.T., Martinko J.M., Dunlap P.V., Clark D.P., 2008. *Brock Biology of Microorganisms*, Pearson Benjamin Cummings, San Francisco.

Miljömål. 2011a. Tillgänglig:
<http://www.miljomal.se/Systemsidor/Indikatorsida/?iid=40&pl=1> (2011-02-09)

Miljömål, 2011b. Tillgänglig:
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Produkter-och-avfall/Avfall/Mal-strategier-och-resultat/Miljomal-for-avfallet/> (2011-02-09)

Minkinen, K., Laine, J., (1998). "Effect of forest drainage on the peat bulk density of pine mires in Finland". *Canadian Journal of Forest Research* 28:2, 178-186.

Naturvårdsverket, 2010. Frågor och svar. Tillgänglig:
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Nedre-meny/Fragor-och-svar/Klimat/GWP--vad-ar-det/> (2010-10-27)

Naturvårdsverket, 2011. National Inventory Report 2011 Sweden. Tillgänglig:
http://www.naturvardsverket.se/upload/05_klimat_i_forandring/statistik/2010/NIR-submission-2011.pdf (2011-03-01)

NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration (2010). Trends in Carbon Dioxide. Tillgänglig: <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html> (2011-01-31)

Ohlsson, E., 2005. *Kort handledning i SAS*. Stockholms universitet. Tillgänglig:
<http://kurser.math.su.se/file.php/493/saskomp.pdf> (2010-11-05)

Pidwirny, M. (2006). "The greenhouse effect". *Fundamentals of Physical Geography, 2nd Edition*. Tillgänglig:
<http://www.physicalgeography.net/fundamentals/7h.html> (2011-02-01)

SAS, Statistical Analysis

Software. Tillgänglig: <http://www.sas.com/company/about/history.html#s1=1> (2010-11-06)

Simetric, 2009. Density of materials. Tillgänglig:

http://www.simetric.co.uk/si_materials.htm (2011-02-03)

Smårs, S., Gustafsson, L., Beck-Friis, B., Jönsson, H., 2002. "Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control". *Bioresource Technology*, 84:3, 237-241.

Stoffella, P. J., Kahn, B. A., 2001. *Compost utilization in horticultural cropping systems*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Sundberg, C., Smårs, S., Jönsson, H., 2004. "Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting". *Bioresource Technology*, 95:2, 145–150.

Sveriges avfallsportal, 2010a. Biologisk behandling. Tillgänglig:

http://www.sopor.nu/biologisk_behandling.aspx (2010-10-15)

Sveriges Avfallsportal, 2010b. Konkreta mål. Tillgänglig:

http://www.sopor.nu/konkreta_mal.aspx (2010-10-15)

Zeman, C., Depken, D., Rich, M., 2002. "Research on how the composting process impacts greenhouse gas emissions and global warming". *Compost Science and Utilization*, 10:1, 72-86.

BILAGA 1

Tabell 16 Sammanställning av resultaten från kompostprotokollen.

| Kompost | Mättillfälle Sampling | Dagar från senaste tillsats | Antal tillsatser | Tillsatt matavfall (kg) | Tillsatt trädgårdsavfall (kg) | Tillsatt strukturmaterial (kg) | Antal omblandningar | Antal familje medlemmar | Kompost material volym (m3) | Total mängd tillsatt material (kg) |
|---------|--------------------------|-----------------------------|------------------|-------------------------|-------------------------------|--------------------------------|---------------------|-------------------------|-----------------------------|------------------------------------|
| | | DA | NA | FW | GW | SA | MI | FM | MV | TA |
| 301 | 1 | 4 | 2 | 0,528 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,301593 | 0,528 |
| 301 | 2 | 3 | 7 | 4,752 | 0 | 0,1075 | 1 | 4 | 0,301593 | 4,8595 |
| 301 | 3 | 2 | 11 | 8,712 | 0 | 0,3225 | 3 | 4 | 0,301593 | 9,0345 |
| 301 | 4 | 22 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,35 | 0 |
| 301 | 5 | 66 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,35 | 0 |
| 301 | 6 | 2 | 5 | 8 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,35 | 8 |
| 301 | 7 | 1 | 7 | 14,5 | 2 | 0 | 2 | 4 | 0,38 | 16,5 |
| 301 | 8 | 2 | 2 | 1,408 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,43 | 1,408 |
| 301 | 9 | 3 | 6 | 10,56 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,45 | 10,56 |
| 301 | 10 | 4 | 6 | 10,56 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0,45 | 10,56 |
| 301 | 11 | 3 | 4 | 7,04 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,36 | 7,04 |
| 301 | 12 | 4 | 4 | 7,04 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,25 | 7,04 |
| 301 | 13 | 3 | 4 | 7,04 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,28 | 7,04 |
| 302 | 1 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,075398 | 0 |
| 302 | 2 | 33 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,075398 | 0 |
| 302 | 3 | 65 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,050265 | 0 |
| 302 | 4 | 11 | 2 | 3,168 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,08 | 3,168 |
| 302 | 5 | 8 | 5 | 6,688 | 17,6 | 0 | 0 | 1 | 0,08 | 24,288 |
| 302 | 6 | 1 | 2 | 3,168 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,08 | 3,168 |
| 302 | 7 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,08 | 0 |
| 302 | 8 | 17 | 1 | 2,464 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,08 | 2,464 |
| 302 | 9 | 21 | 4 | 8,448 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,08 | 8,448 |
| 302 | 10 | 1 | 3 | 9,152 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,08 | 9,152 |
| 302 | 11 | 25 | 1 | 5,28 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,08 | 5,28 |
| 302 | 12 | 1 | 3 | 11,26 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,08 | 11,26 |
| 302 | 13 | 16 | 1 | 2,816 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,08 | 2,816 |
| 303 | 1 | 4 | 1 | 1,408 | 0 | 0,0215 | 0 | 4 | 0,150796 | 1,4295 |
| 303 | 2 | 3 | 8 | 8,448 | 1,33 | 0,1935 | 0 | 4 | 0,175929 | 9,9715 |
| 303 | 3 | 1 | 7 | 8,448 | 2,66 | 0 | 0 | 4 | 0,175929 | 11,108 |
| 303 | 4 | 3 | 6 | 7,04 | 2,66 | 0 | 0 | 4 | 0,201062 | 9,7 |
| 303 | 5 | 24 | 6 | 8,448 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,150796 | 8,448 |
| 303 | 6 | 6 | 4 | 2,816 | 21,12 | 0 | 1 | 4 | 0,27646 | 23,936 |
| 303 | 7 | 5 | 4 | 5,632 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0,226195 | 5,632 |
| 303 | 8 | 1 | 4 | 5,632 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,23 | 5,632 |
| 303 | 9 | 3 | 9 | 12,67 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,34 | 12,67 |
| 303 | 10 | 2 | 9 | 3,168 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,43 | 3,168 |
| 303 | 11 | 1 | 4 | 5,632 | 0 | 0,25 | 2 | 4 | 0,23 | 5,882 |
| 303 | 12 | 7 | 5 | 5,632 | 2,66 | 0 | 4 | 4 | 0,25 | 8,292 |
| 303 | 13 | 6 | 5 | 7,04 | 0 | 0 | 5 | 4 | 0,23 | 7,04 |

| | | Dagar från senaste tillsats | Antal tillsatser | Tillsatt matavfall (kg) | Tillsatt trädgårdsavfall (kg) | Tillsatt strukturmaterial (kg) | Antal omblandningar | Antal familjedlemmar | Kompost materialens volym (m3) | Total mängd tillsatt material (kg) |
|---------|-------------|-----------------------------|------------------|-------------------------|-------------------------------|--------------------------------|---------------------|----------------------|--------------------------------|------------------------------------|
| Kompost | Mätillfälle | DA | NA | FW | GW | SA | MI | FM | MV | TA |
| 304 | 1 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,083154 | 0 |
| 304 | 2 | 7 | 3 | 2,112 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0,071275 | 2,112 |
| 304 | 3 | 1 | 6 | 6,336 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,059396 | 6,336 |
| 304 | 4 | 20 | 1 | 1,056 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,047517 | 1,056 |
| 304 | 5 | 12 | 6 | 6,336 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,047517 | 6,336 |
| 304 | 6 | 4 | 4 | 4,224 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,083154 | 4,224 |
| 304 | 7 | 4 | 2 | 2,464 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,071275 | 2,464 |
| 304 | 8 | 2 | 2 | 2,112 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,06 | 2,112 |
| 304 | 9 | 6 | 6 | 6,336 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,10 | 6,336 |
| 304 | 10 | 3 | 5 | 5,632 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,09 | 5,632 |
| 304 | 11 | 2 | 4 | 4,224 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,07 | 4,224 |
| 304 | 12 | 4 | 7 | 8,448 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,06 | 8,448 |
| 304 | 13 | 4 | 4 | 7,04 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,05 | 7,04 |
| 305 | 1 | 1 | 2 | 3,52 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0,176715 | 3,52 |
| 305 | 2 | 3 | 2 | 3,52 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0,176715 | 3,52 |
| 305 | 3 | 0 | 2 | 2,464 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0,154625 | 2,464 |
| 305 | 4 | 2 | 4 | 5,28 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0,176715 | 5,28 |
| 305 | 5 | 3 | 7 | 11,62 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,176715 | 11,62 |
| 305 | 6 | 9 | 2 | 2,112 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,198804 | 2,112 |
| 305 | 7 | 5 | 2 | 3,872 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0,176715 | 3,872 |
| 305 | 8 | 3 | 2 | 3,872 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,18 | 3,872 |
| 305 | 9 | 3 | 6 | 8,8 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,27 | 8,8 |
| 305 | 10 | 2 | 9 | 16,54 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,35 | 16,54 |
| 305 | 11 | 5 | 2 | 4,224 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,27 | 4,224 |
| 305 | 12 | 9 | 5 | 4,928 | 0 | 19,5 | 2 | 3 | 0,19 | 24,428 |
| 305 | 13 | 4 | 4 | 7,04 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,18 | 7,04 |
| 306 | 1 | 3 | 5 | 7,04 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,150796 | 7,04 |
| 306 | 2 | 3 | 3 | 8,096 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,125664 | 8,096 |
| 306 | 3 | 12 | 3 | 6,336 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,150796 | 6,336 |
| 306 | 4 | 7 | 6 | 5,28 | 0,6 | 0 | 0 | 5 | 0,226195 | 5,88 |
| 306 | 5 | 2 | 18 | 11,62 | 22,36297 | 0,638507 | 0 | 5 | 0,351858 | 34,62148 |
| 306 | 6 | 2 | 5 | 5,28 | 0 | 1,034 | 0 | 5 | 0,326726 | 6,314 |
| 306 | 7 | 2 | 5 | 4,224 | 3,9 | 0 | 0 | 5 | 0,326726 | 8,124 |
| 306 | 8 | 5 | 3 | 3,168 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,35 | 3,168 |
| 306 | 9 | 25 | 5 | 5,28 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,45 | 5,28 |
| 306 | 10 | 73 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,43 | 0 |
| 306 | 11 | 20 | 3 | 9,504 | 0,24 | 0 | 0 | 5 | 0,34 | 9,744 |
| 306 | 12 | 54 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,38 | 0 |
| 306 | 13 | 90 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,28 | 0 |

| | | Dagar från senaste tillsats | Antal tillsatser | Tillsatt matavfall (kg) | Tillsatt trädgårdsavfall (kg) | Tillsatt struktur material (kg) | Antal omblandningar | Antal familjemedlemmar | Kompost material volym (m3) | Total mängd tillsatt material (kg) |
|---------|-------------|-----------------------------|------------------|-------------------------|-------------------------------|---------------------------------|---------------------|------------------------|-----------------------------|------------------------------------|
| Kompost | Mätillfälle | DA | NA | FW | GW | SA | MI | FM | MV | TA |
| | Sampling | | | | | | | | | |
| 307 | 1 | 1 | 4 | 4,5 | 2,66 | 0 | 0 | 4 | 0,301593 | 7,16 |
| 307 | 2 | 2 | 4 | 2,8 | 0 | 9,375 | 1 | 4 | 0,301593 | 12,175 |
| 307 | 3 | 6 | 7 | 9,2082 | 0,645 | 0 | 0 | 4 | 0,289027 | 9,8532 |
| 307 | 4 | 3 | 4 | 5,397749 | 0 | 7,47 | 0 | 4 | 0,301593 | 12,86775 |
| 307 | 5 | 2 | 10 | 15,36317 | 0 | 0,5375 | 2 | 4 | 0,326726 | 15,90067 |
| 307 | 6 | 3 | 6 | 13 | 0 | 0 | 3 | 4 | 0,376991 | 13 |
| 307 | 7 | 2 | 1 | 1,65 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,376991 | 1,65 |
| 307 | 8 | 11 | 1 | 2,2 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,33 | 2,2 |
| 307 | 9 | 22 | 2 | 6 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,45 | 6 |
| 307 | 10 | 72 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,43 | 0 |
| 307 | 11 | 96 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,36 | 0 |
| 307 | 12 | 140 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,10 | 0 |
| 307 | 13 | 176 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,23 | 0 |
| 309 | 1 | 13 | 2 | 1,936 | 40,2 | 0 | 1 | 2 | 0,33696 | 42,136 |
| 309 | 2 | 17 | 1 | 35,2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,3888 | 35,2 |
| 309 | 3 | 1 | 3 | 3,168 | 1,799875 | 0 | 3 | 2 | 0,29808 | 4,967875 |
| 309 | 4 | 5 | 6 | 16,54 | 0 | 1,08 | 7 | 2 | 0,41472 | 17,62 |
| 309 | 5 | 2 | 18 | 54,45 | 0 | 2,169 | 17 | 2 | 0,3888 | 56,619 |
| 309 | 6 | 2 | 8 | 55,62 | 19,2 | 0,964 | 5 | 2 | 0,41472 | 75,784 |
| 309 | 7 | 3 | 3 | 36,33 | 6,8 | 0,193 | 5 | 2 | 0,41472 | 43,323 |
| 309 | 8 | 2 | 6 | 27,39 | 0 | 0,771 | 4 | 2 | 0,31 | 28,161 |
| 309 | 9 | 3 | 15 | 41,85 | 0 | 1,533 | 10 | 2 | 0,36 | 43,383 |
| 309 | 10 | 3 | 12 | 51,15 | 0,6 | 0,558 | 11 | 2 | 0,22 | 52,308 |
| 309 | 11 | 6 | 6 | 19,04 | 0 | 0,418 | 5 | 2 | 0,29 | 19,458 |
| 309 | 12 | 3 | 8 | 28,93 | 7,8 | 1,04 | 5 | 2 | 0,36 | 37,77 |
| 309 | 13 | 5 | 12 | 27,1 | 7,448 | 12,4 | 4 | 2 | 0,31 | 46,948 |
| 310 | 1 | 6 | 1 | 3,52 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,110447 | 3,52 |
| 310 | 2 | 14 | 1 | 3,52 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,088357 | 3,52 |
| 310 | 3 | 2 | 3 | 7,392 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,099402 | 7,392 |
| 310 | 4 | 5 | 3 | 4,928 | 0 | 0,38 | 0 | 3 | 0,088357 | 5,308 |
| 310 | 5 | 2 | 8 | 19,01 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,110447 | 19,01 |
| 310 | 6 | 1 | 4 | 9,856 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,132536 | 9,856 |
| 310 | 7 | 3 | 3 | 7,392 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,132536 | 7,392 |
| 310 | 8 | 5 | 2 | 4,928 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0,13 | 4,928 |
| 310 | 9 | 3 | 6 | 14,78 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0,35 | 14,78 |
| 310 | 10 | 36 | 3 | 7,392 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,18 | 7,392 |
| 310 | 11 | 1 | 1 | 1,056 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,15 | 1,056 |
| 310 | 12 | 1 | 5 | 11,97 | 0 | 0 | 5 | 3 | 0,15 | 11,97 |
| 310 | 13 | 1 | 7 | 17,25 | 0 | 0 | 7 | 3 | 0,17 | 17,25 |

| | | Dagar från senaste tillsats | Antal tillsatser | Tillsatt matavfall (kg) | Tillsatt trädgårdsavfall (kg) | Tillsatt struktur material (kg) | Antal omblandningar | Antal familjemedlemmar | Kompost material volym (m3) | Total mängd tillsatt material (kg) |
|---------|-------------|-----------------------------|------------------|-------------------------|-------------------------------|---------------------------------|---------------------|------------------------|-----------------------------|------------------------------------|
| Kompost | Mätillfälle | DA | NA | FW | GW | SA | MI | FM | MV | TA |
| | Sampling | | | | | | | | | |
| 311H | 1 | 3 | 4 | 5,632 | 0 | 1,2 | 4 | 5 | 0,05625 | 6,832 |
| 311H | 2 | 15 | 3 | 4,928 | 0 | 1,3255 | 1 | 5 | 0,0675 | 6,2535 |
| 311H | 3 | 28 | 1 | 0,704 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0,0675 | 0,704 |
| 311H | 4 | 1 | 5 | 7,04 | 0 | 0,964 | 5 | 5 | 0,07 | 8,004 |
| 311H | 5 | 4 | 6 | 7,392 | 0 | 2,892 | 6 | 5 | 0,11 | 10,284 |
| 311H | 6 | 24 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 5 | 0,07 | 0 |
| 311H | 7 | 45 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 5 | 0,07 | 0 |
| 311H | 8 | 60 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0,07 | 0 |
| 311H | 9 | 109 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0,07 | 0 |
| 311H | 10 | 163 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,07 | 0 |
| 311H | 11 | 186 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,07 | 0 |
| 311H | 12 | 219 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,13 | 0 |
| 311H | 13 | 252 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,11 | 0 |
| 313 | 1 | 1 | 4 | 4,928 | 0,399 | 0 | 1 | 2 | 0,106912 | 5,327 |
| 313 | 2 | 17 | 1 | 2,112 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,083154 | 2,112 |
| 313 | 3 | 16 | 2 | 3,168 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0,095033 | 3,168 |
| 313 | 4 | 3 | 5 | 13,2 | 0 | 0 | 5 | 2 | 0,083154 | 13,2 |
| 313 | 5 | 3 | 14 | 36,96 | 0 | 0 | 14 | 2 | 0,095033 | 36,96 |
| 313 | 6 | 4 | 6 | 14,08 | 2,66 | 0 | 6 | 2 | 0,106912 | 16,74 |
| 313 | 7 | 2 | 2 | 7,04 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,118791 | 14,08 |
| 313 | 8 | 11 | 1 | 3,52 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0,12 | 3,52 |
| 313 | 9 | 23 | 1 | 3,52 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,13 | 3,52 |
| 313 | 10 | 86 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,09 | 0 |
| 313 | 11 | 108 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,09 | 0 |
| 313 | 12 | 141 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,03 | 0 |
| 313 | 13 | 177 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,04 | 0 |
| 315 | 1 | 4 | 2 | 3,52 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,088357 | 3,52 |
| 315 | 2 | 4 | 4 | 3,52 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,110447 | 3,52 |
| 315 | 3 | 29 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,077313 | 0 |
| 315 | 4 | 3 | 5 | 5,28 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,088357 | 5,28 |
| 315 | 5 | 3 | 14 | 14,78 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,088357 | 14,78 |
| 315 | 6 | 3 | 8 | 8,448 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,110447 | 8,448 |
| 315 | 7 | 3 | 4 | 4,224 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,110447 | 4,224 |
| 315 | 8 | 3 | 5 | 5,28 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,11 | 5,28 |
| 315 | 9 | 4 | 9 | 9,504 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,07 | 9,504 |
| 315 | 10 | 4 | 17 | 17,95 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,12 | 17,95 |
| 315 | 11 | 4 | 6 | 6,336 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,10 | 6,336 |
| 315 | 12 | 3 | 4 | 7,04 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,08 | 7,04 |
| 315 | 13 | 4 | 4 | 7,04 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,07 | 7,04 |

| | | Dagar från senaste tillsats | Antal tillsatser | Tillsatt matavfall (kg) | Tillsatt trädgårdsavfall (kg) | Tillsatt struktur material (kg) | Antal omblandningar | Antal familjedlemmar | Kompost materialets volym (m3) | Total mängd tillsatt material (kg) |
|---------|-------------------------|-----------------------------|------------------|-------------------------|-------------------------------|---------------------------------|---------------------|----------------------|--------------------------------|------------------------------------|
| Kompost | Mätillfälle Sampling | DA | NA | FW | GW | SA | MI | FM | MV | TA |
| 316 | 1 | 0 | 5 | 6,336 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0,175929 | 6,336 |
| 316 | 2 | 3 | 2 | 6,336 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,125664 | 6,336 |
| 316 | 3 | 6 | 6 | 8,448 | 0 | 0 | 3 | 4 | 0,100531 | 8,448 |
| 316 | 4 | 8 | 3 | 3,52 | 2,1 | 0 | 1 | 4 | 0,125664 | 5,62 |
| 316 | 5 | 2 | 16 | 23,06 | 0 | 0,108 | 1 | 4 | 0,150796 | 23,168 |
| 316 | 6 | 1 | 6 | 7,92 | 0 | 0,108 | 1 | 4 | 0,175929 | 8,028 |
| 316 | 7 | 6 | 3 | 5,28 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,150796 | 5,28 |
| 316 | 8 | 2 | 7 | 11,62 | 0,3 | 0 | 0 | 4 | 0,18 | 11,92 |
| 316 | 9 | 6 | 13 | 23,94 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,15 | 23,94 |
| 316 | 10 | 1 | 9 | 22,88 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,20 | 22,88 |
| 316 | 11 | 4 | 5 | 9,504 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,21 | 9,504 |
| 316 | 12 | 1 | 8 | 11,26 | 0 | 0,121 | 3 | 4 | 0,22 | 11,381 |
| 316 | 13 | 3 | 4 | 7,04 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,16 | 7,04 |
| 317 | 1 | 9 | 2 | 10,56 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,201062 | 10,56 |
| 317 | 2 | 3 | 6 | 26,4 | 0 | 0 | 3 | 4 | 0,188496 | 26,4 |
| 317 | 3 | 3 | 5 | 14,08 | 0 | 0,1205 | 4 | 4 | 0,201062 | 14,2005 |
| 317 | 4 | 3 | 2 | 12,32 | 0 | 0,482 | 2 | 4 | 0,226195 | 12,802 |
| 317 | 5 | 28 | 5 | 24,64 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,226195 | 24,64 |
| 317 | 6 | 7 | 3 | 10,56 | 0,6 | 0 | 3 | 4 | 0,226195 | 11,16 |
| 317 | 7 | 6 | 1 | 5,28 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,226195 | 5,28 |
| 317 | 8 | 11 | 2 | 8,8 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,23 | 8,8 |
| 317 | 9 | 8 | 1 | 1,76 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,45 | 1,76 |
| 317 | 10 | 7 | 2 | 3,52 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,34 | 3,52 |
| 317 | 11 | 6 | 2 | 3,52 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,34 | 3,52 |
| 317 | 12 | 7 | 2 | 3,52 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,33 | 3,52 |
| 317 | 13 | 6 | 2 | 3,52 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0,28 | 3,52 |
| 318V | 1 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 4 | 0,099549 | 0 |
| 318V | 2 | 39 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0,107845 | 0 |
| 318V | 3 | 52 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 4 | 0,107845 | 0 |
| 318V | 4 | 72 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,07 | 0 |
| 318V | 5 | 118 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,06 | 0 |
| 318V | 6 | 150 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 4 | 0,06 | 0 |
| 318V | 7 | 165 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,06 | 0 |
| 318V | 8 | 181 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,04 | 0 |
| 318V | 9 | 12 | 1 | 1,76 | 0 | 0 | 5 | 4 | 0,07 | 1,76 |
| 318V | 10 | 9 | 6 | 11,26 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0,11 | 11,26 |
| 318V | 11 | 4 | 3 | 6,336 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0,08 | 6,336 |
| 318V | 12 | 48 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 4 | 0,07 | 0 |
| 318V | 13 | 77 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0,00 | 0 |

| | | Dagar från senaste tillsats | Antal tillsatser | Tillsatt matavfall (kg) | Tillsatt trädgårdsavfall (kg) | Tillsatt struktur material (kg) | Antal omblandningar | Antal familjemedlemmar | Kompost material volym (m3) | Total mängd tillsatt material (kg) |
|---------|-------------|-----------------------------|------------------|-------------------------|-------------------------------|---------------------------------|---------------------|------------------------|-----------------------------|------------------------------------|
| Kompost | Mätillfälle | DA | NA | FW | GW | SA | MI | FM | MV | TA |
| | Sampling | | | | | | | | | |
| 318H | 1 | 9 | 1 | 3,52 | 0 | 0,04 | 3 | 4 | 0,116141 | 3,56 |
| 318H | 2 | 11 | 3 | 10,56 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0,099549 | 10,56 |
| 318H | 3 | 8 | 3 | 10,56 | 0 | 0,0723 | 3 | 4 | 0,107845 | 10,6323 |
| 318H | 4 | 4 | 3 | 10,56 | 0 | 0,964 | 1 | 4 | 0,066366 | 11,524 |
| 318H | 5 | 1 | 6 | 10,56 | 0 | 0,964 | 1 | 4 | 0,079639 | 11,524 |
| 318H | 6 | 6 | 5 | 7,392 | 0 | 1,205 | 3 | 4 | 0,119459 | 8,597 |
| 318H | 7 | 6 | 2 | 3,52 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,119459 | 3,52 |
| 318H | 8 | 3 | 2 | 3,52 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,12 | 3,52 |
| 318H | 9 | 6 | 5 | 9,504 | 0 | 0 | 5 | 4 | 0,13 | 9,504 |
| 318H | 10 | 62 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0,13 | 0 |
| 318H | 11 | 95 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0,10 | 0 |
| 318H | 12 | 19 | 3 | 5,984 | 0 | 0 | 3 | 4 | 0,07 | 5,984 |
| 318H | 13 | 8 | 4 | 7,744 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0,07 | 7,744 |
| 319 | 1 | 1 | 3 | 6,428 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0,201062 | 6,428 |
| 319 | 2 | 4 | 3 | 4,928 | 0,0665 | 0 | 2 | 3 | 0,201062 | 4,9945 |
| 319 | 3 | 1 | 5 | 9,68 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,213628 | 9,68 |
| 319 | 4 | 3 | 5 | 6,78 | 0 | 1,221 | 1 | 3 | 0,226195 | 8,001 |
| 319 | 5 | 7 | 9 | 14,78 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0,226195 | 14,78 |
| 319 | 6 | 4 | 4 | 6,604 | 0 | 1,61 | 0 | 3 | 0,226195 | 8,214 |
| 319 | 7 | 4 | 2 | 3,3 | 0 | 0,81 | 1 | 3 | 0,226195 | 4,11 |
| 319 | 8 | 4 | 2 | 3,3 | 0 | 0,81 | 0 | 3 | 0,23 | 4,11 |
| 319 | 9 | 4 | 7 | 9,856 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,341805 | 9,856 |
| 319 | 10 | 4 | 7 | 9,856 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0,34 | 9,856 |
| 319 | 11 | 4 | 4 | 5,632 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,27 | 5,632 |
| 319 | 12 | 4 | 4 | 7,04 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,236248 | 7,04 |
| 319 | 13 | 4 | 4 | 7,04 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0,28 | 7,04 |
| 320 | 1 | 2 | 3 | 3,872 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,301593 | 3,872 |
| 320 | 2 | 1 | 5 | 6,336 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,301593 | 6,336 |
| 320 | 3 | 8 | 4 | 6,688 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,238761 | 6,688 |
| 320 | 4 | 1 | 7 | 16,54 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,251327 | 16,54 |
| 320 | 5 | 3 | 12 | 29,57 | 1,33 | 0 | 0 | 2 | 0,251327 | 30,9 |
| 320 | 6 | 4 | 4 | 11,97 | 1,2 | 0 | 0 | 2 | 0,301593 | 13,17 |
| 320 | 7 | 2 | 3 | 7,744 | 0,9 | 0 | 0 | 2 | 0,402124 | 8,644 |
| 320 | 8 | 1 | 4 | 11,26 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,33 | 11,26 |
| 320 | 9 | 4 | 6 | 19,71 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,45 | 19,71 |
| 320 | 10 | 1 | 10 | 33,09 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,45 | 33,09 |
| 320 | 11 | 2 | 3 | 9,856 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,41 | 9,856 |
| 320 | 12 | 3 | 6 | 19,71 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,10 | 19,71 |
| 320 | 13 | 6 | 6 | 14,43 | 0,48 | 0 | 0 | 2 | 0,19 | 14,91 |

| | | Dagar från senaste tillsats | Antal tillsatser | Tillsatt matavfall (kg) | Tillsatt trädgårdsavfall (kg) | Tillsatt struktur material (kg) | Antal omblandningar | Antal familjemedlemmar | Kompost materialets volym (m3) | Total mängd tillsatt material (kg) |
|---------|------------|-----------------------------|------------------|-------------------------|-------------------------------|---------------------------------|---------------------|------------------------|--------------------------------|------------------------------------|
| Kompost | Mättilfäll | DA | NA | FW | GW | SA | MI | FM | MV | TA |
| 321 | 1 | 1 | 5 | 8,096 | 1,33 | 0 | 5 | 4 | 0,10368 | 9,426 |
| 321 | 2 | 1 | 3 | 7,392 | 0 | 0 | 3 | 4 | 0,10368 | 7,392 |
| 321 | 3 | 11 | 4 | 8,8 | 0 | 0,1205 | 4 | 4 | 0,0972 | 8,9205 |
| 321 | 4 | 1 | 5 | 14,08 | 0 | 0 | 5 | 4 | 0,1296 | 14,08 |
| 321 | 5 | 4 | 10 | 21,47 | 0 | 0 | 10 | 4 | 0,11664 | 21,47 |
| 321 | 6 | 2 | 4 | 11,97 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0,14256 | 11,97 |
| 321 | 7 | 12 | 1 | 0 | 0 | 9,752 | 1 | 4 | 0,1296 | 9,752 |
| 321 | 8 | 34 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,1296 | 0 |
| 321 | 9 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,1296 | 0 |
| 321 | 10 | 136 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,1296 | 0 |
| 321 | 11 | 159 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,1296 | 0 |
| 321 | 12 | 195 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05184 | 0 |
| 321 | 13 | 228 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,04 | 0 |

BILAGA 2



Figur 27 Kompostbehållare av typen Greenline Master.



Figur 29 Kompost av märket Greenline Master Junior.



Figur 28 Kompost av märket Mully.



Figur 30 Komposten Gröna Johanna.



Figur 31 Kompostmodell Handy.



Figur 33 Den roterande kompostbehållaren Jora.



Figur 32 Komposten Mullbänken.



Figur 34 Den roterande Corrocomp-komposten.

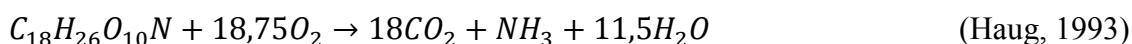
BILAGA 3

BERÄKNINGAR

Mängden koldioxid som i teorin bildas har beräknats baserat på hur mycket av de tre fraktionerna matavfall, trädgårdsavfall samt strukturmaterial komposterna tillförts. När mängden producerad koldioxid beräknats och summerats användes medelvärden för kvoterna för $CH_4:CO_2$ och $N_2O:CO_2$ för att beräkna vilka mängder metan och lustgas som bildats.

Matavfall

För att erhålla mängden producerad koldioxid har följande samband använts:



Ekvationen ovan beskriver den mängd syre som behövs för att oxidera en organisk förening (matavfall i detta fall) till koldioxid, ammoniak och vatten (Haug, 1993). För beräkningen har molekylvikterna, 44 respektive 416 (Air Liquide, 2011), för koldioxid och det organiska substratet använts.

Medelvärde för tillsatt mängd matavfall per år och hushåll (baserat på data från protokollresultaten): 101,6 kg

Medelvärde för torrsubstanshalt (TS=1-vattenhalten): 0,28

Medelvärde för VS-halt (VS=(vikt för torkat material-askvikt)/vikt för torkat material): 0,69

Nedbrytbarhet: 0,819 (Haug, 1993)

Nedbruten mängd:

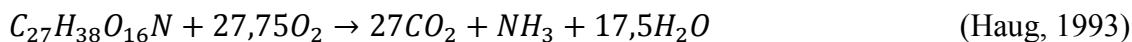
$$123,2 \times 0,28 \times 0,69 \times 0,819 = 16,08 \text{ kg}$$

Mängd producerad koldioxid:

$$16,08 \times \left(18 \times \frac{44}{416}\right) = 30,61 \text{ kg } CO_2$$

Trädgårdsavfall

För att erhålla mängden producerad koldioxid från trädgårdsavfallet har följande samband använts:



Beräkningen av producerad mängd koldioxid har gjorts på liknande vis som för matavfallet.

Medelvärde för tillsatt mängd trädgårdsavfall per år och hushåll (baserat på data från protokollresultaten): 9,24 kg

Medelvärde för TS: 0,28

Medelvärde för VS: 0,69

Nedbrytbarhet: 0,715 (Haug, 1993)

Nedbruten mängd:

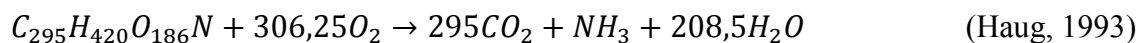
$$9,24 \times 0,28 \times 0,69 \times 0,715 = 1,28 \text{ kg}$$

Mängd producerad koldioxid:

$$1,28 \times \left(27 \times \frac{44}{632} \right) = 2,41 \text{ kg } CO_2$$

Strukturmaterial

För att erhålla mängden producerad koldioxid från trädgårdsavfallet har följande samband använts:



Beräkningen av producerad mängd koldioxid har gjorts på liknande vis som för matavfallet. Jag har gjort antagandet att nedbrytbarheten för strukturmaterialiet är den samma som för trädgårdsavfallet, dvs 0,715.

Medelvärde för tillsatt mängd strukturmaterial per år och hushåll (baserat på data från protokollresultaten): 4,52 kg

Medelvärde för TS: 0,28

Medelvärde för VS: 0,69

Nedbrytbarhet: 0,715 (Haug, 1993)

Nedbruten mängd:

$$4,52 \times 0,28 \times 0,69 \times 0,715 = 0,62 \text{ kg}$$

Mängd producerad koldioxid:

$$0,62 \times \left(295 \times \frac{44}{6950} \right) = 1,16 \text{ kg } CO_2$$

Total mängd producerad koldioxid

Den totala mängden producerad koldioxid erhöles genom att addera producerade mängder från matavfall, trädgårdsavfall och strukturmaterial:

$$30,61 + 2,41 + 1,16 = 34,18 \text{ kg per år och hushåll}$$

De värden som Haug (1993) anger för nedbrytningen gäller vid väldigt lång kompostering och så långt drivs inte nedbrytningen i en vanlig kompost. Av detta skäl antas att 60 % av den teoretiskt möjliga mängden bryts ned. Den totala mängden producerad koldioxid blir därför:

$$34,18 \times 0,60 = 20,51 \text{ kg per år och hushåll}$$

CH₄ och N₂O

Eftersom kvoterna av CH₄:CO₂ och N₂O:CO₂ i rapporten är beräknade per volym måste den beräknade mängden CO₂ göras om till volym innan mängderna producerad CH₄ och N₂O kan beräknas.

$$\text{volym} = \frac{\text{massa}}{\text{densitet}} = \frac{20,51}{1,87} = 10,97 \text{ m}^3 \text{ CO}_2$$

Densitet för CO₂: 1,87 kg/m³ (Air Liquide, 2011)

För att beräkna producerad volym CH₄ och N₂O användes medelvärdet av kvoterna för CH₄:CO₂ och N₂O:CO₂ vilket gav:

$$0,0038 \times 10,97 = 0,04169 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$$

$$0,0015 \times 10,97 = 0,01646 \text{ m}^3 \text{ N}_2\text{O}$$

Densiteterna för CH₄ och N₂O användes därefter för att konvertera volym till massa:

Densitet för CH₄: 0,68 kg/m³ (Air Liquide, 2011)

Densitet för N₂O: 1,872 kg/m³ (Air Liquide, 2011)

$$\text{massa} = \text{volym} \times \text{densitet} = 0,04169 \times 0,68 = 0,02835 \text{ kg CH}_4$$

$$\text{massa} = \text{volym} \times \text{densitet} = 0,01646 \times 1,872 = 0,03081 \text{ kg N}_2\text{O}$$

Total potentiell växthuseffekt

De utsläppta mängderna av CH₄ samt N₂O multiplicerades med respektive GWP-värde (baserat på en hundraårsperiod) för att räknas om till koldioxidekvivalenter.

$$(0,02835) \times 25 + (0,03081) \times 298 =$$

$$= 9,89 \text{ kg CO}_2 - \text{eq per år och hushåll}$$

Uppskattat antal hushåll som hemkomposterar i Sverige 2005 (Eklind, 2005): 440 000.

Total emission av växthusgaser från hemkompostering i Sverige blir därför:

$$9,89 \times 440\,000 = 4\,351\,600 \text{ kg } CO_2 - eq \text{ per år}$$

Totalutsläpp av växthusgaser i Sverige 2009: 59 800 000 ton CO₂-eq (Naturvårdsverket, 2011).

Hemkomposteringens bidrag till totalutsläppen av växthusgaser i Sverige blir:

$$\frac{4351,6}{59800000} = 0,0000728 \approx 0,007\%$$

Utsläpp av växthusgaser från avfallssektorn i Sverige 2009: 1 700 000 ton CO₂-eq (Naturvårdsverket, 2011)

Hemkomposteringens bidrag i förhållande till totalutsläppen från avfallssektorn blir således:

$$\frac{4351,6}{1700000} = 0,00256 \approx 0,26\%$$

SLU
Institutionen för energi och teknik
Box 7032
750 07 UPPSALA
Tel. 018-67 10 00
pdf.fil: www.slu.se/energi och teknik

SLU
Department of Energy and Technology
Box 7032
SE-750 07 UPPSALA
SWEDEN
Phone +46 18 671000