

JTI-rapport

Lantbruk & Industri

313

Strängkompostering av hästgödsel

Stig Karlsson
Gunnar Torstensson



JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik

2003

JTI-rapport
Lantbruk & Industri
313

Strängkompostering av hästgödsel

Windrow composting of horse manure

Stig Karlsson
Gunnar Torstensson

© JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik 2003

Citera oss gärna, men ange källan.

ISSN 1401-4963

Innehåll

Förord.....	5
Sammanfattning	7
Summary	8
Bakgrund.....	9
Syfte	9
Tidigare studier	9
Genomförande.....	10
Försöksplats	11
Försöksanläggning	11
Försöksupplägg.....	12
Strängkompostering	12
Kompostvändare.....	13
Gödsel.....	14
Mängd, vikt	14
Provuttagning och kemiska egenskaper.....	14
Ammoniakavgång.....	14
Mätmetod	15
Mätschema	15
Metodjämförelse.....	16
Lakvattenflöden och vattenprovtagning.....	18
Analyser.....	19
Periodmedelkoncentrationer och transportberäkning	19
Nederbörd	20
Resultat	20
Gödsel.....	20
Mängd, vikt	20
Analysvärden.....	21
Temperaturutveckling	22
Ammoniakavgång	23
Nederbörd och lakvattenavrinning	27
Lakvattenkvalitet	28
Kväve	33
Fosfor	33
TOC.....	34

Diskussion.....	34
Slutsatser	36
Litteratur.....	37
Bilaga 1. Sammanställning över växtnäringsanalyser hästgödsel; Skarvik Göteborg, 2001 - 2002.....	39

Förord

Denna rapport redovisar de forskningsresultat som tagits fram inom projektet ”Metodik och miljöpåverkan vid kompostering av hästgödsel i fullskala”. Hästhållningen i Sverige omsätter stora mängder foder och strömedel från lantbruket samtidigt som den producerade gödseln utgör ett hanteringsproblem i många fall.

Projektet har varit ett forskningssamarbete mellan JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik och Institutionen för markvetenskap vid Sveriges lantbruksuniversitet, SLU. Forskningsledarna Stig Karlsson och Staffan Steineck (JTI) har varit projektansvariga i olika faser under projekttiden samt har tillsammans med forskare Gunnar Torstensson (SLU) planerat och genomfört projektet. Forskningstekniker Marianne Tersmeden (JTI) har deltagit vid genomförandet av fältstudierna och därpå följande resultatbearbetning.

Projektets fältstudier har varit förlagda till Ragn-Sells Agro AB:s anläggning på Hisingen i Göteborg. Vid iordningställandet av försöksanläggningen och genomförandet av fältstudierna bidrog driftsområdeschef Kjell Davinder och produktionsansvarige Martin Andersson med värdefullt samarbete. Försöksplatsens asfalteringsarbeten har utförts av DAB Domiflex AB.

Forskningsassistent Helena Åkerhielm (JTI) har samordnat ett informationsmöte med besök på försöksplatsen för projektets finansiärer. Projektet har finansierats med medel från Stiftelsen Länsförsäkringsbolagens Forskningsfond, Jordbruksverket och ATG:s forskningsfond samt med egeninsatser från JTI och SLU.

Till alla som på olika sätt bidragit till projektets genomförande riktas ett varmt tack.

Ultuna, Uppsala i december 2002

Lennart Nelson

Chef för JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik

Sammanfattning

Hantering av hästgödsel, i samtliga led från stall till spridning på åker, sker idag till mycket stor del på ett sätt som inte tar till vara näring och organisk substans på ett effektivt sätt. Emissioner av ammoniak (NH_3) till luften bidrar till försurning medan utlakning av kväve (N) och fosfor (P) orsakar övergödning och förorenar kustnära havsvatten, sjöar och vattendrag. Kompostering är en process där gödselns struktur förbättras samtidigt som vikt och volym minskar. Dessutom förstörs bland annat grobarheten hos ogräsfrön. Mekanisk sönderdelning och luftning med kompostvärdare bidrar dessutom till en mer homogen och lätthanterlig gödselprodukt.

Syftet med denna studie var i huvudsak att i fullskala studera effekter av strängkompostering av hästgödsel, med avseende på kväve- och fosforförluster till luft och mark. Under perioden maj 2001 till januari 2002 genomfördes tre omgångar strängkompostering (6-8 veckor) av hästgödsel med därpå följande lagringsperiod (4-5,5 månader). Ammoniakavgången som studerades under omgång 1 och 3 uppgick till 0,3-0,4 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ per ton gödsel. Detta motsvarade 6-8 % förlust av den totala kvävemängden som uppmättes i gödseln före komposteringen. Avgången var högst i början av komposteringen och hade efter 1-2 veckor sjunkit till låga nivåer. En kompletterande mätmetod för ammoniak testades i studien för att möjliggöra mer ingående studier. Metoden behöver studeras ytterligare.

I gödsel med torrsubstans(ts-)halter på nivåer där kompostering normalt förväntas kunna ske (20-50 %), noterades i studien temperaturer på upp till 60°C redan efter de första dagarna under komposteringsperioden. Vissa gödselpartier uppvisade dock inledningsvis höga ts-halter, ca 50 %, vilket verkade fördröja komposteringsprocessen med följd att förhöjda temperaturer noterades under den efterföljande lagringen. Nedbrytningen av mängden ts uppgick till totalt 32-52 % av ursprunglig mängd, varav själva komposteringsperioden (de första 6-8 veckorna) stod för endast 8-9 procentenheter. Detta kan betyda att den inledande komposteringsperioden inte blir så effektiv som avses, om ts-halten och kol-kväve-kvoten är höga.

Lakvattenmätningarna visade att förlusterna av N och P var mycket små i förhållande till gödselns växtnäringsinnehåll. 0,3 % N och 0,7 % P förlorades under komposteringsperioderna. Under de efterföljande lagringsperioderna förlorades ytterligare 2 respektive 3 %. Vad som däremot kan vara av betydelse är lakvattnets kvalitet, i synnerhet vid kompostering och lagring vid en större stationär anläggning jämfört med stukalagring på gårdsnivå. Halten totalkväve i lakvattnet från komposteringsplattan nådde periodvis värden på 160 mg/l under förhållanden med hög beläggning och nederbörd. Fosforhalterna låg mellan 2 och 67 mg/l, vilket betraktas som mycket höga P-värden. Liknande halter kunde konstateras i vattnet från lagringsplattan. Höga halter av totalt organiskt kol (TOC) konstaterades också.

En tänkbar åtgärd kan vara en mellanlagringsdamm för lakvattnet som skulle kunna tjäna flera syften, såsom sedimentation av partiklar (fosfor + en del organiskt kväve) och denitrifikation av en del av kvävet (jämför våtmarker). Dessutom skulle vatten kunna återföras till komposterna för att optimera vattenhalten för en effektivare komposteringsprocess, samt återföra en del utlakad växtnäring. Denna åtgärd och dess förmodade effekter behöver dock studeras ytterligare innan rekommendationer kan ges.

Summary

Today, horse manure is handled in a way that does not make use of nutrients and organic matter in an effective way. Emissions of ammonia (NH_3) contribute to acidification and pollution of coastal sea areas, lakes and rivers. Composting is a process where manure physical properties are changed; weight and volume are reduced, as well as weed seed fertility is inhibited. Mechanical comminution and aeration by means of a windrow turner contributes to a more homogenous and easy to handle product.

The aim in this project was mainly to study the effects of full scale windrow composting of horse manure, considering nitrogen (N) and phosphorous (P) losses to air and ground. During May 2001 to January 2002, three separate periods of windrow composting (6-8 weeks) with subsequent storage in big stacks (4-5.5 months) were studied. Ammonia emissions during period 1 and 3, were measured to be 0.3-0.4 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ per tonne manure, corresponding to 6-8 % loss of initial total nitrogen content. Emissions were at the highest at the start of the composting period, but were reduced to low levels 1-2 weeks later. A supplementary measuring method for ammonia emissions was also tested to enable more detailed studies, if possible. It was concluded that the method needs to be further investigated.

In windrow composts with dry matter (DM) concentrations at levels where composting is normally expected (20-50 %), temperatures of almost 60°C were recorded in this study already during the first days of the composting period. However, some manure samples showed high initial DM concentrations, ca 50 %, which seemed to delay the composting process and lead to higher manure temperatures than expected during the subsequent storage period. Decomposition of DM was estimated to a total of 32-52 % of the initial amount, whereas the composting period alone (the first 6-8 weeks) was counted for only 8-9 % units. This can be understood as that the composting period will not be as effective as it is meant to be, if the DM concentration and the C/N-ratio are high.

Measurements of leaching water showed that losses of N and P were rather low compared with the nutrient content in the manure. 0.3 % and 0.7 % were lost respectively, during windrow composting. During the subsequent storage periods, another 2 % and 3 % were lost respectively. More important could be the leaching water quality, especially during windrow composting and subsequent storage at a big plant, compared with pile storage at farm level. Total nitrogen concentrations in leaching water from the composting pad, periodically reached levels of 160 mg/l, as conditions were high loads of manure and precipitation. Concentrations of phosphorous were between 2 and 67 mg/l, which are to be considered as very high P levels. Similar levels were measured in leaching water from the storage pad. High concentrations of total organic carbon (TOC) were found as well.

A possible measure can be to install an intermediate storage container for collecting leaching water. The container would serve some purposes, as for sedimentation of particles (phosphorous and some organic nitrogen) and denitrification of parts of the nitrogen (compare wetlands). Furthermore, the water collected could be brought back to the windrows for optimization of the DM content to improve the composting process, and also bring back some of the nutrients leached out. This measure and the expected effects are needed to be further studied before recommendations are possible to give.

Bakgrund

Gödsel från hästar innehåller växtnäring, bl.a. kväve, fosfor och kalium, som via foder och strömedel kommer från jordbruket. Dessutom innehåller gödseln mullråämnen som är viktiga för jordens bördighet. Hanteringen av denna gödsel, i samtliga led från stall till spridning på åker, sker idag till mycket stor del på ett sätt som inte tar till vara näringen och som smutsar ner den yttre miljön. Mer än hälften av all hästgödsel eldades upp eller deponerades på soptippar till för några år sedan. Deponiskatt för organiskt avfall infördes från år 2000 och från 2005 förbjöds deponering av organiskt avfall.

Emissioner av ammoniak till luften bidrar till försurningen och utlakning av kväve och fosfor orsakar övergödning och förorenar kustnära havsvatten, sjöar och vattendrag. Hästgödsel är framför allt värdefullt tack vare sitt fosforinnehåll. Eftersom fosfortillgångarna från malm är ändliga och dessutom innehåller kadmium, är det viktigt att återföra den fosfor som finns i hästgödsel till åkermarken.

Många jordbrukare ställer sig tveksamma till hästgödsel eftersom den i regel innehåller mycket halm; ofta så mycket som 90 % av totala vikten. Det stora inslaget av ströhalm eller annan typ av strö, medför att spridningsjämnheten blir dålig samtidigt som den relativt stora och ojämna tillförseln av hästgödsel kan försvåra växtodlingen. Innehållet av växttillgängligt kväve blir därigenom lågt. Hästgödsel kan innehålla stora mängder ogräsfrön som ökar risken för spridning av svårbekämpade ogräs.

Kompostering är en process där syrekrävande organismer bryter ned organiskt material, t.ex. hästgödsel. Förutom att processen avger värme, koldioxid och vatten, så förändras också gödselns egenskaper i positiv riktning för användning inom växtodlingen. Gödselns struktur förbättras samtidigt som vikt och volym minskar. Dessutom förstörs grobarheten hos ogräsfrön vid tillräckligt höga komposterings-temperaturer under tillräckligt lång tid.

Syfte

Syftet var att i fullskala studera effekter av strängkompostering av hästgödsel, med avseende på kväve- och fosforförluster till luft och mark. Resultaten förväntas ge kunskap som kan tjäna som underlag vid valet av teknik och metoder som ökar möjligheterna för bättre hushållning med hästgödselns växtnäring och samtidigt motsvarar myndigheternas krav på miljövänlig hantering av hästgödsel.

Tidigare studier

JTI har deltagit i och genomfört ett antal forskningsprojekt angående strängkompostering av olika typer av fastgödsel under den senaste 10-årsperioden. Det har rört djupströgödsel från nöt, ströbäddsgödsel från kycklingar samt hästgödsel. Projekten angående djupströgödsel från nöt har skett i samarbete med SLU i Uppsala, Skara och Alnarp (Karlsson & Jeppsson, 1995; Jeppsson m.fl., 1997). I dessa båda publikationer har författarna gjort en litteraturgenomgång av såväl de grundläggande sambanden beträffande kompostering eller aerob nedbrytning av organiskt material generellt, som förutsättningar för nedbrytning av strårikt material.

I rapporten av Steineck m.fl. (2001) beskrivs ett samarbetsprojekt mellan JTI, SLU samt Trav- och Galoppkolan Wången, Östersund. Fältstudierna var förlagda till Trav- och Galoppkolans anläggning i Wången och omfattade försök med strängkompostering av hästgödsel med några olika strömedel. Varje försöksled omfattade ca. 5 ton färsk hästgödsel som samlats in under 1 månad. Gödseln lastades upp i strängar som var 6 meter långa, 2,5 meter breda och 1,5 meter höga inledningsvis. Gödseln vägdes före och efter studieperioden som omfattade 6 veckors strängkompostering följt av ett halvårs eftermognad. Under komposteringsveckorna behandlades gödseln regelbundet med kompostvärdare. Under den avslutande eftermognadsperioden fick gödseln ligga orörd i strängen.

Det konstaterades att de sammanlagda kväveförlusterna orsakade av ammoniakavgång och utlakning var relativt begränsad. Lägst förlust, ca 35 gram kväve per ton gödsel, noterades där torv använts som strömedel. Av denna förlust beräknades utlakningen av nitrat och ammonium till marken stå för 30 gram medan resterande del (5-6 gram) var ammoniakavgång. Där halm använts som strömedel uppgick förlusterna till knappt 300 gram kväve per ton gödsel och utgjordes nästan uteslutande av ammoniakavgång. Gödsel med spån som strömedel hamnade mellan torvgödsel och halmgödsel beträffande uppmätta förluster. Resultaten tyder på att torv har en mycket god förmåga att binda kväve som annars avgår som ammoniak. Ammoniakavgången från gödsel med strö-halm tyder på att knappt hälften av det tillgängliga ammoniumkvävet i gödseln kan förloras som ammoniak till luften vid strängkompostering.

Beräkningen av utlakningsförlusternas storlek genom provtagning av jordlagrens innehåll av mineralkväve före och efter strängkompostering och lagring, kan vara litet osäker. Dock ger det en uppfattning om potentialen. En slutsats från studierna, som överensstämmer med tidigare studier av djupströgödsel från nöt och svin (Albertsson & Ohlsson, 1991), är att det lokalt under en kompost kan bli relativt höga koncentrationer av växtnäring, men att det totalt sett rör sig om relativt små mängder. Albertsson & Ohlsson (1991) påpekar dock att siffrorna kan vara något högre med hänsyn till möjliga förluster av organiskt bundet kväve.

Ulén (1993) undersökte kväve-, fosfor- och kaliumförluster från komposter av stallgödsel med och utan extra inblandning av halm samt kompostering under sommar respektive vinterperiod. Resultaten visade att utlakningsförlusterna av växtnäring genom kompostmaterialet var högre än de förluster som orsakades av avrinning från komposternas yta. Trots att ytavrinningsförlusterna totalt sett var begränsade konstaterades det dock att näringskoncentrationerna i vätskan var höga, vilket indikerade att potentialen för dessa förluster ändå är hög. Vinterperioden ledde till högre förluster. I de flesta fall minskade utlakningen av kväve om extra halm blandades i komposterna. Halminblandningen hade dock ingen statistiskt påvisbar effekt på fosfor- och kaliumförlusternas storlek.

Genomförande

Detta projekt innehåller olika delar som tillsammans ger en bild av förutsättningarna för, och konsekvenserna av, strängkompostering av hästgödsel.

- Viktbestämning av hästgödseln före och efter strängkompostering samt efter påföljande mellanlagringsperiod

- Analys av växtnäringsinnehåll m.m. i gödseln i samband med vägningarna enligt punkten ovan
- Bestämning av ammoniakavgång och gödseltemperatur under strängkompostering
- Bestämning av vätskeflöden från de ytor där såväl strängkompostering som mellanlagring sker
- Analys av kväve- och fosforhalter i vätskeflödena enligt ovan.

Dessutom ingår en separat del som omfattar en orienterande jämförelse av två olika metoder för bestämning av ammoniakavgång från gödsellager. Metoderna har använts i ett flertal forskningsprojekt vid JTI under mer än 10 år. Den ena metoden utgörs av den ordinarie mätmetoden för ammoniakavgång från strängkomposter i projektet.

Försöksplats

Projektet genomfördes på Ragn-Sells Agro AB:s anläggning för mottagning och lagring av företrädesvis slam samt jordframställning på Hisingen i Göteborg. I anläggningens västra del kunde en yta om ca. 1850 m² iordningställas för den planerade studien.

Försöksanläggning

Försöksytan delades upp i två delytor; en del (ca 1100 m²) för strängkompostering och en del (ca 750 m²) för efterföljande mellanlagring av den strängkomposterade gödseln (bild 1). Ytorna hårdgjordes före studiens start med tät asfalt. Ytorna planerades så att vätska som samlades upp på respektive del leddes till var sitt enskilda avlopp. Vätskan leddes därifrån vidare till en försöksutrustning för flödesmätning och provuttagning.



Bild 1. Försöksanläggningen för strängkompostering av hästgödsel, med yta för själva komposteringen till höger samt yta för efterkommande lagring till vänster. Närmast i bild ses mätstationen för lakvattenflöden, inrymd i det ljusa plåtskjulet.

Försöksupplägg

Under perioden maj 2001 till januari 2002 genomfördes totalt tre omgångar strängkompostering av hästgödsel. De tre omgångarna genomfördes under sommar, höst respektive vinter. Varje omgång skulle omfatta 6-8 veckors strängkompostering med strängvändning enligt följande grundschema:

Komposteringsvecka	Vändningsschema
Vecka 1	Vändning 1 gång per dag
Vecka 2	Vändning 1 gång varannan dag
Vecka 3	Vändning 1 gång var tredje dag
o.s.v.	o.s.v.

Innan respektive omgång startades upp med den första vändningen, samlades hela den mängd gödsel in som skulle användas. Beroende på gödseltillgång tog detta upp till en månad i ett fall (omgång 2). Komposteringen som genomfördes på komposteringsplattan följdes av en överflyttning av kompostmaterialet till den intilliggande lagringsplattan, för mellanlagring. Den därpå följande tiden för mellanlagring bestämdes av tänkta tidpunkter för höst- respektive vårspridning, då mellanlagring avbröts. Den avslutande mellanlagringsperioden för omgångarna 2 och 3 sträckte sig fram till maj 2002. En översikt över de olika komposteringsomgångarna ges i bild 2.

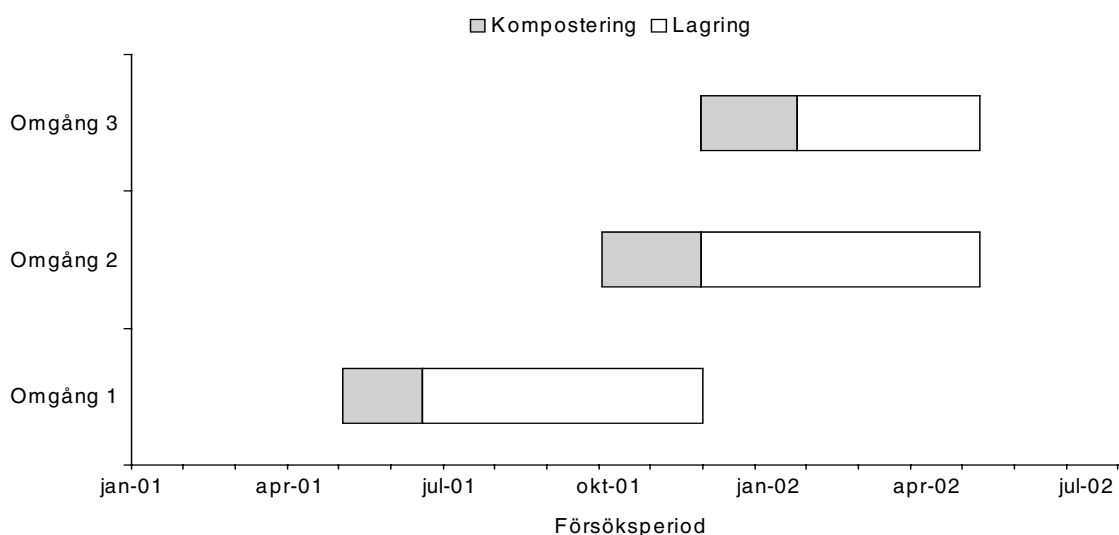


Bild 2. Översikt över de genomförda komposteringsomgångarna med efterföljande lagringsperioder.

Strängkompostering

Vid varje komposteringsomgång formades raka strängar av hästgödsel med hjälp av hjullastare försedd med skopa. Strängarnas tvärsnitt blev då 1,5 meter högt och 3 meter brett vid basen. Måtten bestämdes av kapaciteten hos den i projektet

använda kompostvändaren. Toppen gjordes avsmalnande för att gynna avrinning av nederbörd. Den insamlade hästgödseln kompletterades ej med några tillsatser i samband med komposteringen, då syftet var strängkompostera tillgänglig hästgödsel vid olika tider på året.

Kompostvändare

För vändning (sönderdelning, omblandning och luckring) användes en kompostvändare av typen Sandberger ST 300. Denna typ är avsedd för strängar av 1,5 meters höjd samt 3 meters bredd vid bas. Vändaren var kopplad till och drevs av en konventionell jordbrukstraktor (effekt 90 hk). Vändaren var utrustad med en hydraulmotor driven hjulaxel, som var placerad i vändarens bakände (bild 3). Därmed kunde framdrivningshastigheten steglöst regleras från traktorhytten. Den eftersökta låga framdrivningshastigheten vid vändningsarbete kunde därmed lätt ställas in och ersatte därmed kravet på krypväxellåda på traktorn som annars vore alternativet till att ”slira” på kopplingen.



Bild 3. Traktordriven kompostvändare med hydraulmotor driven hjulaxel för anpassad framdrivningshastighet. Axeln är placerad i vändarens bakände och skjuter vändarekipaget framför sig.

Vid varje vändningstillfälle kördes vändaren genom strängarna två gånger; en gång åt vardera hållet. Vändaren består bland annat av en stor roterande vals som kastar materialet bakåt, vilket medför att gödselsträngen flyttas bakåt ett par meter vid vändning. Genom att därefter köra vändaren åt andra hållet, flyttas strängen tillbaka till utgångsläget. Då ammoniakmätningar utfördes vid olika tillfällen under försöket, fordrade dessa mätningar att gödselsträngarna låg på exakt samma plats vid varje mätning. Även om inte mätningar pågick kontinuerligt, så valdes att konsekvent köra två körningar vid respektive vändningstillfälle.

Gödsel

Hästgödseln transporterades in till försöksanläggningen i Göteborg med lastbilar, inför respektive komposteringsomgång. Beroende på tillgång hämtades gödsel från olika platser; såväl från mindre stall som större travanläggningar. Gödseln uppvisade därför skiftande egenskaper, såsom strömedel, träck- och urininblandning, torrsubstanshalt osv., såväl inom som mellan de olika komposteringsomgångarna. Till övervägande delen hade lång halm använts som strömedel samt i viss utsträckning kutterspån. Inför höstomgången var tillgången på hästgödsel liten. Därför tog det relativt lång tid (ca 5 veckor) att få ihop den avsedda mängden gödsel inför denna omgång.

Mängd, vikt

I samband med varje flyttning av gödseln till, inom eller från försöksanläggningen vägdes materialet. Det betydde att vägning av gödseln gjordes vid uppläggning av färsk gödsel i strängar på komposteringsplattan, vid omlastning av gödsel från komposteringsplattan till lagringsplattan samt vid utlastning från lagringsplattan. Vägning utfördes med en hydraulisk-elektronisk våg i den hjullastare som användes för omlastning av gödsel på försöksplatsen. På det sättet kunde varje fylld skopa vägas under lastning så att den totala vikten för de olika försöksleden kunde registreras.

Provuttagning och kemiska egenskaper

I samband med vägningen togs också prov ut för laboratorieanalys av hästgödselns kemiska egenskaper. Syftet var att få analysvärden på hästgödsel i olika stadier på en komposteringsanläggning. Gödselprover ur komposteringssträngarna togs ut med en vid JTI utvecklad provtagare och består av en lång centrumskruv omsluten av ett knivförsedd rör. Standardprovtagaren medger uttag av 85 cm långa cylindriska prover. Denna finns beskriven i en rapport av Rodhe & Jonsson (1999). 1-3 samlingsprover togs ur respektive gödselparti, beroende på total mängd. Varje samlingsprov utgjordes av 5 separata delprover med provtagaren.

Vid provuttagning ur de större gödselhögarna på lagringsplattan togs 12-14 st. delprover fördelade över 2-3 tvärsnittsytor i högen som blottades vid omlastning. Dessa delprover las samman till ett stort samlingsprov som blandades om väl och delades därefter upp på två dubbelprov för senare analys. Samtliga prover frystes in före leverans till laboratorium. I övriga fall förvarades proverna svalt tills dess att infrysning kunde ske vid tillbakakomst till JTI.

Analyserna omfattade: torrsubstanshalt (ts-halt), totalkväve (total-N), ammoniumkväve (NH₄-N), fosfor (P), kalium (K), totalkol (tot-C) och pH. Analyserna utfördes vid Alcontrol AB i Uppsala, som är ett av Swedac ackrediterat laboratorium.

Ammoniakavgång

Ammoniakavgång uppmättes under två av de tre komposteringsomgångarna (sommar respektive vinter). Med hänsyn till nuvarande kunskapsläge och kostnader gjordes däremot inga ammoniakmätningar under de efterföljande lagringsperioderna, då ammoniakavgången förutsätts vara låg eller mycket låg i förhållande till den som sker under själva komposteringsfasen.

Mätmetod

För mätning av ammoniakavgång under komposteringsperioderna användes en mikrometeorologisk massbalansmetod (Schjørring m.fl., 1992; Karlsson, 1994) där fyra master med provtagare på fyra olika höjder placerades runt varje mätobjekt. Dubbla provtagare placerades i varje mätpunkt på följande höjder, vilka var anpassade efter kompoststrängens storlek: 0,50; 1,50; 2,75 respektive 4,60 meter över marknivå (bild 4). Provtagarna, som är av typen passiva fluxprovtagare, behandlades inför varje exponeringsperiod med oxalsyra som ammoniakfälla (fortsättningsvis benämnes metoden "fluxmetoden").

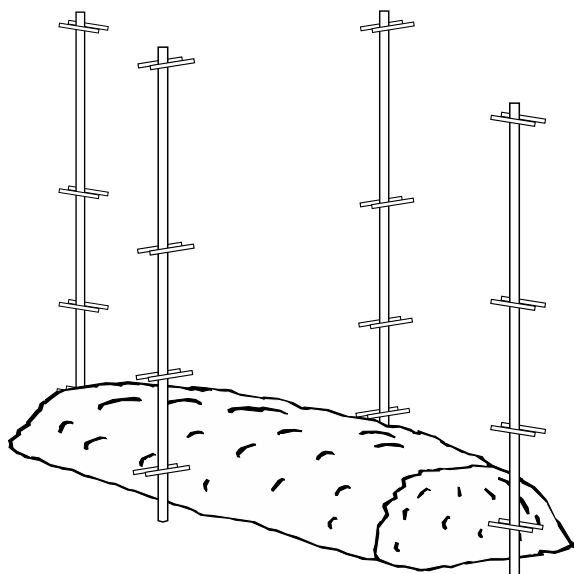


Bild 4. Principskiss över uppställning för ammoniakmätning med passiva fluxprovtagare. Illustration: Kim Gutekunst

Totalt genomfördes fem separata exponeringsperioder per mätobjekt, under en komposteringsperiod om 6-8 veckor. Då principen för ammoniakavgång är relativt känd, med högst avgång under den inledande veckan/veckorna av komposteringen, koncentrerades de flesta av mätningarna till komposteringens inledande veckor. Då provtagarna även har en begränsad bindningskapacitet för ammoniak exponerades dessa under kortare tider i början av komposteringsperioden, jämfört med under senare delen av komposteringen.

För ammoniakmätningarna ställdes en särskild kompoststräng för mätning i ordning intill övriga kompoststrängar. Mätsträngen var upplagd och behandlades på precis samma sätt som övriga strängar, men den begränsades till 8,4-10,0 meters längd av mättekniska skäl medan tvärsnittsytan var den samma som för de vanliga kompoststrängarna.

Mätschema

I tabell 1 redovisas hur mätningarna av ammoniakavgång från kompoststrängarna respektive referenshögen genomfördes.

Tabell 1. Översikt över genomförda ammoniakmätningar med fluxmetoden.

Mätperiod	Komposteringsomgång 1		Komposteringsomgång 3
	Referensgödsel, startdatum och varaktighet	Strängkompost, startdatum och varaktighet	Strängkompost, startdatum och varaktighet
1	3/5; 21 timmar	3/5; 18 timmar	27/11; 19 timmar
2	4/5; 22 timmar	4/5; 22 timmar	28/11; 21 timmar
3	9/5; 2 dygn	9/5; 2 dygn	5/12; 2 dygn
4	23/5; 4 dygn	23/5; 4 dygn	17/12; 4 dygn
5	11/6; 4 dygn	11/6; 4 dygn	2/1; 5 dygn

Metodjämförelse

Vid mätning av ammoniakemissioner från olika gödsellager i fullskala, varierar de yttre förutsättningarna vid mätning mellan olika försöksplatser. Mätmetoden med passiva fluxprovtagare bygger på att ammoniak transporteras iväg med de naturliga vindrörelserna på platsen och fångas upp i olika provtagare, beroende på placering och vindförhållanden. Vissa försöksplatser är dock så placerade och utformade att komplicerade och skiftande vindrörelser kan uppstå, vilket medför att vissa mätobjekt och/eller omgivningar bedöms som olämpliga ur försöks-synpunkt.

För att utreda förutsättningarna för en alternativ mätmetod för ammoniakavgång från exempelvis gödsellager, prövades en annan metod parallellt med den ordinarie under två mättillfällen. Den alternativa metoden är en jämviktskoncentrationsmetod med passiva diffusionsprovtagare. Metoden är tidigare utvecklad vid JTI och används företrädesvis vid mätning av ammoniakavgång efter gödselspridning på fält (Svensson, 1993). Likheten mellan metoderna är att de är lämpade för fältmätningar i fullskala, att mätutrustningen bygger på provtagare som binder ammoniak med oxalsyra, samt att provtagarna har en viss kapacitet som gör att en hel serie separata mätperioder fordras när bilden av ett emissionsförlopp ska utredas. Principen för hur emissionen bestäms skiljer dock, vilket gör att mätutrustningen i övrigt också ser annorlunda ut.

Den alternativa mätmetoden bygger på att flera mätpunkter slumpmässigt placeras ut över den yta varifrån man vill mäta emissionen. Mätpunkterna delas upp i två olika typer. Den ena typen är en ventilerad kammare (kyvett), där två alternativt fyra provtagare placeras inuti och nära markytan. Varje kammare täcker en noggrant uppmätt area. Den andra typen är en öppen mätpunkt där fyra provtagare placeras nära markytan, med endast ett enkelt regnskydd. Typiska exponeringstider (mättillfallenas längd) varierar vanligtvis mellan 1 timme och 1-2 dygn. Den kortare tiden är exempelvis aktuell vid mätning strax efter spridning av stallgödsel, då emissionen vanligen är hög. Den längre tiden är däremot aktuell vid fortsatt mätning några dagar efter spridning, eftersom emissionen normalt avtar med tiden efter spridning (fortsättningsvis benämnes metoden ”kyvettmetoden”).

Då ammoniakavgången bedömdes bli relativt hög under metodjämförelsen utfördes ett antal direkta koncentrationsmätningar i kyvetterna under tiden som exponering av provtagare pågick. Den uppmätta koncentrationen ger underlag för vald exponeringstid. Koncentrationerna uppmättes med reagensrör av typ Kitagawa.

Eftersom kyvettmetodens provtagning relateras till den yta som täcks av kyvetten, är det brukligt att vid utvärdering räkna om den uppmätta emissionen till motsvarande avgång ”per m²”, eller ”per hektar”. Det är ett enkelt samband eftersom metoden normalt används på plana och homogena ytor, där förutsättningarna för den uppmätta emission förutsätts vara representativ för omkringliggande ytor. I detta fall ska metoden däremot användas på en begränsad och kullig yta som utgörs av en gödselsträng där en komposteringsprocess pågår. Dessa förutsättningar leder till följande konstateranden:

1. Av praktiska skäl kommer vi endast att kunna utföra mätningar på strängens ovansida (rygg), dvs. att vi bara kommer att få mätvärden från en begränsad del av strängens kontaktyta mot omgivande luft.
2. Komposteringsprocessen förutsätts medföra en skorstenseffekt i gödselsträngen, som förutsätts leda till skillnader i luftströmmar (och emission) i olika delar av gödselsträngens kontaktyta med omgivande luft.
3. Av ovanstående följer att vi därmed inte kommer att kunna fastställa eventuella mätbara skillnader i emission mellan gödselsträngens ovansida/rygg och dess sidor, samt om det även finns skillnader inom sidytorna, exempelvis med avståndet från marken.

Utifrån dessa tre punkter samt att strängens form i våra beräkningar förenklas till en rymdgeometrisk obelisk, antas att den sammanlagda ammoniakavgången från strängen kan beräknas enligt följande enkla modell:

$$\text{NH}_3_{\text{tot}} = \text{NH}_3_{\text{kyvett}} * \text{emitterande yta}$$

där

$$\text{NH}_3_{\text{tot}} = \text{strängens sammanlagda ammoniakavgång (gram)}$$

$$\text{NH}_3_{\text{kyvett}} = \text{uppmätt ammoniakavgång per ytenhet (gram/m}^2\text{)}$$

Emitterande yta = den del av strängens kontaktyta med luften, som i medeltal avger $\text{NH}_3_{\text{kyvett}}$ (m²). I detta fall ansättes den som summan av obeliskens (strängens) övre basyta och den översta tredjedelen av dess trapetsar .

I denna studie genomfördes 6 separata mätperioder med den alternativa metoden under komposteringsomgång 3. Samtidigt pågick mätningar med fluxmetoden (mätperiod 1 och 2); se tabell 2. Mätningarna med de båda metoderna utfördes på samma kompoststräng. För ändamålet användes 8 mätpunkter, varav 4 kyvetter och lika många öppna mätpunkter, som placerades ut över strängkompostens ovansida (bild 5).

Tabell 2. Översikt över genomförda ammoniakmätningar i metodjämförelsen.

Fluxmetoden		Kyvettmetoden	
Mätperiod	Kompostersomgång 3, startdatum; kl.; varaktighet	Mätperiod	Kompostersomgång 3, startdatum; kl.; varaktighet
1	27/11; 16.50; 19 timmar	1 2 3	28/11; 08.55; 20 min 28/11; 10.00; 20 min 28/11; 11.00; 25 min
2	28/11; 15.20; 21 timmar	4 5 6	28/11; 16.10; 1,0 timme 29/11; 08.30; 2,5 timmar 29/11; 11.00; 1,5 timme
3	5/12; 15.00; 2 dygn		
4	17/12;; 4 dygn		
5	2/1;; 5 dygn		

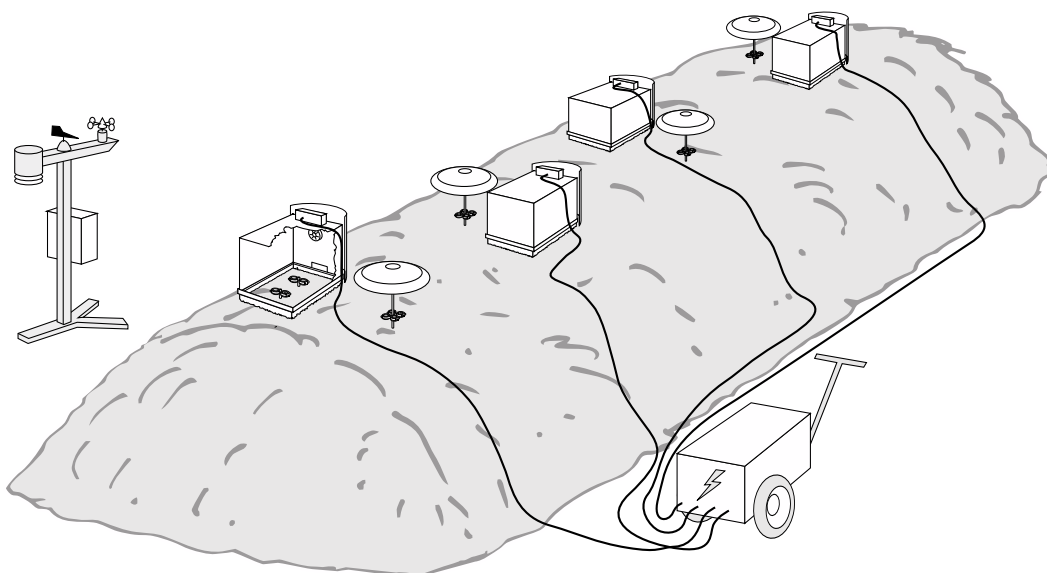


Bild 5. Principskiss över provuppställning för ammoniakmätning med passiva diffusionsprovtagare.

Lakvattenflöden och vattenprovtagning

Lakvattenflödet mättes med triangulära överfall (70°). Mätbrunnen var utformad som en "trekammarsbrunn", där de båda mindre kammarna (1/4-cirkel) utgjorde mätkammarna för flödet från kompost- resp. lagringsplatta, med de V-formade överfallen ut mot den större kammaren (1/2-cirkel). Vattenståndet över V-spetsen i resp. mätkammare registrerades kontinuerligt med hjälp av displacementkroppar och lastceller (elektroniska vågar) kopplade till en datalogger (CR10X, Campbell Sci.). Vid varje provtagningsbesök mättes det aktuella vattenståndet över resp. V-spets även manuellt för att erhålla en fortlöpande kontroll av de loggerregistrerade vattenstånden. Vattenstånden mättes 2 gånger per minut. Efter varje mätning beräknades det aktuella vattenflödet för att ligga till grund för den flödesproportionella vattenprovtagningen. Utifrån de 120 mätningarna per timme beräknades timvisa

medelvärden som sedan lagrades. Innan den slutliga vattenflödesberäkningen gjordes finjusterades vid behov de lagrade timvattenstånden med ledning av de manuellt mätta vattenstånden. Avrinningen per timme beräknades enligt formeln:

$$A = H^{2.5} * 3,138 * 10^{-5} * 3600 / Y$$

där A är avrinningen uttryckt i millimeter vatten per timme (liter/m²), H är vattenståndet i millimeter över V-spetsen, och Y är resp. plattas yta i kvadratmeter.

Vattenproven togs automatiskt i form av flödesproportionella samlingsprov. För varje vattenmängd motsvarande 0,15 mm avrinning togs ett delprov om ca 15 ml med hjälp av en peristaltisk pump. Efter varje provtagning reverserades pumpen så att sugslangen tömdes. Samlingsprovet förvaras hela tiden mörkt och svalt. Provbekållarna vittjades var 14:e dag, varvid vattnet i provbekållaren omblandades och delprov uttogs i mindre flaskor. Vattenproven analyserades på det av Swedac ackrediterade laboratoriet vid avdelningen för vattenvårdslära, SLU.

Analyser

Vattenanalysen omfattade: nitrat-N, ammonium-N, total-N, total-P och TOC (ersätter kaliumpermanganat-talet). (Enligt den ursprungliga planen skulle även total-kalium ha analyserats, men provens kraftiga grumlighet gjorde att så ej var tekniskt möjligt med den utrustning som fanns till förfogande).

Nitrat analyseras enligt SIS 028133-2, modifierad enligt Tecator Application not. 5299. (Svensk standard SS-EN ISO 13395). Nitrat reduceras till nitrit i en reduktor innehållande förkopprad kadmium. Nitrit bildar i sur lösning med sulfanilamid en diazoförening som kopplas med N-(1-naftyl)etelendiamid till ett azofärgämne. Absorbansen mäts vid 540 nm. Ammonium analyserades enligt Tecator application not. 5220. Vattenprovet injiceras in i en kontinuerlig bärarström och blandas med natriumhydroxid. Blandningen passerar ett PTFE-membran i en gasdiffusionscell där ammoniak diffunderar genom membranet in i indikatorströmmen. Resultatet mäts fotometriskt som en förändring av indikatorns färg vid 590 nm. Total-N analyserades på en Shimadzu TOC-VCPH med totalkväve tillsatsen TNM-1 tillkopplad och med provväxlare. Provet förbränns katalytiskt vid 720 °C, allt kväve går då över till NO, vilket analyseras i en kemiluminescedetektor. Fosfor analyserades enligt Europeisk standard (European Committee for Standardization 1996a) och TOC analyserades enligt SS-EN 1484 på en Shimadzu TOC-VCPH kolanaly-sator med provväxlare. Totalkol i vatten oxideras till CO₂ genom förbränning. Oorganiskt kol analyseras genom surgörning och avdrivning av CO₂ med kvävgas. Efter förbränning eller surgörning renas CO₂-gasen i en halogenskrubber och analyseras sedan i en IR - gasanalysator. TOC utgör skillnaden mellan totalkol och oorganiskt kol.

Periodmedelkoncentrationer och transportberäkning

De mätta koncentrationerna i vattenproven utgör flödesintegrerade medelkoncentrationer under den tidsperiod då provet samlades, vanligtvis perioden från föregående provtagning och fram till aktuell provtagningstidpunkt. I grafer redovisas

de uppmätta koncentrationerna i punktform med tidsmässig placering i provsamlingsperiodens tidsmitt.

Vid beräkningen av uttransporterad mängd av resp. ämne multiplicerades varje timavrinning under tiden mellan två provtagningar med det, vid periodens sluta, uttagna samlingsprovets ämneskoncentration. Timtransporterna summerades sedan till t.ex. månads- eller årstransporter. Års- eller månadsmedelkoncentrationer är integrerade genom att dividera den beräknade transporten under den aktuella tidsperioden med summa avrinning under samma period.

Nederbörd

Den lokala nederbörden registrerades dygnsvis med en enkel mätare, främst avsedd för bruk i villaträdgårdar etc., som var kopplad till loggern. Då nederbörden föll som regn fungerade detta tillfredställande, men denna typ av mätare är ej tillförlitlig då nederbörden faller delvis som snö.

Resultat

I de följande resultatavsnitten presenteras följande:

1. En sammanställning över hästgödselns egenskaper, efter vägning av gödselpartierna och analys av de gödselprover som tagits ut från de olika partierna och behandlingarna.
2. Temperaturutvecklingen i kompoststrängarna samt exempel på temperatur i gödseln på lagringsplattan efter kompostering.
3. Ammoniakavgångens utveckling från kompoststrängarna under komposteringsomgångarna 1 och 3, dvs. under sommar- respektive vinterhalvåret. Dessutom ingår en redovisning där en alternativ metod för mätning av ammoniakavgång använts parallellt med den ordinarie.
4. En redovisning från de 1 år långa mätserier som är utförda över de lakväskeflöden och växtnäringstransporter som uppkommit vid kompostering och lagring av hästgödsel i detta projekt.

Gödsel

Mängd, vikt

Tabell 3. Uppmätta våtvikter, kg, av gödsel vid omlastning till och från försöksytorna.

	Komposteringsomgång 1	Komposteringsomgång 2	Komposteringsomgång 3
Före strängkompostering	27 900	57 200	65 300
Efter kompostering (före lagring)	18 700	64 700	70 000
Efter lagring	19 200	106 000	

Normalt sett förväntas vikten av fastgödsel minska till följd av nedbrytning av det organiska materialet vid kompostering. Av de uppmätta våtvikterna kan det dock noteras att våtvikterna endast minskar i två fall, nämligen under strängkompostering av omgång 1 samt under lagring av omgång 2 och 3. Detta resultat föranleder en motsvarande tabell där våtvikterna är omräknade till mängd torrsubstans (tabell 4). Mängden torrsubstans vid olika tidpunkter ger ett entydigare svar på hur nedbrytningen av det organiska materialet har fortskridit. Vid jämförelser av våtvikten ingår även mängden vatten som i sin tur påverkats av nederbörd och avdunstning.

Tabell 4. Beräknade mängder torrsubstans, kg, av gödsel vid omlastning till och från ytor.

	Komposterings- omgång 1	Komposterings- omgång 2	Komposterings- omgång 3
Före strängkompostering	12 200	20 600	42 100
Efter kompostering (före lagring)	(ej beräknat)	19 000	38 500
Efter lagring	8 300	30 300	
Total minskning av ts-mängd	32 %	52 %	

Beräkningarna av de ts-mängder som redovisas i tabellen för komposteringsomgång 2 och 3, visar att minskningen av torrsubstans har varit relativt låg under de 6-8 komposteringsveckorna som varit avsatta. Minskningen är 8-9 %, medan den summerade minskningen för såväl strängkompostering som efterföljande lagring uppgår till 52 %.

Under komposteringsomgång 1 har ingen beräkning gjorts för minskning under strängkomposteringen, då gödselns analysvärden på ts- och växtnäringshalter efter kompostering inte bedömts vara representativa. Från strängkomposteringens start till dess att lagringen avslutades minskade dock ts-mängden med 32 %.

Analysvärden

En sammanställning över de analyser som gjorts i studien på färsk hästgödsel, kompost samt lagrad kompost, redovisas i bilaga 1. I tabell 5 redovisas medelvärdena för dessa analyser inom respektive gödselkvalitet; dvs. färsk, strängkomposterade respektive strängkomposterad och lagrad hästgödsel.

Analysvärdena visade i flera fall på en stor variation mellan de olika partierna av färsk gödsel. Ts-halterna i färsk gödsel låg mellan 22 % och 52 %, med ett medelvärde på 40 %. Tre av de åtta gödselpartierna visade på ts-halter över 50 %. Ett av dessa representerade endast en mindre del av den totala mängden färsk gödsel som komposterades vid ett och samma tillfälle. Den övriga delen av gödselpartiet uppvisade i sammanhanget en betydligt lägre ts-halt. Det andra värdet analyserades under vinterperioden med låg avdunstning och högre nederbörd samtidigt som den höga ts-halten inte kunde återfinnas vid komposteringens avslutning i januari. Det tredje värdet med hög ts-halt i färsk gödsel ökade dock i gödseln under komposteringsperioden och låg även kvar på en hög nivå även efter lagringsfasen. I de fallen ligger ts-halten klart utanför optimum för en aerob nedbrytning.

Tabell 5. Medelvärden av analysresultat för hästgödsel.

	Färsk hästgödsel	Strängkomposterad gödsel; 6-8 veckor	Strängkomposterad + lagrad gödsel; 5,5-7,5 månader
Ts-halt, %	39,6	28,4	33,5
Total-N, kg/ton	4,2	4,6	6,9
Am-N, kg/ton	0,6	0,4	0,5
P, kg/ton	0,6	1,1	1,7
K, kg/ton	5,3	5,4	6,9
pH	8,2	8,2	8,6
Tot-C, % av ts	39	33	28

Växtnäringsanalyserna visar att totalkvävehalterna låg mellan 2,6 och 5,8 kg/ton färsk gödsel, med ett medelvärde på 4,2 kg/ton. Ammoniumkväveandelen utgjorde i genomsnitt 14-15 % av totalkvävet i färsk gödsel, vilket sjönk till 7-9 % efter strängkompostering och strängkompostering plus lagring. Fosforhalterna låg under 1 kg/ton i färsk gödsel, medan halterna verkade stiga till ungefär det dubbla efter kompostering och mellanlagring. Även halterna av totalkväve och kalium steg under kompostering och mellanlagring, men i lägre takt än vad som var fallet för fosfor.

Halterna av analyserat totalkol utgjorde som väntat knappt 40 % av ts-mängden i gödseln. Vid beräkning av kol/kväve-kvoten (C/N-kvoten), där kvävemängden likställdes med analyserad totalkvävemängd, låg den i genomsnitt på 38. Detta värde sjönk till 25 efter strängkompostering och hamnade slutligen på 17 när den efterkommande lagringsfasen avslutats. Slutvärdet 17 är ett medelvärde som utgörs av fyra separata analyser av lika många samlingsprover. De fyra analysvärdena är 27, 14, 12 och 14. Värdet 27 är dock analyserat på ett prov som låg på 61 % ts och som bedöms vara icke representativt för gödselpartiet som helhet. Om provet med C/N-kvoten 27 utesluts hamnar medelvärdet för de tre resterande proverna på 13, vilket är ett väntat värde för väl omsatt gödsel.

Temperaturutveckling

Den första komposteringsomgången uppvisade den svagaste temperaturutvecklingen, beträffande maximal medeltemperatur och stabilitet. Medeltemperaturen i kompoststrängen ökade till ca. 40°C under några dygn innan den sjönk till 13°C efter 3 veckors kompostering. Därefter ökade den sakta igen och hamnade på en nivå runt 30°C. Samtidigt uppvisade referenskomposten en variation inom samma temperaturintervall som kompoststrängen. I detta fallet sjönk dock temperaturen snabbt ned till den lägsta noteringen på 16°C innan den återhämtade sig och var som högst, knappt 40°C, 3 veckor efter start.

Temperaturmätningarna i gödseln på lagringsplattan genomfördes enbart som stickprovsmätningar till knappt en meters djup från ytan. Det konstaterades dock att temperaturer på uppemot 55-60°C uppmättes i den lagrade komposten från komposteringsomgång 1, drygt 2 månader efter avslutad strängkompostering.

Under komposteringsomgång två konstaterades ett mera karaktäristiskt förlopp för strängkompostering. Temperaturen i de tre strängarna uppvisade likartade förlopp, där temperaturerna steg till sina högsta värden, 50-60°C, redan några dagar efter start och som sedan höll i sig fram till 2 veckor efter start. Därefter påbörjades en långsam, men stabil, temperatursänkning (bild 6). Sista temperaturmätningen visade en medeltemperatur på 15°C. Efter det att komposterna flyttats över till lagringsplattan och lastats upp i en enda stor hög, kontrollerades temperaturen den 28 december. Medeltemperaturen uppgick nu till 45°C, knappt en meter ned i gödselhögen, vilket i likhet med förhållandena i gödseln från föregående omgång visar en temperaturökning efter överlastning till lagringsplatta.

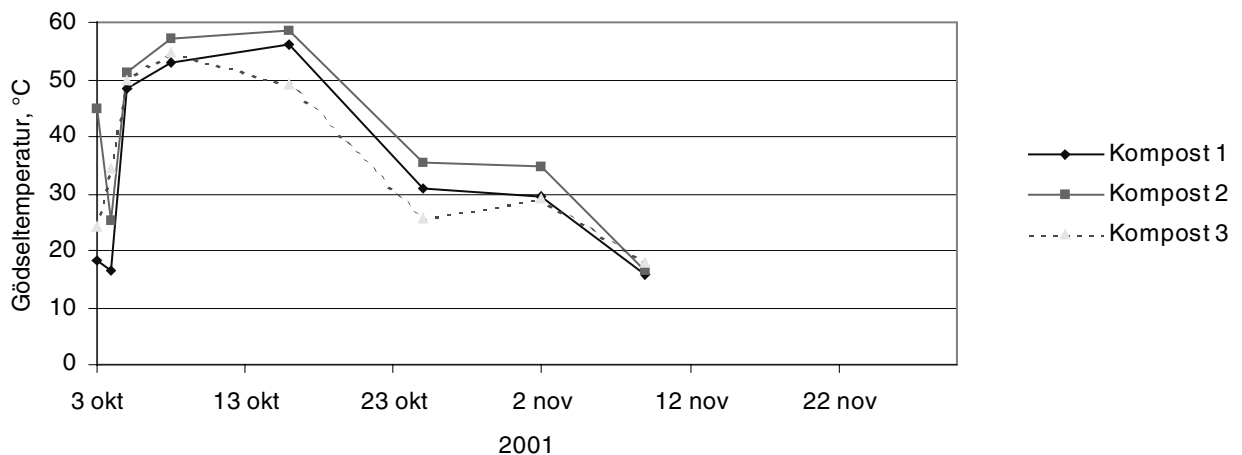


Bild 6. Temperaturförlopp i kompoststrängar; komposteringsomgång 2.

Tredje komposteringsomgången visade på ett temperaturförlopp som överensstämmer med den närmast föregående. Den högsta temperaturen, 55-60°C, uppnås under en tvåveckorsperiod som inleds några dygn efter det att komposterna anlagts och startats upp. Därefter vidtog en stabil temperatursänkning. Temperaturmätningarna genomfördes regelbundet fram t.o.m. den 28 december, då lufttemperaturen var -5°C och snö hade fallit. Gödseltemperaturen i strängkomposten låg då mellan 25° och 44°C.

I början av maj gjordes stickprovsmätningar i gödseln på lagringsplattan. Den lagrade gödseln bestod nu av kompost från både komposteringsomgång 2 och 3. Temperaturerna låg mellan 20 och 26°C, vilka uppmättes 0,6-0,7 meter in i högen. Högen är 15 meter lång, 8 meter bred och har en höjd på 1,6-2,0 meter.

Ammoniakavgång

Under första komposteringsomgången uppmättes ammoniakavgång från såväl kompoststrängen som från referenshögen. Förloppet visas i bild 7. Kurvorna visar att avgången är högst under de första dagarna, för att därefter minska till låga värden redan efter ett par veckor. Vid den inledande mätningen var avgången från referenshögen högre än från kompoststrängen; 50-55 respektive 15-20 gram NH₃-N per ton gödsel och dygn. Senare sjönk dock avgången från referenshögen snabbare till en lägre nivå än vad som uppmättes från kompoststrängen. Under de avslutande mätningarna 5-6 veckor efter anläggning av komposterna framgår

att ammoniakavgången ökat något igen från kompoststrängen. Ökningen sammanfaller i tid med den temperaturökning som uppmättes i gödseln. Genom att integrera kurvorna för ammoniakavgång beräknas att det under komposteringsomgång 1 avgått 0,33 kg NH₃-N per ton gödsel och dygn från kompoststrängen, medan motsvarande värde uppgick till 0,29 kg för referenshögen. Detta motsvarar en ammoniakavgång på 6 % av den totalkvävemängd som analyserades i gödselpartierna inför starten av komposteringsomgång 1.

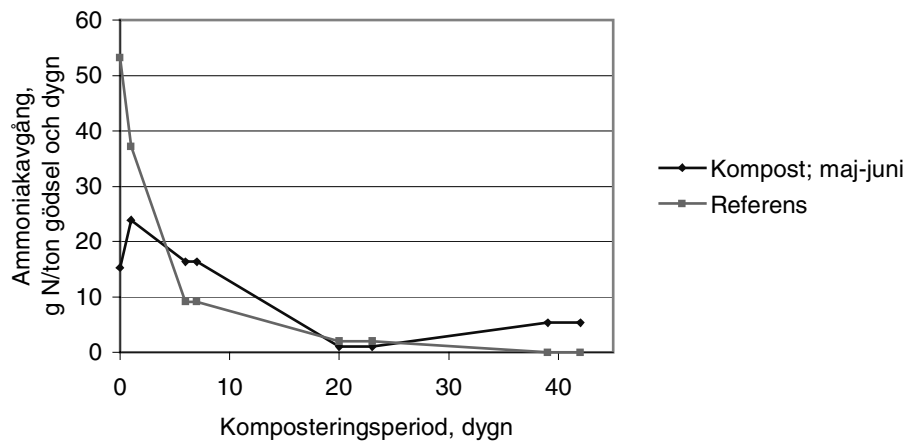


Bild 7. Ammoniakavgång från en strängkompost och en referenshög; komposteringsomgång 1.

Under den tredje komposteringsomgången uppmättes ammoniakavgång återigen från färsk hästgödsel i kompoststräng. Förloppet visas i bild 8. Vid en jämförelse med avgången från gödseln i komposteringsomgång 1, framgår att förloppet nu är tydligare. Under de inledande dyggen stiger ammoniakavgången direkt till sitt maximala värde, 90 gram NH₃-N per ton gödsel och dygn, för att därefter redan under den första veckan sjunka till de lägsta uppmätta värdena. Därefter fortsätter ammoniakavgången att vara knappt mätbar. Trots den relativt höga avgången som uppmättes under de första dyggen, blev den sammanlagda ammoniakavgången inte högre än 0,38 kg NH₃-N per ton gödsel. Detta representerar 8 % förlust av den totalkvävemängd som analyserades i gödseln inför starten av den tredje komposteringsomgången.

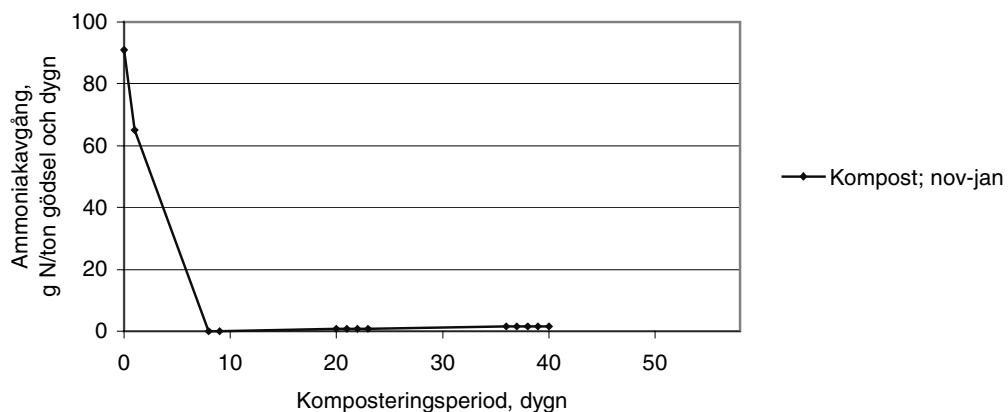


Bild 8. Ammoniakavgång från en strängkompost; komposteringsomgång 3.

Metodjämförelse

Metodjämförelsen utfördes under den första delen av den tredje komposteringsomgången, det vill säga under ett par dagar i slutet av november. Totalt sex mättillfällen med den alternativa kyvettmetoden utfördes samtidigt som de två inledande mättillfällena med den ordinarie fluxmetoden pågick (tabell 2).

Mättillfälle 1-3 med kyvettmetoden utfördes under det *första* mättillfället med fluxmetoden. Mättillfälle 4-6 utfördes under det *andra* mättillfället med fluxmetoden. Eftersom förberedelserna inför första mättillfället är arbetsintensivt genomfördes kyvettmätningarna samlat under de avslutande 2-3 timmarnas exponering av fluxprovtagarna. Fjärde mättillfället genomfördes under eftermiddagen medan femte och sjätte mättillfället skedde under förmiddagen nästa dag.

I bild 9 har resultaten från såväl de första två mättillfällena med fluxmätning lagts in, som de sex mättillfällena med kyvettmätning. Ammoniakavgången är omräknad som gram ammoniakväve per ton gödsel och dygn, för båda metoderna.

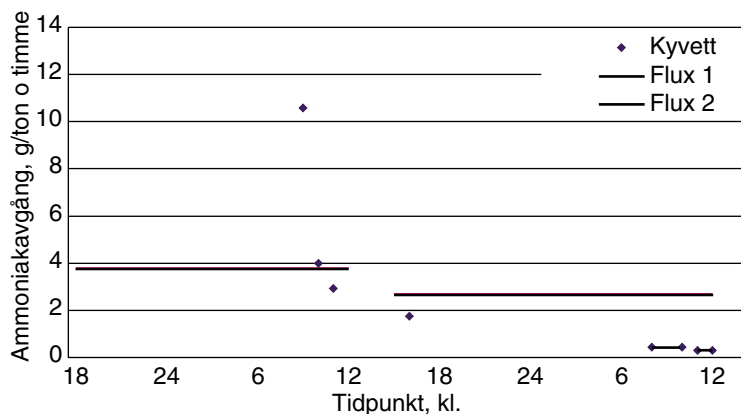


Bild 9. Uppmätt ammoniakavgång vid jämförelse mellan "fluxmetoden" och "kyvettmetoden".
Illustration: Kim Gutekunst

I bilden kan utläsas att den första fluxmätningen visade att det avgick i genomsnitt 3,8 g/ton och dygn under exponeringstiden på totalt 19 timmar. Motsvarande siffra för andra mättillfället uppgick till 2,7 g/ton och dygn, under 21 timmar. Resultaten representeras av de två långa horisontella strecken. Då kyvettmätningarna måste genomföras med betydligt kortare exponeringstider, är de därmed återgivna som punkter eller endast korta horisontella streck. Den första mätningens resultat uppgick till 10,6 g/ton och dygn, vilket var en nivå som visade sig sjunka relativt snabbt. De påföljande fem kyvettmätningarna uppgick till 4,0; 2,9; 1,8; 0,4 respektive 0,3 g/ton och dygn. Att emissionen mer än halveras (från 10,6 till 4,0 g/ton) på bara en timme framstår som en kraftig sänkning. Det kan dock inte med säkerhet fastställas om den första mätningen med kyvetterna (10,6 g/ton) är representativ eller inte.

Samtidigt som diffusionsprovtagarna exponerades i kyvetterna gjordes också stickprovsmätningar av ammoniakkoncentrationen i kyvetterna med hjälp av reagensrör (Kitagawa). Under såväl första, andra och tredje mättillfället uppmättes koncentrationer som var lika med eller högre än 20 ppm (parts per million). Först i mättillfälle fyra, fem och sex registreras klart lägre koncentrationer (1,5-12 ppm).

Eftersom ammoniakavgången var förväntat hög under inledningen av komposteringsomgången, samtidigt som mätytan var relativt liten, var det viktigt att söka definiera den gödselyta som skulle ligga till grund för beräkning av emissionen från hela kompoststrängen (se förutsättningar under "Genomförande – Metodjämförelse"). Dels har kompoststrängens form förenklats till en rymdgeometrisk obelisk vid beräkningarna, dels har det antagits att skorstenseffekten, vid den höga omsättning som rådde under mätperioden, medförde att emissionen var begränsad från de nedre tvåtredjedelarna av sidorna. Dock har ytterligare två alternativa beräkningar gjorts för att beräkna ammoniakemitterande yta på; dels från enbart toppen (övre basyta) på strängkomposten, dels beräkna den för hela den markyta som täcks av strängkomposten (undre basyta). Resultaten visas i bild 10 och kan jämföras med grundberäkningen som också är markerad.

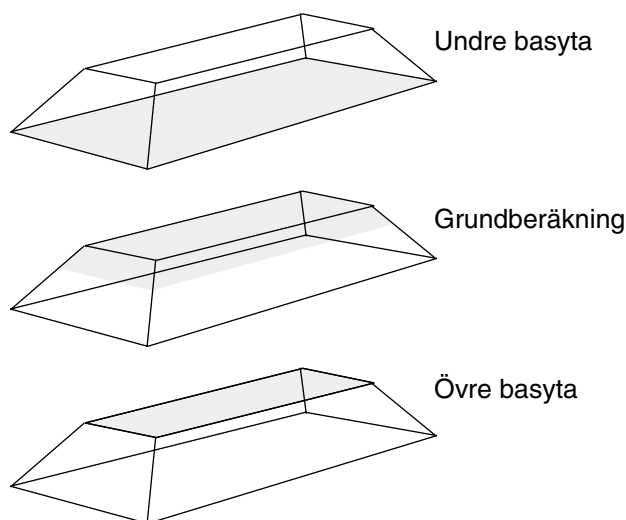
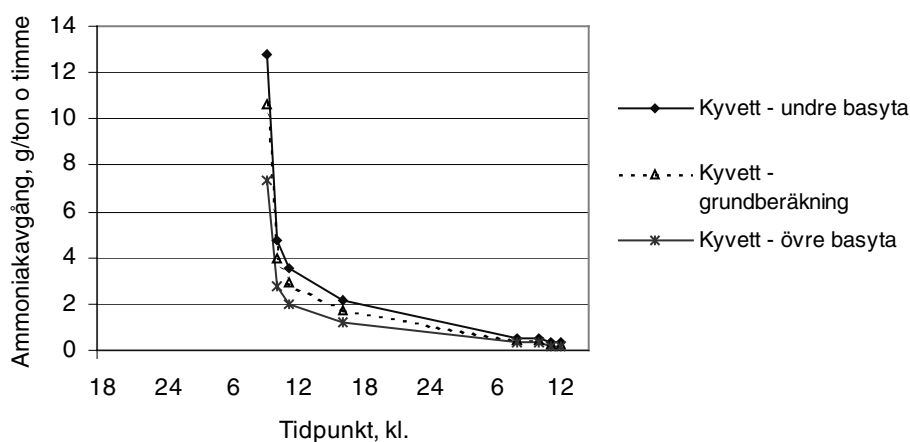


Bild 10. Grundberäkning av ammoniakemission med kyvettmetoden samt två alternativa beräkningar med avseende på hur emitterande yta har beräknats. Illustration: Kim Gutekunst

Vid en jämförelse ger antagandet att den emitterande ytan är begränsad till enbart den övre basytan en emission som är ca 30 % lägre än grundberäkningen. Motsvarande siffra vid antagandet att den emitterande ytan schablonmässigt kan motsvara hela den undre basytan, är ca 20 % högre än grundberäkningen. Skillnaderna mellan resultaten av de tre olika beräkningssätten är tydliga, samtidigt som det inte finns tillräckligt underlag för att säga vilket alternativ som egentligen är bäst anpassat till den faktiska avgången.

Nederbörd och lakvattenavrinning

Månadsvis fördelning av uppmätt nederbörd och avrinning, samt ackumulerad avrinning under hela undersökningsperioden (2001-05-03 – 2002-05-06) från de båda plattorna redovisas i bild 11. Den totalt uppmätta nederbörden under perioden uppgick till 696 mm och uppmätt avrinning till ca 170 mm. Den högsta avrinningsintensiteten uppmättes i månadsskiftet september-oktober då ca 18 mm rann av på ett dygn. Under vintern var avrinningen något högre från efterlagringsplattan än från kompostplattan (bild 11). En trolig orsak kan vara att den ej gödseltäckta andelen av ytan på efterlagringsplattan var större, vilket gjorde att en mindre andel av nederbörden kvarhölls i gödseln, utan rann av från plattan. Gödseln på efterlagringsplattan lagrades i en betydligt mer samlad och högre stack än på kompostplattan.

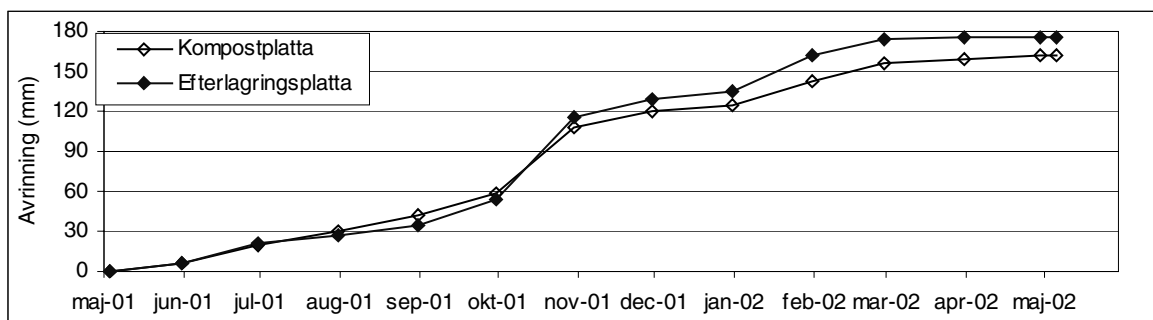
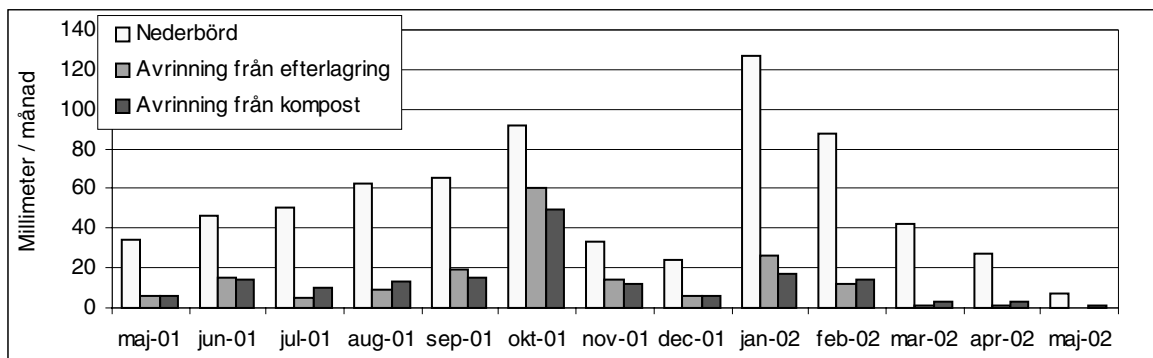


Bild 11. Uppmätt månadsvis nederbörd och avrinning av lakvatten från kompost- respektive efterlagringsplatta, samt ackumulerad avrinning under perioden 2001-05-03 – 2002-05-06.

Lakvattenkvalitet

Uppmätta ämneskoncentrationer i lakvattnet redovisas i bild 12 (kompost) och 13 (efterlagring). Ackumulerade totala uttransporter redovisas i bild 14 och 15. Det totala utsläppet av totalkväve uppgick till 8-10 kg från vardera plattan, av fosfor till 3-4 kg per platta och av TOC till 140-160 kg per platta (bild 14 och 15).

Jämfört med de ingående mängderna av kväve och fosfor i den färska gödseln var de via lakvattnet förlorade kvantiteterna små. Under komposteringsfasen var lakningsförlusterna av kväve och fosfor 0,3 resp. 0,7 % av, enligt gödselanalyserna, ingående totalmängder. Under den efterföljande lagringen (i väntan på lämpligt spridningstillfälle) förlorades ytterligare 2 resp. drygt 3 % av ingående kväve och fosfor. Ur gödselvärdessynpunkt kan därför lakningsförlusterna betraktas som mer eller mindre försumbara, under förutsättning att efterlagringsperioden inte blir orimligt lång. Vad som däremot kan vara av stor betydelse är lakvattnets kvalitet, och vilka effekter det kan ge om det släpps ut obehandlat i ett mindre vattendrag eller skulle tillåtas infiltrera till grundvattnet.

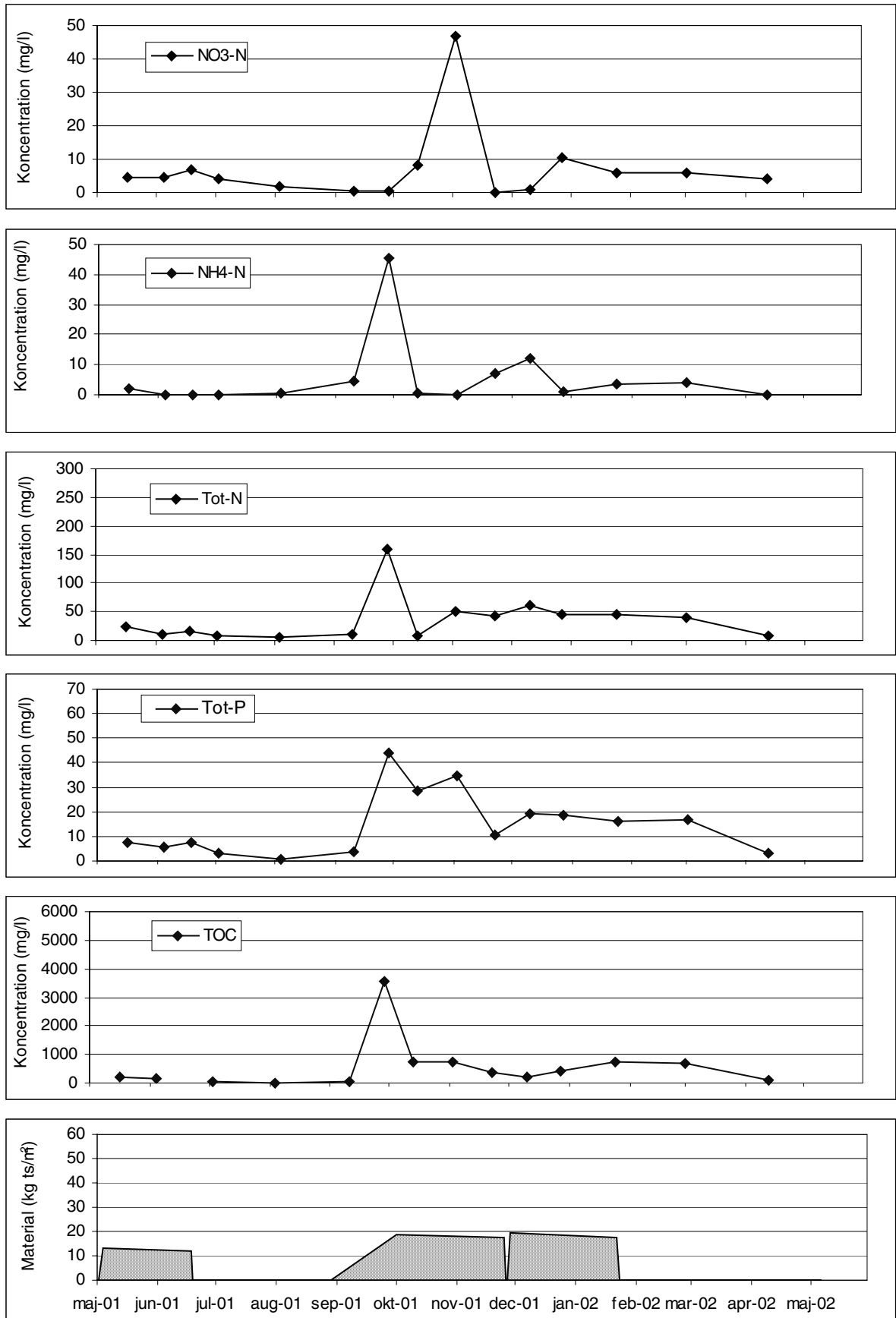


Bild 12. Uppmätta koncentrationer av analyserade ämnen i lakvattnet från komposteringsplattan (punkterna representerar tidsmässigt mitten av provsamlingsperioden). Nedre diagrammet visar beläggingsgraden på plattan (kg ts/m²) under olika tidsperioder.

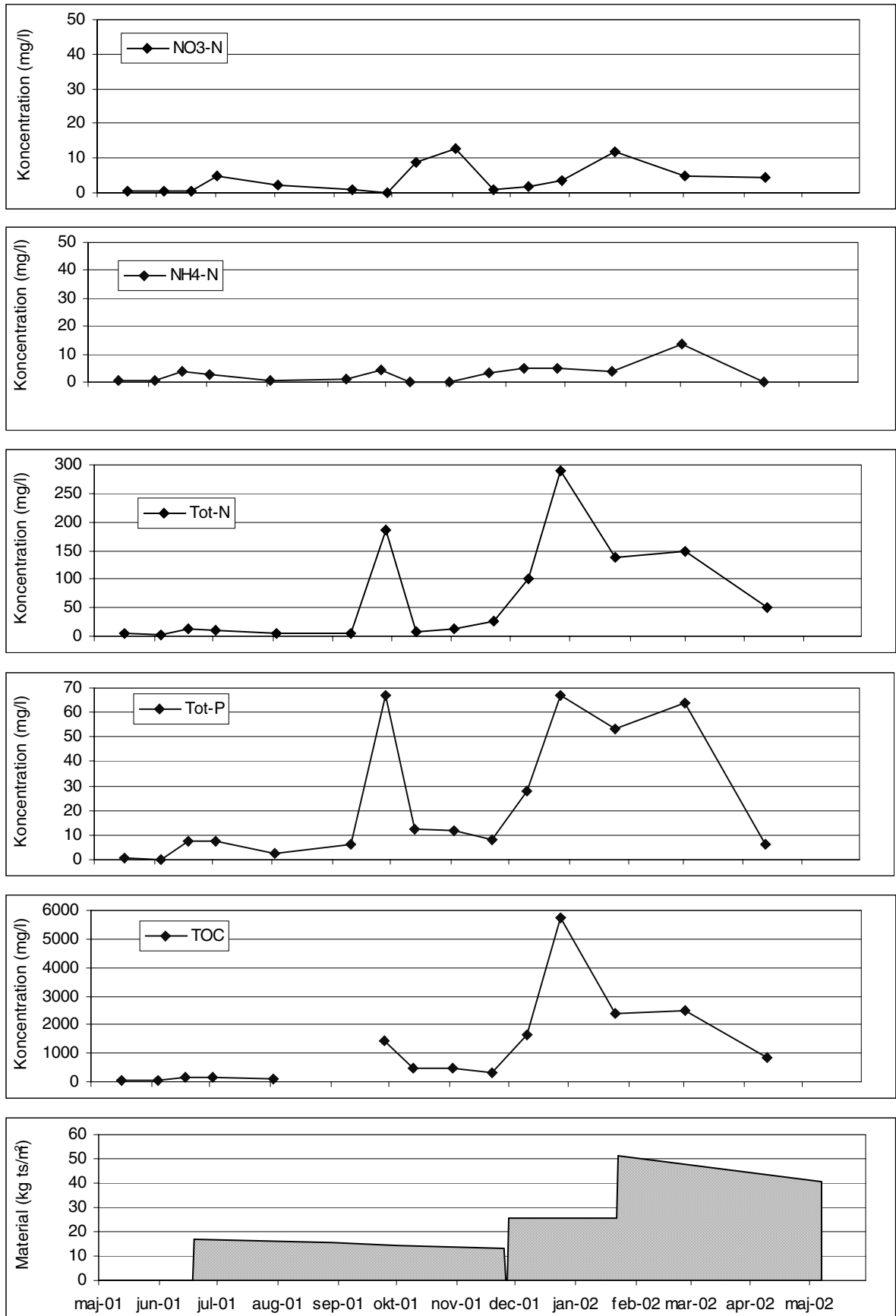


Bild 13. Uppmätta koncentrationer av analyserade ämnen i lakvattnet från efterlagringsplattan (punkterna representerar tidsmässigt mitten av provsamlingsperioden). Nedre diagrammet visar beläggningsgraden på plattan (kg ts/m²) under olika tidsperioder.

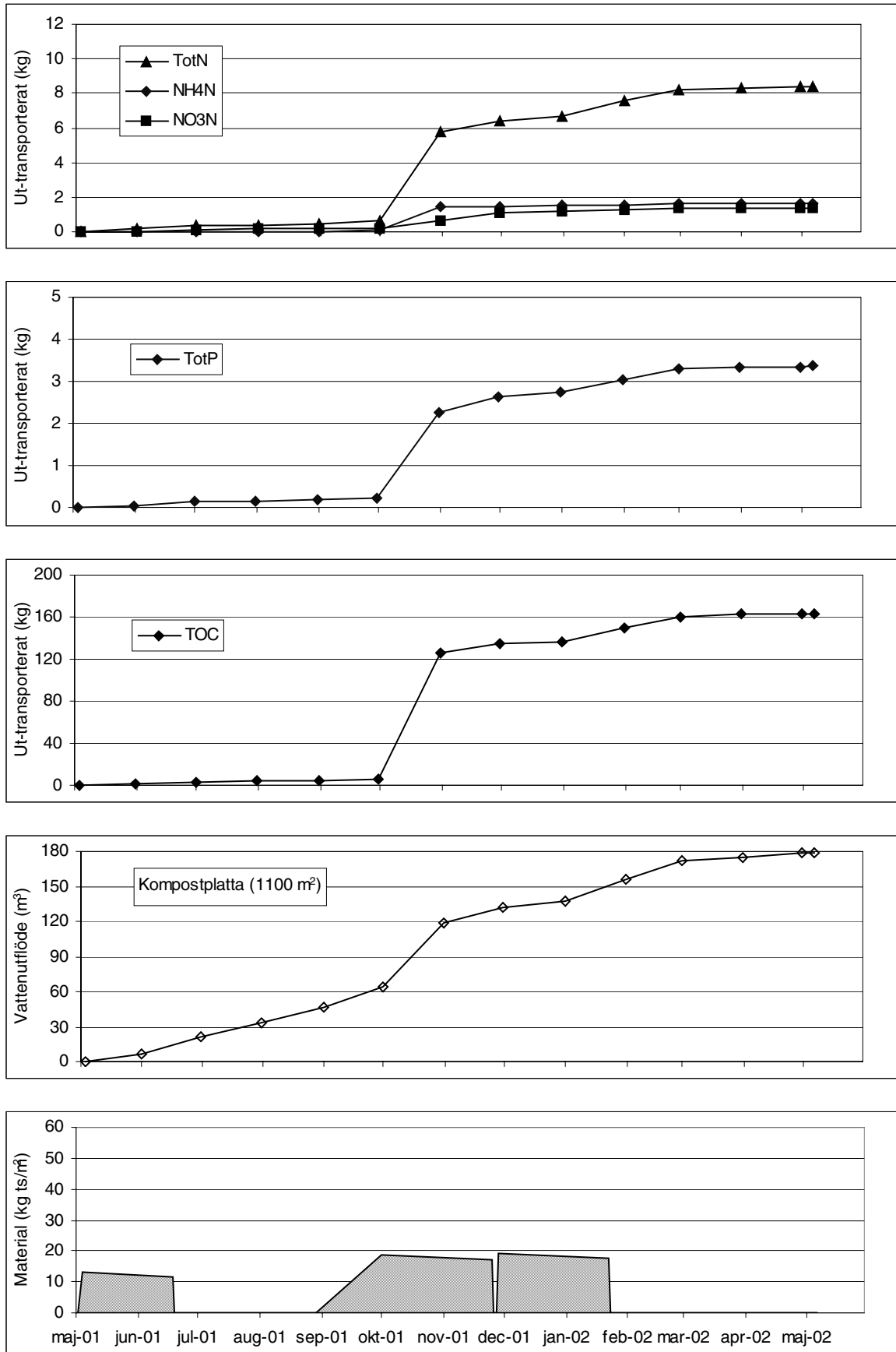


Bild 14. Ackumulerade totaltransporter av olika ämnen med lakvattnet från komposteringsplattan. Nedre diagrammet visar beläggningsgraden på plattan (kg ts/m^2) under olika tidsperioder.

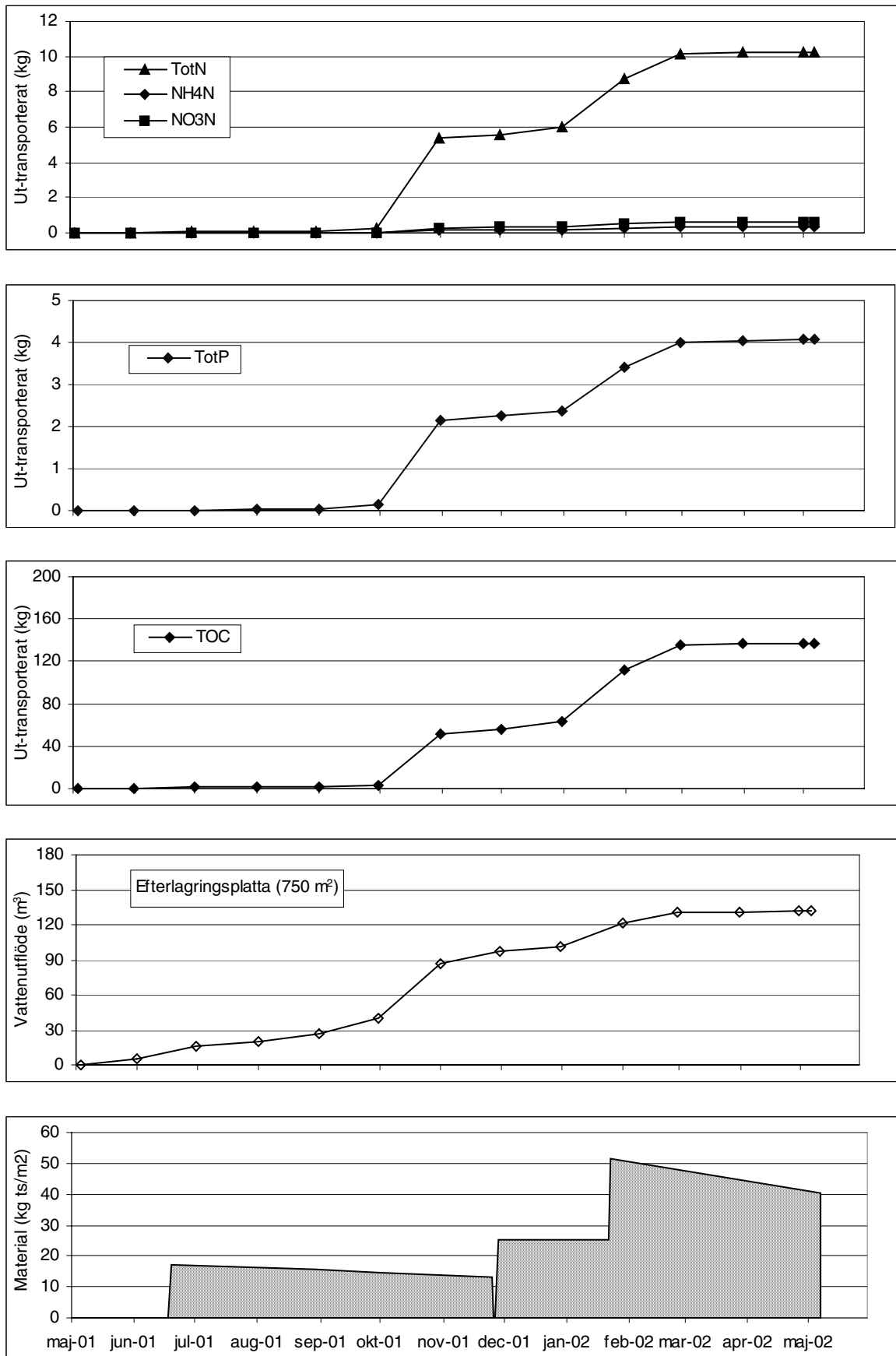


Bild 15. Ackumulerade totaltransporter av olika ämnen med lakvattnet från efterlagringsplattan. Nedre diagrammet visar beläggningsgraden på plattan (kg ts/m^2) under olika tidsperioder.

Kväve

Koncentrationen av total-N i lakvattnet från den första komposteringsomgången, då inte mer än drygt halva plattans yta var täckt med gödselsträngar, låg mellan 10 och 23 mg/l. Koncentrationen minskade sedan till väl under 10 mg/l under juli och augusti då plattan var tom (bild 12). I samband med att den andra komposteringsomgången lades ut i månadsskiftet september – oktober uppmättes den högsta koncentrationen av total-N, ca 160 mg/l. Troligen är det höga värdet delvis en effekt av den trafik och omlastning som då pågick på plattan, men också av att avrinningen var hög (bild 16). Under den fortsatta komposteringen låg koncentrationen tämligen stabilt runt 50 mg N/l (bild 12). I april, efter den sista komposteringsomgången sopades plattan ren från gödselrester, varefter koncentrationen sjönk till ca 8 mg/l.

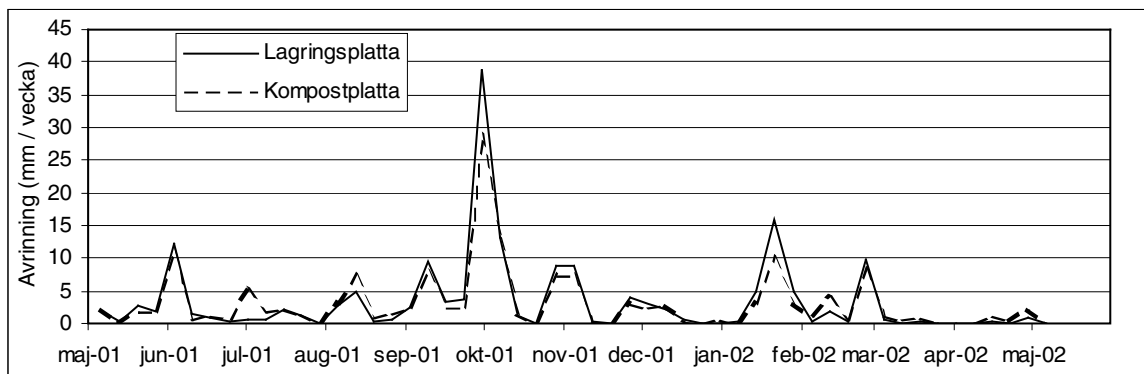


Bild 16. Veckovis avrinning från komposterings- respektive efterlagringsplattan.

Totalkvävekoncentrationerna i lakvattnet från lagringsplattan var låga under sommaren då plattan delvis var tom, mellan 2 och 13 mg N/l (bild 13). I samband med att den höga avrinningen i september-oktober ökade koncentrationen kraftigt, till 185 mg N/l. Koncentrationen avtog därefter för att i slutskedet av lagringsomgång 1 åter öka, till ca 26 mg N/l. Efter att gödseln från de två efterföljande komposteringsomgångarna hade flyttats till lagringsplattan ökade totalkvävekoncentrationerna till en påtagligt högre nivå (bild 13). Under perioden december till mars understeg aldrig koncentrationen 100 mg N/l. Efter att plattan sopats i april sjönk kvävekoncentrationen till ca 50 mg N/l. Halterna av mineralkväve, dvs. nitrat- resp. ammoniumkväve, i lakvattnet från de båda plattorna var tämligen låga under hela perioden, och understeg i de flesta fall 10 mg N/l. I vattnet från efterlagringsplattan finns dock en tendens till stigande halter i slutskedet av resp. lagringsperiod. Även i vattnet från komposteringsplattan syns en tendens till ökning i slutet av komposteringsomgång 2, som låg kvar på denna platta under ganska lång tid (bild 12).

Fosfor

Bortsett från de korta perioder då plattorna var helt fria från gödsel var koncentrationerna av totalfosfor mycket höga. Då plattorna var belagda varierade koncentrationerna mellan ca 2 och 67 mg P/l (bild 12 och 13). Jämfört med dräneringsvatten från åkermark var koncentrationerna av totalfosfor i lakvattnet ungefär 100 gånger högre, och ofta 5-10 gånger högre än i orenat avloppsvatten (ca 5 mg P/l).

Fosforkoncentrationernas variation över tiden uppvisar i stora drag samma mönster som totalkvävet. Under den första komposteringsperioden låg totalfosforhalterna i lakvattnet från komposteringsplattan mellan 5 och 10 mg P/l. I samband med utläggningen av den andra omgången, och den höga avrinningen i månadsskiftet september-oktober, steg koncentrationen till som högst ca 44 mg P/l. Under fortsättningen av vintern låg totalfosforkoncentrationen oftast mellan 10 och 20 mg/l, för att sedan sjunka till ca 3 mg P/l efter att plattan sopats (bild 12).

Under den första lagringsomgången (juli till december) höll sig fosforkoncentrationen under 10 mg/l, med undantag för perioden med hög avrinningsintensitet i september-oktober. Under den andra lagringsomgången ökade koncentrationerna kraftigt, och låg under perioden december till mars mellan 50 och 70 mg P/l (bild 13).

TOC

Med undantag för provet från månadsskiftet september-oktober, översteg aldrig TOC-koncentrationen i lakvattnet från komposteringsplattan 1000 mg/l. Under den första komposteringsomgången, med låg beläggning på plattan, varierade de uppmätta koncentrationerna mellan ca 25 och 200 mg TOC/l. Vid den högre beläggningsgraden under den andra och tredje omgången låg TOC-koncentrationerna vanligtvis mellan 300 och 800 mg/l. Som jämförelse kan nämnas att enligt Naturvårdsverkets "Bedömningsgrunder för syre och syretärande ämnen i sjöar och vattendrag" betecknas halter över 16 mg TOC/l som "Mycket höga halter".

I lakvattnet från lagringsplattan var de uppmätta koncentrationerna av TOC jämförelsevis låga under den första lagringsomgången, vanligtvis under 500 mg/l. Efter utläggningen av den andra omgången i december steg dock halterna till över 1000 mg TOC/l under hela den andra lagringsperioden. Som högst uppmättes ca 5700 mg TOC/l.

De påtagligt högre ämneskoncentrationerna i lakvattnet från efterlagringen av gödseln är dels en effekt av den högre beläggningen per ytenhet under vintern (bild 13). En annan trolig orsak är att nedbrytningen av det organiska materialet har börjat gå så långt att små partiklar av organiskt material lätt följer med lakvattnet. De svagt stigande halterna av mineralkväve visar att också en viss netto-mineralisering av kväve har börjat ske.

Diskussion

Det allmänna intrycket av den färskaste hästgödseln, totalt 150 ton, som användes i studien, var att den innehöll mycket stora strömmängder. Ströet bestod till största delen av långhalm som är huvudorsaken till varför gödseln krävde stor effekt vid sönderdelning vid den första körningen med kompostvändare i varje komposteringsomgång. Laboratorieanalyserna över växtnäringssinnehåll i färsk hästgödsel visade dock att framförallt totalkväve- och kaliumhalterna var betydande. När det gäller den lättomsättbara och direkt växttillgängliga kvävefraktionen (ammoniumkväve) är andelen av totalkvävemängden relativt låg (i genomsnitt 11-12 %). Dessa faktum gör att färsk hästgödsel inte bara är svår att sprida med flertalet av dagens fastgödselspridare, dessutom medför det höga ströinnehållet i kombination med låg

ammoniumkvävehalt att kväveeffekten direkt efter spridning sannolikt blir låg eller negativ.

Målet med detta projekt var delvis att undersöka förutsättningarna för att åstadkomma en så effektiv nedbrytning av hästgödseln under 6-8 veckors strängkompostering, att det då bara kvarstår en naturlig eftermognad vid relativt låg temperatur när gödseln efteråt lastas över till lagringsplattan. Förutsättningarna för en effektiv strängkompostering innebär bl.a. att ts-halten ska ligga inom ett visst intervall. Några av analyserna visade att gödseln från vissa partier var för torr (ca 50 % ts-halt). I kombination med låg nederbörd och hög avdunstning kan omsättningen i gödseln därför bli låg, vilket kunde noteras i den första komposteringsomgången som företogs i maj-juni. I det fallet avslöjade temperaturmätningarna i gödseln att komposteringsprocessen gick långsamt. Detta betyder sannolikt att nedbrytningen av gödseln inte var tillräckligt effektiv i strängarna, vilket antingen leder till att strängkomposteringen måste pågå längre tid eller lastas över till lagringsplattan utan att vara tillräckligt nedbruten. Med en längre uppehållstid på komposteringsplattan sjunker den planerade kapaciteten i mängd behandlat material, vilket leder till sämre utnyttjande av investeringen. Med överflyttning av ej tillräckligt nedbrutet material måste en del av nedbrytningen belasta lagringsplattan, vilket betyder att detta utrymme måste göras större eftersom materialet inte är tillräckligt nedbrutet och bör eventuellt ej heller lastas upp i för stora högar.

Generellt kan upplastning av stora mängder organiskt material som ska brytas ned i en komposteringsprocess, leda till att materialet komprimeras av sin egen tyngd. Detta riskerar att försämra lufttillgången i de nedre skikten, vilket i sin tur leder till hämmad komposteringsprocess och syrajäsning. Temperaturmätningarna på lagringsplattans gödsel och den beräknade ts-minskningen tyder dock på att nedbrytningen varit effektiv på lagringsplattan trots relativt stora högar. Det kan i sammanhanget konstateras att en okulär besiktning av komposten på lagringsplattan visar på god struktur, vilket är en viktig förutsättning för syretillförsel i större högar. Om analysresultaten är representativa så finner man att den avgörande ts-minskningen skett under lagringsperioden. I det sammanhanget ska det dock ses i ljuset av att lagringsperioden generellt varit längre än komposteringsperioden.

Den effektiva nedbrytningen av hästgödsel i de stora högarna under lagringsperioden, tyder på att en gödsel med god struktur har goda förutsättningar att kunna omsättas effektivt även i högar som lastas till större höjd än vad som begränsats av den i projektet valda kompostvärdaren. Detta skulle betyda att man redan under komposteringsperioden eventuellt skulle kunna lasta upp gödseln i större strängar. Genom att anlägga större, men fortfarande fungerande, strängar från början skulle ett flertal fördelar kunna tänkas uppnås: ökad mängd färsk gödsel per ytenhet på anläggningen, förbättrad hushållning av kompostvärmen, stabilare kompostprocess, mindre andel körytor osv. Till detta kommer dock att fordras en annan typ av kompostvärdare som har möjlighet att hantera större strängar, både vad gäller höjd och bredd. En övergång till ett system med stora strängar skulle också kunna innebära en annan strategi när det gäller komposterings- respektive lagringsytor.

När det gäller förluster av växtnäring till marken som orsakas av utlakning och avrinning från kompostens ytor, visar denna studie på resultat som överensstämmer med tidigare redovisade, nämligen att de förlorade mängderna ofta är små. Under perioder med hög nederbörd och låg avdunstning ökar dock förlusterna, vilket ofta visat sig vid jämförelser mellan sommar- och vinterperioder. Där det är praktiskt möjligt kan dessa förluster fortsatt hållas låga om komposten täcks med lämpligt

material. Det är dock själva halterna av kväve och framför allt fosfor i lakvätskan som visar på höga värden. Med tanke på att den studerade anläggningen skall representera en tänkt verksamhet som hanterar större mängder hästgödsel på en viss yta, året runt, är dessa näringskoncentrationer en viktig aspekt när lämplig utformning av anläggningar diskuteras. Ett direkt utsläpp från en sådan anläggning skulle sannolikt kunna leda till en hög belastning på miljön över tiden, jämfört med de fall där så kallad stukalagring av stallgödsel på gårdsnivå förekommer på jordbruksmark. Skillnaderna är främst att stukalagringen omfattar begränsade mängder stallgödsel under begränsad tid, samt att lagringsplatsen på ej hårdgjord yta skall placeras så att utlakningsriskerna minimeras. Lagringsplatsen får heller inte göras permanent. Det är också skillnad när den lakvätska som ändå bildas får passera markens jordskikt, där framför allt jordar med lerinslag har förmåga att hålla kvar viss växtnäring och därmed reducera mängden växtnäring som når dräneringssystemen. Sannolikt kommer därför permanenta anläggningar att behöva någon typ av uppsamlingssystem för lakvätska. Lakvätskan kan dock komma att betraktas som en resurs i dessa system.

Vid jämförelse av de två ammoniakmätmetoderna, ”fluxmetoden” (ordinarie metod) och ”kyvettmetoden” (alternativ metod), framstår det som att ”kyvettmetoden” kan ha förutsättningar att kunna användas som ett komplement till ”fluxmetoden”. Dock efterlyses en kompletterande studie där flera mätperioder med kyvettmetoden (minst 4-6 st.) fördelas med *jämna* intervall under en och samma mätperiod med fluxmetoden. Dessutom bör två separata perioder för fluxmetoden användas som referens, dvs. när emissionsnivåerna är höga respektive låga. På det sättet erhålls ett säkrare underlag för bedömning av om nivåerna är jämförbara mellan metoderna. Begränsningen med den valda typen av diffusionsprovtagare i kyvettmetoden är att exponeringstiderna blir relativt korta vid mätning på starka ammoniakällor, vilket leder till arbetsintensiva mätningar och höga kostnader. Det skulle dock kunna kompenseras av provtagare med längre diffusionssträcka och därmed större kapacitet. Kyvettmetoden skulle bland annat kunna bidra med en förbättrad detaljkunskap om ammoniakavgång under begränsade perioder, där effekten av dygnsvariationer, nederbörd, strängvändning etc. skulle kunna möjliggöras.

Slutsatser

- Vissa partier hästgödsel innehåller mycket långhalm samt har hög ts-halt vilket ger låg och ojämn nedbrytning vid strängkompostering.
- Mekanisk sönderdelning med exempelvis kompostvändare bidrar till en homogenare och mer lätthanterlig gödselprodukt.
- Trots kompostvändning av hästgödsel kan stora temperaturskillnader i strängarna uppstå.
- Ammoniakavgången 5-10 % av totalkväveinnehållet, motsvarande 50-90 % av ammoniumkväveinnehållet.
- Efter genomförd strängkompostering kan en förhöjd temperatur och kraftig nedbrytning åstadkommas, åtminstone i delar av materialet, vid efterlagring i stora högar. Denna efterlagring kan åstadkomma en flera gånger större nedbrytning av materialet, än den som åstadkoms under 6-8 veckors strängkompostering.

- Att anlägga gödseln i större strängar redan under komposteringsfasen framstår som en intressant metod att undersöka vidare. Tänkbara fördelar är bl.a. ökad mottagningskapacitet per ytenhet och effektivare komposteringsprocess. Effekter på växtnäringsförlusterna bör givetvis studeras samtidigt.
- Att använda ammoniakmätmetoden med kyvetter framstår som en möjlig alternativ metod till fluxmetoden, vilket skulle medföra att ett viktigt instrument för fortsatt forskning. Metoden kan i detta sammanhang medföra ökad detaljkännedom om ammoniakavgång över begränsade perioder samt olika ytors bidrag till en samlad avgång. Dock krävs viss ytterligare utprovning och anpassning på några viktiga punkter som framkommit i detta projekt.
- Lakvattnet från såväl komposteringsyta som lagringsyta är starkt förorenat, med höga halter av kväve, fosfor och syreförbrukande substanser (TOC). Därför måste kompostering i en fullskaleanläggning ske på hårdjord yta (asfalt eller betong) där lakvattnet kan samlas upp och tas om hand för någon form av efterbehandling (rening) innan det släpps ut i sjöar eller vattendrag.
- Ett tänkbart reningsalternativ för lakvattnet kan vara en mellanlagringsdamm av tillräcklig storlek där merparten av partiklarna (fosfor + en del organiskt kväve) kan sedimentera och en del av kvävet kan avgå genom denitrifikation (jämför våtmarker). Detta behöver studeras ytterligare innan rekommendationer om dimensionering m.m. kan ges.
- Vattnet i en mellanlagringsdamm skulle också kunna användas för att justera en för låg vattenhalt i kompoststrängen. Ger även viss återföring av växtnäring och ökad avdunstning av vatten, = mindre överskottsvatten som måste släppas ut.

Litteratur

- Albertsson B. & Ohlsson G., 1991. Lagring av djupströgödsel i stuka. Stencil 13 s. Statens jordbruksverk, Skara.
- Jeppsson K.-H., Karlsson S., Svensson L., Beck-Friis B., Bergsten C. & Bergström J., 1997. Rapport 110, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för jordbrukets biosystem och teknologi, Alnarp.
- Karlsson S., 1994. Composting of deep straw manure. EurAgEng Paper No. 94-C-092, AgEng94 International Conference on Agricultural Engineering, Milano, Italy.
- Karlsson S. & Jeppsson K.-H., 1995. Djupströbbädd i stall och mellanlager. JTI-rapport 204, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala.
- Rodhe L. & Jonsson C., 1999. Provtagarutrustning för fastgödsel. JTI-rapport 252, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Schjørring J. K., Sommer S. G. & Ferm M., 1992. A simple passive sampler for measuring ammonia emission in the field. *Water, Air, and Soil Pollution*, 62, s 13-24, Nederländerna.
- Steineck S., Svensson L., Tersmeden M., Åkerhielm H. & Karlsson S., 2001. Miljöanpassad hantering av hästgödsel. JTI-rapport *Lantbruk & Industri* 280, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Svensson L., 1993. A New Dynamic Chamber Technique for Measuring Ammonia Emissions from Land-Spread Manure and Fertilizers. *Acta Agriculturae Scandinavica*, Sect. B, Soil and Plant Science: 43, Danmark.
- Ulén B., 1993. Losses of Nutrients through Leaching and Surface Runoff from Manure-Containing Composts. *Biol. Agriculture and Horticulture*, Vol. 10, pp.29.37.

Bilaga 1

**Sammanställning över växtnäringsanalyser hästgödsel;
Skarvik Göteborg, 2001 - 2002**

"Färsk" gödsel; före strängkompostering

Ts-halt, %	Total-N, kg/ton	NH ₄ -N, kg/ton	P, kg/ton	K, kg/ton	pH	C, % av ts	C/N	
42,7	4,9	0,33	0,56	7,9	8,1	37	32	
51,7	5,8	0,91	0,45	6,8	9,0	32	28	
51,0	5,6	1,40	0,82	7,7	8,6	37	34	
35,5	2,6	0,24	0,42	3,2	8,0	43	59	
21,8	3,3	0,36	0,76	2,9	7,7	39	26	
32,4	3,2	0,50	0,51	3,5	7,9	39	40	
31,1	3,3	0,58	0,65	4,0	8,3	38	36	
50,7	4,7	0,56	0,84	6,4	8,4	44	48	
<i>Medel</i>	39,6	4,2	0,61	0,63	5,3	8,2	39	38

Strängkomposterad gödsel; efter 6-8 veckors behandling

Ts-halt, %	Total-N, kg/ton	NH ₄ -N, kg/ton	P, kg/ton	K, kg/ton	pH	C, % av ts	C/N	
68,1	6,7	0,56	1,6	12,0	8,9	38	39	
28,8	6,2	0,48	1,2	7,4	8,7	38	18	
30,0	5,7	0,40	1,3	6,8	8,5	33	17	
26,9	3,0	0,34	0,8	2,8	7,8	32	29	
27,9	3,3	0,35	1,2	4,6	8,0	29	24	
<i>Medel</i>	36,3	5,0	0,43	1,2	6,7	8,4	33	22

*Strängkomposterad + lagrad gödsel;
efter totalt 5,5-7,5 månaders behandling och lagring*

Ts-halt, %	Total-N, kg/ton	NH ₄ -N, kg/ton	P, kg/ton	K, kg/ton	pH	C, % av ts	C/N	
60,8	6,5	0,57	3,6	14	8,3	29	27	
43,2	8,2	0,49	2,4	11	8,1	27	14	
30,1	7,2	0,45	1,6	6,3	9,0	29	12	
27,1	5,4	0,51	1,1	3,5	8,8	28	14	
<i>Medel</i>	40,3	6,8	0,50	2,2	8,7	8,6	28	17

JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik...

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

Vill du få fortlöpande information om aktuell verksamhet och nya publikationer från JTI?

Varje vecka skickar vi ut aktuella *webbnotiser* om aktuell forskning och utveckling, gå in på www.jti.slu.se för att anmäla dig (tjänsten är gratis).

Det tryckta nyhetsbrevet *Axplock från JTI* tar främst upp ämnen som rör lantbruk och industri, kommer ut tre gånger per år och är gratis.

Du kan också prenumerera på *JTI-informerar*, som kortfattat beskriver ny teknik, nya rön och nya metoder inom jordbruk och miljö.

Vill du fördjupa dig ytterligare finns *JTI-rapporterna*, som är vetenskapliga sammanställningar över olika projekt.

JTI-rapporterna och *JTI-informerar* kan du beställa som lösnummer från JTI eller hämtar hem gratis som pdf-filer från vår webbplats. Där hittar du också aktuella prislistor m.m.

*För trycksaksbeställningar, prenumerationsärenden m.m.,
kontakta vår publikationstjänst (SLU Service Publikationer):
tfn 018 - 67 11 00, fax 018 - 67 35 00
e-post: bestallning@jti.slu*



JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik

JTI - Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering

Box 7033, 750 07 UPPSALA

Besöksadress: Ultunaallén 4

Webbplats: www.jti.slu.se

Telefon: 018 - 30 33 00

Telefax: 018 - 30 09 56

E-post: office@jti.slu.se