

Kompostering og kompost av fast husdyrgjødsel: Ei oversikt

Composting and compost of solid animal manure: A review

KNUT HAGA

Statens forskingsstasjonar i landbruket, Kvithamar forskings-stasjon, Stjørdal, Noreg/Norsk senter for økologisk landbruk, Tingvoll Gard, Tingvoll, Noreg.

The Norwegian State Agricultural Research Stations, Kvithamar Research Station, Stjørdal, Norway/The Norwegian Center for Ecological Agriculture, Tingvoll Gard, Tingvoll, Norway.

Haga, K. 1990. Composting and compost of solid animal manure. A review. Norsk Landbruksforskning 4: 245-258 ISSN 0801-5333.

A review of 66 publications from the period 1939-1990 on factors which influence the conservation and utilization of nitrogen when composting manure solids is presented. If composting is carried out in a closed system it is possible to catch volatilized ammonia from outlet air combined with heat recovery. If open systems are used, e.g. windrows, large amounts of available carbon ($C/N > 30$), high pore moisture (70-80% moisture content), a cover of porous ammonia-retaining litter such as chopped straw and a plastic cover can prevent N losses. To maximize N utilization urine should be separated before litter is added. Foreign compost research is of limited applicability to Norwegian conditions mainly because of differences in climate, raw materials and research objectives, and the frequent use of small-scale compost experiments. In order to understand edaphic effects, long-term crop rotation experiments comparing composted and non-composted manure are needed. Also needed are field experiments combining the testing of local litter materials with different composting systems.

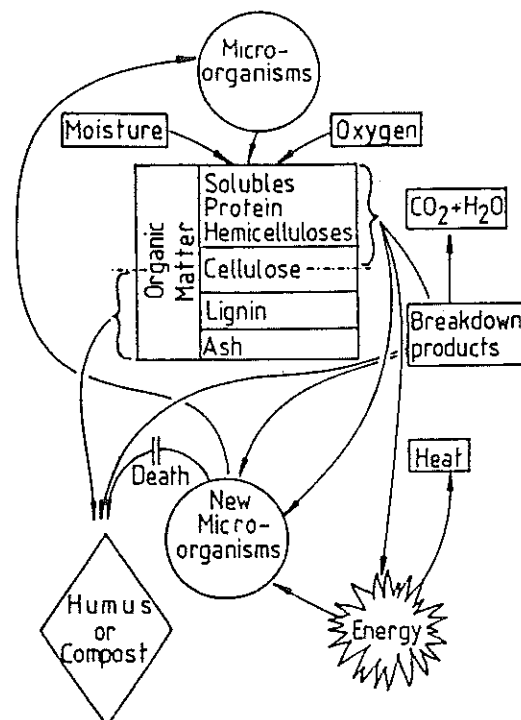
Key words: Composting systems, edaphic factors, manure composting, nitrogen conservation, nitrogen utilization.

Knut Haga, The Norwegian Center for Ecological Agriculture, Tingvoll Gard, N-6630 Tingvoll.

Aerob nedbryting og stabilisering av organisk materiale går relativt sakte i naturen og med omlag same temperatur som omverda. For å skunde på omsetninga kan ein samle materialet i haugar for å ta vare på varmen frå nedbrytinga slik at temperaturen i massen stig. Denne aksel-

lererte eksoterme prosessen er kalla kompostering (Gotaas 1956, Biddlestone et al. 1987); også definert som nedbryting av heterogent organisk materiale til enkle sambindingar ved hjelp av samansett mikrobebestand i fuktig, varmt og aerobt miljø. Sambindingane blir fri-

gjevne til omverda, bygde inn i mikrobielt vev eller akkumulerte som tungt nedbrytbare humusstoff (Grey et al. 1972, Nielsen 1986) (fig.1). Kompostmassen er eit mikrobielt økosystem, der det sentrale særdraget er samspelet mellom varmeproduksjon og temperatur (Finstein 1980). For å kunne styre prosessane mot ynskta mål, må vi kjenne til både dei fysiske, kjemiske og dei biologiske mekanismane i dette økosystemet, samt prosessparameter som balansering av næringsstoff, fukt, luftskifte, pH og temperatur (MacGregor et al. 1981, Jeris & Regan 1973 a, b).



Figur 1. Komposteringsprosessen (Biddlestone et al. 1987).

Figure 1. The composting process (Biddlestone et al. 1987).

Måla med kompostering kan vere ulike etter kva ein skal kompostere og kva ein skal nytte den ferdige komposten til. Frå gammalt av og under renessansen for kompostering i byrjinga av vårt hundreår var ivaretaking og tilbakefø-

ring av næringsstoff kombinert med avfallsanering hovudmålet (Gotaas 1956). I seinare tid har nedbrytinga vore sett på som eit mål i seg sjølv for å bli kvitt mest mogleg avfall på kortast mogleg tid, også i samband med industrielt husdyrhald utan nok areal lokalt til optimal resirkulering av næringsstoffa.

Ved kompostering av husdyrgjødsel står nitrogentap og -utnytting sentralt. Kan tapet reduserast og utnyttingsgraden aukast ved forbetring av enkle, tradisjonelle metodar, eller trengst meir kompliserte system? Kan tidlegare forskning gi oss overførbare svar på dette? Kva bør vi arbeide vidare med for å få fram resultat for norske forhold?

KOMPOSTERINGSPROSESSEN OG PROSESSPARAMETER

Organisk avfall er blandingar av sukker, protein, fett, hemicellulose, cellulose, lignin og mineral. Konsentrasjonane varierer mykje. For planter spelar art og alder stor rolle for samansetjinga. Når plantene eldrast, går lågmolekylære sambindingar over til tyngre polymerar. For husdyrgjødsel er dyreslag og føring viktigast (Grey et al. 1972, Biddlestone et al. 1987). Berthelsen (1986) meiner at gjødsla frå einmaga dyr som fjørfe og gris er lettast å kompostere. Storfte utnyttar føret så godt at det er att lite lettomssettelege og mykje tungt- og langsamtomssettelege stoff i gjødsla.

Næringstilgang

Av næringsstoffa er tilgangen på nitrogen (N) og karbon (C) hovudutslagsgjevande for mikrobeaktiviteten. C-innhaldet ligg normalt rundt 40-45 % av tørrstoffet. N-innhaldet på tørrstoffbasis varierer frå under ein halv prosent (C/N omlag 80) i halm og torv (McCalla 1960) til 15-20 % (C/N rundt 1) i urin (Gotaas 1956). Fastgjødsla frå storfte har 2-3 % N (C/N=14-17), medan fjørfegjødsel og aktivert kloakkslam inneheld det doble (C/N=5-8) (Grey et al. 1973 a, Kirchmann 1985).

Ettersom mikroorganismane brukar 25-30 delar C for kvar del N, vil eit C/N-forhold rundt

30 (ca. 1,5 % N) vere nødvendig for å begrense faren for N-sløsing og N-tap til luft (Poincelot 1975). Særleg høgare C/N-tal hemmar kraftig mikrobevekst og omsetningsfart (McCalla 1960). Er målet einsretta på raskast mogleg omsetning kan C/N gjerne vere svært lågt (Schuchardt 1988). Ein lyt elles merke seg at det er tilgjengeleg C som mikrobane rettar aktiviteten etter; total C/N vil vere misvisande dersom det dreier seg om tungtomsettelege emne som cellulose og lignin (Grey et al. 1973 a). Særleg viktig er det med god tilgang på karbon i starten dersom materialet inneheld mykje ammoniakk/ammonium, t.d. husdyrgjødsel (Grey et al. 1973 a, Kirchman 1985).

Vassinnhald og luftveksling

Høveleg vassinnhald varierer m.a. med komposteringsmetode og strukturen i massen: God struktur gir mykje fritt luftvolum (Free Air Space; FAS) og toler høgt vassinnhald. Klebrig, finpartikla materiale lyt ha og toler mindre fukt (Jeris & Regan 1973 b). Dei fleste kjelder oppgir 50-70 % som optimalt vassinnhald ved søppel- og slamkompostering, mot 70-80 % ved kompostering av strøblanda husdyrgjødsel med god struktur (Gotaas 1956, Grey et al. 1973 b, Molland 1980, Bertelsen 1986). Ved reaktor-kompostering og mekanisk lufting tålest det også høg fukt (Gotaas 1956). Ettersom lipida går over til flytande form ved temperaturar det her er snakk om, hevdar Wiley (1957) og Jeris & Regan (1973 b) at ein bør leggje desse til vassinnhaldet. Dette er særleg viktig for feittrikt materiale som daudfisk og slakteavfall.

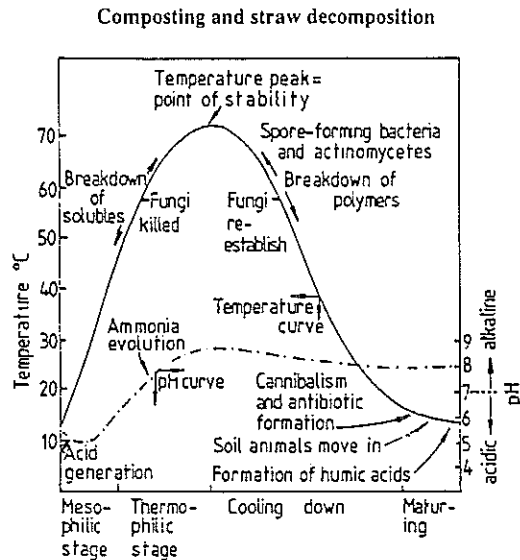
Luftveksling er viktig både for bortføring av karbondioksid, fukt og varme, og tilføring av oksygen. Jeris & Regan (1973 b) fann at FAS burde ligge på 30-35 % for blanda avfall (mixed refuse) for optimal luftveksling, noko som tilseier at vassinnhaldet skal ligge mellom adhesjonsvatn og holromsvatn (Schuchardt 1978). Berthelsen (1983) viser kor viktig god homogenisering er for rask og jamn oksygentilgang for mikroorganismane i halm-gjødselkompost: Det tek 23 timar for oksygenet å kome gjennom eit 10 mm tjukt gjødsellag, mot 14 minutt om laget er 1 mm.

Oksygenbehovet varierer med temperatur og tid, og synest vere størst ved 45-55°C (Berthelsen 1983, Jeris & Regan 1973, Grey et al. 1973 b). Wiley & Pearce (1955) tilrår ei oksygenforsyning på 6-19 mg O₂/time/gram omsettbar materiale. Omgjort til luft tilrår Biddlestone et al. (1987) 0,6-1,8 m³/døgn/kg, eller å halde oksygen-nivået i komposten på 10-18 %. Også Schuchardt (1988) reknar 10 % som minimum. Kotchitzky et al. (1969) observerte derimot ikkje anaerobe symptom sjølv ned i 0,5 % oksygen. Normalt skjer det meste av luftskiftet i ein vanleg haug grunna skorsteinseffekten: Varm luft stig til vers i midten av haugen, og ny luft blir sugd inn frå sidene. Lufta skiftest 1-2 gonger i timen (Molland 1980), m.a. etter strukturen i materialet. Luftinnblesing og/eller systematisk snuing er ofte nytta for å sikre optimal oksygen-nivå i heile massen og å hindre anaerobe forhold.

Temperatur- og tidsmønsteret

Temperatur- og tidsmønsteret i komposteringsprosessen er synt i fig. 2. Det er eit tydeleg samspel mellom biologisk aktivitet og temperaturauke, og temperaturen sin verknad på den biologiske aktiviteten (Finstein 1980).

I oppvarmingsfasen er det soppar og syreproduserande bakteriar som lever på frie aminosyrer og enkle karbohydrat. Varmeutviklinga overgår etterkvart det desse mesofile mikroorganismane toler (ca 40°C), men termofile organismar, særleg soppar, overtek og temperaturen held fram med å stige. Desse soppene er mest effektive i området 45-55°C (Chung Yang 1967). Ved 60°C gir dei opp, og det er berre aktinomysetar og sporedannande bakteriar att (Grey et al. 1972). Aktinomysetane held fram med å bryte ned meir eller mindre lettomsettelege stoff som protein, lipid og hemicellulose (Nielsen 1986). Etterkvart går varmeproduksjonen ned, anten grunna mangel på fukt, oksygen eller næring, eller at det blir for varmt for organismane (>70°C). Temperaturen byrjar gå ned (avkjølingsfasen). Når temperaturen kjem under 60°C att, vil soppene som også kan bryte ned cellulose re-invadere frå kjøligare soner (Grey et al. 1972). Denne nedbrytinga går rela-



Figur 2. Temperatur- og pH-variasjonar i ein komposthaug (Biddlestone et al. 1987).

Figure 2. Temperature and pH variations in a compost heap (Biddlestone et al. 1987).

tivt sakte og temperaturen held fram med å falle. I modningsfasen kjem mesofile organismar inn att, samt makrofauna og ligninnedbrytande hattsoppar (Chang Yung 1967, Bochemuil 1981, Kirchmann 1986). Denne fasen er karakterisert ved danning av humussyrer frå ligninrestar og mikrobeprotein (Grey et al. 1972).

Utover i modninga vil det kunne dannast nitrat ved re-mineralisering av N om oksygen-tilgangen er god. Nitrat kan lett tapast ved utvasking, eller til lufta ved denitrifikasjon om det oppstår anaerobe forhold etter nitrifikasjonen (Poincelot 1974, Nielsen 1986).

Dersom sjukdomssanering er ei målsetting, tilrår Gotaas (1956) minst 60°C i heile massen. Poincelot (1975) reknar 55°C over tre veker som tilfredstillande. I tillegg til temperatur og tid er også konkurranse om næring, antagonisme, antibiotika og hemmande stoff som ammoniakk viktige faktorar i sjukdomssaneringa (Biddlestone et al. 1987).

Finstein (1980) og MacGregor et al. (1981) skil mellom to fundamentalt ulike komposte-

ringssystem: «Sjølvsavgrensande system» når opp i temperatur over 60°C som svekkar mikrobefamfunnet. Dette hemmar igjen nedbryting, varme- og vassfjerning. Motsatt er det for «ikkje-sjølvsavgrensande system» der temperaturen ikkje går over 60°C. Temperatur- og prosesskontrollen lyt skje ved temperaturstyrt tvangslufting som igjen aukar fordampinga. I eit slikt system reknast at 90 % av varmetapet skjer gjennom fordampning (Finstein et al. 1983). Emerton et al. (1988) fekk høgare temperatur med tvangslufting enn utan, noko som m.a. skuldast for høg settemperatur på viftestyringa og dermed for lite tid med lufting. Medan Finstein et al. (1983) tilrår blesing og ikkje suging av luft for best kontroll, hevdar Molland & Pedersen (1982) at veksling mellom sug og bles hindrar for sterk uttørking og gir jamn fukt og temperatur i heile massen.

pH-utviklinga

Fig. 2 syner også pH-utviklinga ved kompostering. pH i starten varierer med utgangsmaterialet, og er svakt sur for plantematerialet, nøytral for t.d. blaugjødsel og svakt basisk for fastgjødsel. Normalt vil syreproduksjonen medføre eit kortvarig pH-fall i oppvarmingsfasen (Biddlestone et al. 1987). Utover i termofil fase vil pH stige grunna frigjering av HCO_3^- og NH_3 under nedbryting av organisk materiale og aminosyrer. Stiging skytt fart når det ikkje er meir kalsium-ion til karbonatfelling, og karbonatet reagerer med H^+ . Utflating og nedgang heng m.a. saman med bufriing frå humussyrer (Hagen & Lavoll 1982, Nielsen 1986, Jakobsen 1988 a, b).

pH spelar stor rolle for ammoniakkdanninga. Ved pH 9,4 som er syrebasekonstanten (pKs) til ammonium i romtemperatur, er det like mykje ammoniakk som ammonium. Ved pH 8,4 og 7,4 vil ammoniakk-konsentrasjonen gå ned til 1/10 og 1/100 (Nielsen 1986). pKs varierer med temperaturen: Ved 5°C er han 9,9 og ved 50°C 8,5; same pH og stigande temperatur skuver jamvekta mot ammoniakk. Temperaturen virkar også inn på kor mykje ammoniakk som kan vere oppløyst i vatn. Løysegraden går ned til det halve ved auke frå 0°C til 25°C, og til 1/4 for au-

ke frå 25°C til 65°C (Juul 1983). Også partialtrykket aukar med temperaturen (Nielsen 1986).

Grey et al. (1973 b) nemner tilfelle med tredobla omsetning og seksdobla N-tap ved å tilsetje 8 % CaCO_3 til avfallskompost. Kjem pH særleg over 9 (t.d. i kalkfelt slam) vil dette kunne inaktivere mikroorganismene (Molland 1980). Jakobsen (1988 a) greidde å halde pH lågare ved tilsetjing av CaCl_2 . Grunna høg C/N vart det ikkje registrert ammoniakktvikling i kontrollleddet og såleis ikkje skilnad i N-tapet. Omsetninga vart derimot redusert med ca. 20 %.

Poding av komposten

Dei fleste undersøkjingane finn liten verknad av poding med tidlegare kompost eller mikroorganismar for dei fleste typene komposterbart materiale. Eksisterande organismar formeirer seg raskt nok om forholda elles er optimale (Poincelot 1975, Biddlestone et al. 1987). Auka omsetning er funne ved poding av sterilt industriavfall (Grey et al. 1972), og ved resirkulering av større mengder aktivert kompostmasse ved reaktorkompostering av lite oppstykkta søppel (Jeris & Regan 1973 b). Gotaas (1956) nemner jordinnblanding, men då for å dempe temperaturutviklinga og binde ammoniakk. Skal dette ha nokon effekt, krevst relativt store mengder jord, og ho bør vere rik på leirmineral (Kirchmann 1985). Tilført jordfauna vil normalt stryke med eller ryme under varrefasen.

Modning og veksthemming

Kva tid er så komposten moden for bruk? Hovudregelen er at det organiske materialet skal vere stabilisert. Gotaas (1956) meiner dette er tilfelle når temperaturen kjem under 50°C og fleire sningar ikkje gir temperaturauke. Då er det slutt på lettomsatteleg organisk stoff som kan gi spire- og veksthemming etter gjødsling. C/N-forholdet fortel også ein del om modninga. Etter Poincelot (1975) vil C/N i ein normal kompost stabilisere seg på 10-12. Ved mykje tungtomsetteleg C vil C/N flate ut på langt høgare nivå.

Chanyasak et al. (1983 b) fann at C/N i kom-

posten ikkje var brukbart mål, ettersom C/N varierte for mykje med utgangsmaterialet. Måling av forholdet organisk C/organisk N i vass-ekstrakt av komposten er langt sikrere mål. Det stabiliserte seg på 5-6 i forsøka deira uansett utgangsmateriale og C/N i komposten. Same verdiane finn ein i mikrobecellene (Chanyasak & Kubota 1981). Roig et al. (1988) undersøkte kationbyttekapasiten (CEC) som humifiseringsparameter for husdyrgjødsel. Dei fann at forholdet CEC/tot.organisk C over 1,7 tyder på godt humifiseringsnivå. Hagen & Lavoll (1982) fann samanheng mellom stabilisering av karbonmaterialet, nitratdanning og oppheving av hemmingeffektar i vekstforsøka. O_2 -forbruk og CO_2 -produksjon er også gode mål på omsetningsgraden. Det same gjeld innhaldet av sulfid og sulfat. Bruk av spireprøve med karse som indikatorplante er også aktuelt for å kontrollere veksthemming og modningsgrad (Zucconi et al. 1981 a).

Det kan vere fleire grunnar til veksthemming ved bruk av for lite omsett organisk materiale. Ved høg C/N der karbonet ikkje er for sterkt bunde vil nitrogenet immobiliserast for plantene. Kortvarig nitrogenmangel kan også oppstå ved låg C/N dersom karbonet er svært lett nedbrytbart (Martinsen 1976). På andre sida kan stor tilførsle av materiale med sterk N-frigjeringsmedføre ammoniakkgiffting forsterka ved blokkering av nitrifikasjonen (Vigerust 1984). Den høge mikrobeaktiviteten lett omsetteleg materiale gir i jorda kan også medføre oksygenmangel i rotsona, og mellomprodukt i nedbrytinga kan ha toksisk verknad (Vigerust 1984, Zucconi et al. 1981 a, b). Chanyasak et al. (1983 a, b) fekk tydeleg veksthemming i karforsøk med *Brassica rapa*, var. *perverdis* der det var brukt lite omsett kompost som inneheldt mykje kortkjeda feittsyrer. Kompostmaterialet var sortert hushaldsavfall. Tilførte mengder var 10 og 20 g tørrstoff pr. potte. Ved testing fann dei at særleg propion- og n-smørsyre virka hemmande. Biddlestone et al. (1987) viser til tilsvarende fytotoksiske effektar ved nedbryting av halm, der også eddiksyra synest vere medvirkande. Lynch (1987) fann at halmnedbryting under aerobe forhold faktisk stimulerte rotveks-

ten hos bygg. Anaerob nedbryting hemma veksten, grunna feittsyreakkumulering og pH-seinking like rundt halmstråa tidleg i nedbrytinga. For å få hemming, laut det vere nærkontakt mellom spirer og materialet som blei brote ned.

Inbar et al. (1985) separerte blautgjødning frå metangassproduksjon. Den faste delen, cabutz, vart nytta som vekstmedium. Det var tydeleg spire- og veksthemming for ukompostert cabutz samanlikna med kompostert; meir for tomat enn for agurk. Tilleggsgjødsling med N kunne ikkje oppheve hemminga. Det vart ikkje oppdaga hemming ved bruk av væskedelen frå separeringa. Zucconi et al. (1981 a, b) fann at spirehemminga forsvann før den termofile fasen i komposteringa var over, og at dette tok kortare tid i tvangslufta kompost truleg grunna raskare omsetting. I vekstforsøk med fersk, umoden og moden søppelkompost var det liten skilnad mellom ubehandla jord og der det var brukt fersk kompost, medan umoden kompost gav omlag 40 % mindre og moden kompost 40 % større avling.

Massereduksjon

Massereduksjonen ved kompostering varierer med m.a. utgangsmateriale og metode. Tørrstofftapet ligg oftast i området 30-60 % (Poincelot 1974). Høgt innhald av oske og tungtomsetteleg C, og svært lågt innhald av N i høve til tilgjengeleg C gir vanlegvis minst tap. Kirchmann (1985) fekk 38 % tørrstofftap på 136 døgn i halmblanda fastgjødningkompost, men berre 24 % tap der strøet var torv og sagflis. Hagen & Lavoll (1982) fann omlag 50 % tap av organisk stoff både ved bruk av halm, bork, sagflis og torv som strø. Storparten av vasstapet skjedde i varmeperioden og var for heile perioden noko større enn tørrstofftapet. Vasstapet vil vere lite om komposten er utsett for mykje nedbør, særleg etter varmeperioden er over (Ferns et. al 1986). Nielsen (1986) fekk 40-50 % tørrstofftap etter 10 veker for kompost av blautgjødning og halm. Etter 28 veker var tapa omlag 50-60 %; mest der det var mest gjødning.

VERKNADEN AV HUMUS PÅ FYSISKE FORHOLD I JORDA

Gotaas (1956) hevdar at den jordfysiske verknaden av komposthumus er like viktig som den næringsstoffmessige, særleg på tung leirjord og lett sandjord. Både infiltrasjonevne og vasskapasitet aukar med auka aggregering. Aggregeringa blir dreven fram av cellulose-esterar frå bakterielt stoffskifte som aukar med auke i humusinnhaldet. Jurcova (1986) fann 65 % auka minimum luftkapasitet i snitt for 5 år etter tilført 50 t/ha med borkkompost kompostert etter Tjekoslovakisk patent nr. 7946/76 til tung jord i Slovakia.

I samband med gjødning med kloakkslam meiner Vigerust (1984) at tilføring av uomsett slam har større positiv verknad på jordstrukturen enn omsett vare. Uomsett slam gir større mengd verksame nedbrytingsprodukt. Han meiner dette må haldast opp mot veksthemming og akutt infiltrasjonshemming, men at problema ikkje er store om ein tilfører lite om gongen.

Ndayegamiye & Côté (1989) ville finne ut om tilførsle av relativt N-rik og C-fattig blautgjødning frå gris virka til å redusere innhaldet av organisk stoff i leirjord samanlikna med å bruke fastgjødning. Det vart nytta 60 og 120 t/ha grise-gjødning årleg med 3 % tørrstoff og C/N på 6, og 20, 40 og 60 t/ha fast storfegjødning annankvart år med 20 % tørrstoff og C/N på 20. Veksten var mais til ensilering. Etter ti år vart det ikkje funne signifikant skilnad i pH, total-N og C/N i jorda samanlikna med kontrolladdet. CEC var høgare for fastgjødning enn for blautgjødning og kontroll. Sterkaste gjødslinga auka innhaldet av organisk C i jorda, mikrobiell aktivitet og potensielt mineraliserbart N. Det var ingen skilnad i innhaldet i jorda av organisk stoff eller relativ mengd humus- og fulvussyrer mellom gjødslingsslaga. Karboninnhaldet i humussyrene var derimot lågare for blautgjødselledda. Forfattarane trur den høge biologiske aktiviteten ved bruk av denne typen blautgjødning kan medføre redusert innhald av organisk stoff, CEC og humussyrer om det ikkje som her blir tilbakeført større mengder planterestar. Dette gjeld særleg på jord med lågt innhald av organisk stoff.

N-HUSHALD VED KOMPOSTERING AV HUSDYRGJØDSEL

Noko av det som tydeleg skil husdyrgjødsel frå planteavfall er det høge innhaldet av ammoniumnitrogen. I lagra urin vil nesten alt nitrogenet vere ammonium-N, og for sams lagra gjødsel 50-70 %. Sjølv ved urinfråskiljing vil vanlegvis 1/3 av nitrogenet vere ammonium-N og dermed svært utsett for å tapast under handtering og behandling av gjødsel (Haga 1986). I Danmark reknast fordampinga av ammoniakk frå husdyrgjødsel å utgjere omlag 100 000 t N i året. Tilsvarande N-tilførsle frå fossilt brennstoff er omlag 70 000 t (Sommer 1985).

Ved anaerob lagring tapast heller lite ammonium-N (Besson et al. 1985, Lindley et al. 1988). Spreiing av slik gjødsel kan derimot medføre svært store N-tap om forholda er ugunstige: Döhler & Wiechmann (1988) fekk tap av ammonium-N på 50-90 % ved spreieing utan nedmolding av ikkje vassblanda blautgjødsel i varmt, tørt vør. Størst tap var det ved spreieing på halmstubb der det også var halmhakk, og minst der det var horva først. Ved rask nedmolding taptest 10 % ammonium-N.

Ved spreieing av kompostert gjødsel der nitrogenet er organisk bunde eller omdanna til nitrat skulle det ikkje bli tap ved spreieing sjølv utan nedmolding (Nilsen 1986). N-tapa under kompostering/lagring kan derimot bli store (Kirchmann 1985), og det kan bli lite plantetilgjengeleg N i tidlege delar av vekstsesongen (Piore & Werner 1989).

Nitrogentap og -utnytting

Når ammoniumhaldig materiale skal komposterast, er eit av problema å halde på dette nitrogenet til mikrobane kan få det bunde. Det er kjend at torv kan halde på ammonium (Kempainen 1987). Det same gjeld til dels også anna porøst fibermateriale. Minst like viktig er det at slikt materiale held på fukta i porene. Ved gjødselkompostering bør ein halde så høgt vassinnhald som råd, opptil 80 % ved god struktur, og unngå svært høg temperatur (Gotaas 1956). Etter Schuchardt (1988) skulle temperaturen ikkje gå over 40°C ut frå ammoniakk-løysegraden i

vatn og at nitrifikasjonsbakteriane kan få arbeide. Waksman et. al (1939) fann i sine forsøk at fylgjande forhold måtte til for effektiv konservering av gjødsel-N ved kompostering: Høveleg C/N i starten, at nedbrytinga startar med ein gong og at ho ikkje blir hemma av verken for låg eller for høg temperatur. På dette viset meinte han at 85-90 % og mogleg oppi 95 % av nitrogenet kan bergast.

I forskingsarbeida Gotaas (1956) har sett på varierer optimalt C/N for å unngå N-tap mellom 26 og 38. Scott (1952) fekk ved kompostering i Nord-Kina minst tap ved C/N på 38, og aukande tap over 40 for halm/faeces-kompost. Ved kompostering av kommunalt avfall ved University of California (1953) fekk ein N-tap på 40-50 % ved C/N=20 og 1 % ved C/N=30.

Inbar et al. (1985) fekk ikkje tap ved kompostering av separert metangassgjæra gjødsel i 100 dagar. Maksimaltemperaturen var 55°C, pH var låg (endra seg frå 7,4 til 6,6) og start-C/N var 45 (slutt-C/N 15). Schuchardt (1988) fekk 50 % N-tap både for blautgjødsel frå gris og separert storfe gjødsel, begge iblanda halm.

Ved kompostering av noko strøblanda fjørfegjødsel med C/N på 5-7 fekk Bonazzi et al. (1988) 50-63 % N-tap. Komposteringa var kontinuerleg i opne reaktorar (60 og 100 m) med padlarar som snudde i gjødsel dagleg og samstundes flytta ho mot enden.

I Hagen & Lavoll (1982) sine forsøk var tapet etter 9 månader 9, 15 og 20 % for i same følgd halm-, bork- og fliskompost med C/N på 18, 28 og 38 i starten. Omlag 2/3 av nitrogenet fanst då som nitrat.

Nielsen (1986, 1987) gjorde forsøk med blautgjødsel frå storfe og ulike halmmengder i små kompostbingar utan dekking i perioden september-mars med 325 mm nedbør. Ved C/N på 39, 29 og 23 i starten taptest respektive 12, 22 og 42 % N til lufta i løpet av 28 veker. Utvaskingstapet for N var rundt 10 % for alle, og 3/4 av dette var organisk N. P- og K-utvaskinga var i same følgd 20-25 % og 50-60 %.

Kirchmann (1985) studerte tidlegare undersøkingar og føretok både komposterings- og vekstforsøk kring tap, planteopptak og utnytting av gjødsel-N. Alle dei 13 kjeldene om

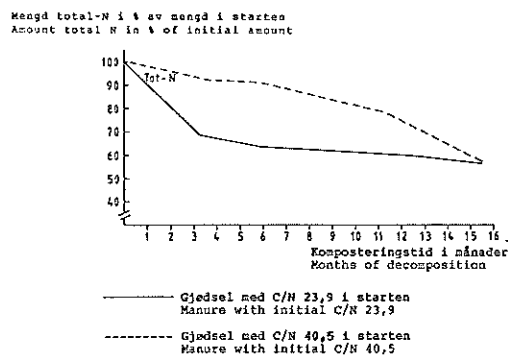
kompostert gjødsel Kirchmann refererer har hatt over 20 % N-tap. Utnyttinga synest gå ned med komposteringstida, sjølv om C/N også går ned. Dette kan skuldast auka resistens mot nedbryting av organisk bunde N ettersom det blir danna lignoprotein/humusstoff. Også celleveggene hos daude mikrobar gjer N-frigjering vanskeleg, ettersom dei er bygde opp av m.a. kitin (sopp) og mukopeptid (bakteriar) (Ljunggren 1980, Hand et al. 1988).

Kirchmann (1985) tok føre seg verknader av både klima, komposterings-/lagringstid, C/N-forhold og strøtypar i komposteringsforsøket med fast storfe-gjødsel i små bingar (ca. 0,5 m³). Det var liten skilnad mellom vinter- og sommarkompostering m.o.t. N-tap til luft. N-utvaskinga varierte mellom 2 og 10 %, utan samanheng med C/N-forholdet. C/N i starten spela derimot svært stor rolle for N-tap til luft, særleg første tida. For 5 månaders kompostering var det omlag 40 % tap ved C/N=16-20, 25 % for CN=20-30 og under 10 % for C/N > 40.

Fig. 3 syner at storparten av N-tapet ved lågt C/N-forhold skjedde innan 3 månader og mens innhaldet av organisk N auka. Tapet ved høgt C/N var lite i starten. Det auka særleg etter 1 år då organisk N blei mineralisert. N-konsentrasjonen auka til 2,7-3 % av tørrstoffet etter 6 månader, uansett innhaldet i starten. Kirchmann meiner dette er maksimalt oppnåeleg nivå for denne type gjødsel, og N kan difor tapast om det skjer nedbryting av organisk stoff etter at dette nivået er nådd.

Ved samanlikning av halm, sphagnumtorv og sagflis som strø, var N-tapet 36 % for halm, 43 % for torv og 53 % for flis etter 136 dagar kompostering og same C/N ved start (ca. 18). Torvkomposten hadde lite N-tap første 2-3 månadane, og seinare auke i tapet kan skuldast denitrifikasjon. Rameforsøk med bygg med 7 månader kompostert storfe-gjødsel og lik N-mengd tilført gav ikkje signifikant skilnad i N-opptak som i snitt låg på 37 % for 10 kg N/da. Innhaldet av uorganisk N var i snitt 14 %, noko som tyder på nettomineralisering av organisk N frå slik velmoden kompost.

I pottforsøk med kompostert og uomsett



Figur 3. Nitrogentap ved kompostering av storfe-gjødsel (etter Kirchmann 1985).

Figure 3. Nitrogen losses during cattle manure composting (from Kirchmann 1985).

¹⁵N-merka fjørfegjødsel og ammoniumsulfat til kveite fann Kirchmann (1985) berre 3-7 % gjødsel-N att i avlinga for kompostert gjødsel med C/N på 18-10. Tapet til luft ved denitrifikasjon i vekstsesongen var 13-26 %. For ukompostert gjødsel vart det funne att over 30 % ved C/N rundt 10. Plantene si N-utnytting minka med aukande halminnblanding, men nesten alt resterande N vart funne att i jorda ettersom denitrifiseringa uteblei grunna lita nitrifisering. For begge var det nettomineralisering opp til C/N=15. Til samanlikning vart 55 % av nitroget som var tilført som ammoniumsulfat opp-teke, og 32 % tapt til luft.

Kirchmann (1985) fann større gjødsel-N-tap under lagringa og frå jorda i vekstsesongen og større N-opptak hos plantene om handteringa skjedde med lita strøtilførsle. Ved mykje strø vart både tap og utnytting redusert. Etter eitt avlingsår med bygg fanst berre 1 % av utskild storfe-gjødsel-N att i avlinga ved mykje strø, og 27 % ved lite. Tilsvarende var 80 og 26 % att i jorda.

DRØFTING AV ULIKE KOMPOSTERINGSSYSTEM

Ved tradisjonell *rankekompostering* er fukt- og C/N-regulering viktigaste reguleringsmekanismane for N-tap (Gotaas 1956). Strøtilsetjing

bør skje etter urinfråskiljinga. Auka strømengd i båsen treng ikkje gi høgare C/N, grunna større urinoppsuging (Kirchmann 1985, Daverkosen et. al 1990). Ved å hindre ekstra vasstilsørsle frå nedbør kan vassinnhaldet haldast høgt i starten og ein kan unngå utbløyting med anaerobe forhold og denitrifikasjon utover i modninga.

Det er mogleg å fange ein del ammoniakk ved god tildekking av toppen på ranken/haugen med halm, gjerne hakka (større overflate). Dette laget vil kunne halde seg fuktig dersom utelufta er kald nok. Halmdekke åleine hjelper lite mot utvasking. Med plast i tillegg kan ein lettare sikre høg yte-fukt også sommarstid. Det kan dempe temperaturen og sikre jamn omsetning av dei ytre laga i komposten (Daverkosen 1990, Suhr 1990). Også dekking med sphagnum-torv kan tenkjast medføre ein del N-fanging. Dekking med jord eller slam kan vere effektiv prosessdemping (Gotaas 1956).

Ved å leie avgangslufta frå komposteringa gjennom CaCl_2 -oppløysing kan ammoniakk fangast ved omdanning til ammoniumhydrogenkarbonat (Jakobsen 1988 a, b). Ammoniakk-vasking er i bruk m.a.i samband med kompostvarmeanlegg der ein tek ut varmen frå avgangslufta i staden for frå massen for ikkje å hemme komposteringa (Berthelsen 1983). Ein kan også tilsetje syre til vaskevatnet for å auke effekten. Luftvasking er også nytta ved våtkomposteringsanlegg.

Ved mekanisk lufting skulle det vere visse sjansar for å kontrollere luftstraumane. Lettast vil det vere å suge luft gjennom massen, kjøle ho ned (evt. varmevekslar) for så å boble lufta gjennom den N-fangande væska (Jakobsen 1988).

Ved god tildekking av ranken kan det vere råd å kontrollere luftuttaket også ved blesing. Klarer ein dette, treng ein ikkje setje så store krav verken til strømengd eller strøkkvalitet. Såleis er det svært aktuelt i samband med mekanisk separering der tørrstoffinnhaldet tillet kompostering utan strø og dermed lågt C/N-forhold.

Rankekompostering med *intensiv mekanisk snuing*, opptil dagleg, er mykje nytta i samband med søppelkompostering der det er viktig med god luftveksling, høg temperatur og snarast

mogleg massereduksjon (Grey 1974). Kompostering av husdyrgjødsel på denne måten kan gi store N-tap.

Reaktorkompostering er som oftast kontinuerleg kompostering i meir eller mindre lukka og avgrensa anlegg med tilpassa avstand mellom inntak og uttak. Dei fleste har mekanisk lufting. Komposteringstårn er vertikale siloar med topplading. Komposteringstrommel er ei roterande nesten horisontal tønne, vanlegvis med mating i øvre enden og uttak i nedre. Det finst også modellar med roterande padlarar. Komposteringsreaktorar har vore i bruk i lang tid for kommunalt avfall (Gotaas 1956, Grey 1974). I seinare tid har det kome anlegg berekna for husdyrgjødsel. M.a. er det i Danmark utvikla ulike typar automatiske anlegg med stillestående kammer og roterande strukturvalsar, med tanke på varmeuttak (Berthelsen 1983, 1986). Strukturvalsene går når det fyllest på ny gjødsel som er grundig blanda med finhakka halm. Ferdig kompost blir teken ut med skrue i botn. Mesteparten av lufta blir resirkulert i massen for å utnytte oksygenet, samstundes med inntak av frisk luft. Utgangslufta går gjennom ein dobbel varmevekslar med ammoniakkvaskar, der også inntakslufta varmast. Effektfaktoren er 5-6. På 6 dagar reknast 40 % av organisk stoff vere omsett.

Komposteringstromlar er ofte brukande til fleire typar organisk materiale, men det er også utvikla anlegg spesielt for gjødsel og strø. Omsetningstida er omlag som for nemnde kammeranlegg. Ein tysk trommel er utvikla for varmeattvinning og ammoniakk-fanging med varmevekslar på uttakslufta. Trommelen er isolert og roterer 2,4 gonger i timen. Gjødsel og strø kjem inn kvar for seg (Tveitnes & Skjelhaugen 1988). Også i Finland og Noreg er det utvikla tromlar berekna på gjødsel. Slike anlegg går greitt å gjere mobile, slik at dei kan flyttast mellom gardar. Dette kan vere aktuelt alternativ der ein lyt utvide lagerkapasiteten. Etter å ha vore gjennom trommelen kan gjødsla lagrast rett på bakken om vassinnhaldet er lågt nok og tildekkinga er god. Ulempa med mykje snuing som ved trommelkompostering er at dette uroar mycelveksten til sopp og aktinomycetar (Grey

1973 b). Periodisk rotering og stillstand kan betra dette (Gotaas 1956). Ved ettermodning i haugar kan ein få til vidare nedbryting av det tyngre tilgjengelege materialet.

I ein reaktor er det kanskje ikkje så viktig med tørt strø som ved rankekompostering. Kombinert med ammoniakffanging spelar det difor mindre rolle om ikkje strøet inneheld så mykje lettomssetteleg karbon, og metoden vil dermed vere eigna i område med liten halmtilgang. Eit aktuelt strøslag i så måte er oppflisa lauvtre. Lauvkraft er det mykje av dei fleste stader. Slik flis reknast vere lettare omsetteleg enn flis frå barte grunna lågare innhald av lignin (Lynch 1987).

Ein heilt annan komposteringsmetode er *vermikompostering* ved hjelp av *Eisenia fetida*, også kalla kompostmakk. Optimal temperatur er 20-25°C (Price 1988). Formålet med slik kompostering er både proteinproduksjon og omsetting av organisk avfall. Det kan vere vanskeleg å få til begge delane på same tid, grunna uroing av både prosess og bestand ved uttak av produkt. Om kompostering er hovudmålet kan det vere like greitt å la makkbestanden vere i fred ved å la massen liggje på ei stor rist som ferdig kompost kan passere samstundes med tilførsel av ny gjødsel på overflata. Makken vil då vandre oppover der maten er. N-tapet synest ikkje vere så stort ved vermikompostering sjølv med tilførsle til overflata grunna rask nitrifisering (Hand et al. 1988). Innhaldet av humussyrer synest vere høgare etter kompostering med *E. fetida* enn utan (Albanell et al. 1988).

KONKLUSJONAR

Mykje vitenskapelig arbeid er gjort kring emnet kompostering. Særleg mykje kunnskap finst kring komposteringsprosessen og mikrobiologien ved vanleg haugkompostering. Mesteparten av innsatsen har vore på kompostering av søppel, slam og industriavfall. Av det som er gjort på kompostering av husdyrgjødsel synest avfallskvitting og metodar for dette dominere som problemstilling. Heller lite er gjort på kompostering med mål om å kome lengre innan op-

timalisering av næringshushaldet med særleg vekt på nitrogen. Her dreier det seg stort sett om forbetring av tradisjonelle komposteringsmetodar, i første rekke regulering av C/N-forholdet ved ulike strømengder. Lite arbeid går laus på nye system og metodar.

Utanlandsk forskning er berre i avgrensa grad overførbar til oss. Dette gjeld særleg der komposteringsmetoden medfører sterk påverking av klima i komposteringstida og det er nytta små kompostmengder, ofte langt under 1 m³. Massestorleiken påvirkar i stor grad prosessforløpet og reaksjonen på t.d. nedbør og ute-temperatur. Såleis synest praktisk verdi av småkompostar vere begrensa også under like klimaforhold. Bruken av småkompostar heng mykje saman med kravet om statistisk tryggleik og ynskjet om mange kombinasjonar samstundes. Realistisk kompoststorleik og heller bruk av år som gjentak kan truleg vere vel så nyttig. Behovet er elles stort for feltforsøk der ulike gjødselhandteringar med og utan kompostering blir samanlikna. Skal edafiske verknader kunna belysast lyt slike forsøk gå over lang tid. Det same gjeld om ein skal få sikre tal for utnyttingsgraden av gjødsla. Ut frå store geografiske skilnader i tilgangen på halm er det behov for utprøving av lokale strøslag til kompostering, t.d. lauvtreflis. Dette lyt utprøvast saman med utradisjonelle komposteringsmetodar og -system for å betre N-hushaldet. Sjølv om vi kan lese mykje ut av prosessregistreringar og kjemiske analysar, er det viktig å ha med fleirårige vekstforsøk i utprøvinga.

SAMANDRAG

Målet med denne undersøkinga var å få oversikt over vitenskapelig arbeid som er gjort for å kartleggje faktorar som påverkar nitrogenhushaldet ved kompostering. I alt 66 publikasjonar frå perioden 1939-1990 er gjennomgått. Hovudproblemstillinga har vore om N-tapet ved fastgjødselkompostering kan reduserast og N-utnyttingsgraden aukast gjennom forbetring av tradisjonelle metodar, eller om det trengst meir kompliserte system. Vidare om tidlegare forsk-

ing kan gi haldbare svar på dette for norske forhold, og kva område vi bør prioritere satsinga for å fylle kunnskapshol.

Viktige prosessfaktorar og -parameter for N-hushaldet er balansering av karbon- og nitrogen tilgangen, fukt, luftskifte, pH og temperatur. Kor langt prosessen kan styrast mot mindre N-tap er avhengig komposteringsmetode og krav om oppfylling av andre mål som hygienisering, massereduksjon og låge kostnader.

Ved kompostering i lukka system er det råd å ta vare på ammoniakk frå avgangslufta, eventuelt kombinert med varmeattvinning. Dermed kan ein ha høg prosessfart utan å risikere auka tap. Ved opne system som tradisjonell rankekompostering er det ofte nødvendig å dempe omsetningsfarten. Mykje tilgjengeleg karbon, relativt høg porefukt og dekking av toppen med porøst, ammoniakkefangande materiale og eventuelt plast er beste rådgjerere for å redusere N-tapet. Nokre kjelder tilrår innblanding av leirmineral eller leirhaldig jord. C/N i starten bør liggje over 30. Vassinhaldet kan liggje oppi 75-80 % om strukturen er god og det ikkje medfører forureinande avsig. God urinfråskiljing før strøinblanding er særst viktig.

Resultata av utanlandsk forskning kring kompostering er berre i begrensa grad overførbare til oss. Det skuldast m.a. skilnader i klima, utgangsmateriale og problemstillingar. Dessutan er mange forsøka gjort med svært liten massestorleik.

I det vidare arbeidet på dette området lyt vi ha langvarige markforsøk med kompostert og ukompostert gjødsel om ein skal kunne få fram eventuelle skilnader i verknad på jord og i utnyttingsgrad. Der er elles stort behov for utprøving av ulike lokale strøslag kombinert med utradisjonelle komposteringssystem. Også her lyt vi ha med fleirårige vekstforsøk.

ETTERORD

Takk til Noregs landbruksvitskapelege forskingsråd for økonomisk stønad i arbeidet med denne meldinga.

LITTERATUR

- Albanell, E., J. Plaixats & T. Cabrero 1988. Chemical changes during vermicomposting (*Eisenia fetida*) of sheep manure mixed with cotton industrial wastes. *Biology and Fertility of Soils* 6: 266-269.
- Balsari, P. 1988. Cattle manure storage with controlled or uncontrolled digestion. Agricultural waste management and environmental protection. Proceedings of the 4th international CIEC (International Scientific Centre of Fertilizers) symposium held in Braunschweig, German Federal Republic 11-14 May 1987. 2: 45-52.
- Berthelsen, L. 1983. Komposteringsvarme. Ugeskrift for Jordbrug 128: 696-701.
- Berthelsen, L. 1986. Komposteringsvarme. s 64-78 i *Alternativ energiforsyning i landbruget. Sol, vind og biomasse. Det kgl. danske Landhusholdningsselskab, København, 104 s.*
- Besson, J.M., V. Lehmann & M. Roulet 1985. Influence de la préparation des litières sur leur composition et pertes d'azote dues a leur épandage. *Revue suisse Agric.* 17: 231-238.
- Biddlestone, A.J., K.R. Gray & C.A. Day 1987. Composting and straw decomposition. pp. 135-175 in C.F. Forster & D.A.J. Wase (eds.). *Environmental Biotechnology*. Ellis Howard, Cirencester, UK, 450 pp.
- Bockemühl, J. 1981. *Vom Leben des Komposthaufens*. 2. opplag. Philosophisch-Antroposophischer Verlag, Donau, Schweiz, 67 s.
- Bonazzi, G., L. Valli & S. Piccinini 1988. Controlling ammonia emission from poultry manure composting plants. Volatile emissions from livestock farming and sewage operations. Pp. 183-195 in V.C. Nielsen, J.H. Voorburg, P. L'Hermite (eds.) *Proceedings of a workshop*, Uppsala, Sweden 10-12 June 1987.
- Chang Yung 1967. The fungi of wheat straw compost; biochemical and physical studies. *Trans. British Mycol. Society* 50: 667-677.
- Chanyasak, V. & H. Kubota 1981. Carbon/Organic Nitrogen Ratio in Water Extract as Measure of Composting Degradation. *Journal of Fermentation Technology* 59: 215-219.
- Chanyasak, V., A. Katayama, M.F. Hirai, S. Mori & H. Kubota 1983a. Effects of compost maturity on growth of komatsuna (*Brassica Rapa* var. *pervidis*) in Neubauer's pot. I. Comparison of Growth in Compost Treatments with that in Inorganic Nutrient Treatments as Controls. *Soil Sci. Plant. Nutr.* 29: 239-250.

- Chanyasak, V., A. Katayama, M.F. Hirai, S. Mori & H. Kubota 1983b. Effects of compost maturity on growth of komatsuna (*Brassica Rapa* var. *pervidis*) in Neubauer's pot. II. Growth Inhibitory Factors and Assessments of Degree by Org.-C/org.-N Ratio of Water Extract. *Soil Sci. Plant Nutr.* 29: 251-259.
- Daverkosen, S., L. Hagelskjær & M. Tessbøl 1990. Kunsten at holde på kvælstoffet. *Økologisk jordbruk* 9 (1):4.
- Döhler, H. & M. Wiechmann 1988. Ammonia volatilization from liquid manure after application in the field. Agricultural waste management and environmental protection. Proceedings of the 4th international CIEC (International Scientific Centre of Fertilizers) symposium held in Braunschweig, German Federal Republic 11-14 May 1987. 2: 305-313.
- Emerton, B.L., C.R. Mote, H.H. Dowlen, J.S. Allison & W. Sanders 1988. Comparison of forced and naturally aerated composting of manure solids. *Applied Engineering in Agriculture* 4: 159-164.
- Ferns, S.E., J.B. Gerrish, T.L. Loudon & L.J. Segerlind 1986. Finite element model of composting dairy manure solids. 1. American Society of Agricultural Engineers. Paper No. 86-4543. 21 pp.
- Finstein, M.S. 1980. Composting microbial ecosystems: Implication for process design and control. *Compost Science* 21 (4): 25-27.
- Finstein, M.S., F.C. Miller, S.T. Strom, S.T. MacGregor & K.M. Prarianos 1983. Composting ecosystem management for waste treatment. *Bio/Technology* 1: 347-353.
- Gotaas, H.B. 1956. Composting, sanitary disposal and reclamation of organic wastes. World Health Organization, Geneva, 205 pp.
- Grey, K.R., K. Sherman & A.J. Biddlestone 1972. Review of composting, part 1. *Journal of the Soil Association* 17 (1): 33-47.
- Grey, K.R., K. Sherman & A.J. Biddlestone 1973a. Review of composting, part 2a - The practical process. *The Soil Association* 1 (1): 6-9.
- Grey, K.R., K. Sherman & A.J. Biddlestone 1973b. Review of composting, part 2b - The practical process. *The Soil Association* 1 (2): 7-10.
- Grey, K.R., A.J. Biddlestone & R. Clark. 1974 Review of composting, part 3 - Processes and products. *The Soil Association*, 2 (2): 7-12.
- Haga, K. 1986. *Jordbruk, samfunn og miljø. Hovedoppgåve*, Noregs landbrukshøgskole, 280 s.
- Hagen, S. & A. Lavoll 1982. Om kompostering. Hovedoppgåve, Noregs landbrukshøgskole, 135 s.
- Hand, P., W.A. Hayes, J.C. Frankland & J.E. Satchell 1988. Vermicomposting of cow slurry. *Pedologia* 31: 199-209. VEB Gustav Fisher Verlag, Jena.
- Inbar, Y., Y. Chen & Y. Hadar 1985. The use of composted slurry produced by methanogenic fermentation of cow manure as a growth media. *Acta horticulturae* 172: 75-82.
- Jacobsen, S.T. 1988a. Ammonia volatilization during composting of straw and slurry. Agricultural waste management and environmental protection. Proceedings of the 4th international CIEC (International Scientific Centre of Fertilizers) symposium held in Braunschweig, German Federal Republic 11-14 May 1987. 1: 283-291.
- Jacobsen, S.T. 1988b. Storage of animal slurries by composting with straw. Storing, handling and spreading of manure and municipal waste. Proceedings of the seminar of the 2nd and 3rd Technical Section of C.I.G.R., Uppsala, Sweden, 20-22 September 1988. *Jordbrukstekniska institutet rapport* 96.1: 14.1-8.
- Jeris, J.S. & R.W. Regan 1973a. Controlling environmental parameters for optimum composting. Part 1: Experimental procedures and temperature. *Compost Science* 14 (1): 10-15.
- Jeris, J.S. & R.W. Regan 1973b. Controlling environmental parameters for optimum composting. Part 2: Moisture, free air space and recycle. *Compost Science* 14 (2): 8-15.
- Jurcova, O. 1986. Changes of the physical properties of heavy soil in manuring with composted spruce bark. *Polnohospodarstvo* 32: 1018-1027.
- Juul, F. 1983. Muligheder for udnyttelse af fordampet kvælstoff fra komposteringsvarme s 57-69 i P. Tostrup & L. Berthelsen (red.) *Komposteringsvarme fra fast stallgødning*. Jordbrugsteknisk institutt. Meddelelse nr 43, Den kgl. veterinær- og landbohøjskole, København.
- Kemppainen, E. 1987. Innverkan av ströslag på stallgødsels kväve. NJF-rapport nr 39: 69-77.
- Kirchmann, H. 1985. Losses, plant uptake and utilization of manure nitrogen during a production cycle. *Acta Agric. Scand. Suppl.* 24, 77 pp.
- Kirchmann, H. 1986. *Komposteringsprocessen. Fakta-mark/växter*, SLU nr 14, 4 s.
- Kotchtitzky, O.W., W.K. Seaman & J.S. Wiley 1969. Municipal composting research at Johnson City, Tennessee. *Compost Science* 9 (4): 5-16.

- Lindley, J.A., D.W. Johnson & C.J. Clanton 1988. Effects of handling and storage systems on manure value. *Applied Engineering in Agriculture* 4: 246-252.
- Ljunggren, H. 1980. Mikrobiella processer i kompostklosetter. Upublisert notat, Sveriges Lantbruksuniversitet, 21 s.
- Lynch, J.M. 1987. Utilization of lignocellulosic wastes. Symposium series - Society for Applied Bacteriology 16: 71S-83S.
- MacGregor, S.T., F.C. Miller, K.M. Farianos & M.S. Finstein 1981. Composting process control based on interaction between microbial heat output and temperature. *Applied and Environmental Microbiology* 41: 1321-1330.
- Martinsen, J. 1976. Bruk av septikkslam og råslam ved dyrking av korn. PRA. 3.3. Rapporter fra NLH, 54 s.
- McCalla, T.M. 1960. Microorganisms and the breakdown of organic materials. *Compost Science* 1 (2): 12-18.
- Molland, O. 1980. Kompostering av råslam. *Vann* 15 (1): 12-18.
- Molland, O. & T.A. Pedersen 1982. Tørrkompostering av husdyrgjødsel. Sluttrapport nr 457 NLVF, Oslo, 14 s.
- Ndayegamiye, A. & D. Cote 1989. Effects of long-term pig slurry and solid cattle manure application on soil chemical and biological properties. *Canadian Journal of Soil Science* 69 (1): 39-47.
- Nielsen, L.K. 1986. Næringsstofftab ved kompostering af halm og gylle. Hovedoppgave, Den kgl. veterinær- og landbohøjskole, 87 s.
- Nielsen, L.K. 1987. Kompostering af husdyrgødning. Vinterhalvårets næringsstofftab. Ugeskrift for jordbrug 132:1539-1543.
- Pierr, A. & W. Werner 1989. Aspekte zur Stickstoffdynamik in ökologischen Produktionssystemen. s. 41-52 i B. Pedersen (red.) *Ecological agriculture in the Nordic countries. Report from the 1989 meeting of Nordic researchers and advisers in ecological agriculture and Nordic IFOAM*, Haderslev 21 to 24 Sept. 1989.
- Poincelot, R.P. 1974. A scientific examination of principles and practice of composting. *Compost Science* 15 (3): 24-31.
- Poincelot, R.P. 1975. The biochemistry and methology of composting. The Connecticut Agricultural Experiment Station, New Haven. Bulletin 754, 18 pp.
- Price, J.S. 1988. Development of a vermicomposting system. Agricultural waste management and environmental protection. Proceedings of the 4th international CIEC (International Scientific Centre of Fertilizers) symposium held in Braunschweig, German Federal Republic 11-14 May 1987. 1: 293-300.
- Roig, A., A. Lax, J. Cegarra, F. Costa & M.T. Hernandez 1988. Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Science* 146: 311-316.
- Schurhardt, F. 1978. Einfluss der Haufwerkstruktur auf den Kompostierungsverlauf, dargestellt am beispiel von Flusigmist - Feststoff - Gemengen. *Grund. Landtechnik* Bd 28 (2): 64-75.
- Schurhardt, F. 1988. Composting of liquid manure and straw. Agricultural waste management and environmental protection. Proceedings of the 4th international CIEC (International Scientific Centre of Fertilizers) symposium held in Braunschweig, German Federal Republic 11-14 May 1987. 1: 271-281.
- Scott, J.C. 1952. Health and agriculture in China. Faber and Faber LTD, London, 279 pp.
- Sommer, S. 1985. Ammoniakfordampning i landbruget. Økonomi og miljø. Ugeskrift for Jordbrug 130: 611-614.
- Suhr, K. 1990. Gode råd om kompost. Økologisk jordbrug 9 (3): 6.
- Tveitnes, S. & O.J. Skjelhaugen 1988. Besøk ved hurtigkomposteringsanlegg i Danmark. Reiserapport fra Inst. for jordfag, NLH. Upublisert, 4 s.
- University of California, Sanitary Engineering Laboratory 1953. Declaration of municipal refuse by composting. Technical Bulletin No. 9, Berkeley, California, 89 pp.
- Vigerust, E. 1984. Kloakkslam og avfallskompost på landbruksarealer. Sluttrapport nr 495, NLVF, Oslo, 12 s.
- Waksman, S.A., T.C. Cordon & N. Hulpoi 1939. Influence of temperature upon the microbiological population and decomposition processes in composts of stable manures. *Soil Science* 47:83-113.
- Wiley, J.S. & G. Pearce 1955. A preliminary study of high rate composting. *Proc. ASCE. Journal of Sanitary Engineering Division* 81 (846): 1-11.
- Wiley, J.S. 1957. Liquid content of garbage and refuse. *Proc. ASCE, Journal of Sanitary Engineering Division* 83 (1411): 1-27.

Zucconi, F., A. Peira, M. Forte & M. de Bertoldi 1981a. Evaluation toxicity of immature compost. *BioCycle* 22 (2): 54-57.

Zucconi, F., M. Forte, A. Monaco & M. de Bertoldi 1981b. Biological evaluation of compost maturity. *BioCycle* 22 (4): 27-29.