



# Komposteringsprocessens evne til nedbrydning af miljøproble- matiske organiske stofgrupper

Screening af litteratur

Lone A. Clowes, Per Haugsted Petersen og Marie Grønbæk

Februar 2008

# Komposteringsprocessens evne til nedbrydning af miljøproblematiske orga- niskke stofgrupper

Screening af litteratur

Lone A. Clowes, Per Haugsted Petersen og Marie Grønbæk

Februar 2008

Ref 08727348

I00024-1-CLSA(1)

Version 1

Dato 2008-02-22

Udarbejdet af LOC/MRIG/PRP

Kontrolleret af CLSA

Godkendt af PRP

Rambøll Danmark A/S

Englandsgade 25

DK-5100 Odense C

Danmark

Telefon +45 6542 5800

[www.ramboll.dk](http://www.ramboll.dk)

## Indholdsfortegnelse

<b>1.</b>	<b>Resume</b>	<b>1</b>
<b>2.</b>	<b>Baggrund</b>	<b>2</b>
2.1	Nedbrydning af organisk materiale ved kompostering	3
<b>3.</b>	<b>Sanitær effekt</b>	<b>5</b>
3.1	Spiredygtige frø	7
<b>4.</b>	<b>Biocider</b>	<b>8</b>
4.1	Triclosan	8
<b>5.</b>	<b>Miljøfremmede organiske stoffer</b>	<b>9</b>
<b>6.</b>	<b>Lægemidler</b>	<b>10</b>
<b>7.</b>	<b>Samlet vurdering</b>	<b>11</b>
<b>8.</b>	<b>Litteratur</b>	<b>12</b>

## 1. Resume

Der er gennemført en litteratur screening med det formål at søge information om komposteringsprocessens evne til at opnå en tilstrækkelig sanitær effekt (reduktion af patogener) ved kompostering af overskydende biomasse fra spildevandsrensning (spildevandsslam), samt komposteringsprocessens evne til nedbrydning af miljøproblematisk organiske stofgrupper, såsom biocider (specifikt triclosan), organiske miljøfremmede stoffer (PAH, LAS, DEHP og NPE) og lægemidler.

Screeningen viser, at litteratur omhandlende ovenstående problemstilling er sparsom, idet der dog er gennemført og rapporteret flere forsøg med nedbrydning af plantepatogener og ukrudtsfrø, samt nedbrydning af de organiske miljøfremmede stoffer PAH, LAS, DEHP og NPE. De gennemførte forsøg viser, at komposteringsprocessen er en effektiv metode til reduktion af ovennævnte stofgrupper.

Biocidet triclosan er påvist at kunne nedbrydes under aerobe betingelser i jordmiljøet, hvilket indikerer, at en tilsvarende nedbrydning må kunne forventes i en komposteringsproces.

Hvad angår lægemidler og deres nedbrydningsprodukter har disse egenskaber der ligner de organiske miljøfremmede stoffer nævnt ovenfor, og det kan derfor anses for sandsynligt, at komposteringsprocessen også vil være effektiv til nedbrydning af lægemiddelrester i spildevandsslam.

Det konkluderes, at komposteringsprocessens effektivitet med hensyn til nedbrydning af biocider og lægemiddelrester i spildevandsslam bør undersøges nærmere ved gennemførelse af konkrete forsøg.

## 2. Baggrund

Organiske miljøfremmede stoffer såsom blødgørere og rengøringsmidler, samt medicinrester og patogener, ledes i større eller mindre omfang med spildevandet til rensningsanlægget fra husholdninger og industri. Behandlingen i rensningsanlægget medfører, at disse uønskede stoffer i høj grad nedbrydes gennem kemiske og biologiske processer. Nedbrydningen er dog ikke fuldstændig. Afhængig af stoffernes fysiske og kemiske egenskaber, samt behandlingsmetoden på de enkelte rensningsanlæg, vil en større eller mindre del af de uønskede stoffer bindes til de partikler, der udgør den overskydende biomasse fra rensningsanlægget, det vi i populær tale kalder slam.

Anvendelse af biomasse fra rensningsanlæg i jordbrugssammenhæng er derfor reguleret. Afskæringsværdier for tilladeligt indhold af uønskede stoffer er lovgivningsmæssigt fastsat efter "Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål" /Miljø & Energi Ministeriet 2000/. Reguleringen skal bl.a. sikre, at det er miljømæssigt forsvarligt at anvende spildevandsslam i jordbrugssammenhæng, således at gødnings- og jordforbedringsværdien i slammet udnyttes.

Aktuelle undersøgelser af rester af lægemidler i vandmiljøet i umiddelbar nærhed af rensningsanlæg, dambrug og gylleudbringningssteder /Mogensen, B. *et al.* 2008/ stiller spørgsmålstegn ved, hvorvidt nuværende overvågning af recipienter er tilstrækkelig. Undersøgelserne viser, at rester af flere lægemiddelstoffer, samt biocidet triclosan, hyppigt forekommer i udløbsvand fra rensningsanlæggene samt for nogle lægemiddelstoffers vedkommende også i spildevandsslam.

Der er begrænset viden og litteratur omhandlende medicinresters nedbrydning, optag og udvaskning efter direkte udbringning på landbrugsjord via spildevandsslam (Ingvertsen, S.T. *et al.* 2006). Flere grupper af lægemiddelstoffer har mange lighedspunkter med de organiske miljøfremmede stoffer PAH (PolyAromatisk Hydrocarbon), LAS (Lineær AlkylBenzen Sulfonat), DEHP (Di(2-EthylHexyl)Phtalat) og NPE (Nonyl Phenol Ethxylat) og problematikken omkring indholdet af lægemiddelrester i spildevandsslam er meget lig problematikken omkring indholdet af organiske miljøfremmede stoffer.

Indhold af organiske miljøfremmede stoffer i spildevandsslam gav i 90'erne grund til bekymring. Afskæringsværdier for indhold af de miljøfremmede stoffer blev fastsat i "Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål". Flere kommuner måtte konstatere, at afskæringsværdien for indholdet af nogle af de miljøfremmede stoffer var overskredet i slammet fra enkelte rensningsanlæg, hvilket således begrænsede muligheden for direkte udbringning på landbrugsjord.

I den forbindelse blev der i perioden fra 1997 til 1999 gennemført forsøg som dokumenterede kompostering som effektiv metode til nedbrydning af organiske miljøfremmede stoffer i spildevandsslam (Petersen, P.H. og Clowes, L.A. 2000). Resulta-

terne, i form af massebalance og analyser viste, at det ved kompostering var muligt at nedbringe koncentrationen af de miljøfremmede stoffer til et niveau, hvor alle afskæringsværdier blev overholdt. Undtagelsen fra dette var kompostering af spildevandsslam med meget forhøjet indhold af miljøfremmede stoffer.

Kompostering finder sted ved mikrobiologisk nedbrydning af organisk materiale under tilstedeværelse af ilt. Hovedproduktet af den biologiske omsætning er kuldioxid, vand og varme. Omsætningshastigheden under kompostering er bl.a. afhængig af sammensætningen af det organiske materiale i komposten samt de enkelte stoffers opbygning. Som det er tilfældet med organiske miljøfremmede stoffer, vil nedbrydningen af nogle typer af medicinrester, biocider og patogener øges ved tilstedeværelse af ilt og mikroorganismer. Det er derfor sandsynligt at kompostering af spildevandsslam, også vil føre til nedbrydning af de nævnte stofgrupper.

Nærværende notat er udarbejdet som en screening af litteratur med henblik på erfaringsopsamling for nedbrydning af medicinrester, triclosan, organiske miljøfremmede stoffer samt patogener ved kompostering af spildevandsslam.

Litteratur omhandlende medicinrester i spildevandsslam er, som tidligere nævnt, meget begrænset, og undersøgelser der omhandler kompostering af sådanne slamtyper, er umiddelbart ikke eksisterende /Halling-Sørensen, B. 2008. Pers. kommentar/. Hvad angår patogener og organiske miljøfremmede stoffer, blev der i december 2006 udgivet en hvidbog med titlen "Videnssynthese og factsheets om: Genanvendelse af spildevandsslam og anden affaldsbiomasse til jordbrugsformål" /Ingvertsen, S.T. *et al.* 2006/. Hvidbogen og den bagvedliggende litteratur har sammen med nyere udgivelser og litteratur, der mere konkret beskæftiger sig med kompostering, dannet udgangspunkt for nærværende litteraturstudie. Dette skal ikke ses som en komplet litteraturopsamling, men derimod som en screening af litteratur for informationer om komposteringsprocessens evne til nedbrydning af miljøproblematisk organiske stofgrupper.

Litteraturstudiet følges op af praktiske forsøg med nedbrydning af medicinrester i spildevandsslam under kompostering. Forsøgene gennemføres i foråret 2008 og afreporteres særskilt.

## 2.1 **Nedbrydning af organisk materiale ved kompostering**

Som allerede nævnt er kompostering en biologisk nedbrydning af organisk materiale under tilstedeværelse af ilt. I komposteringsprocessen nedbryder mikroorganismer organisk materiale og producerer kuldioxid, vand, varme og humus, så der skabes et stabilt humusprodukt.

Forudsætningen for at opnå hurtig nedbrydning af organisk materiale er, at komposteringsforholdene er optimale gennem hele processen med hensyn til vandindhold, iltindhold, kulstof-kvælstofforholdet (C/N forhold) og pH.

Er disse forhold til stede, vil mikroorganismene have optimale forhold, og komposteringsprocessen vil gennemløbe tre faser: 1) den mesofile fase (moderat tempe-

ratur), der varer i et par dage, 2) den termofile fase (høj temperatur), der kan vare fra nogle få dage til flere måneder, og endelig 3) køle- og modningsfasen, der kan vare i flere måneder.

Forskellige samfund af mikroorganismer dominerer i de forskellige faser af komposteringen. I starten nedbrydes de opløselige, letnedbrydelige stoffer hurtigt af mesofile mikroorganismer. Den varme, de producerer som følge af nedbrydningsprocessen, får hurtigt temperaturen i komposten til at stige.

Efterhånden som temperaturen når op over ca. 40 °C, bliver de mesofile mikroorganismer mindre konkurrencedygtige og erstattes af termofile mikroorganismer. Ved en temperatur på 55 °C og derover bliver de fleste menneske- og plantepatogener ødelagt. Når mikroorganismer har optimale betingelser, sker komposteringen hurtigt, og der frigives så meget energi, at temperaturen i komposten stiger til over 70 °C i den termofile fase.

Da temperaturer på over ca. 65 °C dræber mange former for mikrober og begrænser nedbrydningsgraden, vil man på komposteringsanlæg søge mod at holde temperaturen i komposten under denne temperatur. Dette kan gøres ved at belufte og/eller vende komposten.

I den termofile fase fremskynder høje temperaturer nedbrydningen af proteiner, fedtstoffer og komplekse kulhydrater, som f.eks. cellulose og hemicellulose, som er de større strukturelle molekyler i planter. Komposttemperaturen falder gradvist, efterhånden som mængden af disse højenergi-forbindelser opbruges, og til sidst tager de mesofile mikroorganismer igen over for at nedbryde det resterende organiske materiale i afkølings- og eftermodningsfasen.

Ved temperaturerne i den termofile fase kan det påregnes, at en række mikroorganismer i vækstfasen samt patogener og parasitter vil blive nedbrudt:

- Smittestoffer, herunder bakterier, virus og parasitter uskadeliggøres i stor udstrækning på grund af den høje temperatur i kompostmassen og på grund af enzymatisk nedbrydning
- Miljøfremmede organiske stoffer nedbrydes enzymatisk på linie med andet organisk stof i kompostmassen
- Den samlede tørstofmasse reduceres ved nedbrydningen, og vandindholdet reduceres i forbindelse med temperaturstigningen
- Mikroorganismer i hvilefase, f.eks. sporer, vil blive nedbrudt afhængig af sporestadiet's følsomhed overfor temperaturen
- Både levende snegle af typen iberisk skovsnegl, "dræbersnegl", samt disses æg vil ikke kunne overleve et kontrolleret komposteringsforløb, hvor temperaturen i længere perioder er 55-60°C

### 3. Sanitær effekt

For at sikre mod miljøpåvirkninger stilles der krav til den sanitære kvalitet af affaldsprodukter til jordbrugsformål. Der er derfor i "Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål" angivet hygiejnisk begrundede anvendelsesrestriktioner for affald efter forskellige behandlinger. For behandlet spildevandsslam stilles der krav til maksimalt indhold af patogenerne *Salmonella*, *E.coli* samt enterokokker (fækal bakterier), som skal være opfyldt, for at det kan anvendes frit. Tilstedeværelse af disse patogener anvendes som mål for hygiejniseringsgraden generelt og fortæller således noget om den sanitære tilstand af produktet /Carrington, E.G. 2001/.

Afhængig af behandlingsprocessen på rensningsanlægget vil indholdet af både bakterier, svampe, protozoer og vira være forhøjet i spildevandsslammet, da disse mikroorganismer i høj grad adsorberer til faste stoffer /Lucena, F. *et al.* 2006/. Bakterier kan leve uafhængigt af andre organismer (modsat vira) og formerer sig, så snart betingelserne er til det. De naturlige omgivelser for disse organismer er i tarmene, men i spildevandsslam vil de kunne finde en tilstrækkelig mængde af næring til at kunne opformere sig. Selv ugunstige vilkår betyder ikke nødvendigvis, at mikroorganismene dør. Nogle danner sporer eller cyster. Strukturer som gør dem i stand til at overleve perioder, hvor forholdene ikke er optimale.

Det samme vil være tilfældet med plantepatogener hvor sporer, æg, mycelium eller celler, alt afhængig af patogenets art, vil have tendens til at opkoncentreres i spildevandsslammet /Mikkelsen, L. *et al.* 2006/.

Forsøg med kompostering af spildevandsslam indeholdende nematode æg, enterovirus, *E. coli* og enterokokker samt *Listeria monocytogenes*, *Salmonella* sp. og *Clostridium perfringens*, viser, at kompostering er effektiv i forhold til at hygiejnisere spildevandsslam /Pourcher, A.M. *et al.* 2005/. I det pågældende forsøg blev spildevandsslam samkomposteret med halm over en 7 måneders periode. Temperaturen blev fulgt under komposteringsprocessen, og komposten blev vendt hver måned. Umiddelbart efter vendingen blev der udtaget prøver 3 steder i milen.

Allerede efter 1. vending kunne vira ikke detekteres i komposten, hvorimod andre mikroorganismegrupper blev fundet op til den 3. vending. Koncentrationen af *Salmonella*, enterovirus og levedygtige nematode æg var under detektionsniveau i den færdige kompost /Pourcher, A.M. *et al.* 2005/. Temperaturregistreringer viser variationer fra bund til midte af komposten. I bunden kom temperaturen ikke over 55 °C, hvor højeste temperaturer blev registreret til 66 °C midt i milen.

Lave temperaturer og høj fugtighed giver mulighed for lang overlevelsestid i spildevandsslam (2-3 måneder) for *Salmonella* sp., *E. coli*, *Campylobacter* og *Enterossus* /Ingvertsen, S.T. *et al.* 2006/. Ved kompostering vil den høje temperatur dog resultere i at store dele af de patogene mikroorganismer, der er i slammet, vil inaktiveres. Carrington, E.G. (2001) finder en effektiv hygiejnisering og stabilisering af spildevandsslam i forbindelse med kompostering. Dette forekommer ved, at alle materialer holdes på en temperatur på mindst 55 °C i mindst 4 timer mellem hver vending



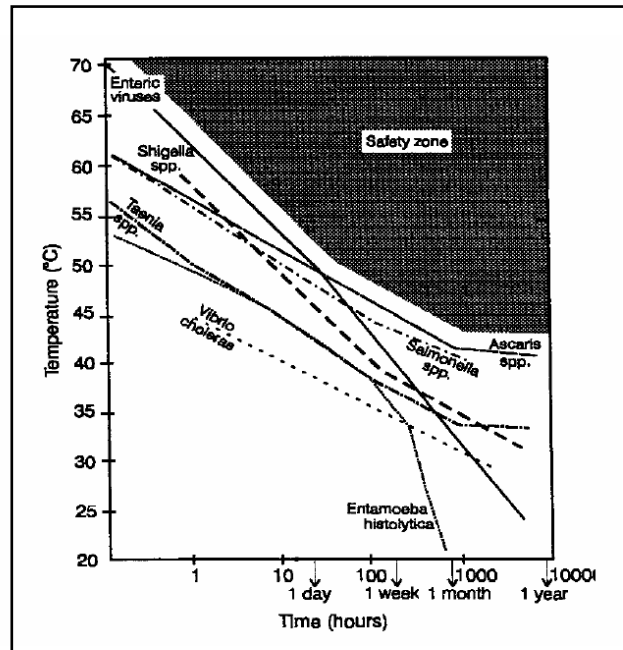
af kompostmassen. Forfatteren konstaterer, at en sådan behandling nedbryder humane og veterinære patogener samt plantepatogenerne til et niveau, hvor der ikke er en risiko for dyr, mennesker eller planter. Patogenerne udkonkurreres simpelthen af de nedbrydende mikroorganismer, som opformerer under komposteringsprocessen /Ingvertsen, S.T. *et al.* 2006/.

På trods af at de fleste bakterier inaktiveres ved temperaturer på over 70 °C i løbet af en relativ kort periode, vil lavere temperaturer over en længere periode ligeledes være effektiv i at nedbringe koncentrationen af bakterier /Ingvertsen, S.T. *et al.* 2006/. En maximum temperatur på 64-70 °C og kompostering i 21 dage findes at være tilstrækkelig til at reducere antallet af de fleste plantepatogener til et niveau, som ligger under, hvad der i dag er målbart. Kortere perioder og/eller lavere temperaturer kan være nok til udryddelse af mange plantepatogener /Mikkelsen, L. *et al.* 2006/. Dette vil således kunne finde sted ved en optimeret komposteringsproces.

Et eksempel er *Plasmodiophora brassicae*, en svamp, som forårsager sygdommen kålbrot. Fuldskala kompostering viste, at nedbrydning af *P. brassicae* kræver 50-60 °C i mindst 7 dage og en fugtighed på 50 % eller mere /Mikkelsen, L. *et al.* 2006/. Ylimäki, A. *et al.* (1983) fandt dog, at et højt niveau af podet *P. brassicae* overlevede kompostering i en uge efter 3 uger med en temperatur på 60-65 °C. Derimod blev svampen udryddet efter 1 uge med 70 °C, optimal fugtighed og pH /Mikkelsen, L. *et al.* 2006/.

Bruns, C. *et al.* (1993) og Christensen, K.K. *et al.* (2001) fandt svampen udryddet ved komposteringstemperaturer på 60-70 °C i 7-21 dage. Hvor man i et andet kompostforsøg udryddede *P. brassicae* i løbet af 21 dage og en temperatur på 54-55 °C eller 24-48 timer ved 70 °C. /Lopez-Real, J. & Foster, M. 1985; Bollen, G.J. *et al.* 1989/ Ved lavere temperaturer, under kompostens modningsfase, fandt både Bollen, G.J. *et al.* (1989) og Ryckeboer, J. *et al.* (2002b) at svampen kunne overleve i flere uger.

Ovenstående eksempler viser generelt, at spildevandsslam, der har gennemgået et længere varende optimeret komposteringsforløb, vil have en stabiliseringsgrad og hygiejniseringsgrad, der langt hen ad vejen opfylder de hygiejniske krav hvad angår maksimalt indhold af patogener. Dette skyldes de høje temperaturer, der opnås under kompostering, idet temperaturerne typisk når langt højere end de 55 °C, samt den udkonkurrering der vil finde sted fra de nedbrydende mikroorganismer /Ingvertsen, S.T. *et al.* 2006/.



Figur 1. Tiden i forhold til temperaturen krævet for at producere spildevandsslam uden patogener. Kilde: European Communities, 2001. Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction – final report. NO B4-3040/2001/322179/MAR/A2

Dette forhold er dog ikke altid gældende. Kompostering er ikke en steriliseringsproces, og nogle enkelte plantepatogener kan overleve kompostering.

*Tobacco mosaic virus* (TMV) er et varmetolerant plantevirus, som kan overleve lange perioder ved høje temperaturer. Kompostforsøg gennemført med bladmateriale inficeret med TMV viste, at det kræver en komposttemperatur på 80 °C i 7 dage for at udrydde TMV patogenet. I tilfældet med TMV viser forsøg, at virus overlever i komposten ved en temperatur på 60 °C over 35 dage. I dette tilfælde er en komposteringsproces således ikke tilstrækkelig i forhold til, at det færdige produkt skal være fri for plantepatogener /Mikkelsen, L. et al. 2006/.

### 3.1 Spiredygtige frø

Tilstedeværelsen af ukrudtsfrø i kompost er ikke et hygiejnisk problem, men et spørgsmål om kompostens kvalitet. For spiredygtige frø i kompost er der muligvis en sammenhæng mellem inaktivering af patogener og inaktivering af ukrudtsfrø. Dette har ført til spekulationer om anvendelse af ukrudtsfrø som indikator for sanitær tilstand af kompost /Idelmann, M. et al. 1997/.

Frø fra tomat (*Lycopersicon esculentum*) er mere resistente overfor varme end de fleste plantepatogener og frø fra ukrudt. /Idelmann, M. et al. 1997/. Som nævnt ovenfor vil kompostering give anledning til udvikling af så høje temperaturer, at selv

meget varmetolerante frø må forventes at blive inaktiveret /Tompkins D.K. *et al.* 1998/.

En undersøgelse med kompostering af bionedbrydeligt organisk affald viser, at kun frø fra opret amarant (*Amaranthus retroflexus*) viste spiredygtighed efter to ugers kompostering. Efter fire uger var alle frø inaktive. Forfatterne formoder, at en høj temperatur i kombination med høj fugtighed var den væsentligste grund til de inaktive frø. Desuden mener de, at en høj grad af mikrobiel aktivitet spiller en rolle. Ligesom ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) dannet under komposteringsprocessen kan være giftigt for frø /Tompkins D.K. *et al.* 1998/.

Schüler, C. *et al.* (1996) fandt i en test-kompost med plantepatogener og ukrudtsfrø at frø fra hvidkløver (*Trifolium repens*) var sværest at slå ihjel. Det krævede 56 °C at inaktivere disse frø. Ved en undersøgelse af frø fra ukrudt i komposteret græs fandt Churchill, D.B. *et al.* (1996) en sammenhæng mellem frøenes overlevelse og antal af vendinger af komposten. Flere frø døde, når komposten blev vendt et stigende antal gange. Dødeligheden af frø var dog ikke relateret til, hvor dybt frøene var placeret i komposten, eller hvordan komposten blev vendt.

## 4. Biocider

Biocider er en samlebetegnelse for kemiske stoffer, der er beregnet til at bekæmpe skadedyr, insekter, bakterier, svampe m.v. Biocider bruges bredt og anvendes bl.a. i træimprægning, skibsmaling, desinficeringsmidler, som insekticid og til konservering. Bakteriocidet triclosan er et af de mere kendte biocider der bl.a. anvendes i tandpasta, i mundskyllemiddel og i sportstøj /Miljøstyrelsen 2003; Bester, K. 2004/.

### 4.1 Triclosan

Triclosan havner typisk i miljøet via udløb fra rensningsanlæg samt ved udbringning af spildevandsslam på landbrugsjord. Litteratur omhandlende kompostering af spildevandsslam indeholdende triclosan er yderst sparsom.

En undersøgelse af et tysk rensningsanlæg viser, at mere end 90 % af det triclosan der blev ledt til rensningsanlægget med spildevandet, blev fjernet i rensningsprocessen. Ud af de 90 % blev 30 % adsorberet til slammet /Bester, K. 2003/. Andre undersøgelser på rensningsanlæg i Schweiz og Tyskland viser ligeledes, at 90 - 96 % af triclosan i vandet fjernes ved rensningsprocesser. Kun få procent af det indkomne triclosan omdannes til triclosanmethyl. Størstedelen af triclosan blev bundet til spildevandsslammet. Undersøgelsen viser, at ud over sorption til slammet, spiller mikroorganismer en væsentlig rolle i fjernelse af triclosan under rensningsprocessen. /Bester, K. 2004; Mogensen, B. *et al.* 2008/.

I en undersøgelse foretaget af DMU i 2008 blev triclosan påvist både i tilløb og udløb fra rensningsanlæg. Triclosan blev ligeledes fundet i alle de undersøgte prøver af spildevandsslam. Det skønnes, at koncentrationen af triclosan i landbrugsjord efter ud-

bringning af det undersøgte spildevandsslam vil resultere i værdier højere end PNEC (predicted no-effect concentration) overfor jordlevende organismer /Mogensen, B. *et al.* 2008/.

I en undersøgelse med triclosan i jord fra 2007 har Ying, G-G. *et al.* vha. modellering fundet, at triclosan nedbrydes fuldstændig i jord i løbet af måneder, men den primære nedbrydning sker ved en halveringstid på få uger. Nedbrydningen sker kun under aerobe forhold. I et laboratorieforsøg i usteril aerob jord fandt man, at triclosan blev nedbrudt ved en halveringstid på 18 dage, mens der ingen nedbrydning fandt sted i aerob, steril jord eller i usteril jord under anaerobe forhold. Man fandt ingen negative effekter af triclosan på den mikrobielle aktivitet i jorden /Ying, G-G. *et al.* 2007/.

Idet triclosan nedbrydes mikrobielt under aerobe forhold /Bester, K. 2004/, kan man forvente en positiv effekt i forhold til nedbrydning af stoffet ved kompostering af spildevandsslam indeholdende triclosan.

## 5. Miljøfremmede organiske stoffer

Følgende stofgrupper er på miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer i miljøet, og der er i slambekendtgørelsen fastsat afskæringsværdier på baggrund af jordkvalitetskriterier /Petersen, P.H. og Clowes, L.A. 2000; Ingvertsen, S.T. *et al.* 2006/:

- LAS - lineær alkylbenzen sulfonat. Opløsningsmidler, som bl.a. findes i vaske- og rengøringsmidler. Desuden er stoffet kendt for at skade jordlevende organismer, da det er i stand til at opløse biomembraner (lipider/fedtsyrer).
- DEHP - di(2-ethylhexyl)phthalat. Blødgører i bl.a. plastmaterialer og maling. Stoffet mistænkes for at være kræftfremkaldende og nedsætte evnen til forplantning hos mennesker (østrogeneffekt).
- NPE - (henholdsvis nonylphenol (+ ethoxylater)). Bruges bl.a. i vaske- og rengøringsmidler, køle- og smøremidler samt som bæremiddel for pesticider. NPE nedbrydes til NP, som er svært nedbrydelig og derfor opkoncentreres. Stoffet er bl.a. hormonforstyrrende, og kan påvirke forplantningsevnen hos både dyr og mennesker.
- PAH - polycykliske aromatiske hydrocarboner. Findes i tjære-, olie- og benzolprodukter. Tunge PAH'er er svært nedbrydelige og stort set uopløselige i vand. Mange af stofferne er kendt for at være kræftfremkaldende i dyr og mennesker. Derfor anses enhver målelig koncentration i planter og afgrøder for kritisk.

Fuldskalaforsøg med milekompostering af spildevandsslam med forhøjet indhold af organiske miljøfremmede stoffer, dokumenteret overfor Miljøstyrelsen, viser at indholdet af de 4 stofgrupper reduceres under en optimeret, kontrolleret kompostering /Petersen, P.H. og Clowes, L.A. 2000/.

Fuldskalaforsøget blev gennemført som aerob milekompostering af biomassen med halm og neddelt have-/parkaffald. Milerne komposterede i 8 uger. I denne periode blev termofile temperaturer på 60-70 °C registreret. Herefter blev milerne lagt til afkøling i 2 uger og eftermodnet i 12 uger, hvorefter der blev udtaget kompostprøver til analyse.

Resultaterne viste, at indholdet af LAS var reduceret til under detektionsniveau. Indholdet af NPE og DEHP var reduceret med henholdsvis 81 % og 75 %, beregnet som den gennemsnitlige massereduktion for de enkelte kompostpartier. For PAH fandtes en reduktion på 35 %. PAH og DEHP har nedsat biotilgængelighed i forhold til LAS og NP, hvilket forklarer den længere halveringstid for disse stoffer /Ingvertsen, S.T. *et al.* 2006/.

Resultaterne viste, at det for alle stofgrupper gjaldt, at koncentrationerne var reduceret til et niveau, der medførte, at det færdige produkt uden problemer kunne udbringes på landbrugsjord /Petersen, P.H. og Clowes, L.A. 2000/.

Andre forsøg med kompostering indikerer, at en forlænget komposteringsperiode vil kunne give anledning til fortsat reduktion i indholdet af de organiske miljøfremmede stoffer /Ingvertsen, S.T. *et al.* 2006/.

## 6. Lægemidler

Rester af lægemiddelstoffer tilføres rensningsanlæg via spildevand. Det drejer sig primært om humant anvendte lægemiddelstoffer, der udskilles fra kroppen via toiletbesøg og lignende. De veterinært anvendte stoffer vil derimod oftest ende i gylle.

Miljøstyrelsen har i 2002 udpeget lægemidler inden for 5 anvendelsesområder, henholdsvis gigt, smerter, hjerte og kredsløb, kønshormoner og infektionssygdomme, som potentielt kan udgøre en fare ved direkte udbringning af spildevandsslam; De omtalte anvendelsesområder omfatter lægemidlerne, ibuprofen, paracetamol, furosemid, bendroflumethiazid, østrogener og antibiotika.

En screening for indhold af 31 udvalgte lægemidler i indløb og udløb fra rensningsanlæg fandt 15 ud af de 31 lægemidler i indløbet til rensningsanlægget. Ud af de 15 stoffer i indløbet, kunne de 13 også detekteres i udløb /Mogensen, B.B. *et al* 2008/. Koncentrationerne i udløb var i de fleste tilfælde væsentlig lavere end i indløb. Her vil reduktionsgraden, som også nævnt for andre uønskede stoffer, afhænge af både lægemiddel og af processerne på renseanlægget. Afhængig af lægemidlernes vandopløselighed vil en del af de lægemidler, der føres til rensningsanlægget, sorberes i spildevandsslammet /Miljøstyrelsen 2007/ og således potentielt føres på landbrugsjord ved direkte udbringning af denne fraktion.

I før nævnte undersøgelse fandt Mogensens, B.B. *et al.* (2008) stofferne sulfamethizol (antibiotika), furosemid (hjerte og kredsløb) og cimetidin (mod bl.a. mavesår) i ti ud af ti slamprøver. Samme tre stoffer var blandt dem med de højeste koncentrationer i udløb i forhold til indløb. Desuden fandt man erythromycin (antibiotikum) og amlodipin (hjerte og kredsløb) i henholdsvis syv og otte ud af ti slamprøver. Disse blev ikke påvist, hverken i indløb eller udløb. Der foreligger ikke økotoksikologiske data for stofferne i jord, og den miljømæssige betydning af stoffernes forekomst i slam ved eventuel anvendelse af slammet til jordbrugsformål kan derfor ikke vurderes.

En litteraturudredning fra Beausse i 2004 /Ingvertsen, S.T. *et al.* 2006/ viser, at visse lægemidler har potentiale for at ophobes i de øvre jordlag efter slamudbringning. Afhængig af stoffernes tilgængelighed for udvaskning fra jorden, vil der endvidere kunne finde udvaskning sted til vandmiljøet, som direkte følge af udbringningen af slam på landbrugsjord /Ingvertsen, S.T. *et al.* 2006/.

Mange lægemidler eller deres nedbrydningsprodukter har egenskaber, der ligner de organiske miljøfremmede stoffer, PAH (PolyAromatisk Hydrocarbon), LAS (Lineær AlkylBenzen Sulfonat), DEHP (Di(2-EthylHexyl)Phtalat) og NPE (Nonyl Phenol Ethxy-lat). For disse lægemidlers vedkommende forventes det derfor, at de besidder egenskaber lignende dem, de organiske miljøfremmede forbindelser har /Ingvertsen, S.T. *et al.* 2006/. Nedbrydning af miljøfremmede stoffer i spildevandsslam gennem kompostering er veldokumenteret /Petersen, P.H. og Clowes, L.A. 2000/. Det ville således være interessant at undersøge, hvorvidt kompostering også vil nedbryde eventuelle rester af lægemidler indeholdt i spildevandsslam. Der er ikke umiddelbart gennemført sådanne undersøgelser.

Nedbrydning af organiske miljøfremmede stoffer finder sted under komposteringsprocessen på grund af kompostens indhold af mikroorganismer, mesofile og termofile temperaturer, der i løbet af komposteringsprocessen favoriserer forskellige grupper af nedbrydere (bakterier og svampe) og tilstedeværelsen af ilt og vand (jvf. afsnit 1.1). Disse forhold giver gode muligheder for nedbrydning af en bred række organiske stoffer. Det vil derfor være sandsynligt, at kompostering af spildevandsslam indeholdende lægemiddelrester, vil føre til nedbrydning af disse uønskede stoffer.

## 7. Samlet vurdering

Ved optimeret kompostering udnyttes naturligt forekommende mikroorganismer til nedbrydning (mineralisering) af det organiske stof i kompostmassen under forbrug af atmosfærisk ilt. Ved nedbrydningen frigives der energi, hvorved temperaturen stiger til over 70 °C. Herved nedbrydes sygdomsfremkaldende stoffer, og spiredygtige plantefrø inaktiveres.

Litteraturen, omhandlende komposteringsprocessens evne til nedbrydning af miljøproblematisk organiske stofgrupper, er sparsom. Flere forsøg er dog gennemført

med nedbrydning af plantepatogener og ukrudtsfrø samt de organiske miljøfremmede stoffer NPE, LAS, DEHP og PAH. Den umiddelbart tilgængelige litteratur, screenet i nærværende undersøgelse, dokumenterer kompostering som en effektiv måde, hvormed koncentrationen af de uønskede organiske stoffer i spildevandsslam kan nedbringes.

Der er ingen umiddelbare erfaringer, der omhandler nedbrydning af lægemiddelstoffer under kompostering. Mange lægemiddelstoffer, samt disses nedbrydningsprodukter, har egenskaber lig de organiske miljøfremmede stoffers. Det kan således antages, at også rester af lægemidler, der ender i spildevandsslam via rensningsanlægene, vil være tilgængelige for nedbrydning under kompostering. Dette bør undersøges nærmere ved forsøg.

Triclosan er i flere tilfælde konstateret i spildevandsslam fra rensningsanlæg. Der er ikke fundet litteratur omhandlende nedbrydning af dette biocid ved kompostering. Men litteratur der dokumenter at triclosan nedbrydes mikrobielt under aerobe betingelser, indikerer at stoffet også vil kunne nedbrydes under de forhold der forekommer under kompostering. Ydermere tyder stoffets egenskaber på, at også dette organiske stof vil nedbrydes under kompostering. Dette bør undersøges nærmere såvel som også andre biociders indhold i spildevandsslam og disses nedbrydning under kompostering, kunne give anledning til en undersøgelse.

## 8. Litteratur

Bester, K. 2003. Triclosan in a sewage treatment process – balances and monitoring data.

Bester, K. 2004. Fate of Triclosan and Triclosan-Methyl in Sewage Treatment Plants and Surface Waters.

Bollen G. J.; Volker D. og Wijnen, A.P. 1989. Inactivation of soil-borne plant pathogens during small-scale composting of crop residues . *Netherlands Journal of Plant Pathology* 95. S. 19-30.

Bruns, C.; Gottschall, A.; Zeller, W.; Schueler, B. og Vogtmann, H. 1993. Survival rates of plant pathogens during composting of biogenic wastes in commercial composting plants under different decomposition conditions. In *Soil biota, nutrient cycling and farming systems* ed. Paoletti, M.G., Foissner, W. and Coleman, D. Boca Raton: Lewis Publishers/CRC Press. pp. 42-51.

Carrington, E.G. 2001. Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction – final report. Study contract no B4-3040/2001/322179/MAR/A2 for the European Commission Directorate-General Environment.

Christensen, K.K.; Kron, E. og Carlsbæk, M. *Sanitary Aspects of Composting Biodegradable Waste. Towards a Nordic Evaluation Model.* 1999.

Christensen, K.K.; Kron, E. and Carlsbaek M. (2001). Development of a Nordic system for evaluating the sanitary quality of compost. TemaNord 2001:550. Nordic council of ministers, 125 pp.

Churchill, D.B.; Alderman, S.C.; Mueller-Warrant, G.W.; Elliott, L.F. og Blisland, D.M. 1996. Survival of weed seeds and seed pathogen propagates in composted grass seed straw. *Applied Engineering in Agriculture*, 12: 57-63.

Idelmann, M.; Schüler, C.; Bruns, C.; Marciniszyn, E.; Gottschall, R.; Waldow, F. og Wolf, G.A. 1997. Phytohygiene der Bioabfall-kompostierung. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück.

Ingvertsen, S.T.; Magid J. og Jensen L.S. 2006. Videnssyntese og factsheets om: Genanvendelse af spildevandsslam og anden affaldsbiomasse til jordbrugsformål. Hvidbogsprojekt udført for Brancheforeningen for Genanvendelse af Organiske Restprodukter til Jordbrugsformål. Institut for Jordbrugsvidenskab. Den Kgl. Veterinær og Landbohøjskole.

Lopez-Real, J. og Foster, M. 1985. Plant pathogen survival during composting of agricultural organic wastes. In *Composting of Agricultural Wastes* ed. Gasser, J.K.R.. London: Elsevier Applied Science Publishers. S. 291-299.

Lucena F.; Blanch A.R. og Jofre J. 2006. Critical review on: Methods for Bacteriophages (and viruses) to be monitored in EU in sludges, soils and treated biowastes.

Mikkelsen, L.; Elphinstone, J. og Jensen, D. F. 2006. Literature review on detection and eradication of plant pathogens in sludge, soils and treated biowaste.

Miljø & Energi Ministeriet. Bekendtgørelse nr. 49 af 20. januar 2000 om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål. Slambekendtgørelsen.

Miljøstyrelsen. 2002. Stuer-Lauridsen, F.; Hansen, L.; Birkved, M.; Kjølholdt, J. og Mikkelsen, S. Miljøprojekt nr. 661 2002. Litteraturudredning vedrørende human medicin i miljøet. Miljøstyrelsen. Miljøministeriet.

Miljøstyrelsen. 2003. Miljøprojekt nr. 843. Gennemgang af miljøreguleringen med fokus på sundhedsaspekterne. Miljøstyrelsen. Miljøministeriet.

Miljøstyrelsen. 2007. Pedersen, B.M.; Nielsen, U. og Halling-Sørensen, B. Miljøprojekt Nr. 1189 2007. Begrænsning af humane lægemiddelrester og antibiotikaresistens i spildevand med fokus på reduktion ved kilden. Miljøstyrelsen. Miljøministeriet.

Mogensen, B.; Bossi, R.; Kjær, J.; Juhler, R. og Boutrup, S. 2008. Lægemidler og triclosan i punktkilder og vandmiljøet. NOVANA-Screeningsundersøgelser af det



akvatiske miljø. Danmarks Miljøundersøgelser ved Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 638. 35.

Petersen, P.H. og Clowes L.A. 2000. Nedbrydning af organiske miljøfremmede stoffer ved kompostering. Vand & Jord. 7. årgang, nr. 4, december 2000. S. 151-155.

Pourcher, A-M.; Morand, P.; Picard-Bonnaud, F.; Billaudel, S.; Monpoeho, S.; Federighi, M. Ferré, V. og Moguedet, G. Decrease of enteric micro-organisms from rural sewage sludge during thier composting in straw mixture. J. Appl. Microbiol. 2005; 99 (3): 528-39.

Ryckeboer, J.; Cops, S. og Coosemans, J. 2002b. The fate of plant pathogens and seeds during backyard composting of vegetable, fruit and garden wastes. In Microbiology of Composting ed. Insam,H., Riddech,N. and Klammer,S. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. S. 527-537.

Schüler, C.; Idelmann, M.; Waldow, F. og Wolf, G.A. 1996. Phytohygiene der Bioabfallkompostierung – Ergebnisse des DBU-Vorhabens (projekt 01766). In Stegmann (ed.) Neue Techniken der Kompostierung. BMBF-Status seminarium, 201-219.

Tompkins, D.K.; Chaw, D. og Abiola, A.T. 1998. Effect of windrow composting on weed seed germination and viability. Compost Science and Utilization 6: 30-34.

Ying, G-G.; Yu, X-Y. og Kookana, R.S. 2007. Biological degradation of triclocarban and triclosan in a soil under aerobic and anaerobic conditions and comparison with environmental fate modelling.

Ylimäki, A.; Toivainen, A.; Kallio, H. og Tikanmaki, E. 1983. Survival of some plant pathogens during industrial scale composting of wastes from a food processing plant. Ann. Agric. Fenn. 22. S. 77-85.