

---

# Videnssyntese og factsheets om: Genanvendelse af spildevandsslam og anden affaldsbiomasse til jordbrugsformål

*Hvidbogsprojekt udført for*

*Brancheforeningen for Genanvendelse af Organiske Restprodukter til Jordbrugsformål*

*af*

*Simon Toft Ingvertsen, Jakob Magid og Lars Stoumann Jensen  
Institut for Jordbrugsvidenskab  
Den Kgl. Veterinær og Landbohøjskole*

*København, december 2006*

*Brancheforeningen for Genanvendelse af  
Organiske Restprodukter til Jordbrugsformål*

*[www.genanvendbiomasse.dk](http://www.genanvendbiomasse.dk)*





## Indhold

Hvidbogens faglige indhold er opdelt i to dele. Første del indeholder korte, konkrete spørgsmål og svar indenfor de anførte problemområder, mens den anden del indeholder en nøjere gennemgang af den eksisterende forskningsmæssige baggrundsviden på hvert af problemområderne, samt en litteraturliste.

<b>1 Indledning</b> .....	<b>4</b>
1.1 Baggrund .....	4
1.2 Hvidbogens opbygning og indhold .....	4
<b>2 Kritiske spørgsmål og svar</b> .....	<b>5</b>
2.1 Sundhed for mennesker og dyr .....	5
2.1.1 Er der risiko for human- og økotoxikologiske effekter fra miljø-fremmede, organiske stoffer (PAH, DEHP, LAS og NPE) i affaldsbiomasse på kort og langt sigt? .....	5
2.1.2 Er der en risiko for økotoxikologiske virkninger af tungmetaller i affaldet på såvel kort som langt sigt? .....	7
2.1.3 Er der en øget risiko for overførsel af medicinrester (antibiotika, smertestillende stoffer, p-piller, osv.) .....	9
2.1.4 Er der en øget risiko for overførsel af smitstoffer (patogener, parasitter etc.) .....	11
2.2 Vandmiljø, grundvand og andre vandressourcer .....	13
2.2.1 Påvirkes udvaskningen af N til grundvand og vandmiljø på kort og langt sigt? .....	13
2.2.2 Påvirkes udvaskningen af P til vandløb og søer på såvel kort som på lang sigt? .....	15
2.3 Næringsstofudnyttelse og jordens frugtbarhed .....	17
2.3.1 Hvor god en afgrødeudnyttelse af affaldets næringsstoffer (N,P,K m.fl.) kan opnås? .....	17
2.4 Drivhusgas emissioner, jordens kulstoflagring og forsuring .....	19
2.4.1 Hvor stor en andel af affaldets N tabes i form af ammoniak (NH <sub>3</sub> ) enten under forbehandling (f.eks. kompostering) eller efter udbringning .....	19
<b>3 Hvad ved vi – baggrundsviden og litteratur</b> .....	<b>21</b>
3.1 Sundhed for mennesker og dyr .....	21
3.1.1 Er der risiko for human- og økotoxikologiske effekter fra miljø-fremmede, organiske stoffer (PAH, DEHP, LAS og NPE) i affaldsbiomasse på kort og langt sigt? .....	21
3.1.2 Er der en risiko for økotoxikologiske virkninger af tungmetaller i affaldet på såvel kort som langt sigt? .....	29
3.1.3 Er der en øget risiko for overførsel af medicinrester (antibiotika, etc.) .....	37
3.1.4 Er der en øget risiko for overførsel af smitstoffer (patogener, parasitter etc.) .....	43
3.2 Vandmiljø, grundvand og andre vandressourcer .....	49
3.2.1 Påvirkes udvaskningen af N til grundvand og vandmiljø på kort og langt sigt? .....	49
3.2.2 Påvirkes udvaskningen af P til vandløb og søer på såvel kort som på lang sigt? .....	53
3.3 Næringsstofudnyttelse og jordens frugtbarhed .....	59
3.3.1 Hvor god en afgrødeudnyttelse af affaldets næringsstoffer (N,P,K m.fl.) kan opnås? .....	59
3.4 Drivhusgas emissioner, jordens kulstoflagring og forsuring .....	65
3.4.1 Hvor stor en andel af affaldets N tabes i form af ammoniak (NH <sub>3</sub> ) enten under forbehandling (f.eks. kompostering) eller efter udbringning .....	65
<b>4 Stikordsregister</b> .....	<b>69</b>

# 1 Indledning

## 1.1 Baggrund

Initiativgruppen bag *Brancheforeningen for Genanvendelse af Organiske Restprodukter til Jordbrugsformål (BGORJ)* identificerede allerede inden foreningens stiftelse et behov for en faglig funderet syntese af den eksisterende viden om effekter (positive såvel som negative) af genanvendelse af affaldsbiomasse og andre organiske restprodukter til jordbrugsformål. En sådan videnssyntese skulle være en del af det faglige fundament for BGORJ's virke og argumentation i relation til beslutningstagere, virksomheder og andre interesseorganisationer.

Initiativgruppen bag *BGORJ* besluttede derfor i marts 2006 at indgå kontrakt med Institut for Jordbrugsvidenskab, KVL, om at udarbejde en sådan videnssyntese på området i form af en række factsheets samlet i en hvidbog, og indeværende rapport er resultatet af dette arbejde.

## 1.2 Hvidbogens opbygning og indhold

Hvidbogen er opdelt i de 4 hovedområder som genanvendelse af affaldsbiomasse til jordbrugsformål kan tænkes at påvirke:

1. Sundhed for mennesker og dyr
2. Vandmiljø, grundvand og andre vandressourcer
3. Næringsstofudnyttelse og jordens frugtbarhed
4. Drivhusgasemissioner, jordens kulstoflagring og forsuring

Der er naturligvis også en række drifts- og samfundsøkonomiske effekter af genanvendelse af affaldsbiomasse, men disse er ikke omfattet af indeværende rapport. Det er endvidere aftalt med BGORJ's bestyrelse at hovedfokus skulle prioriteres på *Sundhed* og *Vand*, mens *Jordens frugtbarhed* og *Drivhusgasemissioner* ikke blev prioriteret uddybet indenfor den aftalte ramme af indeværende projekt.

Indenfor hvert af hovedområderne er der udarbejdet flere factsheets. Indholdet i hvert fact-sheet er struktureret ud fra en liste af *Ofte-Stillede-Spørgsmål*, OSS (*Frequently-Asked-Questions*, FAQ). Da målgruppen først og fremmest er beslutningstagere og andre ikke-eksperter, er syntesen søgt formidlet i et alment forståeligt sprog og kortfattet (1-4 sider/factsheet). Desuden er der for hvert factsheet et baggrundsafsnit, som går mere i dybden og diskuterer den videnskabelige viden og nyeste litteratur på området; målgruppen for denne del er i højere grad fag-personer med en vis indsigt i området. Desuden er det vurderet hvor godt det videnskabelige grundlag er for den eksisterende viden der er opsummeret i factsheetet.

Videnssyntese bygger på den nyeste tilgængelige viden, først og fremmest fra den videnskabelige litteratur, og søgt via fagspecifikke litteraturl databaser såsom *Web of Science*, *Search Analyzer* og *Google Scholar*. Desuden er en række rapporter fra forskellige, primært skandinaviske, forskningsinstitutioner og myndigheder inddraget. Erfaringsbaseret viden fra erhvervet er også inddraget i det omfang den er dokumenterbar og endelig er der anvendt enkelte nyere grund- eller lærebøger som kilder.

Hvidbogen er først og fremmest problem- og ikke produkt-orienteret, men besvarelsen vil for en række af problemstillingerne afhænge af, hvilket affaldsprodukt der er tale om. De enkelte factsheets i indeværende udgave er udarbejdet med primær fokus på spildevandsslam, og kun i meget begrænset omfang er andre affaldsprodukter inddraget.

Opgaven er udført af stud. scient. i miljökemi Simon Toft Ingvertsen, lektor Jakob Magid og lektor Lars Stoumann Jensen, alle Institut for Jordbrugsvidenskab, KVL.

## 2 Kritiske spørgsmål og svar

### 2.1 Sundhed for mennesker og dyr

#### 2.1.1 *Er der risiko for human- og økotoxikologiske effekter fra miljø-fremmede, organiske stoffer (PAH, DEHP, LAS og NPE) i affaldsbiomasse på kort og langt sigt?*

##### **Hvorfor er dette problem relevant?**

De fire stofgrubers udbredelse i miljøet reguleres gennem grænseværdier i slambekendtgørelsen, fordi de besidder fysiske og kemiske egenskaber, der kan være til skade for både mennesker og dyr. For mennesker er det mest de kræftfremkaldende og hormonforstyrrende egenskaber, som har været i fokus. For organismer i både jord- og vandmiljøet vides det, at forhøjede koncentrationer kan have lignende negative effekter.

##### **Kritiske spørgsmål og svar**

1. *Er der i miljøet nogen økotoxikologiske virkninger fra hhv PAH, DEHP, LAS og NPE? - hvis ja, ved hvilke koncentrationsniveauer og påvirkningstider, og hvad består virkningerne i?*

- Forhøjede koncentrationer i jorden kan i værste fald dræbe organismer, men ofte er det effekter som nedsat formeringsevne der observeres.
- De koncentrationer i jorden, som kan forårsage negative effekter er langt højere end slambekendtgørelsens grænseværdier tillader. Alt tyder således på at de gældende danske grænseværdier, som generelt er lavere end EU's grænseværdier, er tilstrækkelige til at beskytte jordmiljøet.
- Det bør imidlertid sikres at stofferne ikke akkumulerer i jorden. Ved længere opholdstid i jorden begrænses den biologiske tilgængelighed af stofferne, hvilket resulterer i lavere giftighed.

2. *Er der nogen humantoksikologiske virkninger fra hhv PAH, DEHP, LAS og NPE og hvis ja, ved hvilke koncentrationsniveauer og påvirkningstider, og hvad består virkningerne i?*

- Stofferne er under stærk mistanke for at være kræftfremkaldende eller hormonforstyrrende.
- Der er på baggrund af toksicitetsundersøgelser fastsat effektværdier (fx EC<sub>50</sub>) for mus og rotter for nogle af stofferne. Sådanne værdier kan dog ikke overføres direkte til mennesker.

3. *Hvor hurtigt og hvor effektivt nedbrydes affaldets/spildevandets indhold af hhv PAH, DEHP, LAS og NPE i behandlings- eller rensningsprocessen, og kan det nedbringes yderligere med en efterbehandling af spildevandsslammet?*

- Den afgørende faktor for nedbrydningen af stofferne er tilgængeligheden af ilt. Derfor er beluftning en effektiv metode til at fjerne de miljøfremmede stoffer fra den vandige fase i slammet. Den resterende del vil være bundet til slammets organiske materiale.

- Aerob efterbehandling ved kompostering i op mod 5 måneder har vist sig at bringe koncentrationerne godt under de fastsatte afskæringsværdier.

4. Er der udsigt til at nedbrydningspotentialet i slambehandlingen kan forbedres i fremtiden?

- Forbedrede rensningsmetoder, politiske tiltag samt øget forbrugerbevidsthed forventes at bidrage væsentligt til at nedbringe mængden af farlige stoffer yderligere i fremtidens spildevandsslam.

5. Hvor hurtigt nedbrydes affaldsproduktets (spildevandsslam, kompost) indhold af henholdsvis PAH, DEHP, LAS og NPE efter udbringning på jord?

- Mikroorganismer tilført med slammet fortsætter nedbrydningen af de miljøfremmede stoffer efter udbringning. Nedbrydningen er afhængig af faktorer som iltforhold og stoffernes biologiske tilgængelighed.
- Slammet fordeles ved nedpløjning i jorden typisk i klumper, hvor tilgængeligheden af ilt ofte er ringe, og nedbrydningen derfor nedsat.
- Afhængig af de nævnte faktorer for nedbrydning gælder dog for LAS og NP at halveringstiden i jorden kun er et spørgsmål om uger, hvorimod PAH og DEHP kan have betydeligt længere opholdstider i jorden.

6. Er der faktorer som optimerer nedbrydningsforholdene i jorden? I så fald, hvilke?

- Den vigtigste faktor er tilførslen af ilt, hvorfor den klumpvise fordeling nedsætter nedbrydningen af stofferne. Mindre slamklumper vil forøge tilførslen af ilt.
- Plantevækst og anden aktivitet i jorden kan også fremme tilførslen af ilt.

7. Optages stofferne af planter og kan de gennem fødekæden overføres til dyr og mennesker?

- Der er ikke forskning, som tyder på at der er risiko for planteoptag, hvis de gældende regler overholdes.

8. Er der andre organiske mikroforureninger vi endnu ikke har hørt om som problematiske for affald/slam, men som man enten har fokus på i andre sammenhænge eller som man først for nylig har fået øje på i forskningslitteraturen?

- Der har blandt andet i Tyskland og Sverige været en del fokus på forekomsten af bromerede flammehæmmere i landbrugsjord. Konklusionen på diverse undersøgelser og risikovurderinger er, at stofferne med det nuværende gennemsnitlige indhold i slammet ikke udgør nogen miljømæssig trussel. Man bør imidlertid fortsat være opmærksom på koncentrationerne af disse stoffer i slammet fra renseanlæggene.
- Den hastige udvikling indenfor nanoteknologi kan betyde, at der i fremtiden kan komme fokus på nanopartikler i spildevandsslam. Emnet er fortsat meget dårligt belyst i litteraturen, men stoffernes egenskaber opfordrer til bevågenhed på området.

## **2.1.2 Er der en risiko for økotoxikologiske virkninger af tungmetaller i affaldet på såvel kort som langt sigt?**

### **Hvorfor er dette problem relevant?**

Forhøjede koncentrationer af tungmetaller i jorden kan nedsætte jordens dyrkningsegenskaber og være toksiske overfor jordens dyr og planter. Eftersom planter kan optage tungmetaller fra jorden er der risiko for at disse metaller kan ophobes i forskellige fødekæder, heriblandt den humane.

### **Kritiske spørgsmål**

1. *Er det forsvarligt blot at betragte det totale indhold af tungmetaller i en given slamtype?*

- Kun en brøkdel af den totale mængde tungmetaller, som tilføres jorden er tilgængelige for jordens organismer. Den resterende del bindes hårdt til jordens partikler afhængig af pH i jorden.
- For landbrugsjord vil pH være i en størrelsesorden som sikrer høj grad af binding til jordpartiklerne.
- Adskillige forskere peger på at den langsigtede akkumulering af tungmetaller i jorden bør være mere i fokus.

2. *Er det totale indhold af tungmetaller et godt udgangspunkt for fastsættelsen af grænseværdier?*

- Den høje grad af binding til jord- og slampartiklerne gør at grænseværdierne umiddelbart sikrer jordens organismer mod forhøjede koncentrationer.
- Grænseværdierne tager ikke højde for akkumulering i jorden, som på langt sigt kan blive et problem – også for jordens organismer.

3. *Hvordan kan det sikres at en akkumulering ikke finder sted i jorde der tilføres slam?*

- Der må i princippet fjernes samme mængde tungmetal som der tilføres med slammet, hvilket kan ske gennem planteoptag, udvaskning og erosion.
- Fjernelsen er i mange tilfælde minimal, hvorfor tilførslen af tungmetaller må mindskes mest muligt.
- Mere viden om den enkelte lokalitet kan bidrage til vurderingen af tilførslen af tungmetaller. Denne viden kunne inddrage faktorer som jordtype, pH samt den nuværende og fremtidige afgrøders potentiale for optag.

4. *Er det overhovedet nødvendigt at stile efter ”nul-akkumulering”?*

- Dette er et omdiskuteret spørgsmål. Beregninger baseret på gennemsnitsindholdet af tungmetaller i dansk spildevandsslam tyder dog på, at der for alle tungmetaller vil gå flere hundrede år før end jordens grænseværdier (ifølge slambekendtgørelsen) overskrides.
- Danmarks Miljøundersøgelser vurderer at de gældende grænseværdier sikrer jorden mod akkumulering af tungmetaller.

5. Hvor sikre er grænseværdierne mht. optag af tungmetaller i planterne?

- For planteoptag udgør cadmium det største problem.
- Grænseværdierne for cadmium er imidlertid lavere for slam (100 mg/kg P) end for handelsgødning (110 mg/kg P).
- Ifølge Danmarks Miljøundersøgelser vurderes det, at de koncentrationer, som findes på markerne i dag ikke udgør nogen risiko for jordbunden og planterne. De gældende grænseværdier menes at opretholde disse forhold, men en fortsat stram politik med hensyn til cadmium er nødvendig.

6. Hvor stor mængde tungmetal tilføres jorden som følge af slamudbringning ift. husdyrgødning og mineralsk handelsgødning?

- Sammenligning mellem det gennemsnitlige indhold af de vigtigste tungmetaller i husdyrgødning, handelsgødning og spildevandsslam:

Gødning	Cadmium [mg/kg tørstof]	Kobber [mg/kg tørstof]	Zink [mg/kg tørstof]
Slagtesvin <sup>1</sup>	0,4	263	1016
Malkekvæg <sup>1</sup>	0,4	64,2	232
Handelsgødning <sup>1</sup>	0,9	2	5
Spildevandsslam <sup>2</sup>	1,4	236	710
Grænseværdi (slambekendtgr.)	0,8	1000	4000

<sup>1</sup> Schou *et al.* (2006)

<sup>2</sup> Miljøstyrelsen (2004)

- Sammenligning mellem den gennemsnitlige tilførsel af de vigtigste tungmetaller fra husdyrgødning, P-holdig handelsgødning og spildevandsslam til jorden baseret på typiske årlige tilførselsrater og indhold af tungmetal som i ovenstående tabel:

Gødning	Årlig tilførsel [kg TS/ha]	Cadmium tilført [mg/ha]	Kobber tilført [g/ha]	Zink tilført [g/ha]
Slagtesvin	1200	480	316	1219
Malkekvæg	2000	800	128	464
Handelsgødning	500	450	1	2.5
Spildevandsslam <sup>3</sup>	1000	1400	236	710

<sup>3</sup> Baseret på en tilførsel af max. 30 kg P/ha i et år.



### **2.1.3 Er der en øget risiko for overførsel af medicinrester (antibiotika, smertestillende stoffer, p-piller, osv.)**

#### **Hvorfor er dette problem relevant?**

Lægemiddelstoffer, både menneskelige og veterinære, er som regel designet til at have en specifik biologisk virkning, som i de fleste tilfælde er uønsket i miljøet. Forbruget af stofferne er stigende og de veterinært anvendte stoffer vil oftest ende i gylle, mens de humant anvendte ender i renseanlæggene. Fra renseanlæggene kan lægemidlerne i form af slam videreføres til miljøet, hvor de i givet fald kan påføre direkte skade på organismer, eller i andre tilfælde kan bidrage til udviklingen af resistente bakterier.

#### **Kritiske spørgsmål og svar**

##### *1. Hvilke stoffer er der tale om, og hvor kommer de fra?*

- De største problemer opstår i forbindelse med lægemidler, der forbruges i store mængder eller har lav nødvendig dosis for human effekt (høj potens).
- Det største forbrug findes inden for anvendelser som hjerte og kredsløb, gigtbehandling, smertestillende samt midler mod blodpropper. De mest brugte humanmedicinske stoffer identificeres som acetylsalicylsyre, paracetamol, Simvastatin og furosemid. Hormoner som østrogen fra p-piller står for en betydelig mindre andel af det samlede forbrug, men midlerne er meget specifikke i deres biologiske virkning og har derfor høj potens. Antibiotika er kritisk i forbindelse med udviklingen af resistente bakterier.
- Humane medicinsoffers vej til miljøet går fortrinsvis gennem den menneskelige organisme og derefter via toiletbesøg og lignende videre til vores renseanlæg.

##### *2. Er der nogen økotoxikologiske effekter i jorden eller i vandmiljøet?*

- Økotoxikologiske effekter fra de fleste lægemiddelstoffer på det danske marked er generelt dårligt belyst i litteraturen, men det vides at mange af medicinsofferne har meget specifikke biologiske virkninger og besidder egenskaber til at akkumulere i organismer ved kontinuerlig eksponering.
- Effekterne fra østrogen afspejles i hormonforstyrrelser, mens antibiotika kan skade jordens mikroorganismer eller fremme udviklingen af resistente bakterier.
- Effekter i vandmiljøet som følge af slamudbringning vil afhænge af stoffernes potentiale for at udvaskes fra jorden, hvilket ligeledes er relativt dårligt belyst i litteraturen.
- En nylig dansk undersøgelse viser at østrogenaktiviteten i dræn fra slam- og gylletilførte marker er minimal. Visse antibiotikamidler kan dog være ganske mobile i jord.

##### *3. Kan stofferne optages af planter og via fødekæden overføres til mennesker og dyr?*

- Den foreliggende viden på dette område er meget begrænset. Mange lægemidler forventes imidlertid at udvise lignende egenskaber som de velundersøgte miljøfremmede organiske forbindelser (henvisning til FAQ for organiske mikroforureninger). For disse stoffer tyder

ingen forskning på, at der foregår planteoptag i en grad, som kan være skadelig for mennesker og dyr, hvis blot de gældende grænseværdier overholdes.

*4. Hvor hurtigt og hvor effektivt nedbrydes stofferne under slambehandlingsprocesserne?*

- For de fleste lægemidler gælder at de enten er svært nedbrydelige eller at ingen præcise oplysninger foreligger. Paracetamol er dog let nedbrydeligt.
- Lægemidlerne er ikke omfattet af restriktioner gennem slambekendtgørelsen, men hvis stoffernes egenskaber ligner de mere velundersøgte miljøfremmede organiske forbindelsers egenskaber, må størstedelen af lægemidlerne forventes at blive fjernet under rensprocesserne. Dette er dog ikke dokumenteret.

*5. Er der udsigt til at nedbrydningspotentialiet i slambehandlingen kan forbedres i fremtiden?*

- Et øget potentiale for nedbrydning af de problemstoffer, som er omfattet af slambekendtgørelsen må også forventes at have en positiv effekt på nedbrydningen af lægemidler under slambehandlingen.

*6. Hvor hurtigt og hvor effektivt nedbrydes stofferne i jorden efter udbringning?*

- De fleste lægemidlers nedbrydelighed er størst, hvis der er ilt til stede. Nedbrydningen i jorden må derfor forventes at være ringe til at begynde med, da slammet i marken er fordelt i klumper hvor ilttilførslen er meget begrænset, men senere må der forventes en væsentlig nedbrydning
- Et emne, som er dårligt belyst i litteraturen. Én undersøgelse tyder dog på at visse lægemidler har potentiale for at ophobes i de øvre jordlag.

*7. Tilføres jorden flere lægemidler med slam i forhold til gylle?*

- Beregninger tyder på at slam tilfører mindre mængder østrogen til landbrugsjord end både kvæggylle og svinegylle.
- Indholdet af antibiotika er også højere i gylle end for spildevandsslam.

#### 2.1.4 Er der en øget risiko for overførsel af smitstoffer (patogener, parasitter etc.)

##### Hvorfor er dette problem relevant?

Smitstoffer (eller patogener) i spildevandsslam kan i selv små doser forårsage sygdom på både mennesker og dyr. Stofferne kan overføres via optag gennem afgrøder eller via forurening af drikkevandskilder som grundvand eller åer og søer. Slammet kan også indeholde planteskadegørere, som kan dræbe eller skade vigtige afgrøder.

##### 1. Hvilke smitstoffer kan overføres med spildevandsslam?

- Ubehandlet spildevandsslam kan indeholde en lang række kendte smitstoffer som virus, bakterier, parasitter, svampe og andre mikroorganismer.
- Spildevand fra husholdninger og industri kan indeholde planteskadegørere som svampe, bakterier, rundorme og frø fra ukrudtplanter, men der findes ingen lovmæssige krav i forhold til indhold af disse i spildevandsslam.

##### 2. Hvor effektivt fjernes smitstoffer under behandlingsprocesserne i renseanlæggene?

- I renseanlæggene reduceres indholdet af smitstoffer som følge af mekaniske, biologiske og kemiske processer. Kompostering af slammet kan fjerne store dele af de tilstedeværende patogener idet temperaturen hæves og patogenerne udkonkurreres af de nedbrydende mikroorganismer som opformerer under processen.
- For at udbringelse af spildevandsslam må ske på fortærbare afgrøder (til dyr eller mennesker), skal slammet have gennemgået en kontrolleret hygiejnisering og opfyldte krav til indholdet af både *Salmonella* ssp., *E. Coli* og enterokokker, enten ved a) minimum 70 grader C i minimum 1 time, b) tilsætning af brændt kalk, pH på 12 i minimum 3 måneder eller c) termofil biogasreaktor (minimum 52 grader C) og separat hygiejniseringstank.

##### 3. Hvor længe kan smitstofferne overleve i jorden?

- Afhænger af det faktiske indhold af smitstoffer i slammet fra start, samt jordtemperatur og – fugtighed. For *Salmonella*, *E. Coli*, *Campylobacter* og *Enterococcus* er der fundet overlevelsestider fra få dage til 2-3 måneder. Lav temperatur og høj fugtighed resulterer i den længste overlevelse.

##### 4. Er der risiko for udvaskning til drikkevandskilder?

- Det er i visse studier vist at kunne forekomme via nedadgående vandtransport gennem porer og sprækker i jorden eller via transport over landjorden til åer og søer, især ved meget kraftigt regnfald. Vidensgrundlaget er imidlertid endnu forholdsvis spinkelt til at der med sikkerhed kan konkluderes om risiko for udvaskning til drikkevand.

*5. Er risikoen for overførsel af smitstoffer større for spildevandsslam end for gylle?*

- Der er forholdsvis få konkrete eksempler på overførsel af humane smitstoffer fra såvel gylle som spildevandsslam. For spildevandsslam er de hygiejniske krav imidlertid strammet kraftig i det seneste årti, mens der ikke er indført nogen væsentlige krav til husdyrgødningens indhold af persistente eller potente patogener.
- I disse år giver det øgede fokus på fødevarsikkerhed (Salmonella handlingsplan etc.) sig også udslag i en øget forskning om overførsel af humane smitstoffer fra husdyrgødning, men indtil videre er der ingen klare resultater eller konklusioner om at denne risiko skulle være meget større end fra andre affaldsprodukter tilført landbrugsjorden. Forbuddet mod bredspredning af gylle har formodentlig også bidraget til at reducere risikoen for luftbåren smitte.

*6. Hvor sikre er de danske krav til smitstoffer i slam?*

- Spildevandsslam må ikke udbringes uden en behandling (stabilisering, kompostering eller hygiejnisering) og ikke til fortærbare afgrøder med mindre det er hygiejniseret (krav til indhold af både Salmonella, E. coli, og Enterokokker). De danske krav er skrapere end i mange andre lande.

## 2.2 Vandmiljø, grundvand og andre vandressourcer

### 2.2.1 Påvirkes udvaskningen af N til grundvand og vandmiljø på kort og langt sigt?

#### Hvorfor er dette problem relevant?

Nitrat er et meget mobilt næringsstof, som derfor har stort potentiale for at udvaskes til grundvandet eller søer og vandløb. For høje koncentrationer af nitrat i drikkevandet er sundhedsskadeligt, da det hæmmer optagelsen af ilt. Grænseværdien for nitrat i drikkevand er derfor fastsat til 50 mg/l (EU's drikkevandsdirektiv: 98/83/EF). Nitrat kan også direkte fra landbrugsjorden eller via grundvandet sive ud i søer og vandløb, hvor det kan ændre næringsstofbalancen i en sådan grad, at det kan forårsage algeopblomstringer og efterfølgende iltsvind.

#### Kritiske spørgsmål og svar

##### 1. Hvor meget nitrat findes der i spildevandsslam?

- Kvælstof (N) i spildevandsslam forekommer på flere forskellige former, såvel organisk bundet (80-90%) som ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ).
- Nitrat udgør en meget lille del (1-2%) af total N, typisk under 1 kg/ton.

##### 2. Hvor meget af slammets kvælstof omdannes til nitrat og hvordan?

- Spildevandsslam udbragt på landbrugsjord nedbrydes mikrobielt og der sker en mineralisering af det organiske N til først ammonium og derefter nitrat (nitrifikation)
- Mineraliseringen og nitrifikationen afhænger af temperatur, fugtighed, ilt koncentration og C/N i slammet.
- Fra anaerobt udrådnat slam kan der forventes en N mineralisering på omkring 30-40 % efter 3-4 måneder, mens aerobt udrådnat slam i nogle tilfælde giver en lidt højere mineralisering af N.

##### 3. Når grænserne i slambekendtgørelsen for tilførselsrater af slam til landbrugsjord er baseret på P indhold, risikerer man så ikke et voldsomt kvælstof overskud og en stor nitratudvaskning?

- Slambekendtgørelsen sikrer at der højst udbringes 90 kg P/ha i 1 ud af 3 år eller 170 kg N/ha hvert år
- Dette betyder at der med gennemsnitligt spildevandsslam højst udbringes knap 3 ton tørstof/ha i 1 ud af 3 år, dvs. ca. 90 kg P/ha og 125 kg total-N/ha.
- Kvælstofnormen for de afgrøder man vil tilføre slammet er 110-130 kg N/ha. Slamtilførslen giver derfor ikke kvælstof overskud eller en deraf afledt stor nitratudvaskning ift. handelsgødning.

4. *Udledes der mere nitrat fra jorden ved anvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord end ved for eksempel handels- eller husdyrgødning? Og er der forskel på den umiddelbare og den langsigtede effekt?*

- Hverken handels- eller husdyrgødning N udnyttes 100% af afgrøderne. Husdyrgødning N virker generelt ringere end handelsgødning N, men gødningsreglerne foreskriver en virkningsgrad på 70-75% for gylle ift. handelsgødning.
- Spildevandsslam N skal kun udnyttes ca. 45% så godt som handelsgødning ifølge gødningsreglerne, men akkumuleret over en lang årrække er det ikke urealistisk at 60-70% af N i slammet kan udnyttes, dvs. samlet set på højde med husdyrgødninger.
- Når husdyrgødning eller slam N ikke udnyttes så godt af afgrøderne, så vil N enten akkumuleres som organisk stof i jorden eller blive tabt til det omgivende miljø i form af nitratudvaskning eller som gasformigt kvælstof ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$ ). I forhold til handelsgødning vil en del af N altså akkumuleres i jorden og hvor stor en del af det resterende N der tabes afhænger helt af hvilket dyrkningsystem det drejer sig om og vil være påvirket af de samme faktorer jordtype, klima, sædskifte etc. og kan variere mellem 7% og 87%, højst på de sandede jorde og lavest på de lerede.

5. *Hvordan kontrolleres udledningen af nitrat i forbindelse med spildevandsslam bedst?*

- Bedst udnyttelse af spildevandets N opnås på kort sigt ved at udbringe om foråret, til forårs såede afgrøder.
- Efterårsudbringning øger risiko for udvaskning på mere sandede jorder med høj vinternedbør.
- På sigt minimeres nitratudvaskning yderligere ved at anvende slammet i et sædskifte med anvendelse af efterafgrøder eller afgrøder med en lang vækstsæson og god rodudvikling.

## 2.2.2 Påvirkes udvaskningen af P til vandløb og søer på såvel kort som på lang sigt?

### Hvorfor?

Fosfor spiller en betydelig rolle for eutrofieringen af de ferske vande og er i mange tilfælde den begrænsende faktor for væksten af planter og dyr (Sharpley & Rekolainen 1997). Negative effekter ved eutrofiering omfatter reduceret biodiversitet samt algeopblomstringer, som ultimativt kan lede til iltsvind og fiskedød (Chardon & Koopmans 2005). Forøgede udledninger af fosfor fra landbruget ved brug af affaldsbiomasse bør derfor undgås.

### Kritiske spørgsmål

1. Er risiko for P tab efter slamtilførsel større end efter handelsgødning eller husdyrgødning?

- Hvis slammet tilføres indenfor slambekendtgørelsens regler, og i mængder der svarer til afgrødernes behov, så er der ikke større risiko for P tab end ved tilsvarende tilførsler af handels- eller husdyrgødning. Enkelte undersøgelser tyder endda på at tabet kan være mindre.

2. Er der nogen rensningsanlægstyper eller slam efterbehandlingsformer, der giver en særligt forøget risiko for P tab?

- De fleste slamtyper vil have en mindre P opløselighed end handelsgødning, og dermed en mindre umiddelbar risiko for P tab.
- Især slam med højt indhold af jern, aluminium (fra fældning) eller kalk (stabilisering), som nedsætter opløseligheden af det uorganiske fosfat, mindsker risikoen for P tab.

3. Er det forsvarligt at der i følge slambekendtgørelsen må tilføres op til 90 kg P/ha i et år, selvom der i gennemsnit over 3 år kun må tilføres 30 kg P/ha/år?

- På arealer med tilførsel af husdyrgødning op til harmonikravet (1,4 eller 1,7 DE/ha) vil der også tilføres mere P end afgrøderne har behov for, og dette kan på længere sigt give øget tabsrisiko – det samme gælder sandsynligvis på længere sigt for slam, hvis det tilføres i mængder der giver et betydeligt P overskud.
- På kortere sigt giver selv store P overskud imidlertid ikke forøget tabsrisiko, da stabiliseret spildevandsslam ikke øger jordens P mætningsgrad væsentligt.
- Flere langvarige (10-30 år) forsøg med selv store slamtilførsler indikerer heller ikke nogen forøget tabsrisiko.

4. Er det forsvarligt at tillade en højere fosfortilførsel (30 kg P/ha/år) og dermed et højere P overskud end der f.eks. i mange amter tillades ved VVM godkendelse af husdyrproduktionsudvidelser?

- Ved en gennemsnitlig afgrødebortførsel på 15-20 kg P/ha, vil P overskuddet være 10-15 kg P/ha. I nogle amter tillades f.eks. kun 5 eller i særligt følsomme områder 0 kg P/ha i

overskud, og man kan derfor stille spørgsmål ved om slambekendtgørelsen er i modstrid med amternes forvaltning i forhold til vandramme og habitatsdirektiverne.

- Se dog også svar på spørgsmål 3.

*5. Er der nogen særlige forhold – jordbund, topografi, nedbørsområder, etc. – hvor risikoen for P tab til vandmiljøet er kraftigt forøget og slammanvendelse derfor uhensigtsmæssig, selvom reglerne overholdes?*

- Organiske eller sandede lavbundsjord i umiddelbar tilknytning til vådområder kan måske udgøre en særlig risiko – disse kan have hurtig nedadgående vandtransport og har generelt dårligere adsorptionsegenskaber end fx lerjorde.
- Hældende arealer med erosionsrisiko (afhængig af hældningsgrad, hældningslængde, plantedække) – på sådanne arealer er P tabs risiko øget efter slamudbringning, men grundig indarbejdning kan reducere risikoen.
- Arealer udsat for kraftig nedbørsintensitet er særligt udsat for erosion, og dermed P tab ved slamtilførsel.
- Sammenfattende bør disse særlige risiko-faktorer kunne identificeres vha. af f.eks. et P-index, men det er pt. (2006) endnu ikke tilstrækkeligt godt udviklet til at være et operationelt rådgivningsværktøj til danske forhold.



## 2.3 Næringsstofudnyttelse og jordens frugtbarhed

### 2.3.1 Hvor god en afgrødeudnyttelse af affaldets næringsstoffer (N,P,K m.fl.) kan opnås?

#### Hvorfor er dette problem relevant?

Afgrødernes udnyttelse af næringsstofferne i tilførte affaldsprodukter er vigtig både for at tab til miljøet minimeres og for at landmanden kan få et økonomisk udbytte af at sprede disse på marken. Generelt kan spildevandsslam og andre affaldsprodukter tilført indenfor slambekendtgørelsens rammer ikke dække afgrødernes behov for kvælstof og kalium, hvorfor der er behov for tilførsel af supplerende mineralsk gødning. Den specifikke næringsstofudnyttelse er altså også vigtig for at kunne fastsætte den mængde supplerende handelsgødning, der skal tilføres jorden. Hvis der tilføres flere næringsstoffer end planterne kan udnytte kan stofferne transporteres videre til vandmiljøet, hvor det kan udgøre en miljømæssig risiko.

#### Kritiske spørgsmål og svar

##### 1. Hvilke næringsstoffer tilføres jorden med spildevandsslam?

- Der er kvælstof (N), fosfor (P), kalium (K) samt en række mikronæringsstoffer, sporelementer og evt. kalk i spildevandsslam. Dansk spildevandsslam indeholder i gennemsnit ca. 44 kg N, 32 kg P og kun 2 kg K per ton tørstof.
- Kvælstoffet er overvejende på organisk form (80-90%) og skal derfor efter udbringning først omsættes i jorden til ammonium og nitrat for at blive plantetilgængeligt. Fosforen findes primært som uorganisk fosfat, men pga. processerne i spildevandsrensningen findes det som meget tungtopløselige salte og er derfor langsomt tilgængeligt for planter.

##### 2. Opfyldes planternes næringsstofbehov ved udbringning af spildevandsslam?

- Med spildevandsslam og husdyrgødning tilsammen må der højst tilføres jorden 170 kg total-N/ha/år og højst 30 kg P/ha/år, det sidste som gennemsnit over 3 år (slambekendtgørelsen). Pga. det høje P indhold i spildevandsslam vil det begrænse tilførslerne til knap 1 ton tørstof/ha/år, som oftest praktiseret som 3 ton TS/ha hvert 3. år pga. af spredetekniske og omkostningsmæssige årsager. Med en sådan tilførsel på knap 3 ton TS/ha vil der typisk tilføres ca. 125 kg total-N, 90 kg P og kun 6 kg K/ha.
- I forhold til vårkorns gødningsbehov på ca. 120 kg N, 20 kg P og 50 kg K/ha er der altså typisk behov for supplerende gødsning med N og K, da, kun en mindre del af slammets N er tilgængelig for planterne i tilførselsåret.

### 3. Hvor hurtigt frigives næringsstofferne fra spildevandsslammet?

- N frigivelsen fra spildevandsslam er relativt hurtig, da slammet typisk har et lavt C:N forhold. Typisk mineraliseres 20-50% af N indenfor nogle få måneder efter forårsudbringning, langsommere ved vintertemperaturer.
- P tilgængeligheden er påvirket af rensningsprocessen for spildevandet. Slam fra biologisk behandling giver en meget høj opløselighed på højde med handelsgødning P, mens kemisk fældning kan resultere i en meget lille opløselighed (=langtidseftervirkning).

### 4. Hvor godt kan planterne udnytte næringsstofferne i spildevandsslammet i forhold til husdyr- eller handelsgødning?

- Afgrødernes udnyttelse af N og P i slammet afhænger af faktorer som jordtype, næringsstofstatus, slamtype, udbringningstidspunkt samt afgrødetype og klima.
- Ved udbringning til vinterkorn om efteråret er værditallet\* for N lavt (16-23% ift. handelsgødning) mens der ved forårsudbringning til vårkorn er fundet værdital på ca. 26-37%. Slammets kvælstof udnyttes altså bedst ved forårsudbringning før såning af vårafgrøder, og der kan her forventes et 1. års værdital på ca. 30%. Til sammenligning giver staldgødning og dybstrøelse, der endda indeholder lidt større andel af ammonium end slam, kun et værdital for N på henh. 40% og 30% ved forårsudbringning til vårsæd.
- Kvælstof eftervirkningen i de følgende år kan være betydelig, således er der fundet værdital i størrelsesordenen 7-15% og 5-7% i hhv. 2. og 3. år efter tilførslen og der kan også i de efterfølgende år påregnes en eftervirkning. Til sammenligning er eftervirkningen for fast staldgødning kun i størrelsesordenen 6% og 2% i hhv. 2. og 3. år.
- Dette betyder at der for 1. og 2. årseffekten af spildevandsslam samlet kan regnes med et N værdital på ca. 45% (30%+15%), hvilket svarer til det lovbealede udnyttelseskrav (=værdital) for spildevandsslam på 45%, som landmanden skal indregne i hans gødningsplaner.
- Lægges 3.-10. års effekten til kommer det samlede N værdital dog formodentlig nærmere op på 60-70%.
- P virkningen af slammet er som regel lille, primært fordi danske jorde har en meget høj P-status og afgrøderne derfor er velforsynede med P. Flerårige forsøg tyder dog på en vis eftervirkningseffekt, men kun hvis der over en årrække ikke tilføres mere P end afgrøderne optager.
- Der observeres ofte udbytteeffekt ud over det der kan tilskrives N i slammet, dvs. slammet påvirker optagelsen af andre næringsstoffer eller jordens generelle frugtbarhed og udbyttepotentiale, f.eks. via øgning af jordens indhold af organisk stof.
- Udover en udbytteeffekt ses der ofte også en effekt på proteinindhold i korn.

---

\* Værditallet for N angiver gødningsværdien i forhold til handelsgødning N

## 2.4 Drivhusgas emissioner, jordens kulstoflagring og forsuring

### 2.4.1 *Hvor stor en andel af affaldets N tabes i form af ammoniak (NH<sub>3</sub>) enten under forbehandling (f.eks. kompostering) eller efter udbringning*

#### **Hvorfor er dette problem relevant?**

Ammoniak i luften kan afsættes på landjorden eller på vandoverflader og dermed fungere som kvælstofkilde til følsomme økosystemer. En sådan ekstra tilførsel af kvælstof kan medføre ændringer i økosystemer i form af ændrede konkurrenceforhold mellem planter eller forsuring af jorden. I atmosfæren kan det omdannes til gasser med drivhuseffekt så som lattergas (N<sub>2</sub>O). Sidst men ikke mindst udgør fordampningen af ammoniak et tab af kvælstof, dvs. nedsat gødningsværdi.

#### **Kritiske spørgsmål?**

##### *1. Hvorfor og hvornår fordampes ammoniak fra spildevandsslam?*

- Ammoniak kan fordampe fordi en mindre del af det uorganiske kvælstof i slammet vil være på ammoniak form.
- Fordampningen af ammoniak øges med høj temperatur og høj pH. Under kompostering med beluftning stiger temperaturen ofte til over 60 °C og pH til op mod pH 9. Dette favoriserer fordampning af ammoniak dannet under selve komposteringsprocessen.
- Ud over temperatur og pH afhænger det også af C/N forholdet i slammet + de andre organiske materialer det komposteres med, jo lavere C/N forholdet er, jo højere er risikoen for ammoniaktab. Ammoniakemissionen afhænger også af luftgennemstrømningen, dvs. om der er aktiv beluftning eller ej.

##### *2. Hvor meget ammoniak fordampes typisk fra spildevandsslam under kompostering?*

- Selvom indholdet af ammonium i spildevandsslam ikke er højt, så mineraliserer komposteringsprocessen hele tiden organisk bundet kvælstof til ammonium der potentielt kan tabes som ammoniak.
- Ammoniaktab kan være på under 5% af total N, men flere undersøgelser indikerer at det f.eks. under milekompostering kan være op til 30-40 % af N-total.

##### *3. Hvor meget ammoniak fordampes typisk efter udbringning af spildevandsslam på landbrugsjord?*

- Da udbragt spildevandsslam skal nedpløjes inden for 6 timer efter spredning på marken vil risikoen for ammoniakfordampning fra det udbragte slam normalt være forholdsvis lille.
- Ved høj temperatur eller vindhastighed kan en betydelig del af den potentielle fordampning dog ske indenfor den første time efter udbringning, hvorfor nedpløjning bør ske hurtigst muligt.

*4. Hvor meget af det ammoniak vi har i luften kan forventes at komme fra spildevandsslam?*

- De største kilder til atmosfærisk ammoniak er helt overvejende relateret til landbrugsaktiviteter, især husdyrholdet.
- Samfundets affaldshåndtering (herunder spildevandsslam og kompostering af dette) og recirkulering til landbrugsjord bidrager formodentlig tilsammen kun med ganske få % af de nationale ammoniak emissioner.

### 3 Hvad ved vi – baggrundsviden og litteratur

#### 3.1 Sundhed for mennesker og dyr

##### 3.1.1 Er der risiko for human- og økotoksikologiske effekter fra miljø-fremmede, organiske stoffer (PAH, DEHP, LAS og NPE) i affaldsbiomasse på kort og langt sigt?

##### Hvorfor er de organiske mikroforureninger, som kan forekomme i slam, et problem?

*PAH (PolyAromatisk Hydrocarbon):* PAH er betegnelsen for en lang række stoffer bestående af en mængde ringformede kulbrinter. Mange PAH'er er kendt for at være kræftfremkaldende for mennesker og dyr. Derfor er optag af PAH i afgrøder højst uønskeligt og enhver analytisk målelig koncentration i planter anses for kritisk.

*DEHP (Di(2-EthylHexyl)Phtalat):* DEHP bruges primært i industrien som plastblødgørere og mistænkes for at være kræftfremkaldende og nedsætte den menneskelige forplantningsevne.

*LAS (Lineær AlkylBenzen Sulfonat):* LAS er betegnelsen for en række anioniske opløsningsmidler, som bl.a. findes i vaskemidler o.l., og stoffet har derfor forholdsvis høj opløselighed i vand. Der har følgelig været en del fokus på giftigheden overfor de vandlevende organismer, men i jorden er LAS også kendt for at skade de jordlevende organismer, fordi det med sine kemiske egenskaber er i stand til at opløse biomembraner, som hovedsageligt består af lipider (fedtsyrer).

*NP/NPE (Nonyl Phenol / Nonyl Phenol Ethoxylat):* NP er nedbrydningsproduktet af NPE, som er betegnelsen for en række nonioniske opløsningsmidler. Ethoxygruppen (E) er ofte meget let nedbrydelig hvorfor både NPE og NP findes i miljøet. NP er et hormonforstyrrende stof, som kan påvirke forplantningsevnen hos både mennesker og dyr.

For alle fire stofgrupper gælder i øvrigt, at der ved forhøjede koncentrationer i jorden er registreret negative effekter på de jordlevende organismer.

##### Hvad ved vi?

##### *Er der nogen økotoksikologiske virkninger fra hhv PAH, DEHP, LAS og NPE? - hvis ja, ved hvilke koncentrationsniveauer og påvirkningstider, og hvad består virkningerne i?*

De fire stoffer er alle på miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer i miljøet, og der er i slambekendtgørelsen fastsat afskæringsværdier på baggrund af jordkvalitetskriterier og økotoksikologiske tests. Sådanne tests bestemmer ved hvilke koncentrationer, der kan registreres en effekt på jordlevende organismer som mikroorganismer, springhaler og regnorme. I tabellen ses hvilke koncentrationer (EC<sub>50</sub> eller EC<sub>10</sub>) der er fundet at forårsage en hæmning af springhalers formeringsevne på 50 eller 10 %.

**Table 1.** PAH, DEHP, LAS og NP koncentrationer i slam der forårsager en hæmning af springhalers formeringsevne på 50 eller 10 % (EC<sub>50</sub> eller EC<sub>10</sub>):

Stof	EC-værdi (mg/kg tørjord)	% hæmning	Grænseværdi i slam <sup>3</sup> (mg/kg tørstof)
PAH <sup>1</sup>	16	10 (EC <sub>10</sub> )	3
DEHP <sup>2</sup>	>5000	50 (EC <sub>50</sub> )	50
LAS <sup>2</sup>	740	50 (EC <sub>50</sub> )	1300
NP <sup>2</sup>	44	50 (EC <sub>50</sub> )	10

<sup>1</sup> Sverdrup *et al.* (2001)

<sup>2</sup> Krogh *et al.* (1999)

<sup>3</sup> Bekendtgørelse (2003)

For nogle af stofferne er der dog vist lavere EC<sub>50</sub> værdier for andre organismer som fx planter eller regnorme. Lavere EC-værdier betyder større giftighed.

I 1990'erne blev der opstillet jordkvalitetskriterier som varetog de mest følsomme arter i jord (Scott-Fordsmand & Jensen 2002). Efterfølgende risikovurderinger har vist at de gældende regler for udbringning af spildevandsslam opfylder disse kriterier for de fire nævnte stoffer (Henriksen 2001; Petersen *et al.* 2003; Jensen 2004). Således er de opsatte afskæringsværdier for indholdet af de miljøfremmede organiske forbindelser i spildevandsslam tilstrækkelige til at beskytte jordmiljøet. Miljøfremmede stoffer forventes heller ikke at bioakkumulere i de organismer der lever i jorden, da de bindes meget stærkt til jordpartiklerne (Petersen & Rasmussen 2001). Det bør imidlertid sikres, at der ikke sker en ophobning i jorden med hensyn til PAH og DEHP.

Kvaliteten af dansk slam er generelt af høj kvalitet, hvis man sammenligner med vores nærmeste naboer (Sverige, Norge, Tyskland osv.) (Nedland & Paulsrud 2002).

Afskæringsværdien for NP blev for nogle år siden sænket fra 30 mg/kg tørstof til 10 mg/kg tørstof som led i miljøstyrelsens frivillige aftale med producenterne om at udfase dette stof fra produktionen.

Der har dog været kritik af de danske afskæringsværdier, som ligger under EU's grænseværdier, for at være baseret på et urimeligt forsigtighedsprincip om at giftigheden forbliver konstant efter udbringning. Det er velkendt i den internationale litteratur, at den del af de miljøfremmede organiske stoffer som ikke bliver nedbrudt i jorden bliver mindre og mindre giftige med tiden (Alexander 2000). Det skyldes at de indarbejdes i jordpartiklerne så tilgængeligheden overfor de jordlevende organismer sænkes væsentligt.

***Er der nogen humantoksikologiske virkninger fra hhv PAH, DEHP, LAS og NPE og hvis ja, ved hvilke koncentrationsniveauer og påvirkningstider, og hvad består virkningerne i?***

Mennesker kloden over udsættes primært for PAH'er gennem inhalering af luften, hvor stofferne primært kommer fra forbrænding i forbindelse med motoriserede køretøjer eller industrier (Chen & Liao 2005). Rygere er ligeledes stærkt udsatte for PAH. Derfor er bekymringen omkring PAH i spildevandsslam hovedsageligt møntet på giftigheden overfor økosystemet (dyr og planter).

Mennesket er udsat for DEHP primært via indtagelse af føde (Kavlock *et al.* 2002). De humantoksikologiske effekter viser sig som nedsættelse af den menneskelige reproduktion og kræftfremkaldelse. For at estimere giftigheden af DEHP er der foretaget en mængde forsøg med

rotter og mus. Der er tydeligvis en sammenhæng mellem eksponeringen for DEHP og de nævnte negative effekter blandt disse dyr, men et direkte link mellem sådanne resultater og den menneskelige organisme kan endnu ikke etableres (Koch *et al.* 2006). Man kan altså endnu ikke sige, hvor høje koncentrationer der skal til i den menneskelige organisme før stoffet er decideret giftigt, men DEHP og nogle af stoffets nedbrydningsprodukter mistænkes for at kunne akkumulere i kroppen (Koch *et al.* 2006).

LAS og NPE er begge opløsningsmidler brugt i husholdning og industri, men de har forskellige kemiske egenskaber og når det kommer til humantoksikologiske effekter er fokus i litteraturen rettet mod NPE (Ying 2006). NPE og NP er hormonforstyrrende stoffer som kan efterligne det kvindelige kønshormon, østrogen, og derfor nedsætte den menneskelige reproduktion (Vasquez-Duhalt *et al.* 2005).

Fælles for den humantoksikologiske litteratur om disse fire stoffer er, at ingen koncentrationer, som angiver den præcise grænse for de kritiske værdier i den menneskelige organisme, er givet.

***Er der andre organiske mikroforureninger vi endnu ikke har hørt om som er problematiske for affald/slam, men som man enten har fokus på i andre sammenhænge eller som man først for nylig har fået øje på i forskningslitteraturen***

Der har blandt andet i Tyskland og Sverige været en del fokus på forekomsten af bromerede flammehæmmere i på landbrugsjord (Samsøe-Petersen 2003; de Wit *et al.*, 2002). Den vigtigste gruppe af disse stoffer er PBDE (Polybrominated Diphenyl Ethers) som er karakteriseret ved ikke at være let nedbrydelig og have højt potentiale for opkoncentrering i organismer.

Der har i Sverige været undersøgt jorde, som gennem flere år har været gødsket med spildevandsslam, og der er fundet forhøjede koncentrationer af PBDE både i jorden og i regnorme som følge deraf. Men konklusionen på disse undersøgelser og risikovurderinger blev alligevel at stofferne med det nuværende gennemsnitlige indhold i slammet ikke udgør nogen miljømæssig trussel (Hellström 2000). Man bør imidlertid være opmærksom på koncentrationerne af de bromerede flammehæmmere i slammet fra renseanlæggene, da de kemiske rammer for en miljømæssig trussel fra disse stoffer åbenlyst er tilstede (de Wit *et al.*, 2002).

Den hastige udvikling indenfor nanoteknologien kunne rejse spørgsmålet om nanopartikler i fremtiden vil kunne findes i vores spildevandsslam. Der er endnu ikke publiceret noget videnskabelig litteratur på dette emne, men på Danmarks Tekniske Universitet (DTU) holdes der skarpt øje med udviklingen. De organiske/kulstofbaserede nanopartikler er hyppigst beskrevet i litteraturen, og deres fysiske og kemiske egenskaber indikerer, at de vil bindes til slampartiklerne under spildevandsrensningen. De er også svært nedbrydelige, potentielt bioakkumulerende, og der er påvist en vis giftighed af fx C60. Der mangler fortsat væsentlig viden om, hvor tilgængelige stofferne vil være for livet i jordbunden eller i vandmiljøet, men hvis de er stærkt bundet til slam- og jordpartiklerne vil biotilgængeligheden sandsynligvis være meget ringe (Baun 2006). Man bør eventuelt i fremtiden være opmærksom på om nanopartikler ophobes i jorden som følge af deres sorberende egenskaber og ringe nedbrydelighed.

***Hvor hurtigt og hvor effektivt nedbrydes affaldets/spildevandets indhold af hhv PAH, DEHP, LAS og NPE i behandlings- eller rensningsprocessen, og kan det nedbringes yderligere med en efterbehandling?***

I renseanlæggene er fjernelsen af de miljøfremmede organiske stoffer meget afhængig af tilgængeligheden af stofferne for mikroorganismer og ilt. I tankene fordeler stofferne sig mellem luft, vand og organisk materiale afhængig af de enkelte stoffers fysiske og kemiske egenskaber. Beluftning er en effektiv metode til at fjerne op mod 100% af de fire miljøfremmede stoffer i den vandige fase. Når der fortsat efter denne behandling kan findes betydelige mængder stoffer i slammet skyldes det, at varierende mængder findes bundet til det organiske materiale.

Ved anaerob slambehandling sker bl.a. nedbrydning af de let omsættelige organiske forbindelser af mikroorganismer uden forbrug af ilt. Denne proces som foregår i såkaldte rådnetanke har dog vist sig mindre effektiv i forbindelse med fjernelsen af de miljøfremmede organiske stoffer (Mai *et al.* 1999) og benyttes således til andre formål i slambehandlingen.

Forsøg og storskaladrift i Odense kommune har vist at mængden af miljøfremmede stoffer i spildevandsslam kan nedbringes væsentligt ved efterbehandling med kompostering (Petersen & Clowes 2000). Nedbrydningen efter 22 uger viste at LAS var totalt fjernet, mens NPE, DEHP og PAH var reduceret med henholdsvis 81%, 75% og 35%. Alle værdier var således godt under de fastsatte afskæringsværdier efter 22 ugers kompostering. På baggrund af et andet forsøg med kompostering antages det, at der ved forlængelse af komposteringsperioden vil ske en fortsat reduktion i slammets indhold af miljøfremmede stoffer (Mogensen *et al.* 2001).

***Er der udsigt til at nedbrydningspotentialiet i slambehandlingen kan forbedres i fremtiden?***

Der forskes fortsat inden for de processer, som er afgørende for at stimulere den biologiske nedbrydning af de miljøfremmede organiske stoffer i renseanlæggene (Press-Kristensen & Thirsing 2005). Derudover arbejdes der aktivt på at fremme anvendelsen af substitutter for de miljøfremmede stoffer – altså ufarlige stoffer som kan udfylde samme funktion – både gennem regulering og øget forbrugerbevidsthed.

Så forbedrede rensningsmetoder og yderligere politiske tiltag forventes at bidrage væsentligt til at nedbringe mængden af farlige stoffer i fremtidens spildevandsslam.

***Hvor hurtigt nedbrydes affaldsproduktets (spildevandsslam, kompost) indhold af henholdsvis PAH, DEHP, LAS og NPE efter udbringning på jord?***

Når spildevandsslam (med eller uden efterbehandling) udbringes på landbrugsjorden vil langt størstedelen af de evt. tilbageværende miljøfremmede organiske stoffer være bundet til det organiske materiale i slammet. Efter udbringning fortsætter mikroorganismene med at nedbryde de miljøfremmede stoffer og adskillige forsøg viser at det ikke er jordens, men slammets mikroorganismer, som udfører nedbrydningen. Slammet skal efter gældende regler nedpløjes i de øverste jordlag hurtigst muligt efter udbringning og det fordeles derved typisk i klumper af varierende størrelse (ofte 2-4 cm). Stofferne nedbrydes hurtigt, hvis ilt er tilgængeligt i systemet, men ilt kan have svært ved at trænge ind i disse klumper, og nedbrydningen forsinkes derved. Nedbrydningshastigheden afhænger af faktorer som stoffernes biotilgængelighed, koncentrationen



af mikroorganismer, koncentrationen af de miljøfremmede stoffer og tilstedeværelsen af ilt. Ofte betegnes hastigheden af nedbrydningen som ”halveringstiden”, dvs. den tid det tager før halvdelen af stoffet er nedbrudt. Der er fundet halveringstider for LAS i jord på cirka 1 - 3 uger (Jensen 1999). For NP er halveringsværdier fundet at være omkring 10 dage under iltede forhold (Henriksen *et al.* 2001). Det anføres dog at under realistiske markforhold vil hastigheden være nedsat i forhold til laboratorieforsøg, og der er således bestemt halveringstider for LAS og NP i markforsøg på henholdsvis 16-25 dage og 31-46 dage (Jacobsen *et al.* 2004). For PAH og DEHP gælder at biotilgængeligheden er nedsat i forhold til de mere opløselige sæbestoffer LAS og NP og derfor er halveringstiderne for disse stoffer betydeligt længere (Klinge *et al.* 1999; Roslev *et al.* 1999; Henriksen *et al.* 2001).

### ***Er der faktorer som optimerer nedbrydningsforholdene i jorden? I så fald, hvilke?***

Den vigtigste faktor for nedbrydningen af de miljøfremmede organiske stoffer er mængden af tilstedeværende ilt (Hesseløe *et al.* 2001). Derfor er tilførslen af ilt til det øverste jordlag vigtig. I den forbindelse spiller også størrelsen af slamklumperne i jorden en vigtig rolle fordi mindre klumper resulterer i et større overfladeareal, og dermed forøges eksponeringen af de farlige stoffer for ilt. Derfor udgør slambehandlingen og måden, hvorpå slammet udbringes vigtige processer, hvor påpasselighed eller forbedring kan optimere nedbrydningsforholdene i jorden. For ilttilførslen må det forventes at rødder fra plantevækst eller aktivitet af jordlevende organismer vil fremme iltforholdene.

### ***Optages stofferne af planter og kan de gennem fødekæden overføres til dyr og mennesker?***

En undersøgelse af Miljøstyrelsen fra 1999 viste at hverken LAS eller DEHP optages i planter, selv ved slamudbringning på 15 gange det tilladte niveau (Grøn *et al.* 1999). Lignende konklusion blev draget i Det Strategiske Miljøforskningsprogram ved Centret for Bæredygtig Arealanvendelse (Miljøforskning 2001; Petersen *et al.* 2003).

### **Hvor god er den nuværende/foreliggende viden?**

Den foreliggende videnskabelige viden på området er generelt på et meget højt niveau, dvs. overvejende publiceret i internationale videnskabelige tidsskrifter med peer-review, og emnet har været behandlet i mange lande, dvs. under meget varierende klima og jordbundsforhold.

I Danmark har der været et betydeligt forskningsmæssigt fokus bl.a. gennem *Center for Bæredygtig Arealanvendelse og Forvaltning af Miljøfremmede Stoffer*. Denne viden er ligeledes generelt på et højt videnskabeligt niveau, men også formidlet i såvel nationale rapporter som populærvidenskabeligt.

## Referencer

- Alexander, M. (2000):** Aging, Bioavailability, and Overestimation of Risk from Environmental Pollutants. *Environmental Science and Technology*. Vol. 34, No. 20, pp. 4259-4265.
- Baun, A. (2006):** Personlig meddelelse fra Anders Baun, lektor, civilingeniør (K), ph.d., Institut for Miljø & Ressourcer, DTU.
- Bekendtgørelse (2003):** Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål (Slambekendtgørelsen). BEK nr 623 af 39/06/2003 (Gældende).
- Chen, S.C. & C.M. Liao (2005):** Health risk assessment on human exposed to environmental polycyclic aromatic hydrocarbons pollution sources. *Science of the Total Environment*. ARTICLE IN PRESS.
- Grøn, C., D. Rasmussen, L. Samsøe-Petersen, G.K. Mortensen, F. Laturus, P. Ambus, E.S. Jensen, K. Vejrup & A. Plöger (1999):** Planteoptag af miljøfremmede organiske stoffer fra slam. Miljøprojekt nr. 477. Miljøstyrelsen.
- Hellström, T. (2000):** Brominated flame retardants (PBDE and PBB) in sludge – a problem? The Swedish Water and Wastewater Association. Report No. M 113.
- Henriksen, K. (2001):** Miljøfremmede stoffer fra slam – nedbrydning og effekter i marken. *Miljøforskning nr. 49: Slam på marken – risiko eller ressource?* pp. 4-5.
- Hesseløe, M., D. Jensen, K. Skals, T. Olesen, P. Moldrup, P. Roslev, G.K. Mortensen & K. Henriksen (2001):** Degradation of 4-Nonylphenol in Homogeneous and Nonhomogeneous Mixtures of Soil and Sewage Sludge. *Environmental Science and Technology*. Vol. 35, No. 18, pp. 3695-3700.
- Jacobsen, A.M., G.K. Mortensen & H.C.B. Hansen (2004):** Organic Compounds in the Environment – Degradation and Mobility of Linear Alkylbenzene Sulfonate and Nonylphenol in Sludge-Amended Soil. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 33, pp. 232-240.
- Jensen, J. (2004):** Ecotoxicological effect assessment and risk characterisation of selected contaminants in sewage sludge. PhD thesis, The Danish University of Pharmaceutical Sciences.
- Jensen, J. (1999):** Fate and Effects of Linear Alkylbenzene Sulphonates (LAS) in the Terrestrial Environment. *The Science of the Total Environment*. Vol. 226, pp. 93-111.
- Kavlock et al. (2002):** NTP Center for the Evaluation of Risks to Human Reproduction: phthalates expert panel report on the reproductive and developmental toxicity of di(2-ethylhexyl)phthalate. *Reproductive Toxicology*. Vol. 16, pp. 529-653.
- Klinge, C., B. Gejlsberg & T. Madsen (1999):** Nedbrydning af pyren i slam-jord blandinger. *Vand & Jord*. 6. årgang, nr. 3, pp. 105-108.
- Koch, H.M., R. Preuss & J. Angerer (2006):** Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP): human metabolism and internal exposure – an update and latest results. *International journal of andrology*. Vol. 29, pp. 155-165.
- Krogh, P.H., J. Jensen, M. Holmstrup, H.L. Kristensen & J. Scott-Fordsmand (1999):** Økologiske effekter af miljøfremmede stoffer i slam. *Vand & Jord*. 6. årgang, nr. 1, pp. 13- 15.

- Mai, P., G. Jungersen, L. Elsgaard, F.P. Vinther & J. Tørslev (1999):** Nedbrydning af miljøfremmede stoffer i biogasreaktor. Miljøprojekt nr. 500, Miljøstyrelsen.
- Miljøforskning (2001):** Slam på marken – risiko eller ressource? Det strategiske Miljøforskningsprogram. Tema ved Centret for bæredygtig arealanvendelse. Nummer 49, December 2001.
- Mogensen, A.S., F. Haagensen, B.K. Ahring, J. Møller, U. Reeh & P. Mai (2001):** Nedbrydning af miljøfremmede stoffer i rensningsanlæg og ved efterfølgende aerobe/anaerobe behandlingsformer. *Miljøforskning nr. 49: Slam på marken – risiko eller ressource?* pp. 6-8
- Nedland, K.T. & B. Paulsrud (2002):** Organiske miljøgifter i Norsk avløpslam – resultater fra en ny undersøkelse 2001-02. Aquateam rapport, Rapportnummer 02-018. www.NORVAR.no.
- Petersen, S.O., K. Henriksen, G.K. Mortensen, P.H. Krogh, K.K. Brandt, J. Sørensen, T. Madsen, J. Petersen & C. Grøn (2003):** Recycling of sewage sludge and household compost to arable land: fate and effects of organic contaminants, and impact on soil fertility. *Soil & Tillage Research*. Vol. 72, pp. 139-152.
- Petersen, P.H. & L.A. Clowes (2000):** Nedbrydning af organiske miljøfremmede stoffer ved kompostering. *Vand & Jord*. 7. årgang, nr. 4, pp. 151-155.
- Petersen, S.O. & D. Rasmussen (2001):** Miljøeffekter af organisk affald på dyrkningsjorden. *Miljøforskning nr. 49: Slam på marken – risiko eller ressource?* pp. 17-19.
- Press-Kristensen, K. & C. Thising (2005):** Biologisk nedbrydning af miljøfremmede stoffer i spildevand. *Dansk Kemi*. 86, nr. 3.
- Roslev, P., K. Henriksen & P. Møldrup (1999):** Nedbrydning af DEHP i slammeriget jord. *Vand & Jord*. 6. årgang, nr. 4, pp. 144-148.
- Samsøe-Petersen, L. (2003):** Organic Contaminants in Sewage Sludge – Review of studies regarding occurrence and risks in relation to the application of sewage sludge to agricultural soil. Swedish Environmental Protection Agency (Naturvårdsverket), Rapport 5217.
- Scott-Fordsmand, J.J. & J. Jensen (2002):** Ecotoxicological soil quality criteria in Denmark. I: The use of species sensitivity distributions (SSD) in ecotoxicology. Eds. Posthuma, L. & G.W. Suter. Lewis Publishers, pp. 275-282.
- Sverdrup, L.E., A.E. Kelley, P.H. Krogh, T. Nielsen, J. Jensen, J. Scott-Fordsmand & J. Stenersen (2001):** Effects of eight polycyclic aromatic compounds on the survival and reproduction of springtail *Folsomia fimetaria* L. (Collembola, Isotomidae). *Environmental Toxicology and Chemistry*. Vol. 20, pp. 1332-1338.
- Vasquez-Duhalt, R., F. Marquez-Rocha, E. Ponce, A.F. Licea & M.T. Viana (2005):** Nonylphenol, an integrated vision of a pollutant. Scientific review. *Applied Ecology and Environmental Research*. Vol. 4, pp. 1-25.
- de Wit C., Eriksson U., Nylund K., Haglund M., Berggren D., Kierkegaard A., Allan A. and Asplund L. (2002):** Bromerade flamskyddsmedel i avloppsslam - analyser från 50 reningsverk i Sverige. Naturvårdsverkets Forlag, Stockholm. pp. 47.
- Ying, G.G. (2006):** Fate, behaviour and effects of surfactants and their degradation products in the environment. *Environment International*. Vol. 32, pp. 417-431.



### 3.1.2 Er der en risiko for økotoxikologiske virkninger af tungmetaller i affaldet på såvel kort som langt sigt?

#### Hvad ved vi?

Tungmetaller som kobber (Cu), zink (Zn), mangan (Mn) og jern (Fe) er essentielle næringsstoffer for planter i små mængder og kaldes derfor *mikronæringsstoffer*. Bliver koncentrationerne for høje bliver effekten i stedet giftig. Andre tungmetaller som cadmium (Cd), bly (Pb), nikkel (Ni), kviksølv (Hg) og krom (Cr) er giftige for levende organismer i selv meget små koncentrationer og bliver generelt betragtet som forureningsstoffer. Fælles for alle disse er, at de optræder i meget små mængder i jorden og kaldes derfor også *spormetaller*.

Der er både naturlige og menneskelige input af tungmetaller til jorden. Forvitring af metalholdige mineraler er den primære kilde til den naturlige baggrundskoncentration, men til landbrugsjord kommer de største mængder af tungmetaller fra menneskelig tilførsel i form af handelsgødning, husdyrgødning eller spildevandsslam.

I alle former for dansk spildevandsslam findes der tungmetaller i varierende mængder afhængig af områdets industrier og renselanlæggenes behandlingsformer. I Danmark benævnes cadmium, kobber og nikkel ofte som de vigtigste problemstoffer (Krogh *et al.* 2005). Tal fra miljøstyrelsens opgørelse anno 2002 for private og kommunale renselanlæg viser, at over 95% af den til landbruget disponerede mængde spildvandsslam ikke overskrider grænseværdierne for de vigtigste tungmetaller (Miljøstyrelsen 2004). Den gennemsnitlige koncentration af udvalgte tungmetaller i slam disponeret til landbruget i 2002 kan ses i tabel 1 og 2 sammenlignet med de i gældende slambekendtgørelse (Bekendtgørelse 2003) fastsatte grænseværdier.

**Tabel 1.** Grænseværdier (Bekendtgørelse 2003) og den vægtede gennemsnitlige koncentration for 2002 i det undersøgte slam disponeret til landbrug (Miljøstyrelsen 2004).

	Grænseværdi (mg/kg total fosfor)	Slam disponeret til landbrug (mg/kg total fosfor)
Cadmium	100	47,5
Bly	10.000	1.585
Nikkel	2.500	783
Kviksølv	200	38,2

**Tabel 2.** Grænseværdier (Bekendtgørelse 2003) og den vægtede gennemsnitlige koncentration for 2002 i det undersøgte slam disponeret til landbrug (Miljøstyrelsen 2004).

	Grænseværdi (mg/kg tørstof)	Slam disponeret til landbrug (mg/kg tørstof)
Kobber	1.000	236
Zink	4.000	710
Krom	100	29,0

De fastsatte grænseværdier beror udelukkende på totalindhold af tungmetaller i spildevandsslam. Det er imidlertid kun en lille del af tungmetallerne i jorden som er tilgængelige for planter og andre organismer, som lever i jorden. Det skyldes at tungmetaller bindes meget hårdt i jorden, særligt til lerpartikler, den organiske fraktion samt jern- og aluminiumoxider. De bindingsmekanismer, som er styrende for tungmetaller er imidlertid meget afhængig af jordens pH, og tilgængeligheden kan derfor stige væsentligt hvis pH i jorden skulle falde (Stumm 1992). Et fald i pH kan tænkes at forekomme, hvis dyrkning af marken til landbrugsformål ophører og jorden fx overgår til skovrejsning eller græsning. Tungmetallers varierende fysiske og kemiske egenskaber betyder i øvrigt, at deres indbyrdes dynamik i jorden varierer, såvel i samme jordtype som i forskellige jordtyper.

Når tungmetaller bindes så hårdt i jorden, at kun en brøkdel er biologisk tilgængeligt, kunne der tænkes at forekomme en akkumulering af tungmetaller i landbrugsjorde, som tilføres spildevandsslam. For at undgå akkumulering på lang sigt må der naturligvis fjernes lige så store mængder tungmetal, som der tilføres. Det sker udelukkende gennem planteoptag, udvaskning og erosion, men flere studier viser at fjernelse sjældent forekommer i tilstrækkelig grad til at en gradvis akkumulering kan undgås (Baveye *et al.* 1999; Nyamangara *et al.* 2005). Det er derfor relevant at stille spørgsmålet om tungmetallernes egentlige toksiske effekter.

Tests i laboratoriet tyder almindeligvis på at de toksiske effekter fra tungmetaller er ubetydelige når blot de opstillede grænseværdier overholdes. Men fordi mange andre lokalitetsspecifikke faktorer ofte er bestemmende for metallernes dynamik, hersker der en generel opfattelse af at feltundersøgelser i højere grad bør understøtte disse laboratorieresultater (Giller *et al.* 1998; Fuentes *et al.* 2005; Walter *et al.* 2006). Der skelnes mellem kortsigtede og langsigtede studier, som biologisk set adskiller sig fundamentalt fra hinanden. De langsigtede undersøgelser, som søger at simulere den gradvise akkumulering forventes at afspejle tilførslen af spildevandsslam bedst. Danmarks Miljøundersøgelser har vist for kobbers vedkommende, at planter og jordbundsdyr tåler mindst 5-10 gange højere koncentrationer, hvis de udsættes for en gammel forurening frem for en pludselig tilførsel af tungmetaltholdigt slam (Krogh *et al.* 2005). Kobber indarbejdes i jordpartiklerne med tiden og tilgængeligheden nedsættes dermed kraftigt.

Feltundersøgelser kan på den anden side være vanskelige at fortolke, eftersom de observerede effekter kan være resultatet af lokalitetsbestemte fysiske og kemiske variationer eller ganske enkelt andre toksiske komponenter. I mange tilfælde kan de observerede effekter i feltstudierne således ikke tilskrives tungmetallernes tilstedeværelse alene (Horswell *et al.* 2003).

De første organismer som eksponeres for tungmetaller i jorden er mikroorganismene, og de er følsomme overfor forhøjede koncentrationer (Giller *et al.* 1998). Feltstudier indikerer at der, selv lang tid efter ophørelsen af EU-reglementeret slamudbringning, registreres reducerede populationer og aktivitet af mikroorganismer i jorden (Abaye *et al.* 2005).

Regnorme er også sensitive organismer i jorden, og en spansk undersøgelse fra 2000 viste, at koncentrationen af tungmetaller var 1-3 gange højere inde i de to arter af regnorme, som blev testet, end i den omgivende jord (Barrera *et al.* 2000). Koncentrationen i ormenes syntes dog at nå et maksimum og ingen korrelation blev fundet mellem jordens og ormenes indhold. Danmarks Miljøundersøgelser og Miljøstyrelsen foretager langtidforsøg i Sønderjylland og på trods af udbragte mængder slam, som langt overstiger det tilladte, finder man et halvt år efter fortsat lige så mange regnorme som i marker, der ikke har fået slam (Krogh *et al.* 2005).

Optag af tungmetaller i afgrøder på landbrugsjord har været genstand for en del forskning. Her spiller variationen i biologisk tilgængelighed imellem forskellige metaller og jordtyper samt afgrødens potentiale for optagelse væsentlige roller. Undersøgelser tyder dog på at slam med højt indhold af tungmetaller kan fremme optagelsen af tungmetaller eller nedsætte høstudbyttet (Ramachandran & D'Souza 2002; Bhogal *et al.* 2003), men problemerne er størst i forbindelse med afgrøder, hvor den fortærbare del er i direkte kontakt med jorden. Derfor gør problemet sig navnlig gældende for rodfrugter (Samsøe-Petersen *et al.* 2000). Ifølge den generelle videnskabelige litteratur udgør cadmium den største risiko i forbindelse med planteoptag, hvilket også har gjort sig gældende i den danske forskning (Krogh *et al.* 2005). Afskæringsværdien for cadmium i slam på 100 mg/kg P (Bekendtgørelse 2003) er således lavere end det tilladte indhold i fosforgødning som er på 110 mg/kg P (Krogh *et al.* 2005). Danmarks Miljøundersøgelser vurderer at de koncentrationer, som findes på danske marker i dag, ikke udgør nogen risiko for jordbundslivet eller planterne, men at det fortsat er nødvendigt med en stram politik med hensyn til cadmium (Krogh *et al.* 2005)

Danmarks Miljøundersøgelser anfører ligeledes, at såfremt de gældende grænseværdier overholdes udgør kobber ikke nogen fare for jordbundslivet, og der synes heller ikke at være problemer med akkumulering af kobber i dansk landbrugsjord (Krogh *et al.* 2005).

Når der opsættes kriterier bør flere faktorer være medbestemmende end blot jordens eller slammets totale indhold af tungmetaller (Jensen & Bak 2001; Hinge *et al.* 2005). Specifikke informationer fra den faktiske lokalitet ville ideelt set være mere anvendelige i forbindelse med opstilling af grænseværdier for tilførsel af tungmetaller til landbrugsjord. Disse kunne være informationer som pH, jordens bufferkapacitet, organisk indhold samt lerindhold. Den daværende såvel som de fremtidige afgrøders potentiale for optag og translokation af tungmetaller til de høstbare plantedele anses ligeledes for vigtig information i forbindelse med en risikovurdering (McBride 2003; Hinge *et al.* 2005).

I tabel 3 er der beregnet hvor lang tid det vil tage for jorde at nå grænseværdien mht indhold af tungmetal, hvis der udbringes årligt maksimale mængder slam (7 tons per år), medtungmetalindhold svarende til grænseværdien.

**Tabel 3.** Teoretisk beregnet tid det vil tage for jorde at nå grænseværdien mht indhold af tungmetal under antagelse af at (1) intet fjernes via afgrøder eller udvaskning, (2) der udbringes årligt maksimale mængder slam (7 tons per år), (3) slammets indhold af det givne tungmetal svarer til grænseværdien, (4) slammets nedpløjes homogent i de øverste 25 cm (pløjelaget), og (5) jordens densitet er 1.6 kg/l.

Tungmetal	Baggrunds-koncentration [mg/kg] <sup>1</sup>	Grænseværdi i slam [mg/kg] <sup>2</sup>	Grænseværdi i jord [mg/kg] <sup>2</sup>	Tilførsel til jorden [mg/kg/år].	Tid før grænseværdi er overskredet [år].
Bly	11,3	120	40	0,21	137
Cadmium	0,16	0,8	0,5	0,0014	243
Kobber	7,0	1000	40	1,75	19
Krom	9,9	100	30	0,175	115
Kviksølv	0,04	0,8	0,5	0,0014	329
Nikkel	5,0	30	15	0,0525	190
Zink	26,8	4000	100	70	10

<sup>1</sup> Hinge *et al.* (2005)

<sup>2</sup> Bekendtgørelse (2003)

Eksempel på beregning for kobber:

Årlig tilførsel beregnes som total mængde tilført kobber per hektar divideret med antal kg per hektar:

$$\frac{1000 \left[ \frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right] \times 7000 \text{ [kg]}}{100 \text{ [m]} \times 100 \text{ [m]} \times 0.25 \text{ [m]} \times 1000 \left[ \frac{\text{l}}{\text{m}^3} \right] \times 1.6 \left[ \frac{\text{kg}}{\text{l}} \right]} = 1.75 \left[ \frac{\text{mg}}{\text{kg} \times \text{år}} \right]$$

Tiden før grænseværdien er nået beregnes som grænseværdien for jorden fratrukket baggrundsværdien og divideret med den årlige tilførsel:

$$\frac{40 \left[ \frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right] - 7.0 \left[ \frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right]}{1.75 \left[ \frac{\text{mg}}{\text{kg} \times \text{år}} \right]} = 19 \text{ [år]}$$

Disse beregninger afspejler imidlertid den værst tænkelige situation, som må forventes at være urealistisk. Den seneste opgørelse fra Miljøstyrelsen viser at det gennemsnitlige fosforindhold i det danske spildevandsslam fra 2002 var 31.8 kg/ton tørstof. For ikke at overgødske med hensyn til fosfor må der således kun udbringes ca. 1 ton slam per hektar per år. Det gennemsnitlige indhold af cadmium, kobber og zink var henholdsvis 1.4, 236 og 710 mg/kg tørstof. Med disse gennemsnitsværdier ændres resultatet af beregningerne for de tre metaller sig:

**Tabel 4.** Som tabel 3, men under antagelse af P grænse på slammængde (1 tons slam per ha per år) og at slammets indhold af det givne tungmetal svarer til aktuelt målte koncentrationer i slam.

Tungmetal	Baggrunds-koncentration [mg/kg] <sup>1</sup>	Gennemsnitligt indhold i slam [mg/kg] <sup>3</sup>	Grænseværdi i jord [mg/kg] <sup>2</sup>	Tilførsel til jorden [mg/kg/år].	Tid før grænseværdi er overskredet [år].
Cadmium	0.16	1.4	0.5	0,00035	971
Kobber	7,0	236	40	0,059	559
Zink	26,8	710	0,5	0,1775	412

<sup>1</sup> Hinge *et al.* (2005)

<sup>2</sup> Bekendtgørelse (2003)

<sup>3</sup> Miljøstyrelsen (2004)

**Tabel 5.** Sammenligning mellem det gennemsnitlige indhold af de vigtigste tungmetaller i husdyrgødning, handelsgødning og spildevandsslam:

Gødning	Cadmium [mg/kg tørstof]	Kobber [mg/kg tørstof]	Zink [mg/kg tørstof]
Slagtesvinegylle <sup>1</sup>	0,4	263	1016
Malkekvægsgylle <sup>1</sup>	0,4	64,2	232
Handelsgødning <sup>1</sup>	0,9	2	5
Spildevandsslam <sup>2</sup>	1,4	236	710
Grænseværdi (slambekendtgr.)	0,8	1000	4000

<sup>1</sup> Schou *et al.* (2006)

<sup>2</sup> Miljøstyrelsen (2004)



Det gennemsnitlige indhold af cadmium i spildevandsslam overskrider således grænseværdien for slam baseret på tørstof. Det overholder imidlertid grænseværdien, som er baseret på fosforindholdet (100 mg/kg P), hvorfor udbringning fortsat er tilladt. Det gennemsnitlige indhold af cadmium i spildevandsslammet i 2002 var ifølge Miljøstyrelsen (2004) 47,5 mg/kg P.

**Tabel 6.** Sammenligning mellem den gennemsnitlige tilførsel af de vigtigste tungmetaller fra husdyrgødning, P-holdig handelsgødning og spildevandsslam til jorden. Baseret på typiske årlige tilførselsrater af 20 tons gylle/ha fra slagtesvin og malkekvæg med tørstofindhold på hhv. 6 og 10 %, TS, 500 kg handelsgødning med 24 % N/kg TS, svarende til 120 kg N/ha og spildevandsslam (1 ton tørstof/ha) med 30 kg P/ton TS (max. tilførsel per år jf. slambekendtgørelsen). Indholdet af tungmetal antages at svare til værdierne i tabel 5.

Gødning	Årlig tilførsel [kg TS/ha]	Cadmium tilført [mg/ha]	Kobber tilført [g/ha]	Zink tilført [g/ha]
Slagtesvinegylle	1200	480	316	1219
Malkekvæggylle	2000	800	128	464
Handelsgødning	500	450	1	2.5
Spildevandsslam	1000	1400	236	710

Sammenlignes den årlige tilførsel af de 3 metaller til arealer der gødes med typiske tilførselsrater af husdyrgødning, handelsgødning eller spildevandsslam (Tabel 6) ses det at spildevandsslam ikke tilfører væsentligt mere kobber eller zink end husdyrgødning og for cadmium er mængden kun ca. 2-3 gange tilførslen med handels- eller husdyrgødning. Hvis det i stedet pålagdes at cadmium i alle tilfælde skulle overholde den tørstofbaserede grænseværdi (0,8 mg/kg TS) ville jorden højest kunne tilføres 800 mg/ha/ år, svarende til den mængde der tilføres med kvæggylle. Der skal imidlertid henvises til tabel 4, som viser en realistisk beregning for hvor lang tid det vil tage at nå grænseværdien for cadmium i jorden ved normale udbringningsrater og med det nuværende gennemsnitlige cadmiumindhold i spildevandsslam; heraf ses det, at selv med en tilførselsrate på 1400 mg/ha/år som anført i Tabel 6, vil det vare næsten 1000 år før grænseværdien for cadmium i jord er nået.

### Hvor god er den nuværende/foreliggende viden?

Den foreliggende videnskabelige viden på området er generelt på et meget højt niveau, dvs. overvejende publiceret i internationale videnskabelige tidsskrifter med peer-review, og emnet har været behandlet i mange lande, dvs. under meget varierende klima og jordbundsforhold.

## Referencer

- Abaye, D.A., K. Lawlor, P.R. Hirsch & P.C. Brookes (2005):** Changes in the microbial community of an arable soil caused by long-term metal contamination. *European Journal of Soil Science*. Vol. 56, pp. 93-102.
- Barrera, I., P. Andrés & J.M. Alcañis (2000):** Sewage sludge application on soil: Effects on two earthworm species. *Water, air and Soil Pollution*. Vol. 129, pp. 319-332.
- Baveye, P., M.B. McBride, D. Bouldin, T.H. Hinesly, M.S.A. Dahdoh & M.F. Abdel-sabour (1999):** Mass balance and distribution of sludge-borne trace elements in a silt loam following long-term applications of sewage sludge. *The Science of the Total Environment*. Vol. 227, pp. 13-28.
- Bekendtgørelse (2003):** Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål (Slambekendtgørelsen). BEK nr 623 af 30/06/2003 (Gældende).
- Bhogal, A., F.A. Nicholson, B.J. Chambers & M.A. Shepherd (2003):** Effects of past sewage sludge additions on heavy metal availability in light textured soils: implications for crop yields and metal uptakes. *Environmental Pollution*. Vol. 121, pp. 413-423.
- Fuentes, A., M. Lloréns, J. Sáez, M.I. Aguilar, A.B. Pérez-Marín, J.F. Ortuño & V.F. Meseguer (2005):** Ecotoxicity, phytotoxicity and extractability of heavy metals from different stabilised sewage sludges. *Environmental Pollution*. Article in Press.
- Giller, K.E., E. Witter & S. McGrath (1998):** Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: A review. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 30, pp. 1389-1414.
- Hinge, H., B. Elberling, G. Asmund & H. Breuning-Madsen (2005):** Tungmetaller I danske jordtyper – baggrundsværdier og koncentrationsændringer gennem de sidste 3000 år. *Vand & Jord*. 12. årgang, nr. 2, pp. 66-70.
- Horswell, J., T.W. Speir & A.P. van Schnaik (2003):** Bio-indicators to assess impacts of heavy metals in land-applied sewage sludge. *Soil Biology & Biochemistry*. Vol. 35, pp. 1501-1505.
- Jensen, J. & J. Bak (2001):** Tålegrænser for tungmetaller i jord. *Vand & Jord*. 8. årgang, nr. 1, pp. 28-31.
- Krogh, P.H., J. Jensen & K. Tybirk (2005):** Forstå miljøet - Slam i Landbrugsjord. <http://www.dmu.dk/Forstå+miljøet/Jord/Slam+i+landbrugsjord/>.
- McBride, M.B. (2003):** Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? *Advances in Environmental Research*. Vol. 8, pp. 5-19.
- Miljøstyrelsen (2004):** Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 2002. *Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 5 2004*.
- Nyamangara, J. & J. Mzezewa (1999):** The effect of long-term sewage sludge application on Zn, Cu, Ni and Pb levels in a clay loam soil under pasture grass in Zimbabwe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 73, pp. 199-204.
- Ramachandran, V. & T.J. D'Souza (2002):** Plant uptake of cadmium, zinc and manganese from four contrasting soils amended with Cd-enriched sewage sludge. *Journal of Environmental Science*

*and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*. Vol. 37, pp. 1337-1346

**Samsøe-Petersen, L. E.H. Larsen, N.L. Andersen & P.B. Larsen (2000):** Optagelse af metaller og PAH-forbindelser i grøntsager og frugt - Dyrkningsforsøg og prøveindsamling i København og Skagen 1999. Miljøprojekt nr. 571. Miljøstyrelsen.

**Schou, J.S., S. Gyldenkerne, R. Grant, N. Elmegaard, F. Palmgren & G. Levin (2006):** Miljøkonsekvenser ved afbrænding af husdyrgødning med sigte på energiudnyttelse – Scenarieanalyse for et udvalgt opland. Faglig rapport fra DMU, nr. 575.

**Stumm, W. (1992):** *Chemistry of the solid-water interface – Processes at the mineral-water and particle-water interface in natural systems*. John Wiley & Sons, Inc., USA.

**Walter, I., F. Martínez & V. Cala (2006):** Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environmental Pollution*. Vol. 139, pp. 507-514.



### 3.1.3 Er der en øget risiko for overførsel af medicinrester (antibiotika, etc.)

#### Hvad ved vi?

##### Hvilke stoffer er der tale om, og hvor kommer de fra?

Generelt anses lægemidler med højt forbrug og/eller lav nødvendig dosis for human effekt (høj potens) for de vigtigste stoffer med hensyn til miljøeffekter. Men også stoffer med lav opløselighed er relevante, da opløseligheden kan spille en vigtig rolle i slambehandlingsprocesserne.

For den humanmedicinske del findes der opgørelser fra Lægemiddelstyrelsen som afslører danskernes medicinforbrug. Det største forbrug findes inden for anvendelser som hjerte og kredsløb, gigtbehandling, smertestillende samt midler mod blodpropper. De mest brugte humanmedicinske stoffer identificeres som acetylsalicylsyre, paracetamol, Simvastatin og furosemid (Lægemiddelstyrelsen 2004). Hormoner som østrogener fra p-piller står for en betydelig mindre andel af det samlede forbrug, men midlerne er meget specifikke i deres biologiske virkning og anses derfor også som relevante i miljøhensyn. Et stof som Ibuprofen, som bruges mod smerter og gigt har lav opløselighed, og kan derfor være at finde i slam. Brugen af antibiotika er ikke tilstrækkelig til at bringe stoffet på listen over de 25 mest anvendte lægemidler i Danmark, men antibiotika har tiltrukket sig opmærksomhed på grund af risikoen for udviklingen af resistente bakterier.

Opgørelseserne fra lægemiddelstyrelsen, 2004, er baseret på apotekernes salg og inkluderer derfor ikke tal fra sygehusene. Målt på omsætning stod sygehusene i 1997 for ca 16 % af det samlede medicinforbrug (Stuer-Lauridsen *et al.* 2002). Der henvises i øvrigt til Lægemiddelstyrelsens internetside ([www.dkma.dk](http://www.dkma.dk)) for årlige statistikker for det danske medicinforbrug.

På baggrund af et litteraturstudie blev der af Miljøstyrelsen i 2002 udpeget lægemidler inden for 5 anvendelsesområder, som potentielt kan udgøre en fare for miljøet ved udbringning af spildevandsslam. De vigtigste af disse stoffer er vist i tabel 1.

**Tabel 1** Vigtigste lægemidler som potentielt kan udgøre en fare for miljøet ved udbringning af spildevandsslam (Stuer-Lauridsen *et al.* 2002).

Stof	Anvendelse	Mængder
Ibuprofen	Gigt og smerter	store mængder
Paracetamol	Smerter	store mængder
Furosemid	Hjerte og kredsløb	~ 5 ton/år
Østrogener	Kønshormoner	< 250 kg/år
Antibiotika	Infektionssygdomme	--

Medicinstoffernes vej til miljøet går gennem den menneskelige organisme og derefter via toiletbesøg og lignende videre til renseanlæg. Efter indtagelse i kroppen omdannes de fleste af stofferne til andre udskillelsesprodukter, men det er yderst sjældent at 100% af stoffet optages i organismen, hvorfor en varierende fraktion altid vil findes på den originale form. Stofferne kommer dog ikke udelukkende fra den menneskelige indtagelse, da også medicinalindustrien har lægemidler og restprodukter deraf i deres spildevand.

### ***Er der nogen økotoxikologiske effekter i jorden eller i vandmiljøet?***

Økotoxikologiske effekter fra de fleste lægemiddelstoffer på det danske marked er generelt dårligt belyst i litteraturen, men det vides at mange af medicinstitofferne har meget specifikke biologiske virkninger og besidder egenskaber til at akkumulere i organismer ved kontinuerlig eksponering. Derfor ved man, at der for visse stoffer som fx østrogen kun kræves meget små koncentrationer før der kan registreres negative effekter i miljøet. Effekterne fra østrogen afspejles i hormonforstyrrelser, mens antibiotika kan skade jordens mikroorganismer eller fremme udviklingen af resistente bakterier. Østrogen og antibiotika er de stofgrupper, som har været emne for mest forskning.

Effekter i vandmiljøet, som følge af slamudbringning til jordbrugsformål, vil afhænge af stoffernes potentiale for at udvaskes fra jorden. Den eksisterende viden på dette område er meget begrænset, men langt de fleste medicinstitoffer har dog så lav opløselighed, at de vil være bundet til slammet i jorden, og udvaskningen må følgelig forventes at være minimal. En nylig dansk undersøgelse har vist at østrogenaktiviteten i dræn fra slam- og gylletilførte marker ikke var målelig i stort set alle de undersøgte tilfælde (Stuer-Lauridsen *et al.* 2006). Visse aktivstoffer i antibiotikamidler er dog vist at have høj mobilitet i jord og kan derfor have negative effekter i vandmiljøet (Halling-Sørensen 1999).

For effekter i jordmiljøet gælder også at den eksisterende viden er meget begrænset, men giftigheden vil afhænge af biotilgængeligheden af stofferne. Der er blandt andet observeret negative effekter på mikroorganismer fra antibiotika (Halling-Sørensen 1999)

### ***Kan stofferne optages af planter og via fødekæden overføres til mennesker og dyr?***

Der foreligger kun begrænset viden på dette område, og det foreslås i den eksisterende litteratur, at der kræves mere forskning før noget generelt og videnskabeligt kan konkluderes. Det vides dog at mange af lægemidlerne eller deres nedbrydningsprodukter besidder egenskaber, som ligner andre og mere undersøgte miljøfremmede organiske stoffer (se afsnit/factsheet for miljøfremmede organiske stoffer). For stoffer med sådanne egenskaber har ingen forskning tydet på, at der foregår planteoptag i en grad, som kan udsætte mennesker for nogen risiko. Den ringe opløselighed for de fleste lægemidler indikerer ligeledes, at stofferne ikke er tilgængelige for planterne. Potentialet for planteoptag vil i alle tilfælde afhænge af jordens og lægemidlets egenskaber samt den aktuelle afgrøde (Jjemba 2002).

### ***Hvor hurtigt og hvor effektivt nedbrydes stofferne under behandlingsprocesserne?***

Når lægemidlerne med kloakvandet ledes ind i renseanlæggene, bestemmer de enkelte stoffers fysiske og kemiske egenskaber, hvor vidt de vil fordele sig i vandfasen eller i slammet. Det er navnlig stoffernes fedtopløselighed eller tendens til at binde sig til organisk materiale, som er de styrende egenskaber.

Miljøstyrelsen har i en arbejdsrapport (Stuer-Lauridsen *et al.* 2002) samlet den eksisterende viden om bionedbrydeligheden af lægemiddelstofferne. For alle stofferne nævnt i dette dokument, bortset fra Ibuprofen, gælder at nedbrydeligheden er meget ringe eller, at der ingen data findes. For Paracetamol vides dog at stoffet er let nedbrydeligt.

Der findes nogle undersøgelser, som har forsøgt at kvantificere fjernelsen af lægemidlerne i spildevandet gennem rensprocessen (Kjølholt *et al.* 2003; Carballe *et al.* 2004), men der er ikke fundet tilsvarende undersøgelser for lægemidlerne i slammet. I arbejdsrapporten fra Miljøstyrelsen (Stuer-Lauridsen 2002) har man opstillet beregninger, som ud fra meget konservative kriterier estimerer den årlige middelkoncentration i slam. Resultaterne viser at Paracetamol og Acetylsalicylsyre kan findes i koncentrationer op mod 1 g/kg, mens Ibuprofen og Furosemid ligger på henholdsvis 200 og 20 mg/kg. De resterende stoffer på listen over de mest anvendte produkter i Danmark vil ifølge beregningerne ligge under 1 mg/kg. Værdierne er som nævnt middelværdier, og der må følgelig forventes tids- og lokalitetsbestemte variationer i den virkelige verden.

### ***Er der udsigt til at nedbrydningspotentialet i slambehandlingen kan forbedres i fremtiden?***

Der arbejdes generelt for at forbedre rensnings- og behandlingsprocesserne på de danske renselanlæg. Det er imidlertid ikke lægemidler, men derimod andre stoffer, som tungmetaller og de miljøfremmede organiske stoffer LAS, NP, DEHP og PAH, der har været i fokus med hensyn til genanvendelsen af spildevandsslam, og således er dette udviklingsarbejde sjældent rettet mod nedbringelse af slammets indhold af lægemidler. Det må dog forventes at et øget potentiale for nedbrydning af de miljøfremmede organiske stoffer i fremtiden også vil have en positiv effekt på nedbrydningen af lægemidlerne i spildevandsslammet.

### ***Hvor hurtigt og hvor effektivt nedbrydes stofferne i jorden efter udbringning?***

Lægemidlerne er som nævnt designet til at udføre en bestemt funktion i den menneskelige organisme, og derfor er stofferne gennemtestet for deres mobilitet og nedbrydelighed i kroppen. Imidlertid er der kun lidt viden om, hvad der sker med stofferne når de optræder i miljøet. En nylig undersøgelse af 81 lægemidler viste, at der var ringe sammenhæng mellem nedbrydeligheden af stofferne i miljøet og nedbrydeligheden i organismen, som anvender lægemidlet (Jjemba 2006). En litteraturudredning fra 2004 tyder på at visse lægemidler har potentiale for at ophobes i de øvre jordlag efter slamudbringning (Beausse 2004). Undersøgelserne har primært taget udgangspunkt i lægemidler indenfor antibiotika og hormoner.

For mange af lægemidlerne vides det at nedbrydeligheden er størst, hvis ilt er til stede, og det må derfor forventes at nedbrydeligheden er ringe i jorden umiddelbart efter slamudbringning, da slammet findes i klumper á ca. 2 - 4 cm, hvor ilttilførslen initielt er forholdsvis ringe, men må forventes at øges i tiden efter udbringningen.

### ***Tilføres jorden flere lægemidler med slam i forhold til gylle?***

For østrogen er der på KVL foretaget forsimplede beregninger for at afdække tilførslen som funktion af ulige gødningstyper. Beregningerne, som er baseret på at kvælstofnormen skal opfyldes for vinterhvede, tyder på at slam (0.4 g/ha) tilfører mindre mængder af østrogen til landbrugsjorden end både kvæggylle (3.7 g/ha) og svinegylle (1.1 g/ha) (Lindedam *et al.* 2006).

I lyset af de store mængder antibiotika, der anvendes til veterinære formål må udbringning af spildevandsslam ikke forventes at forøge tilførslen af disse stoffer til jorden.

### Hvor god er den nuværende/foreliggende viden?

Den videnskabelige viden på området er begrænset af omfang, især hvad angår økotoksikologiske effekter. Den foreliggende forskningsviden er dog generelt af god kvalitet, og en del er publiceret i anerkendte videnskabelige tidsskrifter.

I Danmark har der været et stærkt forskningsmæssigt fokus på emnet med videnskabeligt niveau på højde med de bedste miljøer i udlandet.

### Referencer

**Adolfsson-Erici, M., M. Petterson, C. Wahlberg & L. Asplund (2005):** Östrogena ämnen I avloppsvatten, slam och lagrad urin. VA-forsk rapport 03-2005. [www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se).

**Beausse, J. (2004):** Selected drugs in solid matrices: a review of environmental determination, occurrence and properties of principal substances. *Trends in Analytical Chemistry*. Vol. 23, pp. 753-761.

**Carballa, M., F. Omil, J.M. Lema, M. Llombart, C. García-Jares, I. Rodríguez, M. Gómez & T. Ternes (2004):** Behaviour of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. *Water Research*. Vol. 38, pp. 2918-2926.

**Díaz-Cruz, M.S., M.J. López de Alda & D. Barceló (2003):** Environmental behaviour and analysis of veterinary and human drugs in soils, sediments and sludge. *Trends in Analytical Chemistry*. Vol. 22, pp.340-351.

**Greatorex, J.M., B. Vinnerås, K.H. Varberg, H. Jönson, T.A. Breland & P.D. Jessen (2003):** Resirkulering av humanurin og toalettavløp til jordbruk – gjødselvirkning, hygiene, medisinerester og andre miljøgifter. Nordisk nettverksamarbeid, NLH, Ås. [www.orio.no](http://www.orio.no).

**Halling-Sørensen, B. (1999):** Antibiotika i gylle, slam og jord. *Vand & Jord*. 6. årgang, nr. 1, pp. 8-12.

**Halling-Sørensen, B., S.N. Nielsen, P.F. Lanzky, F. Ingerslev, H.C.H. Lützhøft & S.E. Jørgensen (1998):** Occurrence, Fate and Effects of Pharmaceutical Substances in the Environment – A Review. *Chemosphere*. Vol. 36, pp. 357-393.

**Jjemba, P.K. (2002):** The potential impact of veterinary and human therapeutic agents in manure and biosolids on plants grown on arable land: a review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 93, pp. 267-278.

**Jjemba, P.K. (2006):** Excretion and ecotoxicity of pharmaceutical and personal care products in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol. 63, pp. 113-130.

**Jones, O.A.H., N. Voulvoulis & J.N. Lester (2002):** Aquatic environmental assessment of the top 25 English prescription pharmaceuticals. *Water Research*. Vol. 36, pp. 5013-5022.

**Kjølholt, J., P. Nielsen & F. Stuer-Lauridsen (2003):** Hormonforstyrrende stoffer og lægemidler i spildevand. Miljøprojekt nr. 799. Miljøstyrelsen.



**Lindedam, J., K.S. Jensen, J. Luxhøi & J. Magid (2006):** Østrogener fra human urin i miljøet. *Vand & Jord*. 13. årgang, nr. 2, pp. 44-46.

**Lægemiddelstyrelsen (2004):** *Generel statistik om lægemiddelsalget*. Fra Lægemiddelstyrelsens internetside, [www.dkma.dk](http://www.dkma.dk).

**Paulsrud, B. & C.E. Amundsen (2005):** Status for legemidler i avløpsslam – en litteraturstudie. Rapport nr. 05-049. NORVAR BA. [www.norvar.no](http://www.norvar.no).

**Stuer-Lauridsen, F., L. Hansen, M. Birkved, J. Kjølholt & S. Mikkelsen (2002):** Litteraturudredning vedrørende humanmedicin i miljøet. Miljøprojekt nr. 661. Miljøstyrelsen.

**Stuer-Lauridsen, F., M. Birkved, L.P. Hansen, H.C. Holten Lützhøft & B. Halling-Sørensen (2000):** Environmental risk assessment of human pharmaceuticals in Denmark after normal therapeutic use. *Chemosphere*. Vol. 40, pp. 783-793.

**Stuer-Lauridsen, F., J. Kjølholt, L. Høibye, S. Hinge-Christensen, F. Ingerslev, M. Hansen, K.A. Krogh, H.R. Andersen, B. Halling-Sørensen, N. Hansen, B. Køppen, P. Bjerregaard & B. Frost (2006):** Survey of Estrogenic Activity in the Danish Aquatic Environment, Part B. Miljøprojekt nr. 977. Miljøstyrelsen.



### 3.1.4 Er der en øget risiko for overførsel af smitstoffer (patogener, parasitter etc.)

#### Hvorfor er dette problem relevant?

Smitstoffer (eller patogener) i spildevandsslam kan i selv små doser forårsage sygdom på både mennesker og dyr. Stofferne kan overføres via optag gennem afgrøder eller via forurening af drikkevandskilder som grundvand eller åer og søer. Slammet kan også indeholde planteskadegørere, som kan dræbe eller skade vigtige afgrøder. Se også reviews af Gerba and Smith (2005) og Godfree and Farrell (2005).

#### Hvad ved vi?

##### *Hvilke smitstoffer kan overføres med spildevandsslam?*

Ubehandlet slam kan indeholde en lang række kendte smitstoffer som virus, bakterier, parasitter, svampe og andre mikroorganismer. Det er udbredelsen af de enkelte smitstoffer blandt mennesker og dyr tilknyttet et renselanlæg, der bestemmer, hvilke og hvor mange smitstoffer slammet indeholder. I renselanlæggene reduceres indholdet af smitstoffer som følge af mekaniske, biologiske og kemiske processer. For at udbringelse af spildevandsslam må ske på fortærbare afgrøder, skal slammet have gennemgået en kontrolleret hygiejnisering og opfylde visse krav til indholdet af *Salmonella* ssp., *E. Coli* og enterokokker (Bekendtgørelse 2003). I en undersøgelse af både behandlet og ubehandlet svensk spildevandsslam viste salmonella sig at være det mest almindelige smittestof (Sahlström *et al.* 2004).

Spildevand fra husholdninger og industri kan indeholde planteskadegørere som svampe, bakterier, rundorme og frø fra ukrudtplanter. Typisk kan skadegørerne inficere grønsager som kartofler, salat og kål (Carrington 2001). Der findes ingen lovmæssige krav i forhold til slammets indhold af planteskadegørere.

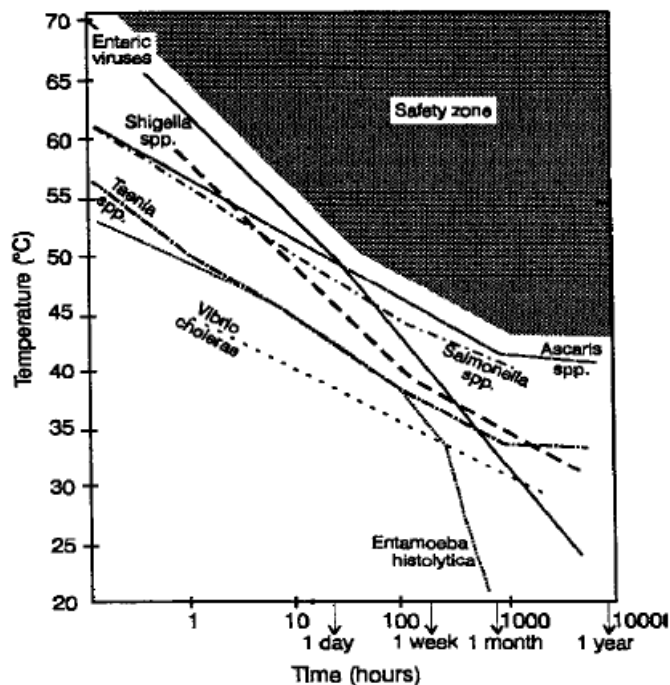
##### *Hvor effektivt fjernes smitstoffer under behandlingprocesserne i renselanlæggene?*

Kompostering af slammet kan fjerne store dele af de tilstedeværende patogener idet temperaturen hæves og patogenerne udkonkurreres af de nedbrydende mikroorganismer som opformerer under processen (Dumontet *et al.* 1999). Men spildevandsslam, som godkendes til deponering på landbrugsjord med fortærbare afgrøder, skal udover kompostering have gennemgået en kontrolleret hygiejnisering, som ifølge slambekendtgørelsen skal bestå af mindst én af følgende behandlinger (Bekendtgørelse 2003):

- a) Behandling i reaktor, hvor temperaturen har været minimum 70 grader C i minimum 1 time.
- b) Behandling ved tilsætning af brændt kalk, som sikrer at alt materiale opnår pH på 12 i minimum 3 måneder.
- c) Behandling i biogasreaktor ved termofil udrådningstemperatur (minimum 52 grader C) og efterfølgende behandling i separat hygiejniseringstank. Der forefindes i bekendtgørelsen minimums holdetider (tid som alt materiale som minimum opholder sig i tanken), som afhænger af den anvendte temperatur.

Alle behandlinger skal kunne dokumenteres i henhold til bekendtgørelsens anvisninger.

Overlevelsen af de patogene mikroorganismer i slammet er en funktion af en række faktorer som temperatur, pH og opholdstid. For sammenhængen mellem temperaturen, tiden og overlevelsen af en række patogene mikroorganismer er lavet en graf (Figur 1), som indikerer en sikkerhedszone (safety zone), hvor slammet bør være sikkert at anvende.



**Figur 1.** Tids- og temperatursammenhæng som bør resultere i et sikkert slamprodukt med hensyn til de i grafen angivne smitstoffer (Strauch 1998)

Ifølge Figur 1 bør slammet for at være indenfor sikkerhedszonen udsættes for én af følgende kombinationer af tid og temperatur.

Temperatur (grader C)	Periode
70	> 7 min.
65	>30 min.
60	> 2 timer
55	> 3 dage

Således må slam, der har været udsat for 70 grader C i mere end 60 min. placere sig godt oppe i sikkerhedszonen

Hygiejnisering i form af pH-forøgelse til pH 12 bør ifølge Carrington (2001) foregå ved, at temperaturen samtidig øges til minimum 55 grader C og behandlingen herefter undergår i minimum to timer. Strauch (1998) foreslår at pH hæves til 12.6 og opretholdes over en periode på 3 måneder.

Termofil udrådning, hvor slammet befinder sig i en biogasreaktor ved 55 grader C i minimum 4 timer er også en effektiv proces til fjernelsen af patogener (Carrington 2001). Den danske bekendtgørelse kræver for en behandlingstemperatur på 55 grader C, at slammet udsættes for udrådning i 6 timer (Bekendtgørelse 2003).

Der er eksempler på undersøgelser, som påpeger risikoen for at patogenerne kan genindfinde/reetablere sig i det behandlede slam (Bagge *et al.* 2005). For at undgå dette foreslås det, at slammet tørres ved opvarmning efter endt behandling, hvilket også vil gøre den videre skæbne (transport o.l.) af slammet lettere (Carrington 2001).

#### *Hvor længe kan smitstofferne overleve i jorden?*

Overlevelsen i jorden efter udbringning afhænger af det i udgangspunktet faktiske indhold af smitstoffer i slammet samt jordtemperaturen og –fugtigheden. Lav temperatur og høj fugtighed resulterer i den højeste overlevelse (Cools *et al.* 2001). Overlevelsen i jorden er fortrinsvis blevet undersøgt i forbindelse med spredning af husdyrgødning. For *Salmonella*, *E. Coli*, *Campylobacter* og *Enterococcus* er der fundet overlevelsestider fra blot nogle få dage til 2-3 måneder (Cools *et al.* 2001; Nicholson *et al.* 2005), men den persistente art *E. Coli* O157:H7 er vist at kunne overleve betydeligt længere (Avery *et al.* (2005) og smittetransmissionsveje for denne har været i særlig fokus, også i relation til spredning af husdyrgødning (Jones 1999).

#### *Er der risiko for udvaskning til drikkevandskilder?*

Udvaskning til drikkevandskilder kan ske via nedadgående transport gennem porer og sprækker i jorden til grundvand eller via transport over landjorden til åer og søer. Betydningen af sådanne transportveje er ofte meget nært korreleret med kraftigt regnfald (Tyrrel and Quinton, 2003)

#### *Er risikoen for overførsel af smitstoffer større for spildevandsslam end for gylle?*

Der har i det seneste årti været fokus på om gylle og spildevandsslam kan være betydende kilder til transmission af humane smitstoffer via miljøet. Som resultat af en dansk workshop fandt Landbrugets Rådgivningscenter (1994) at man skulle stramme på hygiejnekravene til slamspredning (dette er siden sket) men at der kun var af aktuel smittetransmission fra såvel spildevandsslam som husdyrgødning, hvilket skyldes at de fleste patogener inaktiveres en vis tid efter udspredning i marken, men at der var meget begrænset viden om dette. I de seneste år er der kommet fornyet fokus på husdyrgødning som smittekilde i lande med meget intensiv husdyrproduktion, som f.eks. Canada (Guan and Holley 2003a) og Skandinavien (Guan and Holley 2003b; Albihn & Vinnerås 2006). I lande som Danmark og Holland er der observeret korrelation mellem svineproduktionens størrelse og infektion af såvel dyr som mennesker med *Salmonella*, *Campylobacter* og *Yersinia* (Guan and Holley 2003b), men husdyrgødningen er fortsat ikke påvist som smittevej. Der er dog vist stor forskel på hvor godt de patogene mikroorganismer overlever i såvel gødningslager, vand og jord, og at især ved lave temperaturer kan persistente patogener arter som *E. Coli* O157:H7 overleve længe i miljøet (Cools *et al.* 2001; Avery *et al.* 2005; Arrus *et al.* 2006), mens arter som *Campylobacter* og *Giardia* har en ringe overlevelsessevne. Det er også vist at opbevaring som gylle favoriserer overlevelse mere end i fast gødning (Nicholson *et al.* 2005), samt at lagring i 1-3 måneder for de fleste arter reducerer indholdet med mere end 90% (Cote *et al.* 2006). Ottoson *et al.* (2006) har endvidere vist at behandling af gyllen med urea kan reducere indholdet yderligere.

### *Hvor sikre er de danske krav til smitstoffer i slam?*

Den danske lovgivning adskiller sig for eksempel fra den amerikanske ved, at kravene til indholdet af salmonella, coliforme bakterier og enterokokker alle skal være opfyldt for et given slamprodukt. Den amerikanske lovgivning kræver blot, at indholdet er lavt for ét af stofferne. Dette baseres dog på en generel viden om, at der er en videnskabelig dokumenteret sammenhæng mellem indholdet af salmonella og coliforme bakterier (USEPA 2003).

### **Hvor god er den nuværende/foreliggende viden?**

Der har ikke tidligere været så meget fokus på disse aspekter, men den videnskabelige viden på området er generelt på et stigende niveau, og der er en del publiceret i internationale videnskabelige tidsskrifter med peer-review, ligesom emnet har været behandlet i mange lande, dvs. under meget varierende klima, jordbunds og driftsforhold.

I Danmark har der været et betydeligt forskningsmæssige fokus bl.a. gennem *Center for Bæredygtig Arealanvendelse og Forvaltning af Miljøfremmede Stoffer*. Denne viden er ligeledes generelt på et højt videnskabeligt niveau, men også formidlet i såvel nationale rapporter som populærvidenskabeligt.

### **Referencer**

- Albihn A. and Vinnerås B. (2006):** Biosecurity and arable use of manure and biowaste. Proceedings of the 12th Ramiran International conference, Technology for Recycling of Manure and Organic Residues in a Whole-Farm Perspective. Vol. I, DIAS report Plant production no. 122 (Ed. S.O. Petersen) pp. 57-63.
- Arrus K:M., Holley R:A., Ominski K.H., Tenuta M., Blank G. (2006):** Influence of temperature on Salmonella survival in hog manure slurry and seasonal temperature profiles in farm manure storage reservoirs. *Livestock Science* 102 226–236.
- Avery L.M., Killham K. and Jones D.L. (2005):** Survival of *E. coli* O157:H7 in organic wastes destined for land application. *Journal of Applied Microbiology* 98, 814–822
- Bagge, E., L. Sahlström & A. Albihn (2005):** The effect of hygienic treatment on the microbial flora of biowaste at biogas plants. *Water Research*. Vol. 39, pp. 4879-4886.
- Bekendtgørelse (2003):** Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål (Slambekendtgørelsen). BEK nr 623 af 30/06/2003 (gældende).
- Carrington, E.G. (2001):** Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction – final report. European Commission. Report No. 5026/1.
- Cools, D., R. Merckx, K. Vlassak & J. Verhaegen (2001):** Survival of *E. coli* and *Enterococcus* ssp. derived from pig slurry in soils of different texture. *Applied Soil Ecology*. Vol. 17, pp. 53-62.
- Côté C., Villeneuve A., Lessard L., Quessy S. (2006) Fate of pathogenic and nonpathogenic microorganisms during storage of liquid hog manure in Québec. *Livestock Science* 102 204-210.

- Dumontet, S., H. Dinel & S.B. Baloda (1999):** Pathogen Reduction in Sewage Sludge by Composting and Other Biological Treatments: A Review. *Biological Agriculture and Horticulture*. Vol. 16, pp. 409-430.
- Epstein, E. (2003):** *Land Application of Sewage Sludge and Biosolids*. Lewis Publishers, USA.
- Gerba C.P. and Smith J.E. (2005):** Sources of Pathogenic Microorganisms and Their Fate during Land Application of Wastes. *J. Environ. Qual.* 34:42-48.
- Godfree A. and Farrell J. (2005):** Processes for Managing Pathogens. *J. Environ. Qual.* 34:105-113
- Guan T.T.U. and Holley R.A. (2003a):** Pathogen Survival in Swine Manure Environments and Transmission of Human Enteric Illness - A Review. *J. Environ. Qual.* 32:383-392.
- Guan T.T.U. and Holley R.A. (2003b):** Hog Manure Management, the Environments and Human Health. Kluwer Academic / Plenum Publishers, NY.
- Jones D.L. (1999):** Potential health risks associated with the persistence of Escherichia coli O157 in agricultural environments. *Soil Use and Management* 15, 76-83.
- Landbrugets Rådgivningscenter (1994):** Seminar om spredning af smitstoffer fra husdyrgødning og organisk affald. Rapport fra seminar afholdt 23.6.2004.
- Lewis, D.L. & D.K. Gattie (2002):** Pathogen Risks From Applying Sewage Sludge to Land. *Environmental Science and Technology*. pp. 287A-293A.
- Nicholson, F.A., S.J. Groves & B.J. Chambers (2005):** Pathogen survival during livestock manure storage and following land application. *Bioresource Technology*. Vol. 96, pp. 135-143.
- Ottoson J.R., Vinnerås B. and Nordin A. (2006):** Salmonella reduction in manure by the addition of urea and ammonia. Proceedings of the 12th Ramiran International conference, Technology for Recycling of Manure and Organic Residues in a Whole-Farm Perspective. Vol. II, DIAS report Plant production no. 123 (Ed. S.O. Petersen) pp. 25-28.
- Sahlström, L. (2003):** A review of survival of pathogenic bacteria in organic waste used in biogas plants. *Bioresource Technology*. Vol. 87, pp. 161-166.
- Sahlström, L., A. Aspan, E. Bagge, M.L. Danielsson-Tham & A. Albiñ (2004):** Bacterial pathogen incidences in sludge from Swedish sewage treatment plants. *Water Research*. Vol. 38, pp. 1989-1994.
- Strauch, D. (1998):** Pathogenic micro-organisms in sludge. Anaerobic digestion and disinfection methods to make sludge usable as a fertiliser. *European water Management*. Vol. 1, pp. 12-26.
- Tyrrel, S.F. & J.N. Quinton (2003):** Overland flow transport of pathogens from agricultural land receiving faecal wastes. *Journal of Applied Microbiology*. Vol. 94, pp. 87S-93S.
- USEPA (2003):** Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. Unites States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Risk Management Research Laboratory, Center for Environmental Information, Cincinnati, OH. EPA/625/R-92-013.





## 3.2 Vandmiljø, grundvand og andre vandressourcer

### 3.2.1 Påvirkes udvaskningen af N til grundvand og vandmiljø på kort og langt sigt?

#### Hvorfor er dette problem relevant?

Nitrat er et meget mobilt næringsstof, som derfor har stort potentiale for at udvaskes til grundvandet eller søer og vandløb. For høje koncentrationer af nitrat i drikkevandet er sundhedsskadeligt, da det hæmmer optagelsen af ilt. Grænseværdien for nitrat i drikkevand er derfor fastsat til 50 mg/l (EU's drikkevandsdirektiv: 98/83/EF). Nitrat kan også direkte fra landbrugsjorden eller via grundvandet sive ud i søer, vandløb og havmiljø, hvor det kan ændre næringsstofbalancen i en sådan grad, at det kan forårsage algeopblomstringer og efterfølgende iltsvind.

#### Hvad ved vi - baggrundsviden

*Hvor meget nitrat findes der i spildevandsslam?*

Kvælstof (N) i spildevandsslam forekommer på flere forskellige former, bl.a. indbygget i organiske molekyler, som ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) samt som nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). En tidlig amerikansk opgørelse over næringsstofindholdet i 250 slamprodukter fra 150 renselanlæg viste følgende fordeling for kvælstof (Sommers 1977):

N-fraktion	Middelværdi (g/kg)
Total N	39
$\text{NH}_4^+$ -N	6.54
$\text{NO}_3^-$ -N	0.49

På baggrund af disse data ses det, at det relative indhold af kvælstof i form af nitrat i spildevandsslam udgør en meget lille del (1-2%) af det samlede kvælstofindhold og altså blot 490 mg/kg tørstof slam. En senere undersøgelse (Parker & Sommers 1983) viste, at den organiske fraktion af N i slam udgør ca. 15-20 mg/kg tørstof. Selvom disse undersøgelser er ældre og ikke nødvendigvis er repræsentative for dansk spildevandsslam, så vil langt den største del af det kvælstof, der tilføres jorden med spildevandsslam, findes i de organiske forbindelser.

Ifølge Miljøstyrelsens opgørelse over dansk spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg anno 2002 var gennemsnitsindholdet af N i dansk slam 44.4 kg/ton tørstof, hvilket svarer til 44.4 g/kg (Miljøstyrelsen 2004). I en dansk undersøgelse af kvælstofs dynamik i forbindelse med slamgødskning benyttedes to slamtyper med kvælstofindhold på henholdsvis 30 og 59 g/kg tørstof. Den uorganiske N-fraktion ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  og  $\text{NO}_2^-$ ) af slamprodukterne fandtes at udgøre henholdsvis 14 og 9 % af det samlede kvælstofindhold (Petersen *et al.* 2003).

Konklusionen er at det faktiske indhold af nitrat i spildevandsslam er meget lavt i forhold til den samlede mængde kvælstof. Størstedelen findes i den organiske fraktion.

*Hvor meget af slammets kvælstof omdannes til nitrat og hvordan?*

Når spildevandsslam udbringes på landbrugsjord begynder den mikrobielle nedbrydning af de organiske komponenter. Mikroorganismene udnytter kulstoffet (C) i de organiske forbindelser som

energikilde, men en vis mængde N er også nødvendig for mikroorganismene til cellevækst. Hvis der er mere N i det organiske stof end mikroorganismene behøver til cellevækst omdannes det overskydende organiske N til uorganisk N (fx ammonium og nitrat), hvilket betegnes som *mineralisering* af N. Mineraliseringen afhænger af en mængde faktorer i jorden, hvor de vigtigste er temperatur, fugtighed og mængden af ilt tilstede. De to førstnævnte er afgørende for den mikrobielle aktivitet i jorden, mens mængden af ilt er en funktion af jordens type (tekstur dvs. ler eller sand) og vandindhold. Derudover er forholdet mellem C og N i den slambehandlede jord også af væsentlig betydning.

Hastigheden hvormed mineraliseringen foregår, er meget afgørende for, hvor meget slam jorden bør tilføres, både med henblik på at opfylde planternes krav, men også i relation til udvaskning. I 1970'erne og 1980'erne blev der udført en mængde undersøgelser for at finde en generel mineraliseringshastighed i slamgødsket jord, men resultaterne er meget varierende, hvilket tyder på at de nævnte faktorer spiller væsentlige roller i mineraliseringsprocesserne. Epstein (2003) har lavet en oversigt over sådanne undersøgelser. Oversigten peger i retning af, at der for anaerobt udrådnet slam kan forventes en mineralisering på omkring 30-40 % efter 3-4 måneder. Serna & Pomares (1992) understøttede senere disse resultater og fandt for 6 slamtyper en mineralisering på 14-46 % efter 16 uger. Aerobt udrådnet slam synes imidlertid at resultere i en lidt mere effektiv mineralisering af organisk N (Serna & Pomares 1992; Epstein 2003).

*Når grænserne i slambekendtgørelsen for tilførselsrater af slam til landbrugsjord er baseret på P indhold, risikerer man så ikke et voldsomt kvælstof overskud og en stor nitratudvaskning?*

Der må i henhold til slambekendtgørelsen ikke udbringes slam i mængder som overskrider hverken den fosforrelaterede grænseværdi på 30 kg P/ha/år (gns. over 3 år) eller den kvælstofrelaterede grænseværdi på 170 kg N/ha/år (§23, stk 1). Ifølge miljøstyrelsens opgørelse over dansk spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg anno 2002 var det gennemsnitlige indhold af kvælstof og fosfor henholdsvis 44.4 og 31.9 kg/ton tørstof (Miljøstyrelsen 2004). Dette forhold mellem kvælstof og fosfor sikrer, at der i gennemsnit højst må udbringes ca. 1 ton tørstof per ha per år, dvs. godt 40 kg total N/ha. Selv hvis der tilføres op til 90 kg P/ha i et ud af 3 år, dvs. ca. 125 kg total-N/ha, vil kvælstofnormen altså ikke umiddelbart blive overskredet.

Da de fleste afgrøder, hvor man vil tilføre slammet, har et kvælstofbehov på 110-130 kg N/ha og slammets total-N kun har et værdital på ca. 45% (se factsheet om udnyttelse af næringsstofferne), så er der heller ingen risiko for at slamtilførslen giver et voldsomt kvælstof overskud eller en deraf afledt stor nitratudvaskning.

*Udledes der mere nitrat fra jorden ved anvendelse af spildevandsslam på landbrugsjord end ved for eksempel handels- eller husdyrgødning? Og er der forskel på den umiddelbare og den langsigtede effekt?*

Handelsgødning N udnyttes ikke 100% af afgrøderne. Typisk vil 50-80% af det tilførte N optages i kornafgrøder, mens resten tabes eller akkumuleres i jorden (afhængig af om jordens indhold af humus stiger eller falder).

Husdyrgødning N virker generelt ringere end handelsgødning N, men den danske lovgivning om gødningsanvendelse foreskriver f.eks. at landmanden for svinegylle mindst skal regne med en virkningsgrad på 75% ift. handelsgødning.

I forhold til handelsgødning, så udnyttes spildevandsslammets kvælstof kun ca. 45% så godt som handelsgødning i det første og andet år efter udbringning (se factsheet om udnyttelse af næringsstofferne). I de efterfølgende år kan af spildevandsslammets N måske udnyttes med yderligere 15-20% ift. handelsgødning, men akkumuleret over en lang årrække vil næppe mere end 60-70% af N i slammet kunne udnyttes ligeså godt som handelsgødning. Samlet set vil dette være på højde med husdyrgødninger, f.eks. fast staldgødning, mens husdyrgødninger med et forholdsvist højt tørstofindhold vil have en ringere afgrødevirkning per N end spildevandsslam.

Dette betyder at den resterende tredjedel af slammet ikke vil kunne udnyttes af afgrøderne, men enten vil akkumuleres som organisk stof i jorden eller vil blive tabt til det omgivende miljø i form af nitratudvaskning eller som gasformigt kvælstof ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$ ). Der findes ingen langvarige forsøg med spildevandsslam hvor man har forsøgt at kvantificere dette, men simuleringstudier viser at i forhold til anvendelse af handelsgødning alene, så vil tilførsel af spildevandsslam medføre et større indhold af organisk bundet N og humus i jorden. En vis del af det kvælstof der ikke udnyttes af afgrøderne vil imidlertid også udvaskes, men hvor stor en andel det vil være afhænger helt af hvilket dyrkningssystem det drejer sig (dvs. jordtype, klima, sædskifte etc.). Bruun et al. (2006) fandt f.eks. for komposteret husholdningsaffald tilført forskellige sædskifter (plante-, kvæg- eller svinebrug) at den andel af det tilførte affalds N der over en meget lang tidshorisont (100 år) blev udvasket som nitrat (via dræn til vandløb eller til grundvand via jorden) varierede mellem 7% og 87%, højst på de sandede jorde og lavest på de lerede.

#### *Hvordan kontrolleres udledningen af nitrat i forbindelse med spildevandsslam bedst?*

Som det fremgår af ovenstående og af factsheet om udnyttelse af næringsstofferne, så, så kan der opnås den bedste udnyttelse af spildevandets kvælstof ved at udbringe det om foråret, til forårs såede afgrøder. Hvis det udbringes om efteråret er der en risiko for at der sker en væsentlig mineralisering gennem efterår og vinter, som vil kunne tabes ved udvaskning på mere sandede jorde med høj vinternedbør i vest Danmark. Endvidere vil nitrat udvaskningstab kunne modvirkes på jorde der modtager spildevandsslam og andre organiske gødninger, ved at sikre et sædskifte med anvendelse af efterafgrøder eller afgrøder med en lang vækstsæson og god rodudvikling.

#### **Hvor god er den nuværende viden?**

Den foreliggende viden på området er generelt fokuseret på andre organiske gødninger, især husdyrgødning, mens der er færre studier der specifikt fokuserer på spildevandsslam eller andre organiske affaldsprodukter og især mangler der forskningsmæssig viden om de langsigtede effekter. Det der findes er dog på et acceptabelt niveau, dvs. overvejende publiceret i internationale videnskabelige tidsskrifter med peer-review, men emnet har ikke været behandlet i mange lande, dvs. under meget varierende klima og jordbundsforhold.

## Referencer

- Bruun, S., T.L. Hansen, T.H. Christensen, J. Magid & L.S. Stoumann (2006):** Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land – a scenario analysis. *Environmental Modelling and Assessment*. 11: 251-265.
- Epstein, E. (2003):** *Land Application of Sewage Sludge and Biosolids*. Lewis Publishers, USA.
- GEUS (2002):** Nitrat – viden om grundvand. Tilgængelig online  
<[http://www.geus.dk/viden\\_om/vogv10-dk.htm](http://www.geus.dk/viden_om/vogv10-dk.htm)>
- Miljøstyrelsen (2004):** Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 2002. *Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 5* 2004.
- Parker, C.F. & L.E. Sommers (1983):** Mineralization of nitrogen in sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 12, pp. 150-156.
- Petersen, S.O., J. Petersen & G.H. Rubæk (2003):** Dynamics and plant uptake of nitrogen and phosphorus in soil amended with sewage sludge. *Applied Soil Ecology*. Vol. 24, pp. 187-195.
- Serna, M.D. & F. Pomares (1992):** Nitrogen Mineralization of Sludge-Amended Soil. *Bioresource Technology*. Vol. 39, pp. 285-290.
- Sommers, E.L. (1977):** Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 6, pp. 225-232.

### 3.2.2 Påvirkes udvaskningen af P til vandløb og søer på såvel kort som på lang sigt?

#### Hvad ved vi – Baggrundsviden

For at vurdere eventuelle risici for øgede fosforudledninger i forbindelse med benyttelsen af affaldsbiomasse til landbrugsformål, er det nødvendigt at forstå fosfors dynamik i jorden, overgangen fra jord til vand samt transporten fra mark til vandmiljø - et komplekst samspil, som afhænger af en mængde faktorer. Nogle af de mest afgørende faktorer er typen af jord (Djodjic *et al.* 2004), de hydrologiske forhold (Jensen *et al.* 1999; Magid *et al.* 1999) og typen af affald (Medeiros *et al.* 2005; Quilbé *et al.* 2005).

Grundstoffet fosfor (P) er et essentielt plantenæringsstof, som optages af planter som opløst fosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). Fosfor forekommer dog også på mange andre former i miljøet, bl.a. i mineraler og organiske forbindelser, og det vil derfor være forkert kun at betragte den plantetilgængelige fraktion. På trods af at en stor del af jordens fosfor findes som uorganisk fosfat, er kun en lille del af denne pulje tilgængelig for planterne. Dette skyldes at fosfat adsorberes (bindes) meget hårdt til jordens partikler, primært lerpartikler og jern- og aluminiumoxider. Indholdet af fosfor i jorden styres i høj grad af balancen mellem input i form af gødskning og output i form af planteoptag eller udledning til vandmiljøet. På trods af europæisk strategi om at sænke fosfortilførslen oplever de fleste nordvestlige og sydlige europæiske lande fortsat at input overstiger output (Leinweber *et al.* 2002), hvilket uundgåeligt leder til en akkumulering af fosfor i jorden og dermed forøget risiko for udledninger til vandmiljøet (Sharpley & Rekolainen 1997). Udledning kan i denne sammenhæng inddeles i 2 fænomener: (1) *udvaskning* gennem underjorden, særligt gennem porer og sprækker til dræn (Geohring *et al.* 2001), og (2) *afstrømning* ved jordoverfladen. Begge fænomener omfatter hovedsagligt opløst fosfat, men også opløst organisk fosfor og partikulært bundet fosfor kan have betydning - navnlig for afstrømningen. I tidens løb er udledningen via afstrømning blevet betragtet som det største problem, men i de senere år er der kommet mere fokus på udvaskningen gennem underjorden (McDowell *et al.* 2001). Forsøg viser at transportmekanismerne tilknyttet en bestemt jordtype samt jordens egenskaber for adsorption spiller en vigtig rolle for udledningen af fosfor (Djodjic *et al.* 2004). Sandede jorde har i tillæg til hurtig nedadgående vandtransport generelt dårligere adsorptionsegenskaber end fx lersediment, og kunne derfor tænkes at være forbundet med den største risiko for udvaskning. Dette er sandsynligvis mest gældende for organiske eller sandede lavbundslande i umiddelbar tilknytning til vådområder.

Spørgsmålet er nu, hvilken form for gødskning, der giver anledning til den største risiko for fosforudledning til vandmiljøet. Vandopløseligt fosfor er den mest tilgængelige og dermed også den mest transportable og risikobetonede fraktion af fosfor i spildevandsslam (Elliot *et al.* 2002), og det er vist for spildevandsslam at tilførsel til landbrugsjord øger risikoen for udledning i forhold til ubehandlede jorde (Quilbé *et al.* 2005). Men forøger det risikoen mere end andre gødningstyper? En britisk undersøgelse blev i 2001 foretaget netop med henblik på at sammenligne forskellige gødningstypers potentiale for fosforudledning, og den generelle konklusion var, at risikoen for transport af fosfor via afstrømning var mindre for spildevandsslam end for handels- og husdyrgødning (Withers *et al.* 2001). Årsagen til dette forventedes at være den ringere opløselighed af fosfor i slamprodukterne, men inkorporering (nedpløjning) af jordbehandlingsmidlet i de øvre jordlag viste sig ligeledes at have stor betydning for fosforindholdet i afstrømningsvandet. Et laboratorieforsøg understøttede senere denne hypotese, da det blev vist at mængden af opløseligt

fosfor var mindst for spildevandsslam (Siddique & Robinson 2003). Denne gang blev fænomenet tilskrevet slammets højere indhold af calcium og dermed udfældning af calciumfosfater (Ca-P). I begge de nævnte undersøgelser blev behandlingsmidlerne tilført i ækvivalente fosformængder. I andre udenlandske forsøg med fokus på udvaskning konkluderedes det, at selv kvælstofbaseret tilførsel til sandede jorde ikke udviste nogen betydelig risiko for tab af fosfor (Shepherd & Withers 2001; Elliot *et al.* 2002). Det tyder altså ikke på at der på kort sigt er forøget risiko for tab af fosfor ved brug af spildevandsslam i forhold til handelsgødning eller gylle.

Det er imidlertid ikke ligegyldigt, hvilken type affaldsbiomasse der anvendes eller, hvilken behandlingsform spildevand har undergået i rensningsanlægget, da indholdet af opløseligt fosfor kan variere betydeligt. Generelt findes størstedelen af fosfor i spildevandsslam i den uorganiske fraktion som fosfat (Elliot *et al.* 2002; Medeiros *et al.* 2005), men både stabiliseringsprocesser (Maguire *et al.* 2000; Huang & Shenker 2004) og afvanding (Withers *et al.* 2001) synes at nedsætte opløseligheden. Undersøgelser er derfor foretaget med henblik på at bestemme, hvilke behandlingsformer af spildevand der er i stand til at reducere udledningen af fosfor (Maguire *et al.* 2000; Magurie *et al.* 2001; Elliot *et al.* 2002). Resultaterne fra disse undersøgelser viste entydigt at højt indhold af jern, aluminium eller kalk nedsætter opløseligheden af det uorganiske fosfat ved adsorption. Det er et kendt faktum at jorde kun kan adsorbere en vis mængde fosfor, og at jo højere denne mætningsgrad bliver, des mere stiger risikoen for udvaskning (Chardon & Koopmans 2005). Hvis spildevandsslammet derfor stabiliseres, fx ved tilsætning af jern- eller aluminiumsulfat eller kalk, øges jordens fosformætningsgrad ikke i en grad, så risikoen for udvaskning stiger – på kort sigt!

Det bør understreges at ingen undersøgelser er foretaget endnu, som udtrykkeligt bekræfter, at risikoen for udvaskning ikke vil stige ved langvarige tilførsler af affaldsbiomasse til landbrugsjord. Under genindvinding af jord til landbrugsformål efter overflademinebrug i Illinois, USA tilførtes spildevandsslam i høje rater gennem 31 år fra 1972 – 2002, og effekterne på det nærliggende vandmiljø blev monitoreret. En mindre stigning i totalindhold af fosfor blev registreret i vandet, men stigningen var ikke højere end målinger, som var registreret i forbindelse med traditionelt landbrug andre steder i USA (Tian *et al.* 2006). Denne undersøgelse indikerer altså, at der heller ikke på lang sigt er øget risiko for tab af fosfor til vandmiljøet i forhold til handelsgødning eller gylle, men én undersøgelse bør næppe danne grundlag for en entydig konklusion.

Stater i det nordøstlige USA har udarbejdet et *Phosphorus Site Index* (PSI), som klassificerer risikoen forbundet med udbringning af spildevandsslam. Her tages bl.a. udgangspunkt i faktorer som lokalitetens afstand til vandmiljø og hældningen på den aktuelle lokalitet (Sharpley *et al.* 2005). Et lignende værktøj til at udpege marker, der udgør en særlig risiko for fosfortab til vandmiljøet, er under udvikling ved DMU (Nielsen *et al.* 2006; Andersen *et al.* 2006), og dette bør muligvis inddrages i risikovurderingen før slamudbringning.

### **Hvordan gøres det bedre?**

Tab af P fra landbrugssystemer i høj grad vil være forbundet med helt lokale jordbundsforhold, udbringningstidspunkt og metode.

Dersom slam udbringes efter gældende regler med tilførselsmængde baseret på fosforindhold og nedmuldning kort efter udbringning, er risikoen for udvaskning hhv. overfladeafstrømning af fosfor meget ringe. På organiske eller sandede lavbundslande i umiddelbar tilknytning til vådområder, eller

på hældende arealer bør der tages særlige hensyn ved udbringning af en hvilken som helst P-holdig gødning.

Der arbejdes som sagt for øjeblikket med udvikling af et dansk P-index (Nielsen *et al.*, 2006), der på baggrund af en række kilde- og transportfaktorer kan indikere om en given mark vil have en forhøjet risiko for P-tab. Dette vil muligvis i fremtiden kunne inddrages i vurderingen af, om arealer kan modtage spildevandsslam.

### Hvor god er den nuværende viden?

Den foreliggende videnskabelige viden på området er generelt på et meget højt niveau, dvs. overvejende publiceret i internationale videnskabelige tidsskrifter med peer-review, og emnet har været behandlet i mange lande, dvs. under meget varierende klima og jordbundsforhold.

I Danmark har det forskningsmæssige fokus været rettet mod fosfor i landbruget i sin helhed og ikke specifikt mod fosfor i spildevandsslam. Denne viden er ligeledes generelt på et højt videnskabeligt niveau, men også formidlet i såvel nationale rapporter som populærvidenskabeligt. For en mere detaljeret oversigt over nogle danske erfaringer med fosforudledninger fra landbruget samt tiltag i forbindelse med EU's vandrammedirektiv henvises i øvrigt til Kronvang *et al.* (2005).

Spørgsmålet om visse sandede eller organiske jordes følsomhed i Danmark synes imidlertid underbelyst, men i forbindelse med gennemførelsen af forskningsprogrammer under VandMiljøhandlingsPlan III forventes denne viden i de kommende år suppleret med henblik på særligt følsomme områder.

### Referencer

**Akhtar, M., D.L. McCallister & K.M. Eskridge (2002):** Availability and Fractionation of Phosphorus in Sewage Sludge-amended Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. Vol. 33, pp. 2057-2068.

**Andersen, H.E., Heckrath, G. & Kronvang, B. (2006):** Dansk P-index til bestemmelse af fosfortab. - *Vand & Jord* 13(1): 13-17.

**Chardon, W.J. & G.F. Koopmans (2005):** Special Submissions: Phosphorus Workshop. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 34, pp. 2091-2092.

**Chardon, W.J., O. Oenema, P. del Castillo, R. Vriesema, J. Japenga & D. Blaauw (1997):** Organic Phosphorus in Solutions and Leachates from Soils Treated with Animal Slurry. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 26, pp. 372-378.

**Djodjic, F., K. Börling & L. Bergström (2004):** Phosphorus leaching in Relation to Soil Type and Soil Phosphorus Content. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 33, pp. 678-684.

**Ekholm P. & K. Krogerus (2003):** Determining algal-available phosphorus of differing origin: routine phosphorus analyses versus algal assays. *Hydrobiologia*. Vol. 492, pp. 29-42.

**Elliot, H.A., G.A. O'Connor & S. Brinton (2002):** Phosphorus leaching from biosolids-amended sandy soils. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 31, pp. 681-689.

**Geohring, L.D., O.V. McHugh, M.T. Walter, T.S. Steenhuis, M.S. Akhtar & M.F. Walter (2001):** Phosphorus transport into subsurface drains by macropores after manure applications: implications for best manure management practices. *Soil Science*. Vol. 166, pp. 896-909.

**Huang, X.L. & M. Shenker (2004):** Water-soluble and Solid-State Speciation of Phosphorus in Stabilized Sewage Sludge. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 33, pp. 1895-1903.

**Jensen, M.B., Hansen, H.C.B., Jørgensen, P.R., and Magid, J. (1999)** Leaching of phosphate in structured soil – a two step process. *Nordic Hydrology*. Vol 30, pp. 361-378.

**Kronvang, B., M. Bechmann, H. Lundekvam, H. Behrendt, G.H. Rubæk, O.F. Schoumans, N. Syversen, H.E. Andersen & C.C. Hoffmann (2005):** Phosphorus Losses from Agricultural Areas in River Basins: Effects and Uncertainties of Targeted Mitigation Measures. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 34, pp. 2129-2144.

**Leytem, A.B., J.T. Sims & F.J. Coale (2004):** Determination of Phosphorus Source Coefficients for Organic Phosphorus Sources: Laboratory Studies. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 33, pp. 380-388.

**Magid, J., Jensen M.B., Müller T., and Hansen H.C.B. (1999)** Phosphate leaching responses from unperturbed, anaerobic or cattle manured mesotrophic sandy loam soils. *Journal of Environmental Quality*. Vol 28, pp. 1796-1803.

**Maguire, R.O., J.T. Sims & F.J. Coale (2000):** Phosphorus Fractionation in Biosolid-Amended Soils: Relationship to soluble and desorbable phosphorus. *Journal, Soil Science Society of America*. Vol. 64, pp. 2018-2024.

**Maguire, R.O., J.T. Sims, S.K. Dentel, F.J. Coale & J.T. Mah (2001):** Relationships between Biosolids Treatment Process and Soil Phosphorus Availability. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 30, pp. 1023-1033.

**McDowell, R.W., A.N. Sharpley, L.M. Condron, P.M. Haygarth & P.C. Brookes (2001):** Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. Vol. 59, pp. 269-284.

**Medeiros, J.J.G., B.P. Cid & E.F. Gómez (2005):** Analytical phosphorus fractionation in sewage sludge and sediment samples. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. Vol. 381, pp. 873-878.

**Nielsen, K., Andersen. H.E., Hansen, J.F., Heckrath G.J., Knudsen L., Tybirk P., Andersen K.B. og Bojesen O. (2006):** Begrænsning af fosfortab fra husdyrbrug - Metoder til brug ved fremtidige miljøgodkendelser. *Faglig rapport fra DMU nr. 566*

**O'Connor, G.A., H.A. Elliot, N.T. Basta, R.K. Bastian, G.M. Pierynski, R.C. Sims & J.E. Smith Jr. (2005):** Special Submissions: Sustainable Land Application: An Overview. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 34, pp. 7-17.

**Quilbé, R., C. Serreau, S. Wicherek, C. Bernard, Y. Thomas & J.P. Oudinet (2005):** Nutrient transfer by runoff from sewage sludge amended soil under simulated rainfall. *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 100, pp. 177-190.

**Sharpley, A.N. & S. Rekolainen (1997):** Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In Tunney, H., O.T. Carton, P.C. Brookes & A.E. Johnston (1997): *Phosphorus loss from Soil to Water*, pp. 1-53, CAB International, Wallingford.



**Sharpley, A.N, R.W. McDowell, J.L. Weld & P.J.A. Kleinman (2001):** Assessing Site Vulnerability to Phosphorus Loss in an Agricultural Watershed. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 30, pp. 2026-2036.

**Shepherd, M.A. & P.J. Withers (2001):** Phosphorus leaching from liquid digested sewage sludge applied to sandy soils. *Journal of Agricultural Science*. Vol 136., pp. 433-441.

**Siddique, M.T. & J.S. Robinson (2003):** Phosphorus Sorption and Availability in Soils Amended with Animal Manures and Sewage Sludge. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 32, pp. 1114-1121.

**Tian, G., T.C. Granato, R.I. Pietz, C.R. Carlson & Z. Abedin (2006):** Effect of Long-Term Application of Biosolids for Land Reclamation on Surface Water Chemistry. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 35, pp.101-113.

**Withers, P.J.A., S.D. Clay & V.G. Breeze (2001):** Phosphorus Transfer in Runoff Following Application of Fertilizer, Manure, and Sewage Sludge. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 30, pp. 180-188.



### 3.3 Næringsstofudnyttelse og jordens frugtbarhed

#### 3.3.1 Hvor god en afgrødeudnyttelse af affaldets næringsstoffer (N,P,K m.fl.) kan opnås?

##### Hvorfor er dette problem relevant?

Afgrødernes udnyttelse af næringsstofferne i tilførte affaldsprodukter er vigtig både for at tab til miljøet minimeres og for at landmanden kan få et økonomisk udbytte af at sprede disse på marken. Generelt kan spildevandsslam og andre affaldsprodukter tilført indenfor slambekendtgørelsens rammer ikke dække afgrødernes behov, hvorfor der er behov for tilførsel af supplerende mineralisk gødning. Den specifikke næringsstofudnyttelse er altså også vigtig for at kunne fastsætte den mængde supplerende handelsgødning, der skal tilføres jorden. Hvis der tilføres flere næringsstoffer end planterne kan udnytte kan stofferne transporteres videre til vandmiljøet, hvor det kan udgøre en miljømæssig risiko.

##### Hvad ved vi?

##### *Hvilke næringsstoffer tilføres jorden med spildevandsslam?*

**Kvælstof:** Spildevandsslam indeholder forholdsvis store mængder af kvælstof (nitrogen, N), men størstedelen findes bundet i organiske forbindelser. Derfor er omdannelsen/mineraliseringen af slammets organiske del et vigtigt led for at der kan frigives plantetilgængeligt kvælstof i form af ammonium eller nitrat (se i øvrigt fact sheet for nitratudvaskning).

Ifølge Epstein (2003) kan anaerobt behandlet spildevandsslam indeholde mellem 5 og 176 kg total N/ton tørstof. I 2002 indeholdt det danske spildevandsslam mellem 30 og 60, i gennemsnit 44,4 kg total-N/ton tørstof, (Miljøstyrelsen 2004). Andelen af dette der er på uorganisk form ( $\text{NH}_4^+$  og  $\text{NO}_3^-$ ) varierer, men vil typisk for anaerob behandling udgøre mellem 10-20 % af det samlede kvælstofindhold (Epstein 2003; Petersen 2003; Petersen *et al.* 2003;). Med spildevandsslam og husdyrgødning tilsammen må der kun tilføres jorden 170 kg total-N per ha per år.

**Fosfor:** Grundstoffet fosfor (P) findes i slammet primært som uorganisk fosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). I behandlingsprocesserne af spildevand bliver der ofte tilsat jern- eller aluminiumsalte, hvorved fosfat udfældes i meget tungtopløselige salte i spildevandsslammet, og kun en meget lille del er i så fald tilgængelig for planterne. Nogle undersøgelser har dog fundet at op til 80% af slammets P er citratopløseligt og dermed principielt burde være plantetilgængeligt (Pedersen, 1993). Fosfat bindes også meget hårdt til jordens partikler. Det danske spildevandsslam indeholdt i 2002 mellem 18 og 49, i gennemsnitligt 31,9 kg total fosfor/ton tørstof (Miljøstyrelsen 2004). Der må ifølge slambekendtgørelsen udbringes 30 kg P/ha/år i spildevandsslam og husdyrgødning tilsammen, dog som gennemsnit over 3 år (Bekendtgørelse 2003).

**Kalium:** Kalium (K) optages af planterne som  $\text{K}^+$ . Der er generelt lavt indhold af kalium i spildevandsslam og i 2002 var det gennemsnitlige indhold i det slam der blev disponeret på landbrugsjord mellem 1 og 7, i gennemsnit 2,1 kg K/ton tørstof (Miljøstyrelsen 2004). Grunden til det lave indhold er at kaliumforbindelserne i spildevandet er opløselige, og kun en ringe mængde vil derfor være at finde i slammet efter separeringsprocesserne.

**Calcium:** Calcium (Ca) er også et essentielt makronæringsstof for planter, men findes normalt i tilstrækkelig mængder i danske dyrkningsjorde, der regelmæssigt kalkes eller indeholder naturligt forekommende kalk. Spildevandsslam indeholder kun betydelige mængder calcium såfremt spildevandsslammet stabiliseres i efterbehandlingen ved tilsætning af jordbrugskalk. Denne praksis er ikke så almindelig i Danmark, kun 4% af alt slam behandles med kalk (Miljøstyrelsen, 2004), men er mere udbredt i andre lande, f.eks. Norge.

**Mikronæringsstoffer:** Udover de tre ovennævnte makronæringsstoffer (N, P og K) har planterne også brug for en række mikronæringsstoffer. I forbindelse med spildevandsslam er der som oftest syv mikronæringsstoffer der omtales. De er bor (B), kobber (Cu), jern (Fe), mangan (Mn), molybden (Mo), nikkel (Ni) og zink (Zn) (Epstein 2003). De er næringsstoffer som kun findes i meget små mængder i jorden (sporelementer). Planterne har således også kun brug for disse stoffer i små mængder, og for de fleste af stofferne gælder, at forhøjede koncentrationer i jorden er giftigt for planterne. Nogle af stofferne er ligefrem underlagt lovmæssig regulering som tungmetaller (Cu, Ni, Cr og Zn).

### *Opfyldes planternes næringsstofbehov ved udbringning af spildevandsslam?*

Ifølge slambekendtgørelsen må der udbringes 30 kg P/ha per år som gennemsnit over en 3-årig periode (Bekendtgørelse 2003). Med det gennemsnitlige indhold i dansk spildevandsslam på ca. 32 kg P/ton tørstof (Miljøstyrelsen 2004) betyder det at hvis der tilføres slam hvert år er den tilladte mængde 0,94 ton tørstof/ha, men pga. af såvel spredetekniske som omkostningsmæssige årsager vil man som regel vælge hvert 3. år at tilføre den tredobbelte dosis, dvs. knapt 3 tons tørstof/ha. Den gennemsnitlige tilførsel af næringsstoffer under disse betingelser kan ses i tabel 1:

**Tabel 1** Mængder af N, P og K der tilføres med spildevandsslam ved udbringning enten hvert år eller den 3-dobbelte mængde hvert 3. år, sammenlignet med behovet for disse næringsstoffer hos en vårbyg afgrøde.

Gødningstype	Tilførsel (ton tørstof/ha/år)	Total N (kg/ha)	Total P (kg/ha)	Total K (kg/ha)
Spildevandsslam (hvert 3. år)	2,82	125	90	6
Spildevandsslam (hvert år)	0,94	42	30	2
Næringsstofbehov for vårbyg per år <sup>1</sup>		110-130 <sup>2</sup>	20	50

<sup>1</sup> Baseret på Petersen (1999)

<sup>2</sup> Handelsgødning N (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

Som det ses af tabellen er det kun planternes behov for fosfor som opfyldes ved spredning af spildevandsslam inden for bekendtgørelsens rammer. I øvrigt bør det nævnes at for fosfor og kalium er gødningsvirkningen vanskelig at kvantificere i den enkelte vækstsæson, da mange landbrugsjorde i forvejen har et betydeligt indhold af disse næringsstoffer, såvel totalt som på plantetilgængelig form. Kvælstof i spildevandsslammet findes som tidligere nævnt primært i svært omsættelige organiske forbindelser, hvor mindre end halvdelen mineraliseres og kan optages af planterne i det første år efter tilførslen (Epstein 2003), se også nedenfor.

Der er således i langt de fleste tilfælde behov for ekstra gødskning med handelsgødning for at opfylde planternes behov for mineralsk N samt kalium.

### ***Hvor hurtigt frigives næringsstofferne fra spildevandsslammets?***

Som nævnt er størstedelen af spildevandsslammets kvælstof bundet i organiske forbindelser, der skal mineraliseres før det bliver plantetilgængeligt. En række undersøgelser af vidt forskellige slamtyper er sammenfattet af Gilmour *et al.* (2003) og generelt er N frigivelsen fra spildevandsslam relativt hurtigt umiddelbart efter udbringning. Dette skyldes at slammets typisk har et lavt C:N forhold (hovedparten af slammets organiske bestanddele er mikrobielle celler fra den biologiske rensningsproces), og derfor sker der sjældent nogen indledende immobilisering af jordens N ved den begyndende omsætning, som der f.eks. ofte ses med husdyrgødning. Typisk mineraliseres 20-50% af N indenfor nogle få måneder (Epstein, 2003). Den resterende del af slammets N er derimod noget mere svært nedbrydeligt, og frigives derfor forholdsvis langsomt over de efterfølgende år.

Spildevandsslammets fosfor findes som nævnt overvejende på uorganisk form, oftest bundet i mere eller mindre tungtopløselige forbindelser, men en vis del af slammets fosfor er også på organisk form bundet i mikrobielle celler. Forskellige undersøgelser af slamtyper er sammenfattet af Pierzynski & Gehl (2005), der påpeger at P tilgængeligheden først og fremmest vil være påvirket af selve rensningsprocessen for spildevandet (biologisk eller kemisk fældning med Fe/Al forbindelser), hvor der er vist at slam fra udelukkende biologisk behandling giver en meget høj opløselighed på højde med handelsgødningens P. Afhængig af mængden af overskydende jern- og aluminiumsulfat i slammets og kan kemisk fældning resultere i en meget lille opløselighed og dermed en P tilgængelighed på niveau med P i f.eks. råfosfat, og dermed udelukkende en langtidseftervirkning (Krogstad *et al.* 2004). P tilgængeligheden i jorden påvirkes imidlertid også af om slammets har en effekt på jordens pH, f.eks. hvis slammets er kalkstabiliseret eller på anden vis indeholder alkalinitet. Endelig vil der efter tilførsel til jorden foregå en mineralisering af det organisk bundne P i slammets, der stort set vil følge N mineraliseringen, men samtidig vil der gradvist ske en fastlæggelse af det frigivne uorganiske P ved adsorption og udfældning i jorden.

### ***Hvor godt kan planterne udnytte næringsstofferne i spildevandsslammets i forhold til husdyr- eller handelsgødning?***

I forbindelse med næringsstofudnyttelsen fra spildevandsslam har litteraturen primært fokuseret på de to makronæringsstoffer N og P. En generel konklusion som kan drages på baggrund af den eksisterende litteratur er, at udnyttelsen af næringsstofferne afhænger af faktorer som jordtype, næringsstofstatus, slamtype, udbringningstidspunkt samt afgrødetype og klima. I tillæg er de enkelte næringsstoffers dynamik i jorden ganske forskellige fra hinanden.

I Danmark er der gennemført en lang række dyrkningsforsøg med spildevandsslam i 1990'erne, hvor såvel 1. års- som eftervirkningen af slam i forskellige afgrøder og ved forskellige udbringningstider er undersøgt (Pedersen 1994-1999). Forsøgene er udført i regi af de såkaldte Landsforsøg, der udføres på landmænds marker og dermed formodes i højere grad at repræsentere praksis end forsøgsmarker på forskningsinstitutioner. Udbringning af slammets om efteråret har i disse forsøg samstemmende resulteret i lavere N værdital\* (16-23%) end forårsudbringning (26-37%), selv i de tilfælde, hvor efterårsudbringning er sket forud for såning af vinterkorn. Lignende

---

\* Værditallet for en organisk gødning angiver dens gødningsvirkning i forhold til mineralsk handelsgødning; et N værdital på 50 % betyder altså at 100 kg total-N/ha i den organiske gødning virker lige så godt som 50 kg N/ha i handelsgødning.

resultater er fundet i amerikanske undersøgelser (Gilmour *et al.* 2004; Cogger *et al.* 2004) Selvom slammet kun indeholder relativt lidt mineralsk N, som umiddelbart kan tabes ved udvaskning, så mineraliseres der gennem vinteren hurtigt N, som i de mere nedbørsrige egne let kan udvaskes (Cogger *et al.* 2004). Ved sammenligninger mellem kalkstabiliseret og udrådnet slam er der fundet lavere N værdital for det kalkstabiliserede slam end for det anaerobt behandlede slam (Pedersen, 1991). Forårsudbringning i en etableret vinterafgrøde er dog fundet også at resultere i en lavere udnyttelse, og denne praksis er heller ikke længere tilladt, da der er krav om nedpløjning. Generelt anvendes slammets kvælstof altså bedst ved forårsudbringning før såning af vårafgrøder, og der kan her forventes et 1. års N værdital på ca. 30%.

Til sammenligning giver forårsudbragt gylle til vintersæd en højere 1. års virkning på 50-70% (Dansk Landbrugsrådgivning, 2005a), men her vil mellem over halvdelen af gyllens N også være på  $\text{NH}_4^+$  form (ammonium). For fast staldgødning og dybstrøelse, hvor mellem  $\frac{1}{4}$  og  $\frac{1}{2}$  af N indholdet er ammonium, kan der forventes et N værdital på henh. 40% og 30% ved forårsudbringning til vårsæd, så spildevandsslammets N virkning svarer altså nogenlunde til fast husdyrgødning, endda selvom en mindre andel af slammets N er på mineralsk form.

Landsforsøgs resultaterne understøttes også af Petersen (2003) der på Askov forsøgsstation fandt et 1. års værdital af N for to typer spildevandsslam (aerobt og anaerobt efterbehandlet) på henholdsvis 32% og 53%, når de blev tilført om foråret før såning af vårkorn. Spildevandsslammet indeholdt forholdsvis lidt mineralsk N (17-19% af total N) og mineraliseringen af det organisk bundne N efter tilførsel må altså have været betydelig. Til sammenligning blev der i samme forsøg fundet et N værdital for fast staldgødning på 29%, selvom det mineralske N i staldgødning udgjorde mere end 34% af total N.

I Sydsverige er fra 1981-2003 gennemført et langvarigt, fastliggende markforsøg (Andersson, 2003) med tilførsel af 4 eller 12 t TS spildevandsslam per ha. hvert 4. år (dvs. i gns. 1 eller 3 t slam TS/ha/år). I gennemsnit gav tilførsel af 1 t slam TS/ha/år en samlet N gødningsvirkning (akkumuleret værdital) på ca. 25% ift. N handelsgødning. I de første år af forsøget var virkningen meget påvirket af om det var 1. og 4. år efter slamtilførsel, men i de senere år udjævnedes udbytteeffekten pga. de akkumulerede eftervirkning. Det noget lavere værdital end fra de danske forsøg skyldes sandsynligvis at slammet i det svenske forsøg altid blev nedpløjet i efteråret og der overvejende dyrkedes vårafgrøder.

Eftervirkningen af spildevandsslam er i Landsforsøgene generelt fundet til at være betydelig, således er der fundet N værdital i størrelsesordenen 7-15% og 5-7% i hhv. 2. og 3. år efter tilførslen og der kan også i de efterfølgende år påregnes en eftervirkning, om end marginal (Pedersen, 1995; 1997). Lignende resultater er fundet i en amerikansk undersøgelse (Cogger *et al.* 2004), der også fandt at mineraliseringen var stor ved vintertemperaturer og pointerede anvendelsen af efterafgrøder for at undgå udvaskning. Til sammenligning er N eftervirkningen for fast staldgødning kun i størrelsesordenen 6% og 2% i hhv. 2. og 3. år.

Dette betyder at der for 1. og 2. årseffekten af spildevandsslam samlet kan regnes med et N værdital på ca. 45% (30%+15%), hvilket svarer til det lovbefalede udnyttelseskrav (=værdital) for spildevandsslam på 45% (Plantedirektoratet, 2006). Lægges 3.-10. års effekten til kommer det samlede N værdital dog formodentlig nærmere op på 60-70%.

Udover en udbytteeffekt er der også i en række af forsøgene vist en effekt på proteinindholdet (Pedersen, 1999). I flere af forsøgene observeres der en også udbytteeffekt ud over det der kan

tilskrives N i slammet, hvilket tyder på at slammet påvirker optagelsen af andre næringsstoffer eller jordens generelle frugtbarhed og udbyttepotentiale, f.eks. via øgning af jordens indhold af organisk stof.

I de af forsøgene der har været designet til også at bestemme et værdital for slammets indhold af fosfor, har resultaterne kun sjældent vist nogen signifikant effekt, først og fremmest fordi kun meget få af forsøgsarealerne har haft så lav en jord P-status at der er fundet signifikante merudbytter for tilførsel af handelsgødning P (Pedersen, 1994; Petersen et al. 2003). I de flerårige eftervirkningsforsøg er der dog vist en eftervirkningseffekt af slammets P i de behandlinger, hvor der ikke tilføres supplerende P (Pedersen, 1999). Enkelte udenlandske forsøg (Christie *et al.* 2001) har også vist en forholdsvis god P og K effekt af afvandet og stabiliseret spildevandsslam. En god udnyttelse af spildevandsslammets P indhold kan altså kun forventes, hvis der over en årrække ikke tilføres mere P end afgrøderne optager, og jordens P status ikke er over middel. Se også afsnittet om udvaskning af P.

### Hvor god er den nuværende viden?

Den videnskabelige og rådgivningsmæssige viden på afgrødeudnyttelse af næringsstofferne N og P må siges at være særdeles god. Der er en omfattende mængde amerikansk videnskabelig litteratur fra 1980-90'erne, men mest fokuseret på mineralisering og plantetilgængelighed i markforsøg. Omfattende danske undersøgelser fra Landsforsøgene gennem 1990'erne har i vid udstrækning dannet grundlag for den rådgivningsmæssige viden på området og for de krav der nu findes i lovgivningen til næringsstof udnyttelse for spildevandsslam. Danmarks Jordbrugsforskning har indenfor de seneste 10 år i regi af *Center for Bæredygtig Arealanvendelse og Forvaltning af Miljøfremmede Stoffer* gennemført en række undersøgelser for at bestemme gødningsværdien af spildevandsslam og andre organiske restprodukter. Denne viden er såvel videnskabeligt som populært publiceret. Viden om slammets effekt på afgrødeoptag af sporelementer har imidlertid været fokuseret på tungmetallerne, og der er derfor en begrænset viden om positiv virkning på de fleste af de essentielle mikronæringsstoffer.

### Referencer

**Andersson, P.G. (2005)** Slamspridning på åkermark Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981 – 2003. Hushållningssällskapets Rapportserie nr. 13, Malmöhus, Sverige. 35 pp.

**Bekendtgørelse (2003):** Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål (Slambekendtgørelsen). BEK nr 623 af 30/06/2003 (gældende).

**Christie P. , Easson D.L., Picton J.R., and Love S.C.P. (2001):** Agronomic Value of Alkaline-Stabilized Sewage Biosolids for Spring Barley. *Agron. J.* 93: 144-151.

**Cogger C.G., Bary A.I., Sullivan D.M., and Myhre E.A. (2004):** Biosolids Processing Effects on First- and Second-Year Available Nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68:162–167

**Dansk Landbrugsrådgivning (2005a)** Markeffekt af kvælstof i husdyrgødning - dyrkningsvejledning. Landscenteret. [www.lr.dk/planteavl/informationsserier/dyrkningsvejledninger/](http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/dyrkningsvejledninger/)

**Dansk Landbrugsrådgivning (2005b)** Udnyttelse af kvælstof i gylle. Landscenteret.  
[www.lr.dk/planteavl/informationsserier/info-planter/gylle-udnytafkvalstofgylle.htm](http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/info-planter/gylle-udnytafkvalstofgylle.htm)

**Epstein, E. (2003):** *Land Application of Sewage Sludge and Biosolids*. Lewis Publishers, USA.

**Gilmour J.T., Cogger C.G., Jacobs L.W., Evanylo G.K., and Sullivan D.M. (2003):** Decomposition and Plant-Available Nitrogen in Biosolids: Laboratory Studies, Field Studies, and Computer Simulation. *J. Environ. Qual.* 32:1498–1507 **Krogstad T., Sogn T.A., Sæbø A. & Asdal Å (2004):** Resirkulering av fosfor i slam. Grønn kunnskap, Planteforsk, Norge. Vol. 8 Nr. 7.

**Miljøstyrelsen (2004):** Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 2002. *Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 5* 2004.

**Nedland K.T. (2003)** Faktaark 2 om slam: Bruk av avløpsslam på korn-arealer. NORVAR, Norsk VA-verkforening, <http://www.norvar.no>

**Pedersen, C. Å. (1993 – 1999)** Oversigt over Landsforsøgene - Forsøg og undersøgelser i de landøkonomiske foreninger. Landbrugets Rådgivningscenter, [www.lr.dk/planteavl](http://www.lr.dk/planteavl).

**Petersen, J. (1999):** Affald som næringsstofkilde. *Jord & Vand*. 6. årgang, nr. 2, pp. 60-62.

**Petersen, J. (2003):** Nitrogen fertilizer replacement value of sewage sludge, composted household waste and farmyard manure. *Journal of Agricultural Science*. 140, 169–182.

**Petersen, S.O. & J. Petersen (2000):** Jorbrugsmæssig værdi af organisk affald. *Jord & Vand*. 7. årgang, nr. 4, pp. 140-142.

**Petersen, S.O., J. Petersen & G.H. Rubæk (2003):** Dynamics and plant uptake of nitrogen and phosphorus in soil amended with sewage sludge. *Applied Soil Ecology*. Vol. 24, pp. 187-195.

**Plantedirektoratet (2006)** Vejledning om gødsknings og harmoniregler 2006-7. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, revideret udgave 11. august 2006

**Pierzynski G. M. and Gehl K.A. (2005)** Plant Nutrient Issues for Sustainable Land Application. *Journal of Environmental Quality* 34, 18–28.



### 3.4 Drivhusgas emissioner, jordens kulstoflagring og forsuring

#### 3.4.1 *Hvor stor en andel af affaldets N tabes i form af ammoniak (NH<sub>3</sub>) enten under forbehandling (f.eks. kompostering) eller efter udbringning*

##### **Hvorfor er dette problem relevant?**

Ammoniak i luften kan afsættes på landjorden eller på vandoverflader og dermed fungere som kvælstofkilde til følsomme økosystemer. En sådan ekstra tilførsel af kvælstof kan medføre ændringer i økosystemer i form af ændrede konkurrenceforhold mellem planter eller forsuring af jorden. I atmosfæren kan det omdannes til gasser med drivhuseffekt så som lattergas (N<sub>2</sub>O) (Krupa 2003). Sidst men ikke mindst udgør fordampningen af ammoniak et tab af kvælstof, dvs. nedsat gødningsværdi.

##### **Hvad ved vi – baggrundsviden?**

*Hvorfor og hvornår fordampes ammoniak fra spildevandsslam?*

De største kilder til atmosfærisk ammoniak er helt overvejende relateret til landbrugsaktiviteter. For spildevandsslams vedkommende forekommer de væsentligste kilder til fordampning under kompostering eller efter udbringning på landbrugsjord. Fordampningen af ammoniak afhænger naturligvis af temperaturen, men pH spiller en afgørende rolle for, hvor meget af det uorganiske kvælstof i slammets der er til stede som ammoniak. Følgende reaktion bestemmer forholdet mellem ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) og ammoniak (NH<sub>3</sub>):



pK<sub>a</sub>-værdien angiver at der ved pH 9.2 findes lige meget af de to stoffer i slammets vandige fase, og pK<sub>a</sub>-værdien er påvirket af temperaturen, således at ved stigende temperatur falder pK<sub>a</sub>-værdien. Under kompostering med beluftning stiger temperaturen ofte til over 60 °C (termofil fase) og afhængig af slammets sammensætning kan pH også stige til op mod pH 9. Dette er naturligvis forhold som til sammen i meget høj grad favoriserer fordampning af ammoniak dannet under selve komposteringsprocessen, især i den termofile fase.

*Hvor meget ammoniak fordampes typisk fra spildevandsslam under kompostering?*

Frigivelsen af ammoniak under komposteringen styres som sagt af temperatur og pH, mens også C/N forholdet i slammets + de andre organiske materialer det komposteres med vil have en indflydelse på risikoen for ammoniaktab under komposteringen; jo højere C/N forholdet er (og dermed jo mindre N indholdet er), jo lavere er risikoen for ammoniaktab. Pagans *et al.* (2006) fandt således ammoniaktab på under 5% af total N ved C/N > 11, men tab på 14% henh. 34% for materialer med C/N forhold på henh. 8 og 5. Beck-Friis *et al.* (2001) fandt derimod noget højere ammoniak emissioner fra kompostering af husholdningsaffald, mellem 24% og 33% af total N, for blandinger af husholdningsaffald og halm med C/N forhold 21-23.

Ammoniakemissionen afhænger dog også meget af luftgennemstrømningen. Kvælstoftab under milekompostering af spildevandsslam hos KomTek Miljø's (aktiv beluftning ved vending) indikerer

at ca. 30 % af N-total i slammet tabes (Kirkeby og Gabriel, 2005), hvor (Vogt m.fl., 2002) har fundet kvælstoftab til ca. 40 % af N-tot. Af den tabte kvælstof antager (Vogt et al., 2002) at ca. 96 % omdannes til NH<sub>3</sub> (resten til N<sub>2</sub>O og N<sub>2</sub>). Dette kan dog være lidt overestimeret for NH<sub>3</sub>, da ammoniumindholdet i slam er lavere end i organisk dagrenovation, men da der foregår en mineralisering af organisk bundet kvælstof ved komposteringsprocessen er det forventeligt, at størstedelen af kvælstoftabet er som ammoniak fordampning. Boucher et al. (1999), har fundet at ca. 20 % af N-total fordampes som ammoniak ved slamkompostering, mens Winter et al. (2004), har fundet at ca. 31 % af N-total fordampes ved slamkompostering og sandsynligvis som ammoniak.

#### *Hvor meget ammoniak fordampes typisk efter udbringning af spildevandsslam på landbrugsjord?*

Slam som udbringes på marken skal nedpløjes inden for 6 timer efter spredning (Bekendtgørelse 2003), og det antages generelt at nedpløjning af organisk affald halverer eller helt fjerner risikoen for ammoniakfordampning (Mikkelsen *et al.* 2005; Bruun *et al.* 2006). Nå der samtidig tages højde for at under 20% af slammets N er på ammonium form, og næppe væsentligt mere i det komposterede slam, så vil risikoen for ammoniakfordampning fra det udbragte slam være forholdsvis lille.

#### *Hvor meget af det ammoniak vi har i luften kan forventes at komme fra spildevandsslam?*

Der findes ikke nogen præcise danske opgørelser, men Anderson *et al.* (2003) har i et amerikansk studie opgjort at mens husdyrhold var kilde til 55% af USA's ammoniak emissioner i 1990, så var affaldshåndtering (herunder kompostering, som i mange år har været mere udbredt i USA end i Europa) og recirkulering til landbrugsjord tilsammen kun skyld i 3% af ammoniak emissionerne. Under danske forhold må vi derfor antage at det vil være en meget lille andel af luftens ammoniak der kommer fra spildevandsslam, langt hovedparten kommer fra husdyrproduktionen.

## Referencer

- Anderson, N., R. Strader & C. Davidson (2003):** Airborne reduced nitrogen: ammonia emissions from agriculture and other sources. *Environment International*. Vol. 29, pp. 277-286.
- Beck-Friis, B., S. Smårs, H. Jönsson & H. Kirchmann (2001):** Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *Journal of Agricultural Engineering Research*. Vol. 78, pp. 423-430.
- Boucher, V. Dares; J.C. Revel; M. Guiresse; M. Kaemmerer og J.R. Bailly, (1999):** Reducing ammonia losses by adding FeCl<sub>3</sub> during composting of sewage sludge. *Water, air, and soil pollution* 112: 229-239.
- Bekendtgørelse (2003):** Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål (Slambekendtgørelsen). BEK nr 623 af 30/06/2003 (gældende).
- Bruun, S., T.L. Hansen, T.H. Christensen, J. Magid & L.S. Stoumann (2006):** Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land – a scenario analysis. *Environmental Modelling and Assessment*. 11: 251-265.

**Hertel, O., C.S. Skjøth, P. Løfstrøm, H.V. Andersen & T. Ellermann (2005):** Vidensyntese indenfor afsætning af atmosfærisk ammoniak. Fokus for modeller for lokal-skala. Danmarks Miljøundersøgelser, 34 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 560.

**Kirkeby J og Gabriel S (2005):** Miljøvurdering af genanvendelse og slutdisponering af spildevandsslam - en livscyklus screening af fire scenarier. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmark Tekniske Universitet & Hedeselskabet.

**Krupa, S.V. (2003):** Effects of atmospheric ammonia (NH<sub>3</sub>) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution*. Vol. 124, pp. 179-221.

**Mikkelsen, M.J., S. Gyldenkærne, H.D. Poulsen, J.E. Olesen & S.G. Sommer (2005):** Opgørelse og beregningsmetode for landbrugets emissioner af ammoniak og drivhusgasser 1985 – 2002. Arbejdsrapport fra DMU, Nr. 204.

**Pagans, E., R. Barrena, X. Font & A. Sánchez (2006):** Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*. Vol. 62, pp. 1534-1542.

**Tybirk, K. & V. Jørgensen (1999):** Ammoniak i landbrug og nature. *Jordbrug & Miljø*, Nr. 1.

**Vogt, Regine; Florian Knappe, Jürgen Giegrich og Andreas Detzel, (2002):** Ökobilanz

**Webb, J. (2001):** Estimating the potential for ammonia emissions from livestock excreta and manures. *Environmental Pollution*. Vol. 111, pp. 395-406.

**Winter, P; M. Asaadi, R. Hammond, og A. Johnson, (2004):** Process evaluation and optimization of a static bay biosolids-compost plant. [www.rwethameswater.com](http://www.rwethameswater.com), RWE Thameswater R&T



## 4 Stikordsregister

aerob .....	13;62
ammoniak .....	3;19;20;65;66;67
ammonium .....	13;17;18;19;49;50;59;62;65;66
anaerob .....	13;24;50;59;62
antibiotika .....	3;9;10;37;38;39
bakterier .....	9;11;37;38;43;46
beluftning .....	5;19;65
biogas .....	11;27;43;44;46;47
bly .....	29
bromerede .....	6;23
C/N .....	13;19;65
cadmium .....	8;29;31;32;33;34
coli .....	12;46;47
DEHP .....	3;5;6;21;22;24;25;26;27;39
drikkevand .....	11;13;49
efterbehandling .....	5;6;24
efterårsudbringning .....	61
enterokokker .....	11;43;46
erosion .....	7;16;30
eutrofiering .....	15
forsuring .....	3;4;19;65
forårsudbringning .....	18;61;62
fosfor .....	15;17;29;32;50;53;54;55;59;60;61;63;64
fødekæde .....	6;9;25;38
grundvand .....	3;4;11;13;43;45;49;51;52
grænseværdi .....	5;7;8;10;22;29;30;31;32;33;50
handelsgødning .....	8;13;14;15;17;18;29;32;33;51;54;59;60;61;62
hormoner .....	39
husdyrgødning .....	8;12;14;15;17;29;32;33;35;45;47;50;51;53;59;61;62;63
hygiejnisering .....	11;12;43
iltsvind .....	13;15;49
jordbund .....	16
kalium .....	17;59;60
kalk .....	11;15;17;43;54;60
kobber .....	29;31;32;33;60
kompostering .....	3;6;12;19;20;24;27;43;51;65;66
krom .....	29
kviksølv .....	29
kvælstof .....	13;14;17;18;19;49;50;51;59;61;62;63;64;65;66
langsigtede effekter .....	7;30;51
LAS .....	3;5;6;21;22;23;24;25;26;39
lavbundsjarde .....	16;53;54

lægemidler .....	9;10;37;38;39;40
mangan .....	29;60
medicinrester .....	3;9;37
mikronæringsstoffer .....	17;29;60;63
mineralisering .....	13;50;51;61;63;66
naonopartikler .....	6;23
nedbrydning .....	6;10;24;26;27;39;49
nikkel .....	29;60
nitrat .....	13;14;17;49;50;51;59
nitratudvaskning .....	13;14;50;51;59
NPE .....	3;5;6;21;22;23;24
næringsstofudnyttelse .....	17;59
overlevelse .....	11;45
PAH .....	3;5;6;21;22;24;25;35;39
parasitter .....	3;11;43
patogener .....	3;11;12;43;44;45
pH .....	7;11;19;30;31;43;44;61;65
P-index .....	16;55
planteoptag .....	6;7;8;10;30;31;38;53
planteskadegørere .....	11;43
plantetilgængeligt .....	17;59;60;61
regnorme .....	21;22;23;30
salmonella .....	43;46
slambekendtgørelsen .....	5;7;10;13;15;16;17;21;33;43;50;59;60
smitstoffer .....	3;11;12;43;44;45;46;47
sporelementer .....	17;60;63
termofil .....	11;43;65
topografi .....	16
tungmetal .....	7;8;30;31;32;33
udvaskning .....	7;11;14;30;31;45;50;51;53;54;62;63
vandindhold .....	50
vandmiljø .....	3;13;49;53;54
virus .....	11;43
værdital .....	18;50;61;62;63
zink .....	29;32;33;60
østrogen .....	10;23;39