



Alternativ udnyttelse af spildevandsslam

Kortlægning af fordele og ulemper ved
udnyttelse af spildevandsslam,
indeholdende mikroplastik, som alternativ
til udspredelse på landbrugsjorden – en
del af initiativ 21 i Plastikhandlingsplanen

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Anita Rye Ottosen, Rambøll

Signe Thulsted Jensen, Rambøll

Karina Østergaard, Rambøll

Per Haugsted Petersen, Rambøll

Tore Hulgaard, Rambøll

Dorte Harrekilde, Rambøll

Sine Thrane Hansen, Rambøll

Katrine Orland Led, Rambøll

ISBN: 978-87-7038-415-5

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse

Indhold

Forord	4
Sammenfatning	5
Summary	9
1. Baggrund	13
1.1 Mikroplastik	14
1.2 PFAS	16
2. Slamhåndtering i andre lande	18
3. Udvælgelse af alternativer og afgrænsning	22
3.1 Kortlægning af alternativer	22
3.2 Vurderingsparametre	22
4. Beskrivelse og vurdering af alternativer	25
4.1 Alternativ 0: Direkte udspredning på landbrugsjorden	25
4.2 Alternativ 1: Kompostering	28
4.3 Alternativ 2: Pyrolyse	31
4.4 Alternativ 3: Medforbrænding og tab af fosfor	34
4.5 Alternativ 4: Monoforbrænding og fosforgenanvendelse	36
4.6 Alternativ 5: Struvit inkl. biogødning	43
5. Vurdering af alternativer	47
5.1 Plantetilgængelighed	47
5.2 Ressourcer i spildevandsslam	50
5.3 Miljøfremmede stoffer	52
5.4 Miljømæssig bæredygtighed	53
6. Opsamling og perspektivering	56
Referencer	58
Bilag 1. Liste over alternativer / teknologier	63
Bilag 2. Struvitanlæg i Europa	69

Forord

Med den nationale plastikhandlingsplan "Plastik uden spild" fra december 2018 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2018b), samt den efterfølgende samarbejdsaftale med politisk enighed af 30. januar 2019 om at nedbringe plastikforurening og fremme en cirkulær plastikøkonomi (Regeringen, 2019), har Danmark fået en konsolideret plan for indsatsen indenfor plastik. Planen fokuserer på mindre plastik i naturen, smartere produktion og forbrug, mere samarbejde i værdikæden, bedre affaldshåndtering, et styrket vidensgrundlag og langt mere genanvendelse. Handlingsplanen indeholder 27 initiativer, som skal være med til at sikre et Danmark med en mere cirkulær plastikøkonomi.

Initiativ nr. 21 i Plastikhandlingsplanen handler om vidensopbygning om mikroplastik i spildevandsslam:

Forekomsten af mikroplast i spildevandsslam skal kortlægges. Der skal etableres mere viden om, hvor store mængder mikroplast, der er i slammet, herunder hvilken miljøpåvirkning dette medfører, når spildevandsslammet spredes på landbrugsjord.

Undersøgelser viser, at mikroplast i stor udstrækning tilsyneladende opfanges i spildevandsanlæggene i Danmark. Det formodes derfor, at den mikroplast, som ender i miljøet i dag, i høj grad kommer fra spildevandsslam, som udbringes på landbrugsjorden sammen med vigtige næringsstoffer som fosfor og kvælstof. Der er brug for yderligere undersøgelser af omfang, samt hvilken skæbne og effekt mikroplast har, når den spredes på landbrugsjorden. Derudover skal der generelt etableres mere viden om de sundheds- og miljømæssige risici forbundet med mikroplast.

Punkt. 8 i samarbejdsaftalen bilag 1 (Regeringen, 2019):

Regeringens initiativ vedrørende vidensopbygning om mikroplast suppleres med en kortlægning af fordele og ulemper ved forskellige andre anvendelsesmuligheder for spildevandsslam med indhold af mikroplast, herunder energiproduktion og råstofindvinding ved termisk og biologisk forgasning, fosforudvinding, metaludvinding, enzymatisk behandling mv.

Miljøstyrelsen ønsker at samle den nyeste viden på området omhandlende alternativ udnyttelse af spildevandsslam og i den forbindelse at få udarbejdet et katalog over realistiske alternativer til udspreddningen af biogødning på landbrugsjorden, hvor slammet og dets næringsstoffer helt eller delvist udnyttes. I kataloget skal alternativernes fordele og ulemper vurderes teknisk, økonomisk, miljø- og klimamæssigt samt i hvor høj grad de bidrager til den cirkulære økonomi.

Rapport om "Alternativ udnyttelse af spildevandsslam" er gennemført i perioden november – december 2021 af Rambøll for Miljøstyrelsen.

Parallelt med denne rapport har Miljøstyrelsen igangsat et projekt om standardisering af målemetode for mikroplastik i faste medier (jord), hvor udgangspunktet er jorde behandlet med spildevandsslam. Projektet indeholder også en fastlæggelse af det generelle baggrundsniveau af mikroplastik i jorde i Danmark. Projektet udarbejdes af Aalborg Universitet under ledelse af Jes Vollertsen og afsluttes med udgangen af 2022.

Sammenfatning

I Ressourcestrategien "Danmark uden affald" fra 2013 står der, at det organiske affald, herunder fosforen i spildevandsslammet, skal udnyttes bedre. Målsætningen er, at 80% fosfor fra spildevandsslam genanvendes ved udspreddning på landbrugsjorden eller ved udvinding af fosfor fra slamaske efter monoforbrænding.

I Plastikhandlingsplanen "Plastik uden spild" fra 2018 står der, at det formodes, at den mikroplastik, der ender i miljøet i dag, i høj grad kommer fra spildevandsslam, som udbringes på landbrugsjorden.

I 2019 blev 78% af alt dansk spildevandsslam udspreddt direkte på landbrugsjorden som biogødning, mens 8% blev komposteret og 14% forbrændt (Miljøstyrelsen, 2020). En del af slamasken, fra den spildevandsslam, der forbrændes, deponeres på særdeponi.

Miljøfarlige stoffer kan opsamles i spildevandsslammet, og derfor undersøges spildevandsslammet via bekendtgørelsen om anvendelse af affald til jordbrugsformål (Miljø- og Fødevareministeriet, 2018a), inden det vurderes, om slammet kan anvendes som biogødning på landbrugsjorden. Der undersøges for 7 forskellige tungmetaller samt 6 miljøfremmede stoffer. Løbende undersøges og vurderes nye stoffer, som potentielt kan være problematiske. Senest er det mikroplastik og PFAS, der undersøges.

Hvad mikroplastik angår, så igangsatte Miljøstyrelsen en mikroplastik-indsats tilbage i 2015, hvor der for første gang blev lavet en opgørelse af udledningen af mikroplastik i Danmark (Miljøstyrelsen, 2015b). Efterfølgende er der publiceret yderligere to Miljøstyrelsesrapporter om mikroplastik i spildevand (Miljøstyrelsen, 2017, 2018b), som begge viste, at de danske rensesanlæg er effektive til at tilbageholde mikroplastik, og at den tilbageholdte mikroplastik ender i spildevandsslammet, der ved direkte udspreddning på landbrugsjorden ender i det terrestriske miljø eller udvaskes til det akvatiske miljø.

Hvad angår PFAS, så har Miljøstyrelsen for nyligt opsat midlertidige vejledende grænseværdier i spildevandsslam (Miljøstyrelsen, 2021a) for summen af 4 PFAS-forbindelser og 22 PFAS-forbindelser, der ligger sig op ad jordkvalitetskriteriet.

På baggrund af den seneste debat har DANVA, Brancheforening for vandselskaber, udsendt en pressemeddelelse den 22. november 2021 (DANVA, 2021), hvor de foreslår, at der kommer et forbud mod udspreddning af spildevandsslam i områder med særlig drikkevandsinteresse. Forbuddet ønskes af et forsigtighedsprincip. Det samme ses i andre europæiske lande, hvor der enten allerede er et forbud mod at sprede biogødning på landbrugsjorden, eller de har meddelt, at det bliver forbudt samtidig med, at der stilles krav til genanvendelse af fosfor.

Alternativer til direkte udspreddning på landbrugsjorden

Miljøstyrelsen ønsker at samle den nyeste viden på området omhandlende alternativ udnyttelse af spildevandsslam og i den forbindelse få udarbejdet et katalog over realistiske alternativer til udspreddningen af biogødning på landbrugsjorden, hvor slammet og dets næringsstoffer helt eller delvist udnyttes. I kataloget skal alternativernes fordele og ulemper vurderes teknisk, økonomisk, miljø- og klimamæssigt, samt i hvor høj grad de bidrager til den cirkulære økonomi.

Direkte udspreddning af biogødning på landbrugsjorden dækker over forskellige typer af slamhåndtering. Da 50-70% af den danske spildevandsslam bioforgasses (Miljøstyrelsen, 2013)

er det besluttet, at referencen for direkte udspredning af biogødning på landbrugsjorden er biogødning, der er stabiliseret ved bioforgasning. Realistiske og udvalgte alternativer til referencen er kompostering, pyrolyse, medforbrænding og monoforbrænding. Derudover er det også muligt at lave struvitudfældning på renseanlægget og udsprede biogødning på landbrugsjorden (anden slamhåndtering er også muligt, men der er anvendt den mest anvendte i Danmark). De 6 udvalgte alternativer er:

- Alternativ 0: Direkte udspredning på landbrugsjorden (reference)
- Alternativ 1: Kompostering
- Alternativ 2: Pyrolyse
- Alternativ 3: Medforbrænding og tab af fosfor
- Alternativ 4: Monoforbrænding og fosforanvendelse
- Alternativ 5: Struvit inkl. biogødning

Vurdering af alternativerne

For hver alternativ er der en teknisk beskrivelse inkl. procesdiagram og massebalance (i det omfang det er relevant og muligt).

Derudover vurderes teknologierne i forhold til:

- Modenhed (TRL)
Teknologiernes modenhed vurderes ud fra TRL (Technology Readiness Level).
- Anvendelige slamtyper
Der vurderes på baggrund af A-, B- og/eller C-slam.
- Anlægskapacitet og placering af anlæg
Minimums anlægskapacitet – nogle anlæg kan placeres ved et mindre renseanlæg, mens andre skal være store fællesanlæg.
- Barrierer
Hvis der er tekniske eller lovgivningsmæssige barrierer, beskrives de.

For hvert alternativ er udarbejdet en økonomivurdering, hvor alternativernes økonomi vurderes så godt som muligt, indenfor projektets rammer. Da det økonomisk grundlag vil være forskelligt for alternativerne, vil det ikke være muligt at holde de økonomiske beregninger direkte op imod hinanden. Alternativerne vurderes derudover i forhold til:

- Plantetilgængelighed
En vurdering af fosfors plantetilgængelighed i biogødning, biokompost, biokul, afledte produkter af slamaske og struvit.
- Ressourcer i spildevandsslam
En vurdering af hvor godt ressourcerne fra spildevandsslammet udnyttes med fokus på fosfor, kulstof, svovl, kalium og kvælstof.
- Miljøfremmede stoffer
Der vurderes i hvilket omfang biogødning, biokompost, biokul, afledte produkter fra slamaske og struvit indeholder mikroplastik, tungmetaller samt organisk miljøfremmede stoffer.
- Miljømæssig bæredygtighed
Der vurderes på transport, energi (energi som forbruges, samt evt. produktion af energi), restprodukter, kemikalier og klimagasser (som undgås i forhold til referencen samt produceres i anlægget).

Hver af de 6 vurderingskriterier (teknologi, økonomi, plantetilgængelighed, ressourcer, miljøfremmede stoffer og miljømæssig bæredygtighed) vurderes ud fra fordele og ulemper. På baggrund af vurderingerne er givet en smiley svarende til, hvor stor en samlet score vurderingskriteriet har opnået. Ved lavest score gives en mørkerød sur smiley (længst til venstre nedenfor), ved højest score gives en mørkegrøn meget glad smiley (længst til højre nedenfor).



FIGUR 1: Scoringssmiley'er.

Opsamling og perspektivering

I TABEL 1 på næste side ses en opsummering af alle vurderingssmileyer i rapporten. For information om de enkelte vurderinger henvises til rapportens vurderingsafsnit.

Det ses af tabellen, at der ikke er et alternativ, som udelukkende får god score på alle parametre. Dette skyldes til dels, at det er svært at finde en teknologi som både genanvender fosfor og andre vigtige parametre såsom kulstof samt nedbryder/fjerner mikroplastik og andre miljøfremmede stoffer samtidig med, at den også er en god økonomisk teknologi. Det vil derfor altid være en opvejning imellem miljø og økonomi.

Med udgangspunkt i rapportens vurderinger, er det vigtigt at pointere følgende:

- Hvis man vil sikre sig, at der ikke spredes mikroplastik i naturen via spildevandsslam, skal slammet enten pyrolyseres eller forbrændes.
- PFAS nedbrydes ikke 100% ved nogle af alternativerne men størstedelen nedbrydes under pyrolyse eller forbrænding.
- En del organiske miljøfremmede stoffer nedbrydes under kompostering mens størstedelen nedbrydes under pyrolyse eller forbrænding.
- Medforbrænding, hvor fosfor tapes, scorer generelt dårligt på alle parametre og bør ikke være et alternativ til direkte udspredning på landbrugsjorden.
- Ingen af alternativerne, foruden referencen, vil kunne håndtere alt dansk biogødning, da der ikke er tilstrækkelig kapacitet. De enkelte alternativer vil have behov for etableringstid.
- Hvis der skal findes et alternativ til direkte udspredning af biogødning på landbrugsjorden, vil det være relevant og nødvendigt med flere forskellige alternativer, da de enkelte alternativer fordele og ulemper vil være forskellig fra forsyning til forsyning, og landsdel til landsdel. Monoforbrænding (og dermed muligheden for fosfor genanvendelse fra slam- aske) giver f.eks. mening hos forsyninger, som ikke har landbrugsjord i nærheden og/eller ikke ønsker at transportere våd og lugtende spildevandsslam ud af storbyen. Pyrolyse giver f.eks. mening ved mindre renseanlæg, mens struvit udfældning giver mening for større renseanlæg som b.l.a. er udfordret med ukontrolleret struvit udfældninger.

TABEL 1: Sammenfattende scoringstabel for alle scenarier.

	Teknologi inkl. barrierer	Økonomi	Plantetilgæn- gelighed	Ressourcer i slam	Miljøfrem- mede stoffer inkl. mikroplastik	Miljømæssig bæredygtig- hed
Reference						
Kompostering						
Pyrolyse						
Medforbræn- ding + tab af fosfor						
Monoforbræn- ding + fosforgenan- vendelse						
Struvit + biogødning						

Summary

According to the Resource Strategy “Denmark without waste” from 2013, the organic waste, including the phosphorus in sewage sludge, must be utilized better. The goal is that 80% phosphorus from sewage sludge is recycled by disposal on farmland or by recovery of phosphorus from sludge ash after mono-incineration.

In the Plastic Action Plan “Plastic without waste” from 2018, it is assumed that the microplastic, which ends up in the environment today, to a great extent originates from sewage sludge, which is disposed on farmland.

In 2019, 78% of all the Danish sewage sludge was disposed directly on farm land as biosolids, while 8% was composted, and 14% was incinerated (Miljøstyrelsen, 2020). A part of the sludge ash, from the sewage sludge that is incinerated, is sent for special landfilling only for sludge ash.

Environmentally dangerous compounds can be collected in the sewage sludge, and therefore the sewage sludge is analyzed via the Executive Order on the Use of Waste for Agricultural Purposes (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2018a) before it is assessed whether or not the sewage sludge can be used as biosolids. Seven different heavy metals and six xenobiotics are analyzed for. Regularly, new compounds are investigated and assessed which can be potentially problematic. Latest, it is microplastic and PFAS which are investigated.

Regarding microplastic, The Danish Environmental Protection Agency (Danish EPA) has started an initiative back in 2015 where, for the first time, mapping of the emission of microplastic in Denmark was made (Miljøstyrelsen, 2015b). Subsequently, two additional reports from the Danish EPA about microplastics in sewage sludge was published (Miljøstyrelsen, 2017, 2018b). Both reports show that the Danish wastewater treatment plants are effective at retaining microplastic, and that the retained microplastic ends up in the sewage sludge which are directly disposed on farmland and in turn ends up in the terrestrial environment or is leached out to the aquatic environment.

Regarding PFAS, the Danish EPA recently set up temporary guiding maximum limit values in sewage sludge (Miljøstyrelsen, 2021a) for the sum of four PFAS-compounds and 22 PFAS-compounds which are based on the earth quality criterion.

On the basis of the latest debate, DANVA, the trade organization for water companies, issued a press release 22 November 2021 (DANVA, 2021), where they suggest that a prohibition notice is issued against disposal of sewage sludge in areas with special interest for potable water. The prohibition notice is wanted out of a precautionary principle. The same is seen in other European countries where a prohibition notice against disposal of sewage sludge on farmland is already in place or is stated that it will be prohibited along with a requirement for phosphorus recovery.

Alternatives for direct disposal on farmland

The Danish Environmental Protection Agency wants to gather the latest knowledge in the field of alternative utilization of sewage sludge and in that relation to get a catalogue of realistic alternatives to t of biosolids on farmland, where the sludge and its nutrients is utilized fully or partially prepared. In the catalogue, the pros and cons of the alternatives must be assessed technically, economically, environmentally, climatically, and to what extent they contribute to the circular economy.

Direct disposal of biosolids on farmland covers different types of sewage sludge handling. Since 50-70% of the Danish sewage sludge is bio gasified (Miljøstyrelsen, 2013), it is decided that the reference for direct disposal of biosolids on farm land is biosolids which has been stabilized by bio gasification. Realistic and selected alternatives for the reference is composting, pyrolysis, co-incineration, and mono incineration. Besides this, it is possible to precipitate struvite at the wastewater treatment plant and disperse as biosolids on farmland (other sludge handling is possible, but in this alternative, the most common handling in Denmark is chosen). The six chosen alternatives are:

- Alternative 0: Direct disposal on farmland (reference)
- Alternative 1: Composting
- Alternative 2: Pyrolysis
- Alternative 3: Co-incineration and loss of phosphorus
- Alternative 4: Mono-incineration and phosphorus recycling
- Alternative 5: Struvite incl. Biosolids

Assessment of the alternatives

For every alternative, a technical description incl. process diagram and mass balance (to the extent that it is relevant and possible) is made.

Furthermore, the technologies are assessed according to:

- Maturity (TRL)
The maturity of the technologies is assessed based on TRL (Technology Readiness Level).
- Operable types of sludge
It is assessed based on A-, B- and/or C-sludge.
- Plant capacity and placement of the plant
Minimum plant capacity – some plants can be placed at a smaller wastewater treatment plant while others require large communal facilities.
- Barriers
If any technical and/or regulative barriers exist, they are described.

Likewise, for every alternative an economic assessment where the alternatives' economy are assessed as good as possible inside the scope of this project is made. Since the economy is based on different parameters in the alternatives, it will not be possible to directly compare the economic calculations. Furthermore, the alternatives are assessed in relation to:

- Plant availability
An assessment of phosphorus' availability to plants in biosolids, bio compost, biochar, derived products of sewage sludge ash, and struvite.
- Resources in sewage sludge
An assessment of to what extent the resources in the sludge are utilized with focus on phosphorus, carbon, sulfur, potassium, and nitrogen.
- Xenobiotics
An assessment of to what extent biosolids, bio compost, biochar, derived products of sewage sludge ash, and struvite contains microplastic, heavy metals, and organic xenobiotics.
- Environmental sustainability

An assessment of transport, energy (energy used and/or production of energy), residual products, chemicals, and greenhouse gasses (avoided and/or produced in the plant compared to the reference alternative).

Each of the six assessment criteria (technology, economy, plant availability, resources in sewage sludge, xenobiotics, and environmental sustainability) is assessed based on pros and cons. Based on the assessments, a smiley is given corresponding to how large an overall score the assessment criterion has achieved. At the lowest score, a dark red angry smiley (far left, below) is given, and by the highest score, a dark green very happy smiley (far right, below) is given.



FIGUR 2: Smileys for scoring.

Recapitulation and discussion

In the table below, a summary of all the assessment smileys in the report is shown. For information about the individual assessments, please refer to the assessment section in the report.

From the table, it is seen that not one of the alternatives gets exclusively good scores on all parameters. This is partly due to the fact that it is hard to find a technology which both recover phosphorus and other crucial parameters like carbon as well as degrades/removes microplastic and other xenobiotics, and at the same time is economically feasible. Therefore, there will always be a compensation between environment and economy.

Based on the report's assessments, it is important to point out the following:

- If the Danish EPA wants to ensure that no microplastic is spread in the nature by sewage sludge, the sludge must be pyrolyzed or incinerated.
- Some of the technologies does not degrade PFAS 100%, men most of it is degraded during pyrolysis or incineration.
- A part of the xenobiotics is not degraded during composting, while most of it is degraded during pyrolysis or incineration.
- Co-incineration, where phosphorus is lost, is generally scored bad on all parameters and should not be an alternative to direct disposal of sewage sludge on farmland.
- None of the alternatives except the reference will be able to handle all the Danish biosolids due to the current capacity issues. The individual alternatives require more time to establish themselves.

If an alternative for direct disposal of biosolids on farmland must be found, it will be relevant and necessary with multiple different alternatives since the pros and cons of each alternative will be different from utility company to utility company and region to region. E.g., mono incineration (and thereby the possibility to recover phosphorus from sludge ash) makes sense for wastewater treatment plants which does not have farmland nearby and/or not want to

transport wet and smelly sewage sludge out of the big city. Pyrolysis makes sense for the smaller wastewater treatment plants while struvite precipitation makes sense at larger wastewater treatment plants which are challenged by uncontrolled struvite precipitation.

TABEL 2: Table of scoring scenarios.

	Technology incl. barriers	Economy	Plant availa- bility	Resources in sewage sludge	Xenobiotics incl. micro- plastics	Environ- mental sus- tainability
Reference						
Composting						
Pyrolysis						
Co-incineration + loss of phos- phorus						
Mono incinera- tion + phosphorus re- cycling						
Struvite + biosolids						

1. Baggrund

I Danmark er der, som i mange andre lande i Europa, fokus på anvendelse af spildevandsslam og især fosforen i slammet. I Ressourcestrategien "Danmark uden affald" fra 2013 står der, at det organiske affald, herunder fosforen i spildevandsslammet, skal udnyttes bedre. Målsætningen er, at 80% fosfor fra spildevandsslam genanvendes ved udspreddning på landbrugsjorden eller ved udvinding af fosfor fra slamaske efter monoforbrænding (forbrænding, hvor der kun forbrændes spildevandsslam).

I 2019 blev 78% af alt dansk spildevandsslam udspreddt direkte på landbrugsjorden som biogødning, mens 8% blev komposteret og 14% forbrændt (Miljøstyrelsen, 2020). En del af slamasken, fra den spildevandsslam der forbrændes, deponeres på særdeponi.

I EU's slamdirektiv er der ikke fastsat grænseværdier for miljøfremmede stoffer (Miljøstyrelsen, 2018c), og Danmark er blandt nogle af de få medlemslande, som har indført grænseværdier for udvalgte miljøfremmede stoffer. I Danmark undersøges for 7 forskellige tungmetaller samt 6 miljøfremmede stoffer (grænseværdier for LAS, PAH, NPE og DEPH samt 2 vejledende grænseværdier for PCB og PFAS) via bekendtgørelsen om anvendelse af affald til jordbrugsformål (Affald til jord bekendtgørelsen) (Miljø- og Fødevareministeriet, 2018a; Miljøstyrelsen, 2021a).

Alle stoffer i spildevand kan potentielt også findes i spildevandsslammet, og miljøfarlige stoffer som medicinrester, PFAS og tungmetaller opsamles derfor i spildevandsslammet. Der kommer jævnligt fokus på nye stoffer eller stofgrupper, som undersøges og vurderes. Tilbage i 2010 var det eksempelvis PCB (derefter kom der vejledende grænseværdi i Affald til jord bekendtgørelsen), mens det i perioden forinden var triclosan og brommerede flammehæmmere. Senest er det mikroplastik og PFAS, der er i fokus.

Hvad mikroplastik angår, så igangsatte Miljøstyrelsen en mikroplastik-indsats tilbage i 2015, hvor man for første gang lavede en opgørelse af udledningen af mikroplastik i Danmark (Miljøstyrelsen, 2015b). Efter publiceringen kom der blandt andet stort fokus på mikroplastik fra bildæk. Efterfølgende er der publiceret yderligere to Miljøstyrelsesrapporter om mikroplastik i spildevand (Miljøstyrelsen, 2017, 2018b), som begge viste, at de danske renseanlæg er effektive til at tilbageholde mikroplastik (20-5.000 µm) og at den tilbageholdte mikroplastik ender i spildevandsslammet. Ved direkte udspreddning af biogødning på landbrugsjorden sker der dermed også en udspreddning af mikroplastik, som dermed kan ende i det terrestriske miljø eller udvaskes til det akvatiske miljø.

Hvad angår PFAS, så har Miljøstyrelsen for nyligt opsat midlertidige vejledende grænseværdier i spildevandsslam (Miljøstyrelsen, 2021a) for summen af 4 PFAS-forbindelser (PFOA, PFOS, PFNA og PFHxS) på 0,01 mg/kg TS, samt for summen af 22 PFAS-forbindelser (PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnS, PFDoS, PFTTrS, PFOSA, 6:2 FTS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTTrDA) på 0,4 mg/kg TS.

De vejledende grænseværdier for PFAS tager udgangspunkt i det opdaterede jordkvalitetskriterium, der ligger på 0,4 mg/kg TS. Derudover er der et grundvands kvalitetskriterium på 0,1 µg/l (Miljøstyrelsen, 2018a). Miljøstyrelsen vil indarbejde en passende grænseværdi for PFAS i næstkommende revision af Affald til jord bekendtgørelsen.

På baggrund af den seneste debat har DANVA, Brancheforening for vandselskaber, udsendt en pressemeddelelse den 22. november 2021 (DANVA, 2021), hvor de foreslår, at der kommer et forbud mod udspreddning af spildevandsslam i områder med særlig drikkevandsinteresse. Forbuddet ønskes af et forsigtighedsprincip. Det samme ses i andre europæiske lande, hvor der enten allerede er et forbud mod at sprede biogødning på landbrugsjorden, eller de har meddelt, at det bliver forbudt samtidig med, at der stilles krav til genanvendelse af fosfor.

På baggrund af ovenstående gives i det efterfølgende en mere dybdegående beskrivelse af PFAS og mikroplastik.

1.1 Mikroplastik

Generelt er mikroplastik defineret som plastikstykker mindre end 5 mm, men undersøgelser af størrelsesfordelingen af mikroplastik viser, at der er langt flere af de meget små mikroplastik partikler på eksempelvis 10 µm end af de større partikler (Reeh et al., 2015).

Mikroplastik kan enten stamme fra nedbrydningen eller slid på plastikprodukter, men der produceres også mikroplastik som f.eks. tilsættes maling eller som skrubbeeffekt i cremer og kosmetik. Kilder til mikroplastik i spildevand er eksempelvis slid fra tøj under tøjvask, slitage fra bildæk, kosmetik og andre industrielle produkter (Miljøstyrelsen, 2021b). I spildevandet er mikroplastikkoncentrationerne (20-500 µm) tidligere estimeret til ca. $1,3 \cdot 10^5$ partikler pr. l (svarende til 5,9 mg/l). Under spildevandsrensningen vil store dele af dette blive fjernet fra spildevandet og opsamlet i spildevandsslammet, således at koncentrationen i rensset spildevand er langt lavere (Miljøstyrelsen, 2017).

Mikroplastik findes overalt i miljøet, og der er blevet fundet mikroplastik i alt fra luften og havet til fødevarer og drikkevand. Der findes kun meget begrænset viden om hvordan mikroplastik påvirker menneskekroppen, og om det udgør en sundhedsfare, når vi igennem livet eksponeres for mikroplastik fra det omgivende miljø og igennem vores fødeindtag (Svennevig, 2021). Nedenfor beskrives mikroplastik i miljøet, i forhold til jord og grundvand samt marine organismer.

Mikroplastik i jord og grundvand

Mikroplastik i jord og grundvand kan stamme fra bl.a. udbringning af biogødning, kompost, diffus forurening fra bl.a. vejvand fra motorveje og fra installationer i jord/grundvand.

Roskilde Universitet har undersøgt mikroplastiks påvirkning af jordbundsorganismer (Palmqvist et al., 2019). Forsøget blev udført med 2 forskellige regnorme, og ingen af de to arter viste nogle negative effekter af mikroplastik. Forsøgene indikerede at nogle gødningsformer, f.eks. komposteret husholdningsaffald og spildevandsslam, giver bedre forhold for den almindeligt forekomne regnorm. Derudover viste undvigeforsøg, at hvis fødekvaliteten i jorden er den samme, så kan kompostormen detektere og vælge at undvige tilsat mikroplastik, og forsøgene indikerede generelt at begge arter af regnorme vælger habitat ud fra fødetilgængelighed og -kvalitet og i mindre grad af forekomsten af fysiske urenheder i jorden, såsom mikroplastik. Dog viser et hollandsk studie fra 2016 (Lwanga et al., 2016) en negativ påvirkning på overlevelse og vækst, men ikke reproduktion, hos en anden art af regnorm. Denne art har en anden fødesøgningsstrategi ift. de to arter undersøgt i det danske studie. Men de forskellige resultater skyldes formentligt, at eksponeringskoncentrationerne af mikroplastik var en del højere i det hollandske forsøg.

Mikroplastikken i slam, der udbringes på en landbrugsjord, kan transporteres dybere ned i jorden ved jordbearbejdning og ved bioturbation dvs. transport ved hjælp af jordlevende dyr. Begge disse to transportmekanismer foregår i overfladejorden og vil ikke kunne transportere mikroplastik til dybereliggende grundvandsmagasiner.

Spredning af mikroplastik til dybereliggende grundvandsmagasiner sker ved infiltrerende regnvand. Spredningen ned igennem jorden vil afhænge af infiltrationen, mikroplastikkens partikelstørrelse, jordens vandindhold og porestørrelse. Generelt vil mikroplastikken blive tilbageholdt i jorden, hvis plastpartiklerne er større end diameteren af jordens porer. Der vil derfor være en større tilbageholdelse af partikler i en mere tæt pakket jord og det er tvivlsomt, at μm store partikler vil nå grundvandet gennem udvaskning – medmindre der forekommer sprækker i jorden kombineret med et overfladenært grundvandsmagasin (Bläsing & Amelung, 2018). Det kan dog ikke afvises, at mindre forurening med plastpartikler $<1 \mu\text{m}$ kan forekomme i dybereliggende grundvandsmagasiner.

Sprækker og makroporer kan forekomme lokalt i jorden og større mikroplastikpartikler kan potentielt spredes hurtigt heri til dybereliggende jordlag. Sprækker i moræneler forekommer generelt i øvre jordlag i områder med moræneler, og det er vurderet, at mellemliggende jordlag effektivt vil frafiltrere plastpartiklerne, så de ikke når grundvandsmagasinet (DTU Miljø, 2018).

DTU Miljø har for Miljøstyrelsen udført en mindre undersøgelse af forekomsten af mikroplastik i dansk grundvand. Undersøgelsen viste mindre indhold af mikroplastik i grundvandsprøverne, der dog vurderedes at skyldes kontaminering under prøvetagning og -behandling (DTU Miljø, 2018).

Endelig har Miljøstyrelsen igangsat et projekt om standardisering af målemetode for mikroplastik i faste medier (jord), hvor udgangspunktet er jorde behandlet med spildevandsslam. Projektet indeholder også en fastlæggelse af det generelle baggrunds niveau af mikroplastik i jorde i Danmark. Projektet udarbejdes af Aalborg Universitet, under ledelse af Jes Vollertsen og afsluttes med udgangen af 2022.

Mikroplastik i havet

Der findes store mængder mikroplastik i havet, hvor det på relativt kort tid kan blive transporteret over store afstande (Reeh et al., 2015). Når mikroplastik først ender i havet, er det umuligt at oprense på grund af partiklernes lille størrelse (Coyle et al., 2020).

De små plastikpartikler er i høj grad tilgængelige overfor havets organismer, og på den måde kan plastikpartiklerne blive optaget i havets fødekæder (Reeh et al., 2015). Der er fundet mikroplastik i organismer på alle niveauer i den marine fødekæde (Miljøstyrelsen, 2015a).

Når partiklerne bliver tilpas små, vil de kunne blive ædt af eksempelvis filtrerende dyreplankton, som er en organismegruppe, der danner fødegrundlag for højere niveauer i den marine fødekæde (Reeh et al., 2015). Der er forsøg, der viser, at vandlopper, der fodres med mikroplastik, ændrer adfærd. Samtidig er det påvist, at mikroplastik også kan hæfte sig til vandlopperne og derved ændre deres adfærd (Reeh et al., 2015).

Tilstedeværelsen af mikroplastik kan "fortynde" de marine organismers fødeindtag, og det er påvist, at arter af dyreplankton vokser langsommere, når der er mikroplastik til stede. Samtidig kan de have reproduktive problemer på grund af det manglende fødeindtag (Lim, 2021). Også organismer højere oppe i fødekæden kan få fortyndet deres føde med mikroplastik. Eksempelvis findes mikroplastikstykker, af samme størrelse som plankton, i samme koncentration som selve planktonorganismene i Middelhavet. Det betyder, at mindre planktonspisende dyr vil møde mikroplastikpartiklerne med samme hyppighed, som de møder deres naturlige fødekilde (Coyle et al., 2020). Plastikpartiklerne bliver ikke absorberet til organismernes væv igennem fordøjelseskanaalen, men der er eksempler på arter, hvor mikroplastik kan passere gennem cellemembranen og derved alligevel akkumuleres i vævet (Coyle et al., 2020).

Ud over at fortynde de marine organismers fødeindtag, kan mikroplastik også indeholde skadelige stoffer såsom bromerede flammehæmmere, BPA, chlorparafiner og pftalater

(Miljøstyrelsen, 2015a), som kan blive optaget af de organismer, der æder partiklerne. Dette er nærmere beskrevet i afsnittet nedenfor. Samtidig kan plastikpartiklerne opføre sig som en magnet for andre miljøfremmede stoffer, da organiske stoffer som eksempelvis PCB og DDT kan bindes på partiklernes overflade. Det er derfor usikkert om indtagelse af mikroplastik kan være med til at forstærke ophobningen af miljøfremmede stoffer i marine fødekæder (Reeh et al., 2015). Generelt findes der kun begrænset viden om effekterne af mikroplastik i forhold til havets organismer.

Kemisk afsmitning fra mikroplastik

Der findes to typer af mulig afgivelse af kemiske stoffer fra mikroplastik. Den ene omfatter stoffer, som plastikken i sig selv indeholder, og som kan blive frigivet til det omgivende miljø. Den anden type omfatter stoffer som binder sig til overfladen af mikroplastikken, og som senere kan blive frigivet, eksempelvis i mave- og tarmsystemet på et dyr eller menneske. Nærværende afsnit omhandler udelukkende førstnævnte, altså de stoffer, som plastikken i sig selv indeholder.

Plastik kan være tilsat flere kemikalier, der giver plastikken forskellige egenskaber. Dette gælder eksempelvis bromerede flammehæmmere, nonylphenol, bisphenol-A, biocider, chlorparafiner eller blødgørere såsom phalater. Der har længe været fokus på, at stoffer som tilsættes under produktionen af plastik, efterfølgende kan spredes til miljøet, og i følge EU's risikovurdering af phalater, regnes der med, at plastik spredt til miljøet er den største kilde til udslip af phalater (Miljøstyrelsen, 2015a).

Når mikroplastik spredes i miljøet, kan organismer i miljøet eksponeres for de skadelige stoffer i plastikken ved eksempelvis at indtage plastikpartiklerne. Stofferne kan også frigives fra plastikken til andre matricer i miljøet, og herefter kan de tilstedeværende organismer blive eksponeret for dem (Miljøstyrelsen, 2015a). Frigivelsen fra plastikket vil afhænge af det pågældendes stof, da forskellige stoffer vil opføre sig på forskellig vis i plastikken, afhængig af stofferne størrelse og kemiske struktur. Små monomere og opløsningsmidler vil typisk blive frigivet hurtigere end eksempelvis nogle bromerede flammehæmmere (Miljøstyrelsen, 2014b).

1.2 PFAS

PFAS er en forkortelse for per- og polyfluoralkyl-forbindelser. Der findes omkring 9.000 PFAS-forbindelser, og industrien udvikler hele tiden nye. PFAS-forbindelserne har en skadelig effekt på miljø og helbred grundet deres specielle fysisk-kemiske egenskaber, der gør, at de skyer både fedt og vand. I naturen kan PFAS-forbindelser omsættes til andre PFAS-forbindelser, men nedbrydes ikke fuldstændigt, er bioakkumulerende og giftige over for mennesker og dyr. De PFAS-forbindelser, der dannes ved nedbrydning, kan være mere skadelige og giftige end udgangsstoffet. Blandt de mest kendte PFAS-stoffer er PFOS og PFOA.

Der findes mange potentielle kilder til PFAS i spildevand og spildevandsslam som f.eks. brandøvelsespladser, lokaliteter hvor der har været kemikalie- eller oliebrand og forskellige industrier (Miljøstyrelsen, 2014c) (Miljøstyrelsen, 2016).

En række PFAS-forbindelser blev målt på renseanlægs udløb samt i spildevandsslammet, som en del af NOVANA i perioden 2008-2012/13 (DCE, 2015). Undersøgelsen viste, at PFOS, PFOA og PFNA var de hyppigst påviste og med højest målte koncentrationer i udløbet.

En del forsyninger i Danmark er gået i gang med at måle for PFAS på renseanlæggene. Foreløbige resultater fra 36 danske renseanlæg viser, at 32 ud af de 36 renseanlæg overholder de nye vejledende grænseværdier for PFAS i spildevandsslam. PFOS dominerer i spildevand og spildevandsslam, og nøgletal for indløb og udløb fra renseanlæg viser, at der er højere koncentrationer i udløb end i indløb af både PFOS, PFOA og PFNA (Novana, 2021).

Da PFOS er dominerende i spildevandsslam har andre lande fokus på grænseværdier for PFOS i spildevandsslam, modsat i Danmark, hvor de vejledende grænseværdier er for PFAS-forbindelser. Tyskland har fastsat en grænseværdi for PFOS i spildevandsslam på 0,1 mg/kg TS, mens Sverige har foreslået at indføre en grænseværdi for PFOS på 0,07 mg/kg TS (Miljøstyrelsen, 2018c).

De foreløbige resultater viser ikke et stort nationalt problem med PFAS i spildevand og spildevandsslam, men der foreligger ikke nok datagrundlagt. Det er dog tydeligt, at størstedelen af PFAS fra et renseanlæg udledes via det rensede spildevand, mens en mindre del ender i spildevandsslammet, hvor det primært er bundet til slammets vandfase.

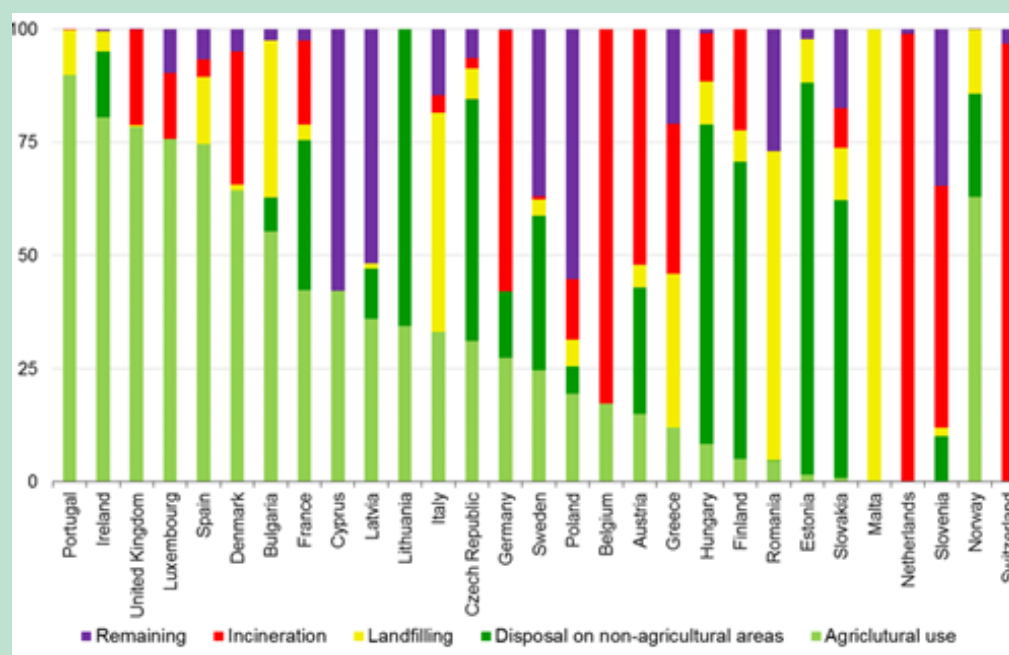
PFAS har en relativ høj termisk reaktivitet, og det kræver derfor temperaturer over 1.000°C eller lang opholdstid for fuldstændig nedbrydning af PFAS. Men PFAS dækker over mange forskellige forbindelser, der reagerer forskelligt, og derfor viser forsøg og studier også forskellige resultater. Et laboratorieforsøg med pyrolyse har vist nedbrydning af PFOS på 99% ved 600°C (Winchell et al., 2021). Et andet laboratorieforsøg med pyrolyse har vist stort set ingen ændring i PFAS koncentrationer efter 300-700°C pyrolyse (Kim et al., 2015). Derimod har US EPA (Environmental Protection Agency United States) vist nedbrydning af PFAS ned til under detektionsgrænsen efter pyrolyse ved 600°C og efterfølgende termisk oxidation ved 850°C på et fuldskalapyrolyseanlæg fra Pyreg i Californien.

Hvis spildevandsslammet ikke overholder de vejledende grænseværdier for PFAS, må det ikke udbringes som biogødning på landbrugsjorden og skal håndteres på anden vis, f.eks. forbrænding eller deponi. Her skal man være opmærksom på om PFAS-forbindelserne jf. ovenstående blot flyttes til et andet medie såsom røggassen eller perkolatet.

Da PFAS ikke umiddelbart nedbrydes under almindelig rensning på renseanlæg og kræver meget høje temperaturer (eller lang opholdstid) for fuld nedbrydelse, vil det være mere effektivt at bremse de diffuse forureninger ved at forbyde brugen af PFAS-forbindelser, og sætte aktivt ind med kildeopsporing og identificere forureninger og oprensning ved kilden. Her kan screening og måling af PFAS i spildevand og spildevandsslam være medvirkende til kildeopsporing.

2. Slamhåndtering i andre lande

Håndteringen af spildevandsslam er meget forskellig fra land til land. I FIGUR 3 er vist en opgørelse af slamhåndteringen i de enkelte lande i Europa. Figuren er fra 2013, da de nyere opgørelser er uden Danmark, da Danmark ikke har indrapporteret i en del år. Det ses, at de fleste lande i et eller andet omfang spreder spildevandsslam ud på landbrugsjord, men at andre løsninger såsom forbrænding også bruges i mange lande (Eurostat, 2013). Derudover er der en rest-kategori (lilla), der symboliserer, at andre løsninger også bruges rundt om i Europa. I EU er der omkring 10 millioner tons tørstof (TS) spildevandsslam årligt (Statens Offentlige Utredninger, 2020).



FIGUR 3: Håndtering af spildevandsslam i EU samt Schweiz, Norge og Storbritannien (Eurostat, 2013). Håndteringsmulighederne er inddelt i andet (lilla), energiudnyttelse (rød), deponi (gul), udspredelse på ikke-landbrugsmæssigt jord (mørkegrøn) og udspredelse på landbrugsjord (lysegrøn).

For at beskytte miljøet og menneskers sundhed har EU implementeret et slamdirektiv (Rådet for Den Europæiske Union, 1986) der gælder i alle EU-landene. Slamdirektivet er fra 1986 og dikterer minimumskrav, som skal være opfyldt for at anvende spildevandsslam som biogødning til jordbrugsformål. Der er fastsat grænseværdier for 7 tungmetaller (cadmium, kobber, nikkel, bly, zink, kviksølv og chrom) i spildevandsslam og landbrugsjorden, men ingen grænseværdier for miljøfremmede stoffer. Europa-kommissionen har siden 2000 været i gang med en revisionsproces, men denne er endnu ikke færdig. De enkelte lande indenfor EU kan derudover selv skærpe kravene yderligere via national lovgivning.

Europa-Kommissionen nedsatte i 2012 en teknisk arbejdsgruppe "STRUBIAS Expert Group". STRUBIAS gruppen skulle arbejde på at udvikle mulige proces- og produktkriterier for 3 afledte produkter fra spildevand/spildevandsslam (struvit, biokul og askebaserede produkter), til

brug i gødningsprodukter. Navnet STRUBIAS refererer til akronymet af "STRUvite, Blochar and AShes". Resultatet af gruppens arbejde skal efterfølgende anvendes til opdatering af EU's Gødningsprodukters Regulativ ((EU) 2019/1009) (The European Parliament, 2019). Ingen af produkterne er endnu godkendt til gødningsregulativet, men der forventes en opdatering i 2022, hvor pyrolyse- og forgasningsprodukter godkendes som gødning, dog ikke hvis inputmaterialet er spildevandsslam.

Det er forskelligt mellem medlemslandene om struvit må bruges som gødning. Det er lovligt at bruge struvit i Holland, Belgien, Tyskland, Frankrig og Danmark. Derudover er det også tilladt i Storbritannien. Som en generel regel i de fleste medlemslande skal det overholde maksimum grænseværdierne for tungmetaller (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni og Zn), biologiske patogener og minimum næringsstofindhold, hvor i nogle medlemslande er der også grænseværdier for organiske miljøfremmede stoffer (f.eks. PAH, DDT og mineralsk olie) baseret på TS- eller næringsstofindholdet i gødningen (Huygens et al., 2019).

For nyligt har Europa-Kommissionen udarbejdet EU's jordbundstrategi 2030 (Europa-Kommissionen, 2021), der handler om udnyttelse af fordelene ved en sund jordbund for mennesker, fødevarer, natur og klima. I jordbundsstrategien er der bl.a. fokus på at lukke næringsstof- og kulstofkredsløbet på en sikker og bæredygtig måde for at forebygge jordforurening. Derfor har Kommissionen planer om senest i 2022 at revidere og evaluere slamdirektivet samt vedtage en integreret foranstaltning til forvaltning af næringsstoffer med henblik på sikrere brug af næringsstoffer i jordbunden. Derudover vil Kommissionen vurdere foranstaltninger, der kan bidrage til at nå målet om at reducere tabet af næringsstoffer med mindst 50%, herunder muligheden for at gøre dette mål juridisk bindende.

I det efterfølgende gennemgås udvalgte europæiske lande, som er naboland eller sammenlignelige med Danmark – de udvalgte lande er Tyskland, Sverige, Holland, England og Finland. I gennemgangen er der fokus på lovgivning i forhold til grænseværdier for tungmetaller og miljøfremmede stoffer, samt evt. forbud mod at udsprede biogødning på landbrugsjorden.

Tyskland

Tyskland producerer omkring to millioner tons tørstof spildevandsslam om året, hvoraf størstedelen energiudnyttes.

Tyskland er en af de få lande, der ligesom Danmark både har krav til tungmetaller og miljøfremmede stoffer for biogødning, der skal spredes på landbrugsjorden. Derudover har Tyskland i 2018 fået en ny bekendtgørelse om håndtering af spildevandsslam og spildevandsslamaske. Ifølge denne bekendtgørelse skal alle renseanlæg over 50.000 PE monoforbrænde spildevandsslammet, hvis fosforindholdet i spildevandsslammet er $\geq 20\text{g}$ fosfor pr. TS eller hvis fosfor udgør $\geq 2\%$. Derudover skal fosfor fra slamasken genanvendes, medmindre asken indeholder mindre end 2%. Hvis minimum 50% af fosforen er fældet som struvit, kan man undgå kravet om monoforbrænding og genanvendelse af fosforen fra slamasken (German Environment Agency, 2018; Miljøstyrelsen, 2018c).

For alle renseanlæg er der i 2023 indberetningspligt for mængden af fosfor i deres spildevandsslam, samt beretning om deres fosforgenanvendelsesstrategi, derudover gælder den nye lovgivning efter følgende udrulning:

- Renseanlæg over 100.000 PE må fra 2029 ikke anvende biogødning på landbrugsjord.
- Renseanlæg mellem 50.000 og 100.000 PE må fra 2032 ikke anvende biogødning på landbrugsjorden.
- Renseanlæg mindre end 50.000 PE må fortsætte med at anvende biogødning på landbrugsjorden.

Sverige

Sverige producerer omkring 200.000 tons tørstof spildevandsslam om året, hvoraf omkring 34% anvendes direkte på landbrugsjord, 28% anvendes til jordproduktion, 22% anvendes til afdækning af deponier og de resterende 16% lagres, deponeres, forbrændes eller har anden anvendelse (Statens Offentliga Utredningar, 2020).

Ved anvendelse som biogødning har Sverige strenge krav til tungmetaller samt vejledende krav for 3 miljøfremmede stoffer (NPE, PAH og PCB). I 2013 blev der fremsat et forslag om gradvis skærpelse af tungmetaller, samt indførelse af grænseværdier for 6 miljøfremmede stoffer, men dette forslag er stadig under behandling (Miljøstyrelsen, 2018c).

I 2018 igangsatte den svenske regering en undersøgelse for, hvordan man kan implementere et forbud mod udspredning af biogødning på landbrugsjord og stille krav til genanvendelse af fosforen i slammet (Statens Offentliga Utredningar, 2020; Stockholm Environment Institute, 2020). Rapporten blev færdig januar 2020 og anbefaler to muligheder:

- Komplet forbud mod at anvende spildevandsslam på landbrugsjord, samt andre genbrugsmuligheder som jordproduktion og afdækning af deponier.
- Begrænset forbud, som tillader anvendelse af biogødning på landbrugsjord, hvis det overholder nogle strenge kvalitetskrav. Det kan dog ikke bruges til jordproduktion eller afdækning af deponier.

Den svenske regering behandler stadig sagen angående ændringer i lovgivningen i forhold til slamhåndtering og genanvendelsen af fosforen.

Holland

Holland producerer omkring 328.000 tons tørstof spildevandsslam om året, hvoraf ca. 66% forbrændes, 19% komposteres og de resterende 14% medforbrændes i cement- og kraftværksindustrien (Statens Offentliga Utredningar, 2020).

I 1995 blev det forbudt at sprede biogødning på landbrugsjord, blandt andet på grund af tungmetalinholdet i spildevandsslammet (Statens Offentliga Utredningar, 2020), samt at landet er under havniveau. En del af spildevandsslammet eksporteres til andre lande som Tyskland og England. I Tyskland monoforbrændes spildevandsslammet (Kärrman et al., 2019), mens det i England anvendes på landbrugsjord – i februar 2020 godkendte den britiske regering at importere 27.500 tons tørt spildevandsslam om året (Harvey, 2020). Derudover udvindes årligt omkring 173 tons struvit fra 7 af Hollands større renseanlæg (Kärrman et al., 2019).

I fremtiden vil spildevandets fosfor primært blive genanvendt som struvit eller ved genanvendelse af fosfor fra slamaske.

England

England producerer omkring 1,1 millioner tons tørstof spildevandsslam om året, hvoraf omkring 80% anvendes som biogødning på landbrugsjorden, resten bliver enten monoforbrændt (18%) eller deponeret (1%) (Miljøstyrelsen, 2018c).

For at spildevandsslammet kan anvendes som biogødning på landbrugsjorden, skal den overholde grænseværdier for tungmetaller. Grænseværdierne er ikke i mg/kg som i andre lande, men er en maksimal mængde som jorden må modtage pr. ha årligt. Der er ikke grænseværdier for miljøfremmede stoffer. (Miljøstyrelsen, 2018c).

Finland

I Finland produceres der omkring 160.000 tons tørstof spildevandsslam om året, hvoraf ca. 50% anvendes på grønne arealer og 40% i landbruget. Kun en lille andel forbrændes.

For at spildevandsslam kan anvendes som biogødning skal det ifølge den finske gødningslovgivning opnå gødningsmærke fra Finish Food Safety Authority. I gødningslovgivningen er der defineret forskellige klasser af gødningsprodukter som inkluderer følgende: gødninger, kalkprodukter og jordforbedringer. Gødningsprodukter, der indeholder spildevandsslam, tilhører gruppen "organiske jordforbedringsmidler", "ubehandlet flydende jordforbedringsmiddel af restprodukter" eller "ubehandlet jordforbedringsmiddel fra sideproduktion". Alle gødningsprodukter med spildevandsslam skal opfylde en række grænseværdier for tungmetaller (Miljøstyrelsen, 2018c).

3. Udvælgelse af alternativer og afgrænsning

3.1 Kortlægning af alternativer

Direkte udspredning af biogødning på landbrugsjorden dækker over forskellige typer af slamhåndtering. Da 50-70% af den danske spildevandsslam bioforgasses (Miljøstyrelsen, 2013) er det besluttet, at referencen for direkte udspredning af biogødning på landbrugsjorden er biogødning, der er stabiliseret ved bioforgasning.

Der findes mange forskellige alternativer/teknologier til direkte udspredning af biogødning på landbrugsjorden, men teknologiernes udviklingsniveau er meget forskellige. Listen over alternativer er afgrænset til teknologier med et højt TRL (Technology Readiness Level – se uddybende beskrivelse i afsnit 3.2) eller teknologier, der testes i pilotskala i Danmark.

Listen over de forskellige alternativer og deres respektive teknologier kan ses under Bilag 1. Listen er udarbejdet med udgangspunkt i "Phosphorus recovery technology catalogue", som European Sustainable Phosphorus Platform (ESPP) har udarbejdet i fællesskab med DPP German Phosphorus Platform og NPP Netherland Nutrient Platform (ESPP, 2021). Den seneste version af kataloget af 14/9-2021 er anvendt. Derudover har Miljøstyrelsen ønsket at medforbrænding medtages som et alternativ.

Igennem dialog med Miljøstyrelsen er listen nedkortet til 5 alternativer til direkte udspredning af biogødning på landbrugsjorden. Alternativerne er udvalgt med fokus på teknologier med højt TRL-niveau, hvor der er etableret (eller ved at blive etableret) fuldskalaanlæg i Europa, samt teknologier, der producerer et fosforprodukt af god kvalitet.

De 5 udvalgte alternativer + referencen er:

- Alternativ 0: Direkte udspredning af biogødning på landbrugsjorden (reference)
- Alternativ 1: Kompostering
- Alternativ 2: Pyrolyse
Pyreg og Aqua-Green
- Alternativ 3: Medforbrænding og tab af fosfor
- Alternativ 4: Monoforbrænding og fosforanvendelse
Ash2Phos, TetraPhos® og særdeponi for slamaske
- Alternativ 5: Struvit inkl. biogødning
PhosphoGreen + Europæiske leverandører

3.2 Vurderingsparametre

For de forskellige alternativer er der, efter ønske fra Miljøstyrelsen, opstillet vurderingsparametre indenfor teknologi, økonomi, miljø, klima og cirkulær økonomi, hvor alternativernes fordele og ulemper kan vurderes.

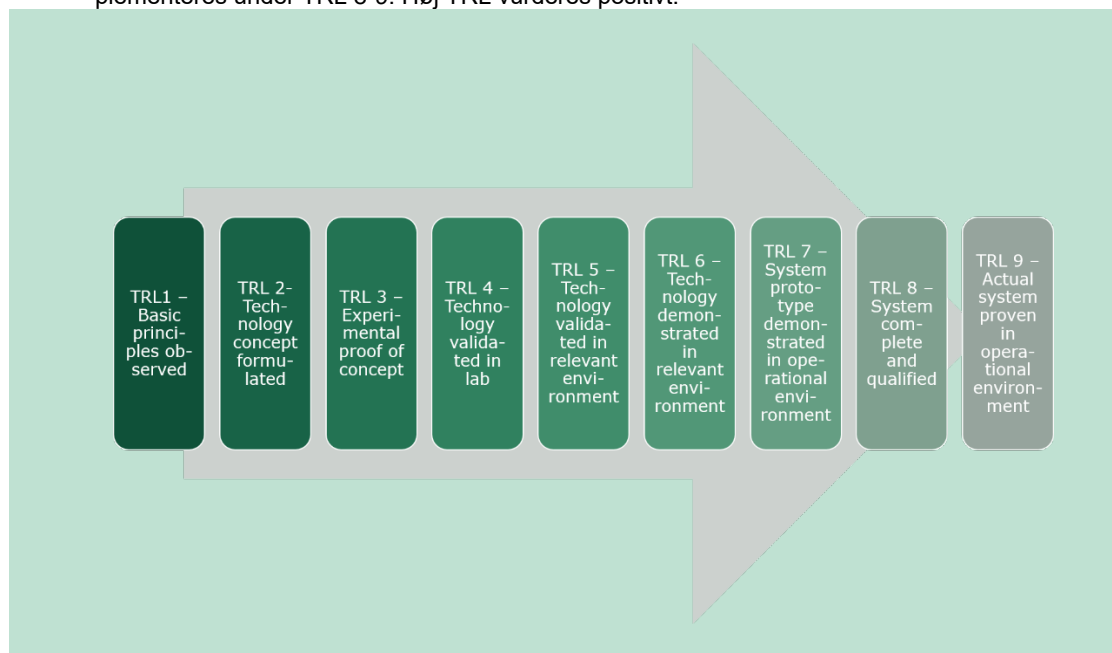
Teknologi

For hver alternativ er der i Kapitel 4 et teknologiafsnit. Teknologiafsnittene indeholder en teknisk beskrivelse inkl. procesdiagram og massebalance (i det omfang det er relevant og muligt).

Derudover vurderes teknologierne i forhold til:

- **Modenhed (TRL)**

Teknologiernes modenhed vurderes ud fra TRL (Technology Readiness Level). Overordnet kan man sige, at teknologien udvikles på TRL 3-6, demonstreres fra TRL 5-7 og implementeres under TRL 8-9. Høj TRL vurderes positivt.



FIGUR 4: Technology Readiness Level. Modificeret version af (European Commission, 2020).

- **Anvendelige slamtyper**

Der vurderes på baggrund af om spildevandsslammet er A-, B- eller C-slam (se afsnit 4.1 for nærmere beskrivelse). Håndtering af flere forskellige slamtyper vurderes positivt.

- **Anlægskapacitet og placering af anlæg**

Minimums anlægskapacitet for at anlægget er rentable - nogle anlæg kan placeres ved et mindre renseanlæg, mens andre skal være store fællesanlæg. Mindre anlæg, som kan håndtere spildevandsslam fra et eller få renseanlæg vurderes positivt.

- **Barrierer**

Hvis der er tekniske eller lovgivningsmæssige barrierer, beskrives de. Tekniske barrierer kan f.eks. være stort pladsbehov eller barrierer for implementering. Tekniske og lovgivningsmæssige barrierer er uønskede og vurderes negativt.

Økonomi

For hvert alternativ i Kapitel 4 er der en økonomivurdering. Alternativernes økonomi er vurderet så godt som muligt, indenfor projektets rammer. Hvor det er muligt, vil økonomien være baseret på danske teknologier eller teknologier, der anvendes i eller af Danmark.

For teknologier med store fællesanlæg vil økonomi blive vurderet ud fra en afsætningspris i kr. pr. tons afvandet spildevandsslam, mens det for de mindre anlæg vil blive vurderet ud fra investerings- og driftsøkonomi omregnet til kr. pr. tons afvandet spildevandsslam. Hvis det ikke har

været muligt at få økonomiske tal, vil der i stedet være en beskrivelse af de forventede udgifter forbundet med teknologien.

Da det økonomisk grundlag vil være forskelligt for alternativerne, vil det ikke være muligt at holde de økonomiske beregninger direkte op imod hinanden.

Miljø, klima og cirkulær økonomi

I Kapitel 5 vurderes alternativerne i forhold til:

- Plantetilgængelighed
En vurdering af fosfors plantetilgængelighed i biogødning, biokompost, biokul, afledte produkter af slamaske og struvit.
- Ressourcer i spildevandsslam
En vurdering af hvor godt ressourcerne fra spildevandsslammet udnyttes med fokus på fosfor, kulstof, svovl, kalium og kvælstof.
- Miljøfremmede stoffer
Der vurderes i hvilket omfang biogødning, biokompost, biokul, struvit, afledte produkter fra slamaske og struvit indeholder mikroplastik, tungmetaller samt organisk miljøfremmede stoffer.
- Miljømæssig bæredygtighed
Der vurderes på transport, energi (energi som forbruges, samt evt. produktion af energi), restprodukter, kemikalier og klimagasser (som undgås i forhold til referencen samt produceres i anlægget).

Vurdering

Hver af de 6 vurderingskriterier (teknologi, økonomi, plantetilgængelighed, ressourcer i spildevandsslam, miljøfremmede stoffer og miljømæssig bæredygtighed), som er beskrevet ovenover, vil blive vurderet ud fra fordele og ulemper. På baggrund af vurderingerne gives en smiley (se FIGUR 5), hvor ved lavest score gives en mørkerød sur smiley (længst til venstre nedenfor) og ved højest score gives en mørkegrøn meget glad smiley (længst til højre nedenfor).



FIGUR 5: Scoringssmiley'er.

Under opsamlingen i Kapitel 6 sammenstilles smileyer fra alle vurderingskriterierne for alle alternativerne.

4. Beskrivelse og vurdering af alternativer

4.1 Alternativ 0: Direkte udspredning på landbrugsjorden

Teknologibeskrivelse

På renseanlæg fjernes fosfor fra spildevandet ved biologisk- eller kemisk fosforfjernelse. Ofte vil der enten være kemisk fosforfjernelse med Al- og/eller Fe-salte, eller en kombination af biologisk fosforfjernelse (Bio-P) i kombination med tilsætning af fæddningssalte. Den anvendte fosforfjernelsesmetode har betydning for den efterfølgende sammensætning og plantetilgængelighed af fosforen i spildevandsslammet.

Udnyttes spildevandsslammet som biogødning ved direkte udspredning på landbrugsjord, skal der ske en stabilisering og evt. hygiejnisering inden. Stabilisering er påkrævet jf. bilag 3 i Affald til jord bekendtgørelsen og kan foregå på forskellige måder. De mest almindelige og anvendte i Danmark er:

- **Anaerob stabilisering**
Den anaerobe stabilisering foregår ved, at spildevandsslammet tilføres en rådnetank, hvor der foregår en nedbrydning under iltfrie forhold. Flere danske renseanlæg har rådnetanke. Udrådningen kan foregå ved enten en mesofil proces (35-37 °C) eller termofil proces (52-54°C). Ved udrådningen reduceres spildevandsslammets TS-procent, idet der sker en omsætning af det organiske indhold til energi og vand. TS-indholdet er ved indfødning til rådnetanken ca. 3-5%, og under den anaerobe nedbrydning omsættes ca. 30-40% til biogas. Udrådningen reducerer slammængden og øger afvandeligheden (Miljøstyrelsen, 2013).
I en rapport udarbejdet af Rambøll for Phosnet i 2014 er der indhentet data fra 26 spildevandsselskaber, der viser en gennemsnitlig TS-procent på 28% for udrådnings- og afvandet slam. TS-procenten, i ikke udrådnings- og afvandet slam, er i samme rapport angivet til 23%, hvilket understreger den forbedrede afvanding af udrådnings- spildevandsslam (Rambøll, 2014).
- **Aerob stabilisering**
Ved aerob stabilisering sker en slambeluftning i en slambeluftningstank eller i et langtidsbeluftet aktiveret slamanlæg. Ved begge anlægstyper sker en aerob mikrobiel omsætning i spildevandsslammet (Miljø- og Fødevareministeriet, 2018a).
- **Kemisk stabilisering**
Til denne stabiliseringsmetode anvendes hydratkalk, der bevirker en forhøjelse af pH-værdien i det afvandede spildevandsslam til pH >12. Der tilsættes hydratkalk i en mængde, der svarer til 50% af slammets TS-indholdet (Miljøstyrelsen, 2013).

Omkring 50-70%, og dermed størstedelen, af det danske spildevandsslam stabiliseres anaerobt i en rådnetank (Miljøstyrelsen, 2013).

Mikroplastik og nogle miljøfarlige stoffer opsamles i spildevandsslammet. Via Affald til jord bekendtgørelsens bilag 2 undersøges spildevandsslam for tungmetaller og miljøskadelige stoffer, som erfaringsmæssigt kan være problematiske, inden det vurderes, om slammet kan anvendes som biogødning på landbrugsjorden. På baggrund af grænseværdierne i bekendtgørelsen inddeler branchen spildevandsslammet i 3 forskellige kategorier (Miljøstyrelsen, 2013):

- A-slam overholder grænseværdierne for tungmetaller og miljøfremmede stoffer og kan anvendes til jordbrugsformål. Denne type spildevandsslam kaldes for biogødning.
- B-slam overholder grænseværdierne for tungmetaller, men ikke for miljøfremmede stoffer. B-slam kan således ikke udnyttes på landbrugsjord, medmindre der forinden sker en omsætning af de miljøfremmede stoffer. De miljøfremmede stoffer kan nedbrydes under kompostering, så B-slam bliver til A-slam og må anvendes som biogødning på landbrugsjord.
- C-slam overholder ikke grænseværdierne for tungmetaller og miljøfremmede stoffer, og slammet kan derfor ikke udnyttes på landbrugsjord. Pyrolyse/forbrænding er eneste behandlingsmulighed.

Efter udbringning på landbrugsjord udledes lattergas (N_2O) fra mineralisering og omsætning af biogødningens kvælstof. Ud af den samlede danske lattergas emission udgør bidraget fra udbringning af spildevandsslam 0,02-0,7% (Hvidbogen, 2016).

I TABEL 3 er listet informationer om direkte udnyttelse af spildevandsslam på landbrugsjord.

TABEL 3: Informationer om teknologien.

Direkte udnyttelse på landbrugsjorden	
Modenhed (TRL)	Ikke relevant
Anvendelige slamtyper	A-slam
Anlægs kapacitet og placering af anlæg	Ikke relevant, da direkte udspreddning på landbrugsjorden ikke kræver yderligere behandling ud over mellemlagring i perioder (op til 9 måneder), hvor biogødning ikke må udspreddes på markerne.

Beskrivelse af referencen

I nærværende rapport defineres en reference, der repræsenterer den typisk danske biogødning, som spredes på landbrugsjorden.

For referencen gælder følgende:

- Der er anvendt en kombination af biologisk- og kemisk fosforfjernelse på renseanlægget.
- Biogødningen er stabiliseret ved anaerob udrådning.
- Afvandes til 28% TS.
- Har en brændværdi på 11,4 GJ/ton TS.
- Overholder grænseværdierne i Affald til jord bekendtgørelsen for A-slam.

Brændværdien for udrådnat slam er i en undersøgelse fra 2013 fastlagt til at være 11,4 GJ/ton TS imod ikke udrådnat slam, der har en højere brændværdi på 12,5 GJ/ton TS (Kirkeby et al., 2013).

Barrierer

En af de største barrierer er, hvis der kommer et direkte forbud mod at udnytte biogødning på landbrugsjorden. Et sådan forbud kan være politisk besluttet eller ved at f.eks. fødevareproducenter beslutter, at der ikke må anvendes biogødning på landbrugsmarker, som producerer råvarer til deres produkter. Derudover kan tilsynsmyndigheden (kommunen) nedlægge et forbud mod anvendelse til jordbrugsformål.

Økonomi

Renseanlægget har en omkostning ved at bortskaffe den udrådnede biogødning til landbrugsjorden på ca. 350 kr./ton (vådvægt). Prisen er inklusiv afhentning, mellemlagring og udbringning på landbrugsjord, hvor landmanden modtager ca. 60 kr./ton (vådvægt) han anvender (Miljøservice A/S, 2021).

Vurdering

Direkte udspredning af biogødning på landbrugsjorden er ikke en teknologi, men mere en håndteringsmåde, som er velkendt og har været anvendt i mange år. Der kan kun anvendes A-slam, hvilket er en begrænsning, men til gengæld er det muligt at håndtere alt den danske biogødning. Det er en barriere, at der kan forekomme forbud mod udnyttelse af alt (eller noget) biogødning på landbrugsjorden.

Udgifterne til afsætning af biogødning på landbrugsjorden er lave og består af transport og evt. mellemlagring, samt det beløb som landmanden skal have for at modtage biogødningen.

TABEL 4: Scoringer for teknologi og økonomi.

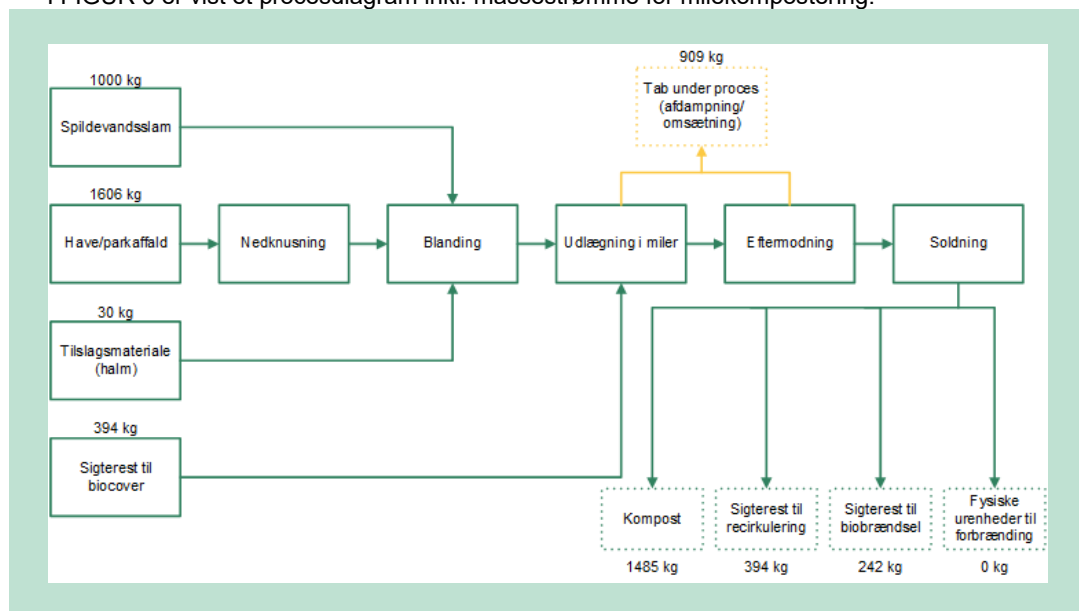
Teknologi inkl. barrierer	Økonomi
	

4.2 Alternativ 1: Kompostering

Teknologibeskrivelse

Ved kompostering af spildevandsslam omdannes slammets organiske materiale ved en biologisk nedbrydningsproces under aerobe forhold. Kompostering kan foregå ved forskellige processer som fx milekompostering, der foregår udendørs på åbne arealer, eller containerkompostering, der kan foregå indendørs i lukkede containere under naturlig tilførsel af ilt. Milekompostering er den typisk anvendte i Danmark.

I FIGUR 6 er vist et procesdiagram inkl. massestrømme for milekompostering.



FIGUR 6: Flowdiagram inkl. Massebalance over milekompostering.

Ved en milekompostering udlægges lange bunker i trapezform, deraf benævnelsen miler. En mile er oftest 4-7 meter bred og 2-4 meter høj, og vendes løbende med en milevender. Forinden udlægningen i miler blandes slammet med strukturmateriale (40-60% af kompostmilen) som fx nedknust have/parkaffald og andet organisk indhold (fx kasseret halm) for at opnå det rette C/N-forhold. Anvendelse af strukturmateriale er nødvendigt for at sikre en god porøsitet, der muliggør en passiv eller aktiv beluftning, og dermed aerob omsætning under komposteringsprocessen.

Den mikrobiologiske aktivitet i milen frigiver varme, og temperaturen vil som følge heraf nå et niveau på ca. 60-75°C, hvorved der sker en varmebehandling og hygiejnisering af komposten. Det kræves jf. Affald til jord bekendtgørelsen, at temperaturen er minimum 55°C i 2 uger. Komposteringen strækker sig typisk over 4-16 uger, hvorefter materialet eftermodnes i 2-4 måneder.

Efter komposteringen soldes komposten, hvor den først tilføres en tromlesigte og evt. efterfølgende en stjernesigte. Eventuelt indhold af jern, plastik, glas og sten fjernes. En stor del af strukturmaterialet kan genanvendes ved udlægning af nye miler og fungere som pude materiale, da de indgående bakterier og svampe bidrager til en hurtigere opstart og mere effektiv omsætning i den næste milekomposteringsproces.

Under komposteringen nedbrydes en række miljøfremmede stoffer, hvilket også gør metoden egnet til at oparbejde B-slam til A-slam. Tidligere undersøgelse gennemført ved Odense Nord Miljøcenter har vist reduktioner på 100% LAS, 52-81% DEHP, 54-86% NPE, 19-59% PAH, 71,5% triclosan og op til 86% for udvalgte lægemidler (A. R. Ottosen, 2016). Derudover er der

en række fordele ved at kompostere som f.eks. ingen indhold af ukrudtsfrø eller plantesygdomme, delvis hygiejniseret og dermed en mindre risiko for at sprede patogener. Derudover er kompostet slam lagerstabil og lugtfrit, hvilket giver en fordel ved opbevaring i de måneder, hvor efterspørgslen på gødning er lav.

Nedbrydning af mikroplastik i spildevandsslam under komposteringsprocessen er undersøgt ved et forsøg på Odense Nord Miljøcenter, hvor en forsøgsmile bestående af en blanding af spildevandsslam fra Ejby Mølle Rensningsanlæg, have/park affald og halm blev oplagt. Analyserne af slammet, blandeprøve før kompostering og blandeprøve efter ca. 15 ugers kompostering indikerede at mikroplastikken ikke nedbrydes ved milekompostering, da antallet af mikroplastik forøges. Dette kan skyldes at mikroplastikken nedbrydes til mindre og flere partikler eller at større plastikstykker nedbrydes til mikroplastik. Et andet studie fra Kina med et in situ fuldskala forsøg viser dog, at mikroplastik kan reduceres med 43,7%, under specifikke forhold og betingelser, med hypertermofil komposteringsteknologi (Chen et al., 2020).

Den færdige milekomposterede slam kan anvendes som biogødning på landbrugsjord, såfremt den overholder grænseværdierne i Affald til jord bekendtgørelsen. Der er generelt en stor efterspørgsel på kompost, hvorfor det typisk ikke er aktuelt at transportere den færdige kompost over længere afstande.

Størstedelen af kulstoffet udnyttes på landbrugsjorden, mens en mindre del omsættes under komposteringen og tabes til atmosfæren. Under komposteringsprocessen frigives kvælstof og ammoniak. Frigivelsen af ammoniak øges med høj temperatur og høj pH. Desuden har C/N forholdet i kompostmile, luftgennemstrømning og vandindhold også betydning for ammoniaktabet. Jo lavere C/N forholdet er (og dermed jo højere N-indholdet er), jo højere er risikoen for ammoniaktab. Op mod 30-40% af total-N kan tabes som frit kvælstof og ammoniak ved emission fra milekompostering og bevirker dermed en nedsat gødningsværdi (Hvidbogen, 2016). Ved optimeret og kontrolleret kompostering ses et tab på omkring 20%. De øvrige plantenæringsstoffer, der indgår i spildevandsslam og haveparkaffald, bibeholdes i stor grad under komposteringsprocessen og indgår derfor i biokomposten, når denne udnyttes på landbrugsjorden.

Milekompostering foregår ved 6 anlæg i Danmark og er en etableret og velkendt teknologi, der finder sted ved mere end 1.000 anlæg i resten af verden.

I TABEL 5 er listet informationer om komposteringsteknologien.

TABEL 5: Informationer om teknologien.

Kompostering	
Modenhed (TRL)	9
Anvendelige slamtyper	Alle typer foruden C-slam
Anlægskapacitet og placering af anlæg	Et komposteringsanlæg kræver ca. 1 m ² areal pr. ton, der modtages til kompostering. Anlægget bør have en kapacitet på mindst 10.000 ton slam pr. år af hensyn til investering og driftsudgifter. Anlæggene bør placeres i nærområdet for flere renseanlæg for at opnå en god leveringssikkerhed til komposteringsanlægget.

Barrierer

En af de største barrierer er, hvis der kommer et direkte forbud mod at udnytte biogødning på landbrugsjorden. Et sådan forbud kan være politisk besluttet eller ved at f.eks. fødevareproducenter beslutter, at der ikke må anvendes biogødning på landbrugsmarker, som producerer råvarer til deres produkter. Derudover kan tilsynsmyndigheden (kommunen) nedlægge et forbud mod anvendelse til jordbrugsformål.

Økonomi

Behandlingsprisen for kompostering i Danmark varierer mellem 375-575 kr./ton spildevandsslam med 20% TS (Miljøstyrelsen, 2013). Ved Odense Nord Miljøcenter er oplyst en pris for spildevandsslam til kompostering på 480 kr./ton med 22% TS, samt 17,50 kr./ton til transport fra renseanlæg til komposteringsanlæg. Dermed i alt 497,5 kr./ton 22% TS. Denne pris er inkl. afsætning til jordbrugsformål (Odense Nord Miljøcenter, 2021; VandCenter Syd, 2021).

Da efterspørgslen på biokompost er større end udbuddet betaler landmanden 10 kr./tons for modtagelsen, hvilket er en omkostning for landmanden i forhold til referenceslam, hvor landmanden modtog betaling på 60 kr./tons (Miljøservice A/S, 2021).

Vurdering

Kompostering er en velafprøvet teknologi, som har været anvendt i mange år og har et højt TRL-niveau. Teknologien har den ulempe, at den er pladskrævende. Teknologien egner sig til A- og B-slam. Det er en barriere, at der kan forekomme forbud mod udnyttelse af alt (eller noget) biokompost på landbrugsjorden.

Udgifterne til kompostering af spildevandsslam er lave, men lidt dyrere end direkte udnyttelse på landbrugsjorden. Udgifterne består primært af udgifter til transport og kompostering, samt en lille indtjening ved salg af biokomposten.

TABEL 6: Scoringer for teknologi og økonomi.

Teknologi inkl. barrierer	Økonomi
	

4.3 Alternativ 2: Pyrolyse

Teknologibeskrivelse

Pyrolyse er en paraplybetegnelse for en række kemiske processer, som organisk materiale spontant undergår ved opvarmning til mere end 300°C i et iltfrit miljø. Typisk er pyrolysen fuldstændt ved temperaturer på 500-600°C, men kan også foretages ved højere temperaturer, så længe det er i et iltfrit miljø. Spildevandsslam pyrolyseres ved 500-800 °C uden ilt, hvilket resulterer i en flygtig pyrolysegas og en biokul, der er rig på næringsstoffer som fosfor og kalium, samt indeholder kulstof.

Ved pyrolyse genanvendes 100% fosfor og størstedelen af kalium og svovl (Henriksen et al., 2019), og da pyrolysen foregår ved lavere temperaturer end almindelig forbrænding, er plantetilgængeligheden af fosfor højere i biokul end i slammaske. Ca. 28-50% af slammets kulstof kan findes i biokul, mens resten udnyttes til energi (Henriksen et al., 2019) (AquaGreen, 2021). De fleste af slammets organiske bestanddele, inklusive de miljøfremmede stoffer, omdannes til en pyrolysegas, bestående af brint (H), kulmonoxid (CO), kuldioxid (CO₂), metan (CH₄) og tjærestoffer (PAH). Ved forbrænding af gassen omsættes disse stoffer til kuldioxid (CO₂) og vand (H₂O). Størstedelen af kvælstof tabes til pyrolysegassen, da kun ca. 4% (AquaGreen, 2021) ender i biokul.

Der findes mange forskellige leverandører af teknologien, men Pyreg (Tyskland) og AquaGreen (Danmark) er udvalgt, da de har anlæg enten i nabolandene eller Danmark. Begge deres løsninger minder meget om hinanden. I afsnittene herunder beskrives de to anlæg, hvorefter der er taget udgangspunkt i AquaGreen.

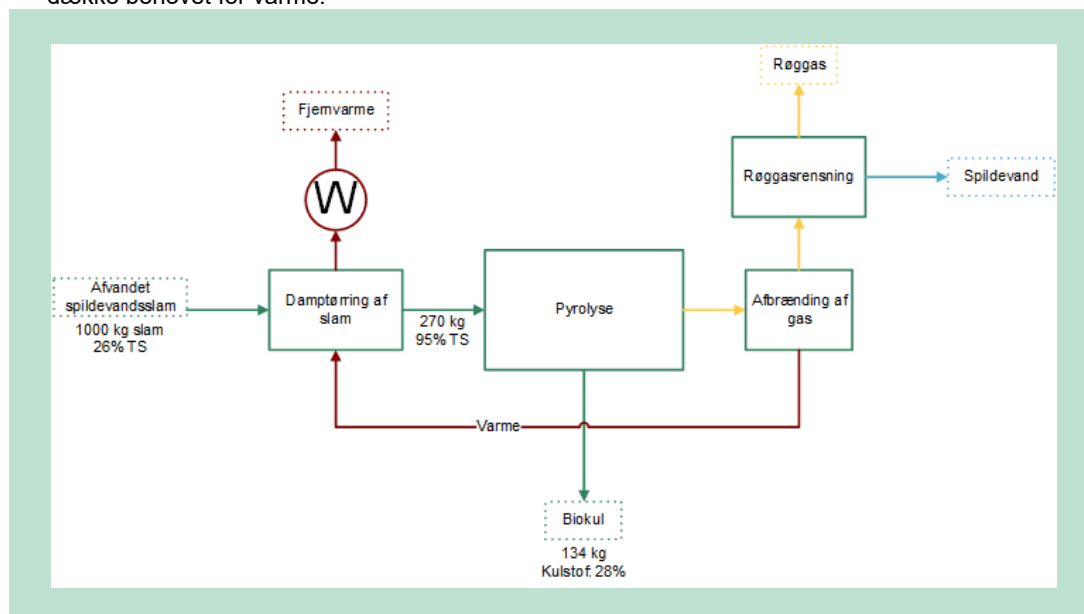
I TABEL 7 er modenhedsniveau, anvendelige slamtyper, fosfor genanvendelsesprocent samt anlægskapacitet og placering af anlæg opstillet for Pyreg og AquaGreen.

TABEL 7: Informationer om teknologien

	Pyreg	AquaGreen
Modenhed (TRL)	9	8
Anvendelige slamtyper	Alle typer undtagen C-slam	
Anlægskapacitet og placering af anlæg	I Danmark er det muligt at bygge anlæg med kapacitet på minimum 15.000 PE. Anlægget placeres ved renseanlægget. Det er muligt at lave fælles anlæg, hvor flere renseanlæg leverer slam.	
- Pyreg har to fuldskalaanlæg i Tyskland, et i Sverige og et i Californien, USA. Pyregs proces er en kontinuerlig proces, der pyrolyserer slammet ved en temperatur mellem 500-700 °C. Slammet skal have et TS-indhold >65% og derfor tørres slammet inden det pyrolyseres. Gassen, der produceres, bliver brændt af i et separat forbrændingskammer ved FLOX® metoden, der er en flammeløs oxidation ved en temperatur på 1.000°C. Anlægget er selvforsynende med energi, da den genererede energi, bruges i processerne. - AquaGreen har to fuldskalaanlæg i Danmark under konstruktion, hvoraf det ene idriftsættes ultimo 2021 (Fårevejle Renseanlæg), mens det andet (Søndersø Renseanlæg) forventes idriftsat omkring årsskiftet 2021/2022. AquaGreens proces består af tre trin. En tørringsproces, efterfulgt af en pyrolyse ved omkring 650°C, og slutlig brændes pyrolysegassen og omdannes til termisk energi.		

FIGUR 7 viser flowdiagrammet over AquaGreens proces inkl. massebalance for udvalgte strømme. Afvandet spildevandsslam damp tørres i en iltfri atmosfære til >95% TS. Der produceres fjernvarme og varme til brug i damp tørringsprocessen ved at kondensere overskuddsdampen og afbrænde pyrolysegassen. Energiudnyttelsen i anlægget bevirker, at der opnås energibalance, og der derved kan undgås at anvende fossile brændsler i processen. I tilfælde

af, at der er for lidt gas til at forsyne damptørningsprocessen, installeres en varmeveksler for at dække behovet for varme.



FIGUR 7: Flowdiagram inkl. massebalance over AquaGreens pyrolyseanlæg (AquaGreen, 2021).

Spildevandsslammet reduceres til ca. 1/10 under tørringen og den efterfølgende pyrolyse. Biokullet er stabilt, lugtfrit samt rig på fosfor, kulstof og andre mineraler, og kan anvendes som gødning, jordforbedring eller opgraderes yderligere til aktivt kul:

- **Biogødning:** Før udspreddning på landbrugsjord vil man blande biokullet med den våde del af gyllen. Fosfor i biokul frigives langsomt, hvorfor gødningen er god til f.eks. skovgødning. Da biokul endnu ikke er godkendt i henhold til Affald til jord bekendtgørelsen, er AquaGreen i dialog med landmænd, som ikke i forvejen modtager spildevandsslam, samt en virksomhed, der kan blande det i jord, som skal bruges til plantning af træer i København. Derudover er det muligt at anvende biokul til skovgødning i Sverige.
- **Jordforbedring:** Da biokullet består af omkring 30% kulstof kan den anvendes som jordforbedring. Grundet den kraftige reduktion af ilt og brint, samt den kemiske struktur af biokul, er det meget svært for mikroorganismer i jorden at mineralisere kulstoffet i biokul, og man forventer derfor at størstedelen af kulstoffet vil blive i jorden i hundrede eller tusinder af år (Brandt, 2021). På den måde kan CO₂ effektivt trækkes ud af atmosfæren år efter år via fotosynteseaktivitet i afgrøderne og akkumulere kulstof i jorden.
- **Aktivt kul:** Det er muligt at opgradere biokullet yderligere ved varmebehandling til aktivt kul, som kan anvendes til fjernelse af lægemiddelstoffer i spildevand. Den aktive kul vil herefter recirkuleres i renseanlægget og ender i spildevandsslammet. Fosforen i det aktive kul vil have en lav plantetilgængelighed og sænke den samlede plantetilgængelighed i biokullet.

De fleste miljøfremmede stoffer nedbrydes under pyrolyse eller er flygtige og ender i pyrolysegassen. For eksempel nedbrydes mikroplastik, PAH'er og lægemiddelstoffer ved den høje temperatur. Metaller og tungmetaller nedbrydes ikke, men gøres inaktive foruden kviksølv, arsen og cadmium, som fordampes og ender i røggassen. Under pyrolyse kan der produceres PAH'er, dioxiner og lignende giftstoffer som ender i pyrolysegassen. I AquaGreens anlæg, er der lav risiko for, at stofferne overføres til biokullet, da der skabes et undertryk i pyrolysetanken, således der ikke slipper pyrolysegas ud sammen med biokullet.

Barrierer

En barrierer for implementering af pyrolyseanlæg er, at biokul endnu ikke er godkendt til landbrugsformål via Affald til jord bekendtgørelsen, men kommunerne har via Miljøbeskyttelsesloven §19 (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2019) hjemmel til at give en godkendelse, hvis det er vurderet ikke at udgøre en risiko. Som nævnt i Kapitel 2 pågår der et arbejde i Europa-Kommissionen, hvor en opdateret version af Regulativ (EU) 2019/1009 er på vej i 2022 (European Commission, 2021). I den opdaterede version tilføjes pyrolyse- og gasificeringsmaterialer til listen over kategorier over EU gødningsprodukter, men heri er biokul fra spildevandsslam ikke tilladt.

Økonomi

Økonomien er lavet af AquaGreen (AquaGreen, 2021) med udgangspunkt i et pyrolyseanlæg svarende til pyrolyseanlægget ved Fårevejle renseanlæg (50.000 PE). Der er antaget, at der opnås energibalance, således at der ikke skal bruges ekstra energi til tørrings- og pyrolyseprocesserne, samt at der sælges fjernvarme og biokul. Anlægget ved Fårevejle renseanlæg er designet til en kapacitet på 4.750 tons slam årligt med 22% TS. Økonomien er overordnet og dermed behæftet med en vis usikkerhed.

Den samlede investering er på ca. 15.000.000 kr. inkl. ny bygning.

Driftsøkonomien er på 200.000 kr. årligt og består af årlige driftsudgifter på ca. 600.000 kr., samt driftsindtægter på ca. 400.000 kr. Der er medregnet indtægter fra salg af fjernvarme og biokul.

Hvis der antages en tilbagebetalingstid på mellem 10-20 år, vil omkostningerne pr. ton slam være 200-358 kr./tons spildevandsslam med 22% TS ekskl. transportomkostninger (uden nutidsværdibetragtning).

Vurdering

Pyrolyse har et højt TRL-niveau, men er dog en relativ ny teknologi, specielt med spildevandsslam som input. Teknologien har den klare fordel, at den kan etableres ved selv relativt små renseanlæg. Teknologien egner sig til A- og B-slam. Det er en barriere, at biokul ikke er godkendt til landbrugsformål via Affald til jord bekendtgørelsen. I dag er der op til flere aftager, men det er ikke givet, at der er det ved øget produktion. Det kan derfor være afgørende, at biokullet kommer med i Affald til jord bekendtgørelsen.

Udgifterne til pyrolyse er lave, da det er muligt at sælge fjernvarme og biokul. Den lave pris forudsætter, at man ved øget produktion fortsat kan finde aftagere, der vil betale for modtagelse af biokullet. Dette er endnu ikke eftervist i fuldskala, hvilket medfører en usikkerhed.

TABEL 8: Scoringer for teknologi og økonomi

Teknologi	Økonomi
	

4.4 Alternativ 3: Medforbrænding og tab af fosfor

Teknologibeskrivelse

Medforbrænding anvendes oftest på C-slam, som ikke må anvendes til jordbrugsformål, men der har også igennem tiden været renseanlæg, der tørrer deres spildevandsslam og afsætter det til medforbrænding. I Danmark er det mest almindelige at medforbrænde i en af nedenstående anlæg:

- Affaldsforbrændingsanlæg
- Kulfyret kraft-/varmeværk
- Produktion af letklinker (lecanødder)
- Cementproduktion

Fælles for alle medforbrændingsanlæg er, at de har begrænset kapacitet til modtagelse af spildevandsslam.

På affaldsforbrændingsanlæg forbrændes spildevandsslammet sammen med øvrigt affald. Slammet kan indføres til forbrændingen som afvandet eller tørret slam afhængigt af anlæggets udformning og ønsker til brændværdi osv. De fleste danske affaldsforbrændingsanlæg er designet som riste-anlæg. Temperaturen i røggassen fra risteovnen skal som minimum være 850 °C i mindst 2 minutter jf. Bekendtgørelse om anlæg, der forbrænder affald (Miljø- og Fødevareministeriet, 2017).

Spildevandsslam kan også medforbrændes på kulfyrede kraft-/varmeværker, hvor det vil substituere det fossile brændsel. Teknologien er bredt anvendt i Tyskland og en del danske anlæg har gennem tiden eksporteret slam til Tyskland. Såfremt at spildevandsslammet tørres før tilledning til kraft-/varmeværket, vil det have en brændværdi på ca. 60% af kullet (DANVA, 2009).

Ved de 2 ovennævnte forbrændingsteknologier dannes en aske- og slagge. Størstedelen af slaggen anvendes til bygge- og anlægsprojekter fx vejbyggeri og havneudvidelser. Desuden er der fokus på genanvendelse af metallerne i slaggen. Flyveasken kan deponeres, men nyttiggøres ofte ved eksport til miner i Norge og Tyskland (Maagøe, 2019).

Ved produktion af letvægtsklinker er en energikrævende proces, hvor plastisk ler brændes i en roterovn ved 1.150 °C. Spildevandsslam kan anvendes som brændsel (sammen med andet brændsel) i produktionen på en af tre forskellige måder; 1) tilsætning til leret, hvor det mineraliske indhold kan substituere naturmaterialer (ler); 2) tilsætning via brænderør, hvor slammet medforbrændes direkte eller 3) tilsætning via tørreanlæg, hvor det medforbrændes i hovedbrænderen (Aarhusvand, 2013).

Anvendelse af tørret spildevandsslam i cementproduktion har været anvendt i industriel skala i Danmark i en årrække. Slammet tørres til ca. 90% for at højne brændværdien og dermed gøre det anvendeligt i cementproduktionen, hvor der kræves en højere brændværdi end ved forbrænding på konventionelle forbrændingsanlæg. Det tørrede slam substituerer andre energikilder og asken indgår som råmateriale i produktionen af cement.

Fælles for de 4 ovenstående håndteringsløsninger er, at spildevandsslammets energiindhold udnyttes, mens fosfor og andre næringsstoffer går tabt.

TABEL 9: Informationer om teknologien

Medforbrænding og tab af fosfor	
Modenhed (TRL)	9
Anvendelige slamtyper	Alle slamtyper
Anlægskapacitet og placering af anlæg	Irrelevant, da der ikke etableres denne type anlæg udelukkende for at forbrænde spildevandsslam, men ledig kapacitet på anlæggene udnyttes til eksempelvis spildevandsslam.

Barrierer

Den største barriere er, at mange affaldsforbrændingsanlæg i dag ikke prioriterer modtagelse af spildevandsslam højt, samt at enkelte anlæg ikke kan (f.eks. at de af tekniske årsager kun håndterer min. 80% TS) eller ønsker at modtage afvandet spildevandsslam. Affaldsforbrændingsanlæggene er dog som udgangspunkt designet til at kunne modtage op til 10% af affaldsmængden som afvandet spildevandsslam og har derfor mulighed for at prioritere at modtage det afvandede spildevandsslam. Det vurderes derfor at være en mindre barriere, da affaldsforbrændingsanlæg og andre medforbrændingsanlæg til sammen kan håndtere store dele af / alt det danske spildevandsslam.

Økonomi

I dag er prisen for afsætning af spildevandsslam til medforbrænding meget varierende og afhænger af TS-indhold. Prislejet for afvandet spildevandsslam ligger typisk imellem 800-1.500 kr./tons afvandet spildevandsslam med 28% tørstof. Priserne er inklusive afgifter, som vurderes at udgøre omkring en tredjedel af prisen. Hertil kommer udgifter til transport. Hvis spildevandsslammet er tørret, vil prisen være mindre.

Vurdering

Teknologierne til medforbrænding har alle et højt TRL-niveau, og er velkendte teknologier, der har været anvendt i mange år. Teknologierne kan ikke placeres ved renseanlæggene og kræver adgang til andre affaldstyper. Teknologierne egner sig til alle slamtyper.

Udgifterne til afsætning af spildevandsslam til medforbrænding er høje og består af udgifter til afgifter og transport, samt det beløb, som modtageren skal have for at medforbrænde slammet.

TABEL 10: Scoringer for teknologi og økonomi

Teknologi inkl. barrierer	Økonomi
	

4.5 Alternativ 4: Monoforbrænding og fosfor-genanvendelse

Teknologibeskrivelse

Hvis spildevandsslam monoforbrændes, på et anlæg der kun modtager spildevandsslam (og evt. andet affald med højt fosforindhold), får man en fosforrig slamaske, hvor fosforen efterfølgende kan genanvendes. Kan slamasken ikke udnytte, kan den lagres på et særdeponi for senere genanvendelse.

Monoforbrænding

Et slamforbrændingsanlæg (Miljøstyrelsen, 2013) (Rambøll, 2014), som skal modtage mekanisk afvandet slam fra et eller flere renseanlæg, vil typisk bestå af et modtageanlæg, hvor slammet lagres i siloer. Herefter et fortørringstrin, hvor TS øges til 35-40% (kan undværes hvis TS-indholdet er højt), hermed kan den efterfølgende forbrænding fungere uden støttebrændsel. Der findes forskellige fortørringsteknologier f.eks. skivetørre, hvor slammet tilføres et lukket kar og opvarmes. Varmen til varmemediet, som opvarmer tørrerens skiver, kommer fra overskudsvarme fra forbrændingen. Afdamp fra slammet kondenseres, og kondensat ledes til behandling i renseanlægget.

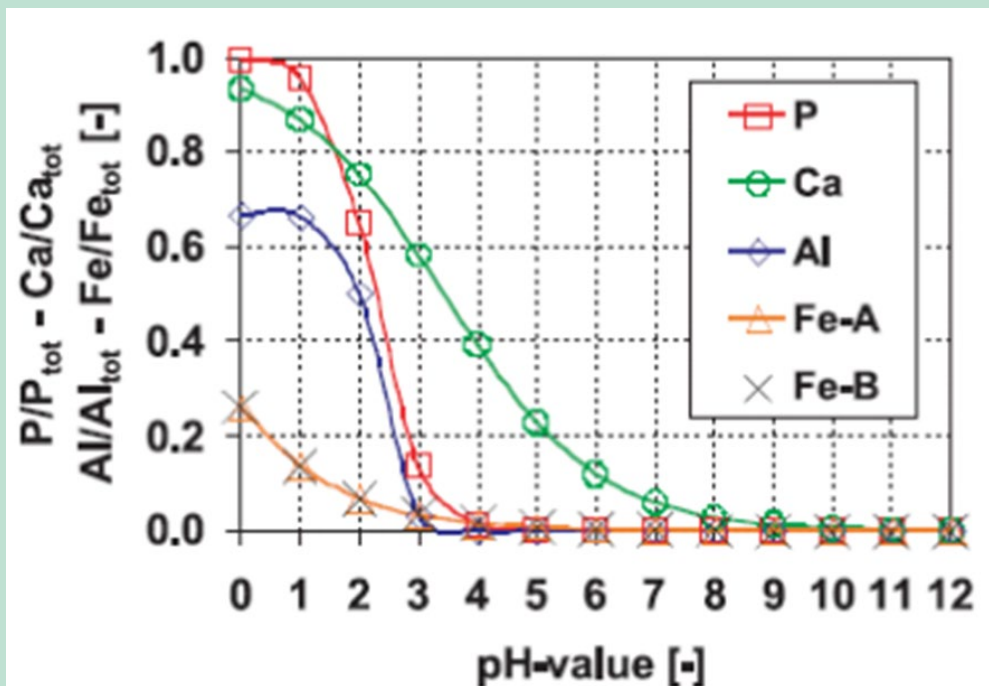
Herefter kommer den egentlige forbrænding, som omfatter en ovn af type 'fluidised bed' og en kedel. Der vil normalt være en luftvarmer indbygget i røggasvejen for at sikre høj grad af luftforvarmning som led i energioptimeringen. Fluidised bed er en behandlingsteknologi, der håndterer slammet ved afbrænding oven på et "flydende sandlag". Navnet kommer af, at der blæses ophedet forbrændingsluft med stor hastighed gennem en dysebund under et ca. 50 cm sandlag, som derved bringes til at svæve. I denne tilstand opfører sandet sig principielt som en flydende væske. Slammets gennemløbstid er ganske kort, idet temperaturen i ovnen og dermed sandlaget ligger på 800-900 grader. Det glohede og svævende sand virker som sandpapir på slammet og medfører, at det sønderdeles til partikler. Partikelformen gør, at slammet udbrænder nærmest øjeblikkeligt.

På grund af den opadgående luftstrøm suges asken og røggassen ud af toppen på ovnen. Her bringes det videre til røggasrensningen, som består af et elektrofilter, hvor asken udskilles, mens røggassen fortsætter gennem yderligere rensetrin som posefiltre og vådskrubber, hvor de miljøskadelige stoffer fanges. Slutligt kan der være røggaskondensering, hvor varmen udvindes ved kondensering af røggassens indhold af vanddamp. Slamasken består af sand (silikat) og metaloxider (jern og aluminium). Derudover indeholder den 6-12% fosfor primært bundet som jern- eller aluminiumsfosfat. Tungmetaller i spildevandsslammet vil være bundet i slamasken, bortset fra kviksølv, som fanges som led i den øvrige rensning. Kalium vil ende i asken. Svovl fordeler sig 50:50 som SO_4^{2-} i slamasken og SO_2 i røggassen. kvælstof omsættes til N_2 og en lille smule NO_x og ender i røggassen.

Den høje forbrændingstemperatur, hvor kravet i forbrændingsbekendtgørelsen (BEK nr. 1271 af 21/11/2017) (Miljø- og Fødevareministeriet, 2021) er, at røggassen opnår en temperatur på mindst 850°C i mindst 2 sekunder, medfører, at stort set alle organiske, miljøfremmede stoffer og mikroplastik nedbrydes. Emissionen heraf er begrænset af bekendtgørelsens krav om maksimal emission af støv og TOC (totalt organisk kulstof) begge på maksimalt 10 mg/Nm³. Typisk ligger emissionen for begge under 1 mg/Nm³, svarende til højst henholdsvis 2 g støv og TOC per ton afvandet slam.

Der findes en del slamforbrændingsanlæg i udlandet og 3 i Danmark. Lyngby-Taarbæk Forsyning har et anlæg ved Mølleåværket (Lundtofte renseanlæg) og BIOFOS har to anlæg ved henholdsvis Avedøre og Lynetten renseanlæg. Slamasken fra BIOFOS deponeres på særdeponi.

FIGUR 8 viser et principdiagram for det beskrevne anlæg inkl. massebalance (Rambøll, 2014).



FIGUR 9: Opløsning af fosfor, jern, aluminium og calcium ved forskellig pH (Schaum et al., 2007)

Selve syrebehandlingen kan foregå med saltsyre, fosforsyre eller svovlsyre. Der anvendes oftest saltsyre eller svovlsyre, da de er væsentligt billigere end fosforsyre.

Efter syrebehandlingen har man en beskidd fosforsyre, som håndteres forskelligt fra teknologi til teknologi. Det er sjældent, der afsløres, hvordan denne sidste del af deres proces fungerer. Fællesnævneren for teknologierne er, at de fjerner tungmetaller og udfælder fosfor som et høj-kvalitets fosforprodukt, som kan anvendes som gødning. Produkterne er oftest også så rene, at de kan anvendes i dyrefoder.

Ecophos har i en længere periode være førende og var de første, der etablerede et fuldskala-anlæg tilbage i 2018. Anlægget ligger i Dunkerque i Frankrig og er designet til at producere 200.000 tons dicalciumfosfat (DCP) årligt. I starten skulle anlægget kun anvende lavkvalitets fosfatsten, men på sigt skulle det også kunne håndtere 60.000 tons slammaske årligt. Tekniske- og vedligeholdelsesproblemer medførte, at de kun kom op på 47.000 ton DCP/år produceret af lavkvalitets fosfatsten. Udfordringerne kombineret med et fald i fosforprisen medførte, at de i marts 2020 blev begærede konkurs. Dele af Ecophos blev opkøbt i maj 2020 af et andet belgisk firma, Prayon, som viderefører Ecophos-processen, men fabrikken i Dunkerque var ikke en del af opkøbet og blev forsøgt solgt til anden side, men uden held og den lukkede september 2020 (Ducuing, 2020).

To andre, og meget lovende teknologier, er ved at blive etableret som fuldskalaanlæg i Europa. Easy Mining har to anlæg under opførelse i henholdsvis Sverige og Tyskland med teknologien "Ash2Phos", og Remondis har ét anlæg under opførelse i Tyskland med teknologien "TetraPhos". Begge teknologier beskrives nærmere, mens der i det efterfølgende økonomiafsnit, samt i rapportens vurderinger, primært er taget udgangspunkt i Ash2Phos teknologien fra Easy Mining.

I TABEL 11 er modenhedsniveau, anvendelige slamtyper, fosforanvendelsesprocent og anlægskapacitet opstillet for Ash2Phos og TetraPhos.

TABEL 11: Informationer om teknologien

	Ash2Phos	TetraPhos
Modenhed (TRL)	8	8
Anvendelige slamtyper	Alle typer	
Anlægskapacitet og placering af anlæg	Af økonomiske årsager skal anlægget kunne håndtere min. 20.000-40.000 tons slamasker/år. Anlæggene vil kunne placeres som fællesanlæg ved større forsyninger eller andre strategiske steder.	

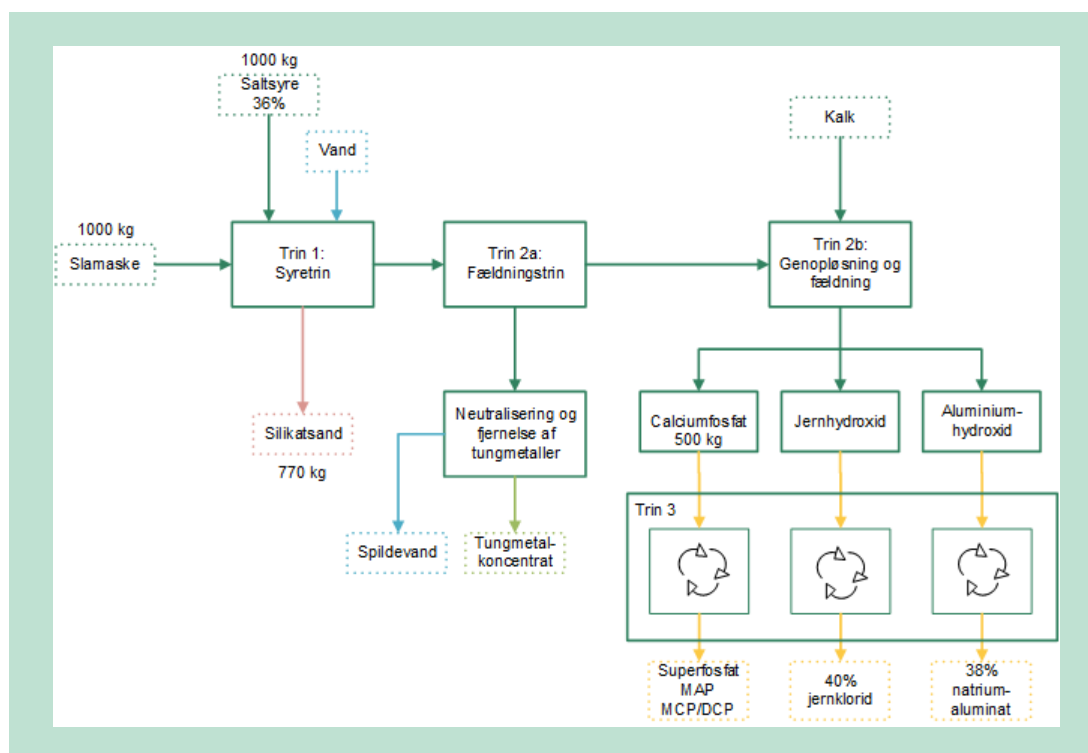
Ash2Phos:

Ash2Phos processen er udviklet af EasyMining, som er datterselskab af Ragn-Sells. Processen som er vist i FIGUR 10 er opdelt i 3 trin: et syretrin, et alkalisk trin, hvor mellemprodukter produceres, og et sidste konserveringstrin, hvor mellemprodukter omdannes til endelige produkter (Cohen, 2018, 2020; EasyMining, 2021):

- Trin 1: Slamasken opløses i vand og saltsyre, hvormed fosfor opløses sammen med andre stoffer som tungmetaller, metaller og salte. Slurrien filtreres, så man har et restprodukt med ikke opløselige stoffer, der kaldes "silikatsand", og en uren fosforsyre, som sendes videre til næste trin. Silikatsandet, som primært indeholder uorganisk silikat og metaloxider, kan efter vask og neutralisering f.eks. anvendes som cementerstatning i beton eller til fremstilling af mursten. Forsøg har vist, at det er muligt at erstatte 10-30% cement i beton, uden at det går ud over betonens egenskaber (L. M. Ottosen et al., 2021).
- Trin 2a: Fosfor, jern og aluminium fjernes fra væsken i en unik kombination af fældnings-trin. Den tilbageværende opløsning neutraliseres, hvormed tungmetallerne udfældes og deponeres som tungmetalkoncentrat. I alt fjernes 96-99% af tungmetallerne med tungmetalkoncentrat og silikatsandet.
- Trin 2b: Fosfor, jern og aluminium adskilles fra hinanden og omdannes til 3 mellemprodukter (calciumfosfat, jernhydroxid og aluminiumhydroxid) ved opløsnings- og fældningsreaktioner i en proces, som er karakteriseret ved intern recirkulering af kemikalier. Det vigtigste kemikalie, der forbruges i denne proces, er kalk.
- Trin 3: Calciumfosfatet har et fosforindhold på 17-18% og er fri for stor set alle organiske, miljøfremmede stoffer, mikroplastik og tungmetaller. Produktet kan sælges som gødning eller foderfosfat, alternativt kan det oparbejdes yderligere til mere vandopløselige gødninger som superfosfat (SSP) og monoammoniumfosfat (MAP) eller til foderfosfat i form af dicalciumfosfat (DCP) eller monocalciumfosfat (MCP).

Jern- og aluminiumhydroxid omdannes til 40% jernchlorid og 38% natriumaluminat, som er kommercielle produkter, der kan sælges som fældningskemikalier til renseanlæg. Genanvendelsesprocenten er høj i processen da 90-95% af slamaskens fosfor og 80-90% af calcium udvindes som calciumfosfat, 60-80% af slamaskens jern udvindes som jernchlorid, og 10-20% af askens aluminium udvindes som natriumaluminat.

Flowdiagram inkl. en delvis massebalance er vist i FIGUR 10. Massebalancen for processen er gunstig, da alle inputkemikalier bliver en del af produkterne.



FIGUR 10: Flowdiagram over EasyMinings proces (Cohen, 2018, 2020; EasyMining, 2021).

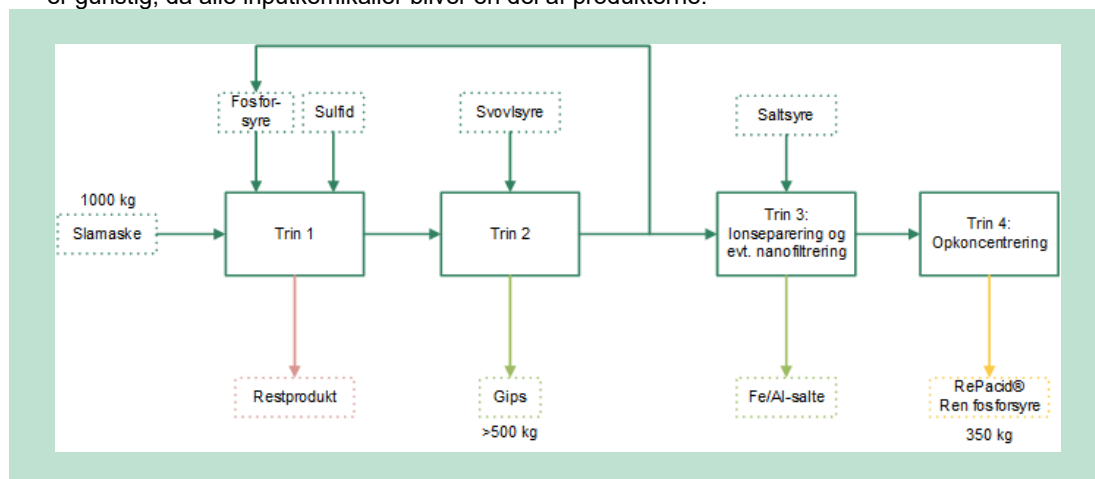
EasyMining har fuldskaalanlæg under opførelse i Helsingborg i Sverige og ved Gesenwasser i Tyskland. Anlæggene vil hver få en kapacitet på 30.000-45.000 ton aske/år afhængig af indholdet af slamaskens indhold af fosfor, jern og aluminium.

TetraPhos:

TetraPhos® processen er udviklet af Remondis i samarbejde med Umwelt Control Labor. Processen, som er vist i FIGUR 11, er opdelt i 4 trin: to syretrin, hvor uopløselige rester, tungmetaller og calcium fjernes, et ionbytningstrin, hvor metaller fjernes, og et sidste trin, hvor den rene fosforsyre opkoncentreres (ESPP, 2021; Remondis, 2014, 2016):

- Trin 1: Slamasken opløses i fosforsyre, hvormed fosfor opløses sammen med andre stoffer som tungmetaller, metaller og salte. Sulfid tilsættes for at fælde opløste tungmetaller. Slurrien filtreres, så man har en uren fosforsyre, som sendes videre til næste trin, samt et restprodukt, med ikke opløselige stoffer. Restproduktet minder om "silikatsandet" fra Ash2Phos processen, og forventes at kunne genanvendes på samme måde.
- Trin 2: Svovlsyre tilsættes for at fælde calcium som gips. Gipsen har en renhed, så den kan genanvendes i byggeindustrien. Den urene fosforsyre, som er rensat for calcium, deles herefter i en delstrøm og genanvendes som syre i trin 1, mens den resterende syre gennemgår yderligere oprensning i trin 3.
- Trin 3: Den urene fosforsyre oprenses yderligere ved ionbytning og evt. nanofiltrering. Ved regenerering af ionbytterharpiksen med saltsyre produceres jern- og aluminiumopløsninger, som kan anvendes som fædningskemikalier på renseanlæg.
- Trin 4: Den oprensede fosforsyre, som er rensat for uopløselige stoffer, tungmetaller, calcium, jern og aluminium, opkoncentreres (helst med brug af sekundær varme fra f.eks. slamforbrændingsanlægget) og kan anvendes til produktion af gødning og foderfosfat.

Flowdiagram inkl. en delvis massebalance er vist i FIGUR 11. Massebalancen for processen er gunstig, da alle inputkemikalier bliver en del af produkterne.



FIGUR 11: Flowdiagram over Remondis' proces.

Remondis har ét fuldskalaanlæg under opførelse i Hamborg i Tyskland med en kapacitet på 20.000 ton/aske år.

Barrierer

Så længe at teknologierne ikke er økonomisk konkurrencedygtige med alternative løsninger, vil teknologierne være afhængig af støtteordninger, implementering af lovgivning, der fremmer teknologien, eller at der er forsyninger, der frivilligt går i denne retning af andre årsager. Dette kan f.eks. være forsyninger som BIOFOS, der i forvejen monoforbrænder deres spildevandsslam.

Økonomi

Den samlede udgift til monoforbrænding og fosforgenanvendelse er estimeret til omkring 600 kr./tons afvandet spildevandsslam inkl. afgifter og ekskl. transportudgifter. Se de efterfølgende afsnit for uddybning.

Monoforbrænding

Den økonomisk beregning er udarbejdet med udgangspunkt i en rapport udarbejdet af Rambøll for Phosnet i 2014 (Rambøll, 2014) for et mono-forbrændingsanlæg til 120.000 ton/år afvandet slam (ved 27% TS). Slamforbrændingsanlæg kan etableres til mindre slammængder, som ved f.eks. BIOFOS, men for de fleste renseanlæg vil det give den bedste anlægs- og driftsøkonomi at gå sammen om et fællesanlæg. Anlægget placeres så vidt muligt centralt i forhold til de tilknyttede renseanlæg, og således at der er mulighed for afsætning af den producerede varme.

Anlægget etableres som "fluidised bed"-anlæg med slammodtagelse, fortørrer mv. som beskrevet ovenfor. Anlægsomkostningen estimeres til ca. 400 mio. kr., som afskrives over 20 år med udgangspunkt i 4% realrente. Den årlige driftsøkonomi (bemanding, vedligehold, salg af varme, køb af forbrugsstoffer, afsætning af restprodukter mm.) estimeres til ca. 15 mio. kr. ekskl. afgifter, som lægges bl.a. på produktion og salg af varme. Behandlingsprisen opgøres på baggrund af den samlede anlægs- og driftsøkonomi over planperioden på 20 år til ca. 400 kr. per ton afvandet slam (ekskl. afgifter) og godt 500 kr./ton inkl. afgifter. Hertil kommer der evt. transportudgifter til transport af slam til anlægget.

Behandlingsprisen vil være højere for mindre anlæg.

Fosfor genanvendelse fra slamaske

Ash2Phos anlægget i Sverige forventes at have en behandlingspris på 720-860 DKK/ton slamaske svarende til 91-109 DKK/tons spildevandsslam med 27% TS (når der regnes med at slamforbrænding producerer 12,7% slamaske jf. massebalancen i FIGUR 8). Hertil kommer evt. transportudgifter til transport af slamaske til anlægget.

Vurdering

Teknologien til monoforbrænding har et højt TRL-niveau og er en velafprøvet teknologi, der har været anvendt i mange år. Teknologierne til genanvendelse af fosfor fra slamasken har et lavere TRL-niveau og er under implementering. Teknologierne har den ulempe, at de som udgangspunkt ikke kan placeres ved renseanlægget, men skal være fællesanlæg (medmindre det er et meget stort renseanlæg). Teknologierne egner sig til alle slamtyper. Det er en barriere for implementering, at teknologien er dyr og kræver lovgivning, eller andre forhold/udfordringer hos forsyningen.

Udgifterne til monoforbrænding og genanvendelse af fosfor er høje sammenlignet med alternativerne. Det er muligt at udnytte energien i slammet og sælge produkter, men det opvejer ikke udgifterne til transport, forbrænding og vådkemisk behandling af asken.

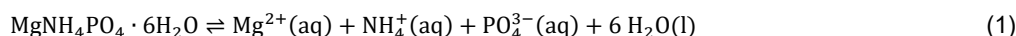
TABEL 12: Scoringer for teknologi og økonomi.

Teknologi inkl. barrierer	Økonomi
	

4.6 Alternativ 5: Struvit inkl. biogødning

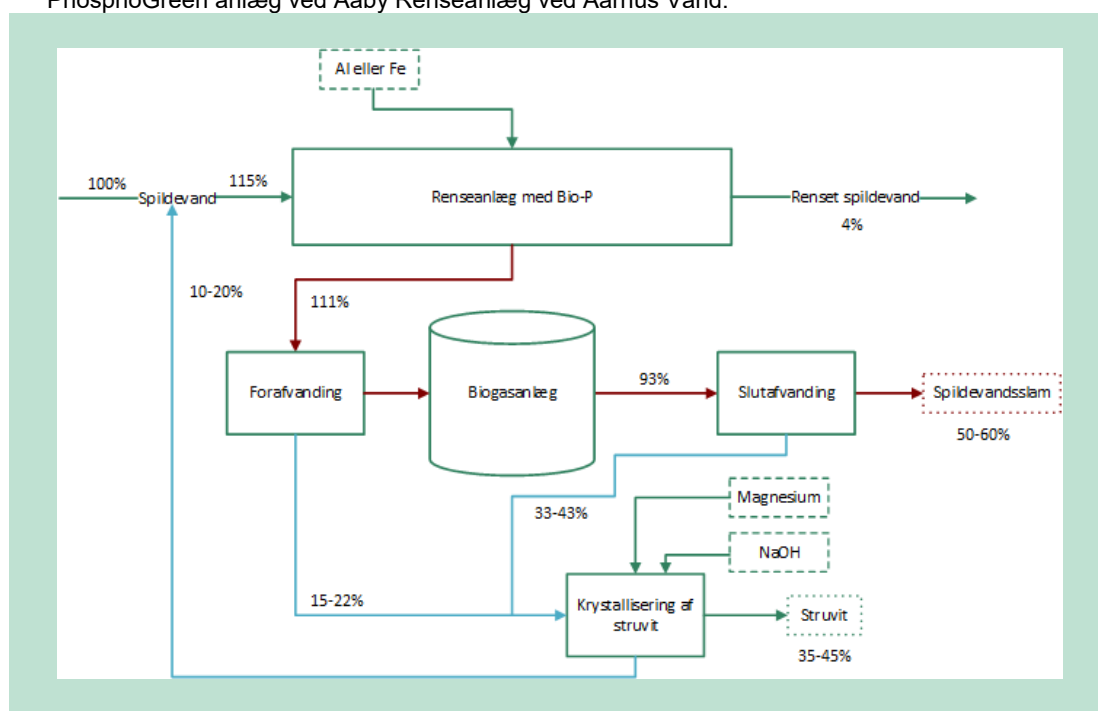
Teknologibeskrivelse

Struvit, er et fosformineral (se ligning 1), som kan udfældes fra rejekevandet, som er en intern spildevandsstrøm på et renseanlæg, der har et biogasanlæg.



Rejektvand er rig på både fosfor, kvælstof og magnesium og under de rette pH-forhold udfældes struvit. Spontan og ukontrolleret udfældning af struvit i rør og pumper er dyrt, og en løsning kan derfor være kontrolleret udfældning i et struvit udkrystalliseringsanlæg (se FIGUR 12). Et struvitanlæg er dyrt og installeres primært på renseanlæg med struvitproblemer og dertil høje driftsudgifter.

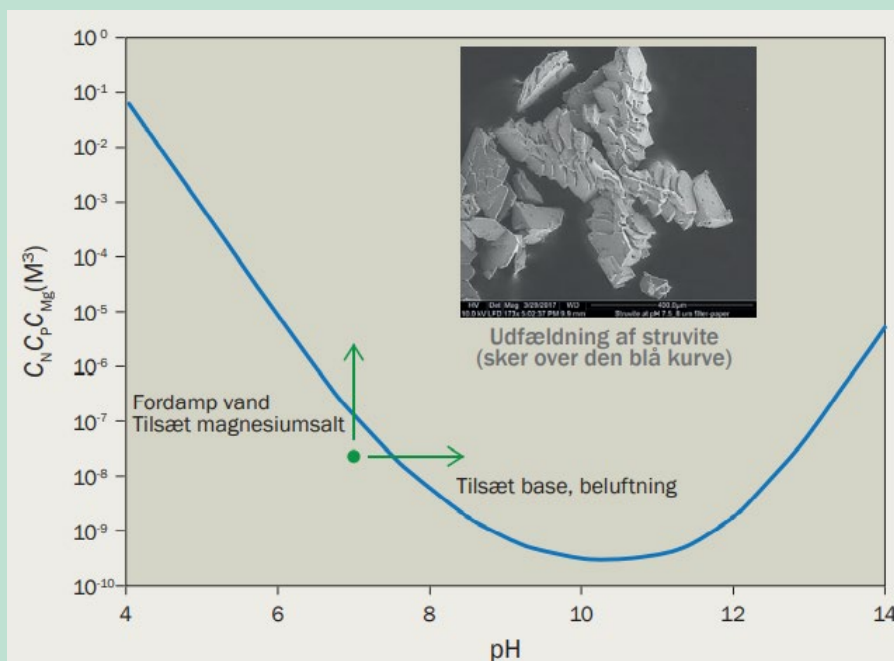
Et typisk flowdiagram inkl. masseprocenter af fosfor for et renseanlæg med biologisk fosforfjernelse (Bio-P) inkl. struvitudfældning, er vist på FIGUR 12. Det viste flowdiagram er for et PhosphoGreen anlæg ved Aaby Renseanlæg ved Aarhus Vand.



FIGUR 12: Flowdiagram over struvit-processen inkl. masseprocent af fosfor. Modificeret version af (Miljøstyrelsen, 2014a).

Et renseanlæg med struvitfældning er ikke anderledes end et almindeligt renseanlæg, ligesom at håndteringen af spildevandsslammet også foregår på samme måde med forafvander, biogas og slutfvander. Men i stedet for at tilbageføre rejekevand fra for- og slutfvander til renseanlægget, sendes det igennem et struvitanlæg, inden det tilbageføres til renseanlægget.

FIGUR 13 viser, hvor meget struvit, der kan udfældes som funktion af pH. Produktet af den totale mængde opløst fosfat (C_P), ammonium (C_N) og magnesium (C_{Mg}) er angivet på y-aksen. For at sikre udfældning skal der tilsættes magnesiumsalt, og pH skal justeres, så man hele tiden er over den blå kurve, hvor struvit udfældning sker. Rejektvand har en pH mellem 7-8, men ved udfældning af struvit falder pH, hvorfor pH justeres ved at tilsætte en base eller gennemboble væsken med luft. Hvis væsken gennembobles, fjernes CO_2 , hvorved pH stiger.



FIGUR 13: Udfældning af struvit, hvor det grønne mærke markerer pH og produktet af koncentrationer af fosfat (C_P), ammonium (C_N) og magnesium (C_{Mg}) i rejeckt vand. Over den blå linje udfældes struvit (Christensen et al., 2019).

Det er primært biologisk fældet fosfor, der frigives til rejeckt vandet og kan udfældes som struvit. Det er derfor vigtigt, at renseanlægget anvender så lidt kemisk fosforfældning som muligt, hvis der skal opnås en høj struvitudfældning. Typisk vil det være muligt at fælde 35-45% af renseanlæggets fosfor som struvit, svarende til 37-47% af det oprindelige indhold i spildevandsslammet.

Struvit kan bruges som direkte gødning og er grundet magnesiumindholdet specielt god som græsgødning. Struvit er et meget rent gødningsprodukt, som har et meget lavt indhold af urenheder i form af tungmetaller, miljøfremmede stoffer, mikroplastik, osv.

Renseanlæggets produktion af spildevandsslam er mindre på anlæg med struvitanlæg, da der er mindre fosfor i slammet, samt der anvendes mindre fældningskemikalier på renseanlægget. Det lavere indhold af fosfor i spildevandsslammet kan have en betydning i forhold til afsætning som biogødning på landbrugsjorden, da nogle af grænseværdierne for tungmetaller er fosforbaserede. Det mest almindelige i Danmark er, at spildevandsslammet anvendes som biogødning, og der er i de efterfølgende vurderinger derfor taget udgangspunkt i dette.

Teknologiens modenhed, anvendelige slamtyper samt anlægskapacitet og placering af anlæg kan ses i TABEL 13.

TABEL 13: Informationer om teknologien.

Struvit	
Modenhed (TRL)	9
Anvendelige slamtyper	Ikke relevant
Anlægskapacitet og placering af anlæg	Placeres på renseanlæg, og vil kapacitetsmæssigt kunne anvendes på større renseanlæg (>40.000 PE) som har Bio-P og biogasanlæg.

Der er mange forskellige leverandører til struvitanlæg. I Bilag 2 ses en oversigt over nuværende og planlagte struvitanlæg på renseanlæg i Europa. Det fremgår af Bilag 2, at der er 4 struvitanlæg i Danmark. Tre med teknologien PhosphoGreen, som er placeret ved Herning Renseanlæg, Aaby Renseanlæg og Marselisborg Renseanlæg, samt ét med teknologien Struvia ved Helsingør Renseanlæg.

Barrierer

For at implementere et struvitanlæg, er det en forudsætning, at renseanlægget har Bio-P og et biogasanlæg. Derudover skal fældning af fosfor med jern eller aluminium reduceres og Bio-P optimeres, da det er biologisk bundet fosfat, der kan frigives til rejektivandet og dermed fældes som struvit.

Økonomi

Et struvitanlæg, til et renseanlæg i den størrelsesorden vi har i Danmark, koster omkring 5 millioner kroner og hertil kommer op til 10 millioner kroner, hvis det skal placeres i en bygning. Tilbagebetalingstiden vil afhænge af renseanlæggets størrelse samt driftsøkonomien (Balslev, 2021). Struvitanlægget ved Herning Renseanlæg kostede 7 millioner og forventes tilbagebetalt over 7 år (DANVA, 2016), mens det nyeste og største anlæg ved Marselisborg Renseanlæg har kostet 13 millioner kroner og forventes tilbagebetalt over 10 år (Pedersen, 2019).

Den samlede driftsøkonomi for struvitanlægget består af en indtjening ved salg af struvit, driftsudgifter til struvitanlægget (primært magnesium og pH) samt sparet driftsudgifter på renseanlægget. Sparede driftsudgifter på renseanlægget er f.eks. mindre slammængde, mindre brug af kemikalier til fosforfældning, besparelse i spildevandsafgift, mindre driftsudgifter, da der recirkuleres mindre P og N med rejektivandet og færre driftsudgifter til ukontrolleret udfældning af struvit i pumper, rør og rådnetank. Sidstnævnte kan være meget forskellig fra renseanlæg til renseanlæg, og det kan derfor være svært at opstille en generel driftsøkonomi. En tommelfingerregel er dog, at salg af struvit ca. dække udgifterne til køb af magnesium og kemikalier til pH regulering (Balslev, 2021).

Hertil kommer udgifter til afsætning af spildevandsslam. Afsætningen vil oftest være til direkte udspreddning på landbrugsjorden, men det kan også være alternativ udnyttelse af spildevandsslammet. I vurderingen er der taget udgangspunkt i at spildevandsslammet udspreddes som biogødning på landbrugsjorden.

Vurdering

Teknologien er velafprøvet og har et højt TRL-niveau. Struvitanlæg placeres udelukkende ved større renseanlæg, som har en rådnetank. Det er en ulempe, at man fortsat har spildevandsslam, som skal håndteres. Det er en barriere, at man primært installerer struvitanlæg, hvis man har høje driftsudgifter til ukontrolleret struvitudfældning.

Det er svært at opsætte en generel økonomi for et struvitanlæg, da økonomien hænger sammen med det enkelte renseanlægs driftsudgifter før og efter etablering af struvitanlægget, samt hvordan renseanlægget håndterer spildevandsslammet. Da man under alle omstændigheder fortsat har spildevandsslam, som skal håndteres, vurderes løsningen at være dyrere end alternativerne, hvor slammet udspreddes som biogødning på landbrugsjorden enten direkte eller efter kompostering. Struvitløsningen vurderes samtidig billigere end de to forbrændingsløsninger.

TABEL 14: Scoringer teknologi og økonomi.

Teknologi inkl. barrierer	Økonomi
	

5. Vurdering af alternativer

5.1 Plantetilgængelighed

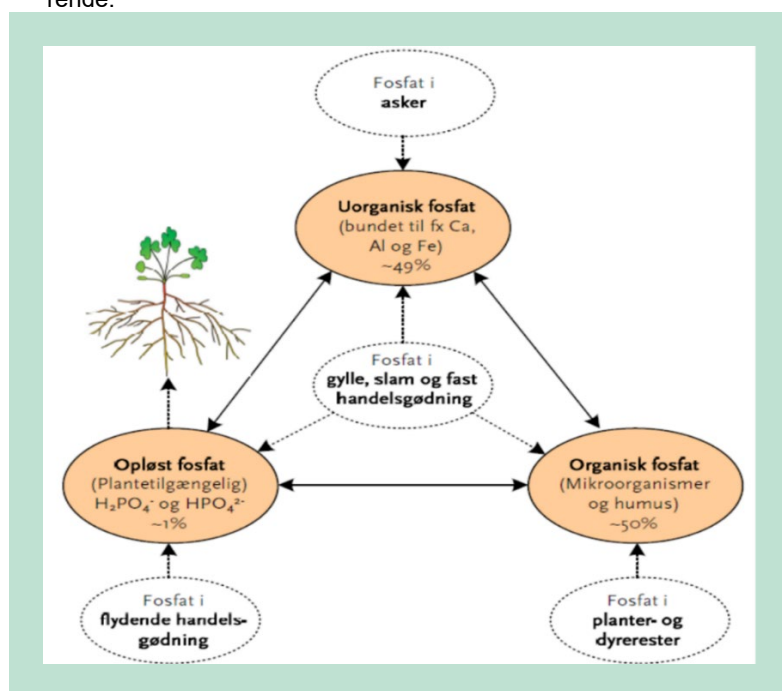
Når man skal vurdere plantetilgængeligheden af fosfor i handelsgødning, biogødning, biokul og afledte produkter fra slamaske, kan man se på den teoretiske eller praktiske plantetilgængelighed.

Teoretisk kan man måle, efter en standardiseret analysemetode, hvor meget fosfor, der er henholdsvis vand- og citratopløselig (se TABEL 15). Dette giver en indikation af plantetilgængeligheden af fosfor, men dette kan ikke stå alene.

TABEL 15: Vand- og citratopløselighed (AquaGreen, 2021; Miljøstyrelsen, 2012).

	Vandopløselig P [%]	Vand- og citratopløselig P [%]
Ammoniumfosfat	100	98
Diammoniumfosfat (DAP)	90	98
Superfosfat (TSP)	85	95
Monoammoniumfosfat (MAP)	82	100
Biochar	0	70
Slamaske (Avedøre)	4,2	30
Fosfatsten	0	9-25

Ved vurdering af plantetilgængelig af fosfor er faktorer som jordens pH, sammensætning (indhold af fx jern og aluminium) samt vand- og luftindhold afgørende, derudover er mikrobiel aktivitet i jorden og afgrødetype (et eller flerårig afgrøde samt sortens rodudvikling) også afgørende.



FIGUR 14: Fosfors bevægelse i jordpuljen.

Som vist på FIGUR 14, er det for en afgrøde ikke så afgørende, hvor plantetilgængelig en fosforgødning er. Plantens adgang til fosfor via jordvæsken er mere afgørende. Organisk- og uorganisk fosfor kan frigives som opløst fosfat til jordvæsken. Handelsgødning med højt indhold af vandopløselig fosfor giver en afgrøde hurtig adgang til fosfor via jordvæsken, men over tid vil fosforen reagere med jordens indholdsstoffer og bindes kemisk og blive en del af jordens fosforpulje.

Gødninger med høj vand- og citratopløselig fosfor er anvendelige som startgødninger, hvor afgrøderne er afhængige af let adgang til fosfor. Ses der bort fra startgødningerne, så kan gødninger med lavere vand- og citratopløselighed have samme gødningseffekt som handelsgødning. Her er det nødvendigt med potte- eller markforsøg for at vurdere gødningsværdien for de enkelte produkter.

Tilbage i 2016 lavede Københavns Universitet en litteraturundersøgelse af 19 studier og undersøgelser af den umiddelbare gødningsvirkning af fosfor i forskellige typer spildevandsslam og afledte produkter. Potte- og markforsøg er udført med forskellige plantearter og jordtyper med henblik på at opgøre den relative gødningsvirkning på kort sigt (1. år) i forhold til en uorganisk handelsgødning (Jensen et al., 2016).

Resultatet af undersøgelsen viste at fosfortilgængeligheden varierer, afhængig af hvordan produkterne er afledt og behandlet:

- Struvit og spildevandsslam fra renseanlæg med biologisk P-fjernelse viste sig at være de produkter, der i gennemsnit giver den højeste gødningsvirkning, idet de fleste studier viste samme eller højere plantetilgængelighed af fosfor i disse produkter sammenlignet med handelsgødning.
- Kemisk fældet spildevandsslam viste varierende resultater, formodentlig afhængigt af fældningsbetingelserne. Desuden viste pH-værdien af slamproduktet samt jordens pH sig at have betydning for planternes udnyttelse af spildevandsslammets fosfor.
- Stabiliseret spildevandsslam i form af anaerob og aerob udrådning var svært at isolere fra andre behandlingsprocesser for slammet, og det var derfor ikke muligt at vurdere, hvilken indflydelse stabilisering af slam har på fosfortilgængelighed.
- Termisk tørring af spildevandsslam reducerede generelt dets fosfortilgængelighed.
- Slamaske viste stor variation mellem studierne, men havde generelt en relativt lav gødningsvirkning i forhold til handelsgødning.
- Afledte produkter fra genanvendelse fra slamaske har i flere studier vist samme eller højere plantetilgængelighed end handelsgødning, og viste klart højere plantetilgængelighed end ubehandlet slamaske.

Det fremgår af undersøgelsen at plantetilgængeligheden er højest i fosfor, som er bundet biologiske frem for kemisk (fældet med jern og aluminium). Samtidigt ses også, at jo mere der varmebehandles på spildevandsslammet, jo lavere bliver plantetilgængeligheden af fosforen. Selv ved lave temperaturer som kompostering og tørring sker der et fald i plantetilgængeligheden.

Vurdering

Vurderingskriterierne for plantetilgængeligheden er indsat sammen med scoring i TABEL 16.

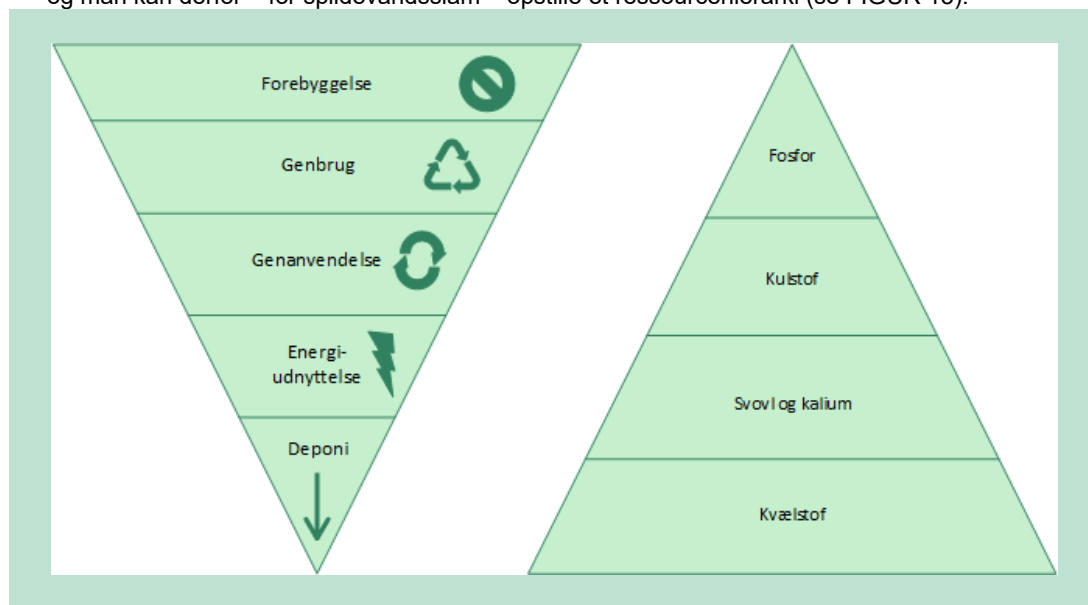
TABEL 16: Scoringer for plantetilgængelighed.

	Scoring	Beskrivelse
Reference		Plantetilgængeligheden afhænger af den forudgående fosforfjernelse. Biogødning med biologisk fosfor har i flere studier vist en højere fosforgødningsvirkning end handelsgødning, mens biogødning med kemisk fosfor viser lavere og mere varierende fosforgødningsvirkninger. Reference biogødningen består af både biologisk og kemisk fosfor, og fosforgødningsvirkningen vil derfor være på niveau med eller lidt under niveau af handelsgødning ved 1. års gødningsvirkning (Jensen et al., 2016). Biogødning egner sig ikke som startgødning, men har en god gødningsvirkning allerede efter 1 år.
Kompostering		Under komposteringen varmebehandles spildevandsslammet, og det påvirker plantetilgængeligheden af fosforen og derfor scorer kompostering lavere end referencen. Studier viser også, at komposteret spildevandsslam har lavere og mere varieret fosforgødningsvirkning end handelsgødning, samt at dens gødningsvirkning er dårligere end biogødning (både biologisk fjernelse og kemisk fældet) (Jensen et al., 2016). Komposteret biogødning egner sig ikke som startgødning, men vil have en god gødningsvirkning over tid.
Pyrolyse		Under pyrolysen varmebehandles spildevandsslammet og det påvirker plantetilgængeligheden af fosforen, og derfor scores pyrolyseret biogødning lavere end både referencen og kompostering. Forsøg udført af DTU og KU viser stort potentiale for langsom frigivelse af fosfor og høj akkumuleret optagelse over en fuld vækstsæson, samt de følgende cyklusser af afgrøderne (AquaGreen, 2021). Pyrolyseret biogødning egner sig ikke som startgødning, men vil have en god gødningsvirkning over tid.
Medforbrænding + tab af fosfor		Ikke relevant, da aske ikke anvendes som gødning. Hvis den gjorde, ville gødningsvirkningen for fosfor være lav.
Monoforbrænding + fosforgenanvendelse		Plantetilgængeligheden er afhængig af produktet som produceres. De fleste teknologier produceres kommerciel handelsgødning med høj vand- og citratopløselighed. Ash2Phos' proces fremstiller eksempelvis calciumfosfat, som er citratopløselig, og kan omdannes til superfosfat og monoammoniumfosfat (MAP) som er over 82% vand- og citratopløselig. Disse gødningstyper er anvendelige som startgødning.
Struvit + biogødning		Struvit er et svært opløseligt salt, men har tilsyneladende en god langsomt virkende evne til at forsyne planterne med fosfor. I mange studier ses højere fosforgødningsværdi ved struvit frem for handelsgødning (Jensen et al., 2016). Struvit egner sig ikke som startgødning, men har en god gødningsvirkning allerede efter 1 år. Den resterende slam antages at blive anvendt som biogødning og scores på lige fod med referencen.

5.2 Ressourcer i spildevandsslam

Spildevandsslam indeholder forskellige ressourcer som næringsstoffer og kulstof. Ressourcerne kan ikke alle udnyttes / genanvendes på samme tid. Eksempelvis tabes kvælstof og kulstof, hvis der er energiudnyttelse.

Indenfor affaldshåndtering er udviklet et affaldshierarki (Miljøministeriet, 2021), som sikre at affald behandles på den mest forsvarlige måde. Dette sikrer dog ikke genanvendelse af fosfor og man kan derfor – for spildevandsslam – opstille et ressourcehierarki (se FIGUR 15).



FIGUR 15: Affaldshierarkiet (t.v.) og ressourcehierarkiet for spildevandsslam (t.h.).

Fosfor udgør en lille andel af spildevandsslammet, men er en begrænset ressource, som er på EU's liste over kritiske råmaterialer, og derfor placeret øverst i ressourcehierarkiet for spildevandsslam. Det er derfor vigtigt, uanset tab af andre ressourcer, at fosfor altid genanvendes bedst muligt.

Næst efter fosfor kommer kulstof, som enten kan tilbageføres til landbrugsjorden eller energiudnyttes. Kulstoffet kan ikke anvendes to gange, og det vil derfor ikke være muligt både at bevare alt kulstof og samtidig udnytte alt energien. Der kan, som under pyrolysen, forekomme en delvis energiudnyttelse samtidigt med en delvis bevarelse af kulstof. Hvorvidt det er vigtigst at energiudnytte eller tilbageføre kulstof til landbrugsjorden, afhænger af hvem man spørger. Der er stor fokus på både vedvarende energi og kulstof tilbage til jorden. Dog kan vedvarende energi komme fra andre kilder som vind og sol, mens kulstof er sværere at tilføre markerne, specielt fordi kulstof i forvejen fjernes fra marken via afgrøder som f.eks. halm, der anvendes til energiproduktion. Der kan derfor argumenteres for at kulstof så vidt muligt bør tilbageføres til landbrugsjorden frem for energiudnyttes.

Længere nede i ressourcehierarkiet for spildevandsslam kommer næringsstofferne svovl og kalium. Svovl og kalium er næringsstoffer, som udvindes fra svovl- og kaliumsaltminer. De er ikke begrænsede ressourcer, og derfor ikke lige så vigtige at genanvende som fosfor.

Nederst i ressourcehierarkiet for spildevandsslam er kvælstof. Kvælstof er et vigtigt næringsstof for planter, men kvælstof kan udvindes fra atmosfæren og kan derfor ikke blive en begrænsende ressource.

De forskellige alternativer til udnyttelse af spildevandsslam, vil hver især udnytte forskellige ressourcer samtidig med tabet af andre ressourcer. Hvorvidt et tab er acceptabelt, vil være en vurdering ud fra dens placering i ressourcehierarkiet.

Vurdering

Vurderingskriterierne for ressourcer i spildevandsslam er indsat sammen med scoring i TABEL 17.

TABEL 17: Scoringer for ressourcer i spildevandsslam.

	Scoring	Beskrivelse
Reference		Fosfor genanvendes. Kulstof genanvendes. Svovl og kalium genanvendes. Kvælstof genanvendes.
Kompostering		Fosfor genanvendes. Størstedelen af kulstof genanvendes, resten tabes. Svovl og kalium genanvendes. 70-80% kvælstof genanvendes, resten tabes.
Pyrolyse		Fosfor genanvendes. 28-50% kulstof genanvendes, resten energiudnyttes. Størstedelen af svovl og kalium genanvendes. 4% kvælstof genanvendes, resten tabes.
Medforbrænding + tab af fosfor		0% fosfor genanvendes. Kulstof energiudnyttes. 0% svovl og kalium genanvendes. 0% kvælstof genanvendes.
Monoforbrænding + fosforgenanvendelse		85-95% fosfor genanvendes. Kulstof energiudnyttes. 50% svovl genanvendes, resten af svovlet tabes. Kalium genanvendes. 0% kvælstof genanvendes. Silikatsand og Fe/Al-salte genanvendes.
Struvit + biogødning		Fosfor genanvendes; 37-47% i struvit, resten i slammet. Kulstof genanvendes via slammet som biogødning. Svovl og kalium genanvendes via slammet som biogødning. Kvælstof genanvendes.

5.3 Miljøfremmede stoffer

Miljøfremmede stoffer som medicinrester, PAH, PFAS og tungmetaller i spildevand kan potentielt opsamles i spildevandsslammet. Der vurderes i hvilket omfang biogødning, biokompost, biokul, struvit, afledte produkter fra slamaske og struvit indeholder mikroplastik, tungmetaller samt organisk miljøfremmede stoffer.

Mikroplastik og organiske miljøfremmede stoffer nedbrydes ved varmebehandling. Jo højere temperatur, desto større nedbrydning. Mikroplastik nedbrydes ved relativt lave temperaturer, mens nogle organiske stoffer kræver temperaturer på over 1.000 °C for total nedbrydning.

Tungmetallerne er sværere at fjerne, da de ikke kan nedbrydes ved varmebehandling. Enkelte er flygtige og fjernes fra spildevandsslammet under varmebehandling. Størstedelen af tungmetallerne vil dog være i aske og biokul efter varmebehandlingen. Vil man fjerne tungmetaller fra spildevandsslam er man nødsaget til at monoforbrænde slammet for efterfølgende at fjerne tungmetallerne ved en vådkemisk behandling af slamasken.

Vurdering

Vurderingskriterierne for miljømæssige aspekter er indsat sammen med scoring i TABEL 18.

TABEL 18: Scoring for miljøfremmede stoffer.

	Scoring	Beskrivelse
Reference		Mikroplastik forbliver i biogødningen. Organiske miljøfremmede stoffer forbliver i biogødningen. Tungmetaller forbliver i biogødningen.
Kompostering		Der mangler viden om mikroplastiks skæbne under kompostering. Nogle studier indikerer, at der er mere mikroplastik i biokompost, mens andre indikerer delvis nedbrydning under de rette komposteringsforhold. Nogle organiske miljøfremmede stoffer nedbrydes. Tungmetaller forbliver i komposteret biogødning.
Pyrolyse		Mikroplastik nedbrydes. En stor del af de organiske, miljøfremmede stoffer nedbrydes, men der mangler viden om skæbnen for mange af stofferne. Kviksølv, arsen og cadmium fordampes, resten er inaktiv i biokul.
Medforbrænding + tab af fosfor		Mikroplastik nedbrydes. Størstedelen af de organiske miljøfremmede stoffer nedbrydes. Tungmetallerne ender i flyve- og bundaske (deponeres / anden nyttiggørelse).
Monoforbrænding + fosforgenanvendelse		Mikroplastik nedbrydes. Størstedelen af de miljøfremmede stoffer nedbrydes. Kviksølv fjernes under forbrænding, resten af tungmetallerne ender i slamasken, hvor 96-99% fjernes under yderligere behandling og ender i silikatsand (anvendes i beton) og tungmetalkoncentrat (deponeres).

Struvit + biogødning



Mikroplastik ender i slammet.

Organiske miljøfremmede stoffer ender i slammet.

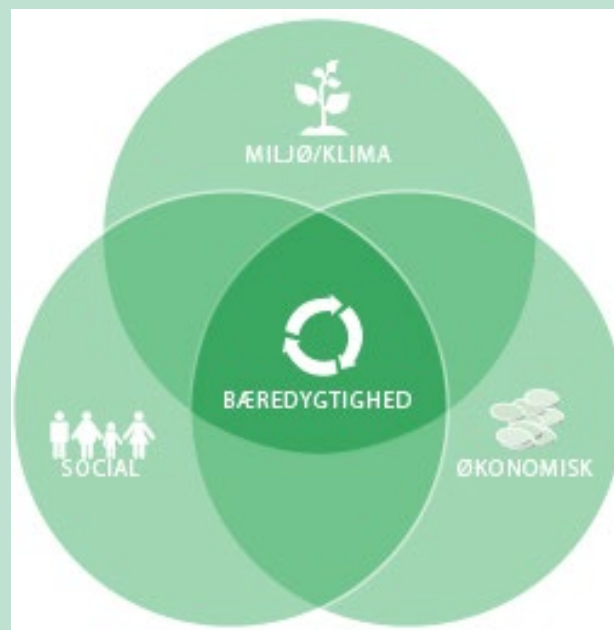
Tungmetallerne ender i slammet.

Struvit er et meget rent produkt, men så længe den resterende slam anvendes som biogødning, vil vurderingen for de miljøfremmede stoffer være identisk med referencen.

5.4 Miljømæssig bæredygtighed

Bæredygtighed kan måles og vurderes på mange forskellige parametre indenfor de sociale, miljømæssige og økonomiske aspekter. Fuld bæredygtighed opnås ved at inkorporere alle tre aspekter, når man starter/laver noget nyt (se FIGUR 16):

- Miljømæssig bæredygtighed: At passe på planeten, så den ikke tager skade af den måde, vi lever på. At skabe de bedst mulige betingelser for mennesker og miljø – både nu og i fremtiden.
- Social bæredygtighed: At sikre social retfærdighed.
- Økonomisk bæredygtighed: At have styr på økonomien, således at den nu og i fremtiden har samme eller større værdi. Det kan også være andet end penge, f.eks. at man holder styr på naturens ressourcer (human kapital).



FIGUR 16: De 3 bæredygtighedsaspekter.

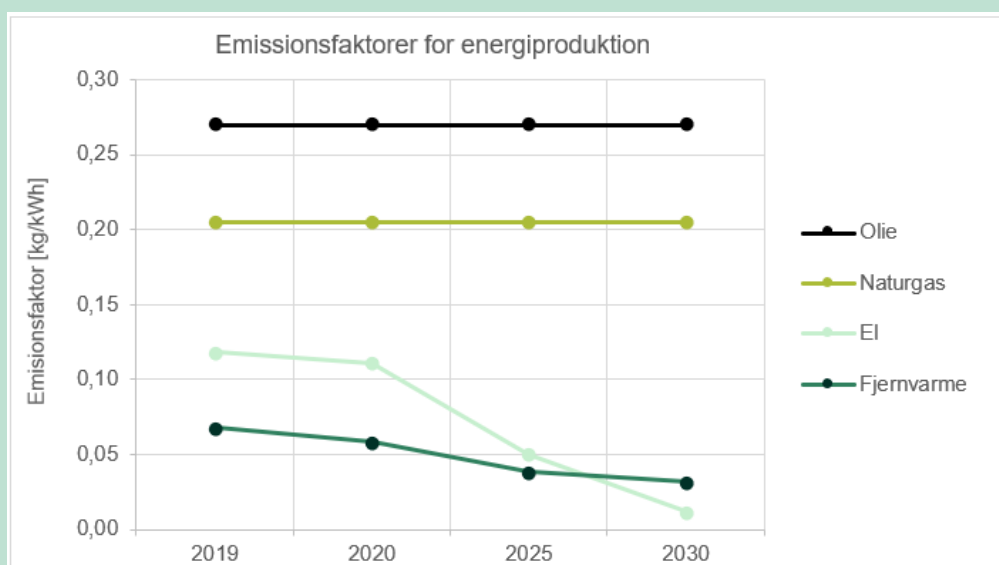
Bæredygtighed overordnet set skal betragtes som en helhed, og mange virksomheder er begyndt at tænke på "den tredobbelte bundlinje", hvor både sociale og miljømæssige aspekter indregnes i deres økonomiske bundlinje. Dog er den mest kendte og anvendte form for bæredygtighed i industrien den miljømæssige, fordi det ofte er der, den største påvirkning ligger.

Når man vurderer teknologier til håndtering af spildevandsslam, og alternativer til udspreddelse af biogødning på landbrugsjorden, er det mest relevant at vurdere på det miljømæssige aspekt. I denne sammenhæng er der fokus på følgende vurderingsparametre:

- Transport af spildevandsslam – til/fra behandlingsstedet

- Energi – forbrug og evt. produktion
- Restprodukter – hvordan håndteres restprodukter?
- Kemikalier – bruges der kemikalier og i så fald hvilke.
- Undgået klimagasser sammenlignet med referencen
- Klimagasser fra anlægget – emissioner fra processerne

Ved vurdering af energiforbrug er det relevant hvilken type energi, der anvendes. I Danmark er elproduktion forholdsvis grøn, da det meste kommer fra vindenergi, og i fremtiden vil vindenergi sammen med andre vedvarende energikilder levere mere og mere til elproduktionen. Derved bliver emissionsfaktoren for el lavere frem mod 2030, hvor et nationalt mål om 70%-reduktion i CO₂-udledning er fastsat. Derimod bliver emissionsfaktoren for varmeproduktion ikke reduceret i lige så hurtig grad eller slet ikke (se FIGUR 17). Derfor anses det for mere bæredygtigt at bruge el fremfor varme.



FIGUR 17: Emissionsfaktorer for energiproduktion frem mod 2030.

Vurdering

Vurderingskriterierne for de miljømæssige bæredygtighedsparametre er indsat sammen med scoring i TABEL 19.

TABEL 19. Scoring for miljømæssig bæredygtighed.

Scoring	Beskrivelse
Reference	 Der er transport af biogødning til aftagere og ved den videre udspredning på landbrugsjorden. Der anvendes brændstof til udspredning. Der er ingen restprodukter. Der bruges ingen kemikalier. CO₂ udledes ved omsætning af organisk stof i jorden. Lattergas udledes ved omsætning af slammet på landbrugsjorden. En lille mængde metan udledes.
Kompostering	 Der er transport til komposteringsanlæg og ved den videre udspredning på landbrugsjorden. Der anvendes brændstof til maskiner (fx milevender, neddelings- og sorteringsanlæg) og udspredning.

Sigteresterne bliver recirkuleret til biocover eller laves til biobrændsel.

Der bruges ingen kemikalier.

CO₂ udledes ved omsætning af organisk stof under kompostering og i jorden. Ammoniak udledes som i atmosfæren kan omsættes til lattergas. En lille mængde metan udledes (Hvidbogen, 2016).

	Scoring	Beskrivelse
Pyrolyse		Da pyrolyseanlægget er placeret ved renseanlægget, skal slammet ikke transporteres. Anlægget kan udnytte slam fra andre renseanlæg, hvortil slammet fra disse anlæg skal transporteres. Biokul fylder meget mindre, hvilket letter transporten videre herfra. Der opnås energibalance ved, at den termiske energi genvindes og bruges i processerne og til fjernvarme. Der er ingen restprodukter. Der bruges ingen kemikalier. Biokul indeholder kulstof, der tager mange år at omsætte, hvilket resulterer i at CO₂ bindes i jorden, som ellers ville være blevet udledt til atmosfæren under.
Medforbrænding + tab af fosfor		Der er transport til medforbrændingsanlæg. Der produceres energi. Alt efter medforbrændingstype kan der være restprodukter, restprodukterne nyttiggøres i det omfang, det er muligt, eller deponeres. Der bruges kemikalier til evt. røggasrensning. Fortrængning af fossile brændsler. CO₂ udledes via røggas. Evt. røggasrensningssystemer renser røggassen for bl.a. NO_x og SO_x før udledning.
Monoforbrænding + genanvendelse af fosfor		Der er transport til forbrændingsanlægget, hvis ikke anlægget er placeret ved renseanlægget. Asken skal evt. transporteres videre til genanvendelse, men fylder meget mindre end slammet. I Tyskland placeres de to anlæg ved et renseanlæg (som er stort), hvilket mindsker transport. Energi forbruges til genanvendelsesprocessen, men der produceres energi ved forbrænding. Restprodukter fra slamforbrænding (fra røggasrensning), silikatsand, som nyttiggøres, tungmetal fra askegenanvendelse, som deponeres. Der bruges kemikalier til røggasrensning, samt en større mængde til genanvendelsesprocessen. CO₂ udledes via røggas. Evt. røggasrensningssystemer renser røggassen for bl.a. NO_x og SO_x før udledning.
Struvit + biogødning		Der er transport af struvit og slammet. Energi forbruges til struvitanlægget. Der er ingen restprodukter fra struvitanlæg. Der bruges magnesium og NaOH.

6. Opsamling og perspektivering

Med udgangspunkt i regeringens plastikhandlingsplan, er det væsentligt at få kortlagt alternativerne til udspredning af biogødning på landbrugsjorden, særligt af hensyn til spredningen af mikroplastik, men også med fokus på andre miljøfremmede stoffer.

Spildevandsslam kan håndteres på mange forskellige måder, hvoraf direkte udnyttelse af bioforgasset biogødning på landbrugsjorden (referencen), er den mest anvendte i Danmark. Realistiske alternativer til referencen er kompostering, pyrolyse, medforbrænding og monoforbrænding. Derudover er det også muligt at lave struvitudfældning på renseanlægget, og udnytte den tilbageværende spildevandsslam med en af ovennævnte alternativer.

Denne rapport indeholder et katalog over direkte udspredning på landbrugsjorden samt alternativerne. I kataloget er alternativernes fordele og ulemper vurderet teknisk, økonomisk, miljø- og klimamæssigt, samt i hvor høj grad de bidrager til den cirkulære økonomi. Ved alle vurderingerne er der givet en "smiley", som enten kan være godt/glad/grøn, neutral/gul eller dårlig/sur/rød. I TABEL 20 ses en opsummering af alle vurderingssmileys i rapporten.

Det ses af TABEL 20, at der ikke er et alternativ som udelukkende får god score på alle parametre. Dette skyldes til dels, at det er svært at finde en teknologi, som både genanvender fosfor og andre vigtige parametre som kulstof, nedbryder/fjerne mikroplastik og miljøfremmede stoffer samtidig med en god økonomi. Der vil derfor altid være en opvejning imellem miljø og økonomi.

Med udgangspunkt i rapportens vurderinger, er det vigtigt at pointere følgende:

- Hvis man vil sikre sig, at der ikke spredes mikroplastik i naturen via spildevandsslam, skal slammet enten pyrolyseres eller forbrændes.
- PFAS nedbrydes ikke 100% ved nogle af alternativerne, men størstedelen nedbrydes under pyrolyse eller forbrænding.
- En del organiske miljøfremmede stoffer nedbrydes under kompostering, mens størstedelen nedbrydes under pyrolyse eller forbrænding.
- Medforbrænding, hvor fosfor tabes, scorer generelt dårligt på alle parametre og bør ikke være et alternativ til direkte udspredning på landbrugsjorden.
- Ingen af alternativerne, foruden referencen, vil kunne håndtere alt dansk biogødning, da der ikke er tilstrækkelig kapacitet. De enkelte alternativer vil have behov for etableringstid.

Hvis der skal findes et alternativ til direkte udspredning af biogødning på landbrugsjorden, vil det være relevant og nødvendigt med flere forskellige alternativer, da de enkelte alternativs fordele og ulemper vil være forskellig fra forsyning til forsyning og landsdel til landsdel. Monoforbrænding (og dermed muligheden for fosfor genanvendelse fra slammaske) giver f.eks. mening hos forsyninger, som ikke har landbrugsjord i nærheden og/eller ikke ønsker at transportere våd og lugtende spildevandsslam ud af storbyen. Pyrolyse giver f.eks. mening ved mindre

renseanlæg, mens struvitudfældning giver mening for større rensesanlæg som b.la. er udfordret med ukontrolleret struvitudfældning.

TABEL 20. Sammenfattende scoringstabel for alle scenarier.

	Teknologi inkl. barrierer	Økonomi	Plantetilgæn- gelighed	Ressourcer i slam	Miljøfrem- mede stoffer inkl. mikroplastik	Miljømæssig bæredygtig- hed
Reference						
Kompostering						
Pyrolyse						
Medforbræn- ding + tab af fosfor						
Monoforbræn- ding + fosforgenan- vendelse						
Struvit + biogødning						

Referencer

- Aarhusvand. (2013). *Fremtidens energiproducerende renseanlæg - idekatalog; resultat af den åbne idékonkurrence*.
- AquaGreen. (2021). *Mailkorrespondance*.
- Balslev, P. (2021). *Telfonsamtale med Peter Balslev fra Krüger*.
- Bläsing, M., & Amelung, W. (2018). *Plastics in soil: Analytical methods and possible*.
- Chen, Z., Zhao, W., Xing, R., Xie, S., Yang, X., Cui, P., Lü, J., Liao, H., Yu, Z., Wang, S., & Zhou, S. (2020). Enhanced in situ biodegradation of microplastics in sewage sludge using hyperthermophilic composting technology. *Journal of Hazardous Materials*, 384(121271). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121271>
- Christensen, M. L., Qu, H., Nielsen, U. G., Quist-Jensen, C. A., & Reitzel, K. (2019). Genindvinding af fosfat fra spildevand. *Aktuel Naturvidenskab*, 5, 21–24.
- Cohen, Y. (2018). *Ash2Phos presentation: clean commercial P products from sludge ash*. <https://www.slideshare.net/NutrientPlatform/ene3-ash2phos-clean-commercial-p-products-from-sludge-ash-yariv-cohen-easymining>
- Cohen, Y. (2020). *Ash2Phos presentation*.
- Coyle, R., Hardiman, G., & Driscoll, K. O. (2020). Microplastics in the marine environment: A review of their sources, distribution processes and uptake into ecosystems. *Chemical and Environmental Engineering*, 2(4), 100010. <https://doi.org/10.1016/j.csee.2020.100010>
- DAKOFA. (2019). *Planer om udvinding af fosfor fra BIOFOS' slammaske*.
- DANVA. (2009). *Håndtering af spildevandsslam*. 82.
- DANVA. (2016). *Struvit - fra problem til ressource*. DANVA.
- DANVA. (2021). *Områder med særlige drikkevandsinteresser skal friholdes for slam*. DANVA Pressemeddelelse. <https://www.danva.dk/nyheder/2021/omraader-med-saerlige-drikkevands-interesser-skal-friholdes-for-slam/>
- DCE. (2015). *Miljøfremmede stoffer og metaller i vandmiljøet*. NOVANA. *Tilstand og udvikling 2004-2012* (Bd. 142). Aarhus Universitet.
- DTU Miljø. (2018). *Mikroplast i grundvand - En vurdering af potentialet for forekomst af mikroplast i dansk grundvand*.
- Ducuing, O. (2020). Clap de fin pour Aliphos à Dunkerque. *Les Echos*.
- EasyMining. (2021). *Mailkorrespondance*.
- ESPP. (2021). *Catalogue of phosphorus recovery technologies, version 14/9/2021*. European Sustainable Phosphorus Platform. <https://www.phosphorusplatform.eu/activities/p-recovery-technology-inventory>

- Europa-Kommissionen. (2021). *EU's jordbundsstrategi for 2030*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:52021DC0699&from=DA>
- European Commission. (2020). *Horizon 2020*. <https://ec.europa.eu/programmes/horizon2020/en/home>
- European Commission. (2021). *Fertilising products – pyrolysis and gasification materials*. https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12136-Fertilising-products-pyrolysis-and-gasification-materials_en
- Eurostat. (2013). *Sewage sludge production and disposal*. online. <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do>
- German Environment Agency. (2018). *Sewage Sludge- Disposal in the Federal Republic of Germany*.
- Harvey, F. (2020). *Nearly 30,000 tonnes of sewage sludge containing human waste to enter UK*. The Guardian. <https://www.theguardian.com/environment/2020/sep/02/sewage-sludge-containing-human-waste-uk>
- Henriksen, U. B., Ahrenfeldt, J., Gadsbøll, R., Clausen, L. R., Stiesdal, H., Thomsen, P. T., Haugaard-Nielsen, H., Müller-Stöver, D. S., Brrun, S., & Winding, A. (2019). *Reduktion Af Landbrugets Klimaaftryk Ved Termisk Pyrolyse Af Afgrøderester Og Organiske Gødningsfraktioner*. https://pure.au.dk/portal/files/212347768/DTU_RUC_KU_AU_2019_Reduktion_af_landbrugets_klimaaftryk_ved_pyrolyse.pdf
- Huygens, D., Saveyn, H. G. M., Tonini, D., Eder, P., & Delgado Sancho, L. (2019). Technical proposals for selected new fertilising materials under the Fertilising Products Regulation (Regulation (EU) 2019/1009). I *JRC Science For Policy Report*. <https://doi.org/10.2760/186684>
- Hvidbogen. (2016). *Videnssynthese og factsheets om genanvendelse af biogødning og anden affaldsbiomasse til jordbrugsformål*.
- Jensen, L. S., Jensen, J., Lemming, C., & Glæsner, N. (2016). Review af eksisterende viden om plantetilgængelighed af fosfor i forskellige slamprodukter. *Review af eksisterende viden om plantetilgængelighed af fosfor i forskellige slamprodukter*, 1–360. <https://doi.org/10.1142/7114>
- Kabbe, C. (2021). *Inventory of phosphorus “recovery and /or recycling” facilities operating or under construction at or downstream of wastewater treatment installations, version 10/2021*. P-ReX Environment. <https://www.phosphorusplatform.eu/activities/p-recovery-technology-inventory>
- Kärrman, E., Anderzén, C., Bahr, B. von, Berg, J., & Nilsson, J. (2019). Översikt över återvinning av fosfor och kväve från avlopp i nio utvalda länder. I *RISE*. <http://ri.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1377536&dsid=-5854>
- Kim, J. H., Ok, Y. S., Choi, G. H., & Park, B. J. (2015). Residual perfluorochemicals in the biochar from sewage sludge. *Chemosphere*, 134, 435–437. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2015.05.012>
- Kirkeby, J., Rosenhagen, C., Højbye, L., Dalgaard, O. G., Neidel, T. L., Kromann, M., Hansen, J. P., & Bruun, S. (2013). Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk analyse for anvendelse af spildevandsslam. I *Miljøprojekt nr. 1459* (Nummer december).

- Lim, X. (2021). *Microplastics are everywhere - but are they harmful?* Nature.
<https://www.nature.com/articles/d41586-021-01143-3>
- Lwanga, E. H., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánka, T., van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A. A., & Geissen, V. (2016). Microplastics in the terrestrial ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental Science and Technology*, 50, 2685–2691. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05478>
- Maagøe, V. (2019). *BEATE 2018-2019, Benchmarking af affaldssektoren - forbrænding*. 1–42.
- Miljø- og Fødevareministeriet. (2017). *BEK nr 1271 af 21/11/2017 Bekendtgørelse om anlæg, der forbrænder affald*.
- Miljø- og Fødevareministeriet. (2018a). *BEK nr 1001 af 27/06/2018 Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål*. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2018/1001>
- Miljø- og Fødevareministeriet. (2018b). *Plastik uden spild - Regeringens plastikhandlingsplan*. https://www.regeringen.dk/media/6017/regeringens_plastikhandlingsplan_web_final.pdf
- Miljø- og Fødevareministeriet. (2019). *LBK nr 1218 af 25/11/2019 Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse*. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/1218>
- Miljø- og Fødevareministeriet. (2021). *Bekendtgørelse om anlæg, der forbrænder affald. 2017(1271)*.
- Miljøministeriet. (2021). *Handlingsplan for cirkulær økonomi*.
https://mim.dk/media/222902/handlingsplan-for-cirkulaer-oekonomi_0607211338.pdf
- Miljøservice A/S. (2021). *Telefonsamtale med Miljøservice A/S*.
- Miljøstyrelsen. (2012). *Tørring og pelletering af gødning fra fosforholdige asker* (Nummer 1428).
- Miljøstyrelsen. (2013). *Innovationspartner- skab for anvendelse af fosfor fra spildevand og spildevandsslam fra spildevandsforsyninger* (Nummer 1460).
- Miljøstyrelsen. (2014a). *Fosforgenvinding ved struvitutfældning. MUDP*.
- Miljøstyrelsen. (2014b). *Problematiske kemiske stoffer i plast* (Nummer 132).
<https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2014/dec/problematiske-kemiske-stoffer-i-plast/>
- Miljøstyrelsen. (2014c). *Screeningsundersøgelse af udvalgte PFAS- forbindelser som jord- og grundvandsforurening i forbindelse med punktkilder* (Nummer 1600).
<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2014/10/978-87-93178-96-0.pdf>
- Miljøstyrelsen. (2015a). *Microplastics* (Nummer 1793).
<https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2015/nov/rapport-om-mikroplast/>
- Miljøstyrelsen. (2015b). *Summary of Environmental Project No. 1793, 2015: Microplastics - Occurrence, effects and sources of release to the environment in Denmark* (Nummer 1793).
- Miljøstyrelsen. (2016). *Kortlægning af brancher der anvender PFAS* (Nummer 1905).
<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2016/12/978-87-93529-43-4.pdf>

- Miljøstyrelsen. (2017). *Microplastic in Danish wastewater: Sources, occurrences and fate Fast DNA sequencing for optimization of wastewater treatment plants View project* (Nummer 1906).
- Miljøstyrelsen. (2018a). *Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord: Bd. June*. https://mst.dk/media/150779/liste-over-jordkvalitetskriterier-juni-2018_.pdf
- Miljøstyrelsen. (2018b). *Mikroplast i spildevand – renseteknologiers tilbageholdelse af mikroplast*.
- Miljøstyrelsen. (2018c). *Nabotjek af reglerne om spildevandsslam* (Nummer 1989).
- Miljøstyrelsen. (2020). *Affaldsstatistik 2019* (Nummer 2152).
- Miljøstyrelsen. (2021a). *PFAS i spildevandsslam – en foreløbig vejledende grænseværdi*.
- Miljøstyrelsen. (2021b). *Plastik*. <https://mst.dk/service/borgerindgang/plastik/>
- Novana. (2021). *Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg*. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2021/03/978-87-7038-287-8.pdf>
- Odense Nord Miljøcenter. (2021). *Telefonsamtale med Odense Nord Miljøcenter*.
- Ottosen, A. R. (2016). *Fate of Pharmaceuticals and Personal Care Chemicals in Composting of Biosolids*. <https://phosphorusplatform.eu/images/download/Malmo-pharmaceuticals-workshop/Rye-Ottosen-Malmö-27-10-16.pdf>
- Ottosen, L. M., Thornberg, D., Cohen, Y., & Stiernström, S. (2021). *Utilization of acid-washed sewage sludge ash as sand or cement replacement in concrete*.
- Palmqvist, A., Sandgaard, M. H., & Magid, J. (2019). *Mikroplast i jord: Undersøgelser af langtidseffekter og undvigedfærd hos den naturligt forekommende, endogæiske regnormeart Aporrectodea caliginosa*.
- Pedersen, M. B. (2019). *Aarhus Vand har fuldstændig styr på struvitten*. Energy Plus.
- Rådet for Den Europæiske Union. (1986). *Rådets Direktiv 86/278/EØF om beskyttelse af miljøet, navnlig jorden, i forbindelse med anvendelse i landbruget af slam fra rensningsanlæg*. <https://op.europa.eu/da/publication-detail/-/publication/f76faa39-2b27-42f2-be1e-9332f795e324/language-da>
- Rambøll. (2014). *Phosnet, etablering af slamforbrænding - forundersøgelse vedrørende anlægsinvestering og placering*.
- Reeh, L., Enders, K., Lenz, R., Sørensen, T. K., & Nielsen, T. G. (2015). *Havet er fuld af mikroplastik*. Videnskab. <https://videnskab.dk/miljo-naturvidenskab/havet-er-fuld-af-mikroplastik>
- Regeringen. (2019). *Enighed om samarbejdet om at nedbringe plastikforurening og fremme en cirkulær plastikøkonomi*. <https://www.regeringen.dk/aktuelt/publikationer-og-aftaletekster/enighed-om-samarbejdet-om-at-nedbringe-plastikforurening-og-fremme-en-cirkulaer-plastikoekonomi/>
- Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer. (2018). *Håndbog om undersøgelse og afværge af forurening med PFAS-forbindelser. I Teknik og Administration* (Nummer 2). https://www.miljoeogressourcer.dk/filer/lix/4956/PFAS-haandbogen_2018.pdf

- Remondis. (2014). *Phoenix from the ashes - Remondis Aqua paves the way for recovering phosphorus from sewage ash.*
- Remondis. (2016). *Remondis præsentation.*
- Schaum, C., Cornel, P., & Norbert, J. (2007). *Phosphorus Recovery from Sewage Sludge Ash - A Wet Chemical Approach.*
- Statens Offentliga Utredningar. (2020). *Hållbar slamhantering - Betänkande av Utredningen om en giftfri och cirkulär återföring av fosfor från avloppsslam.*
- Stockholm Environment Institute. (2020). Policy Brief Sweden. Implications of new national policies on management of sewage sludge for a Swedish municipality. *BONUS RETURN*. <https://www.sei.org/publications/implications-of-new-national-policies-on-sewage-sludge-management-for-a-swedish-municipality/>
- Svennevig, B. (2021). *Du kan ikke undgå mikroplast*. SDU Web page. <https://www.sdu.dk/da/nyheder/forskningsnyheder/du-kan-ikke-undgaa-mikroplast>
- The European Parliament. (2019). Regulation (EU) 2019/1009 of 5 June 2019 laying down rules on the making available on the market of EU fertilising products. *Official Journal of the European Union*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32019R1009>
- Thorberg, D. (2020). *BIOFOS præsentation.*
- VandCenter Syd. (2021). *Telefonsamtale med VandCenter Syd.*
- Winchell, L. J., Ross, J. J., Wells, M. J. M., Fonoll, X., Norton, J. W., & Bell, K. Y. (2021). Per- and polyfluoroalkyl substances thermal destruction at water resource recovery facilities: A state of the science review. *Water Environment Research*, 93(6), 826–843. <https://doi.org/10.1002/wer.1483>

Bilag 1. Liste over alternativer / teknologier

Proces	Input materiale	Output produkter	Beskrivelse	Status
Medforbrænding				
Deponi	Slagge og flyveaske fra samforbrædningsanlæg		Hvis spildevandsslam er forbrændt på et samforbrædningsanlæg (f.eks. et affaldsforbrædningsanlæg) vil slagge og flyveaske blive deponeret. I nogle lande deponeres spildevandsslam også uden forudgående forbrænding.	Der findes mange deponier i Danmark og udlandet.
Kompostering				
Kompostering	Spildevandsslam	Spildevandsslam	Proces, hvor man bevidst fremskynder og styrer nedbrydningen af organisk stof. Procestemperaturen er 70°C. Andet organisk affald /have/park affald eller halm), vand og ilt tilføres.	Der findes flere forskellige anlæg fx behandles alt spildevandsslam ved Vandcenter Syd ved Odense Nord Miljøcenter.
Forbrændingsteknologier				
EuPhoRe	Afvandet spildevandsslam	Fosfor-indeholdende aske	Slammet tørres med røggas fra processen eller fra affaldsforbrænding. Processen bruger en specifik roterende forbrændingsreaktor, op til 1000 °C. Alkali- eller jordalkaliklorider tilsættes for at reducere metaller og flytte dem til gasfasen. Tungmetaller fjernes fra røggassen. Alle andre metaller, herunder jern og aluminium forbliver i asken.	Pilotanlæg i Tyskland. 2 Fuldskala-anlæg er under opførelse i Tyskland på henholdsvis 100.000 og 135.000 ton/år. Flere andre anlæg er under planlægning i Europa.
AshDec (Outotec)	Aske med et P-indhold >7%	Granulært materiale af Calciumnatriumfosfat med P ₂ O ₅ -indhold på 15-20%, intet organisk materiale, produktet er blandbart med andre gødningsprodukter	Aske blandes med en natrium-bærer og opvarmet til 850-900 °C for at modificere P-forbindelserne (jern- og aluminiumsfosfat) til CaNaPO ₄ . Nogle tungmetaller fjernes i et filter, hvorfra de kan separeres som en lille affaldsstrøm (3% af input materiale).	Pilotanlæg (300 kg/h) har kørt i mange år.

Proces	Input materiale	Output produkter	Beskrivelse	Status
Kubota	Tørret spildevandsslam eller slamaske	P-indeholdende slagge	Varmebehandling i Kubota Surface Melting Furnace med kerntemperatur på 1300 °C. Jernoxid tilsættes for at tilbageholde fosforen i slaggen, hvorfra en del af tungmetallerne, kobber og zink fjernes. Calciumhydroxid tilsættes slaggen for at øge plantetilgængeligheden af slaggen (95% opløselighed i citratsyre). 90% af input P er i slaggen.	11 fuldskalaanlæg i Japan.
Monoforbrænding + fosforanvendelse fra slamaske				
Gødningfabrikker (f.eks. ICL)	Slamaske	Standard mineralgødning	Blandes ind i fosfatsten- eller fosforsyrebaseerede gødningsproduktionsprocessen enten under syrebehandlingen eller lige efter, hvor der stadig er syre tilbage.	Testet i fuldskala og industrielle installationer ved ICL i Holland og Tyskland. Produktion af gødning fra 100% aske planlægges.
Ash2Phos (EasyMining/Ragn Sells)	Slamaske	Calciumfosfat som kan omdannes til superfosfat, DCP eller MAP. Der produceres desuden jernklorid, aluminiumhydroxid og silicasand (cementerstatning i beton)	Slamaske opløses i saltsyre. Fosfor-, jern- og aluminiumforbindelser separeres fra syren og fra hinanden ved specifikke opløsnings- og fældningsreaktioner. Askeresten (silicatesand) vaskes og neddeles og kan derefter anvendes som cementerstatning i beton. Eneste restprodukt er tungmetaller til deponi.	Pilotanlæg i Sverige. 2 fuldskalaanlæg i henholdsvis Sverige og Tyskland under opførelse.

Proces	Input materiale	Output produkter	Beskrivelse	Status
TetraPhos (Remondis)	Slamaske	Fosforsyre, gips, Fe- og Al-salte, Mineralsk askerest	Askens fosfor udvaskes med fosforsyre og tungmetaller fældes med sulfid. Askerest frafiltreres fosforsyren. Svovlsyre tilsættes fosforyren for at udfælde calcium som gips. Gipsen frafiltreres. En del af fosforsyren bliver recirkuleret til første trin i processen mens den resterende del oprenses med ionbytning og evt. nanofilter. Den oprensede fosforsyre opkoncentreres (helst med sekundær varme fra fx slamforbrænding). Regerering af ionbytteresinen producerer (ved brug af HCl) en metal-salt-opløsning, der kan recirkuleres til renseanlæg til fældning af fosfor.	Pilot-anlæg i Tyskland. Fuldskalaanlæg i Tyskland er under opførelse.
PHOS4Green (Glatt)	Slamaske	Slamaske	Slamasken reageres med fosforsyre for at gøre fosforen mere plantetilgængelig. Flere næringssalte som fx N, K, Mg og S kan tilsættes. Tungmetaller, jern, aluminium, silica og andre mineraler forbliver i det endelige produkt.	Lab- og pilotforsøg i Tyskland. Fuldskalaanlæg i Tyskland under indkøring.
Metawater alkaline ash leaching	Slamaske	Calciumfosfat (HAP)	Udvaskning af slamaske med NaOH (90 min, 50-70 °C). Efter filtrering udfældes fosfat som calciumfosfat og tørres. 30% P forbliver i asken for at minimere udvaskning af tungmetaller i perkolatet.	2 fuldskalaanlæg i Japan.
Fosforbanker	Slamaske		Fosforholdig slamaske til deponeres indtil fremtidig genindvinding.	BIOFOS ejer et anlæg i DK (eneste anlæg i DK). Der er ca. 350.000-400.000 tons slamaske og årligt produceres der ca. 10.000 tons. Fra 2024 skal deponiet ikke længere anvendes og stille asken over tid sendes til genanvendelse.

Proces	Input materiale	Output produkter	Beskrivelse	Status
Pyrolyse				
Pyreg	Spildevandsslam	Biokul	Tvilling skrue-carboniseringsreaktor (500-800 °C). Temperaturen resultere i en biokul med et labilt organisk indhold <1%.	4 fuldskalaanlæg: Tyskland (2), Californien og Sverige.
Aqua-Green	Spildevandsslam	Biokul eller aktiv kul	Slam med 15-25% TS tørres til >95% uden ilt. Den tørrede slam pyrolyseres ved omkring 650 °C uden ilt, så forureningsstoffer nedbrydes. Pyrolysegassen brændes og bliver til termisk energi, der kan bruges i anlægget eller som fjernvarme. Tørrings- og pyrolyseprocessen drives af den energi der er i slammet og der tilføres dermed ikke energi. Hvis det ønskes, kan biokul omdannes til aktiv kul i et efterfølgende trin, og anvendes til rensning af spildevand.	2 fuldskalaanlæg i Danmark; en er under opførelse. Det ene idriftsættes ultimo 2021 (Fårevejle Renseanlæg), mens det andet (Søndersø Renseanlæg) forventes idriftsat omkring årsskiftet 2021/2022.
Hydrothermal (HT) Liquefaction (HTL) eller carbonization (HTC)				
Circlia Nordic tidligere Bio2Oil (HTL)	Spildevandsslam	Bio-crude (kan opgraderes til biodiesel)	Hydrothermal liquefaction, 350 °C og 250 bar.	Pilotforsøg ved Fredericia Renseanlæg fra 2021-2024.
Terranova (HTC)	Spildevandsslam	Biokul med lav P og Mg/Ca-P salt	Hydrothermal carbonization ved 175°C og 20-25 bar. Herefter syrebehandling af den hydrolyserede slam for at opløse P. Mekanisk afvanding for produktion af biokul med lav P-indhold og et fosforrigt flydende filtrat. Fosfor udfældes fra væsken ved tilsætning af magnesium eller calcium.	Fuldskalaanlæg i Kina (2016). Demonstrationsanlæg i Tyskland.

Proces	Input materiale	Output produkter	Beskrivelse	Status
Struvit fra rejeckt vand				
Ostara WASSTRIP (Crystal Green)	Rejeckt vand	Crystal green (struvit)	Rejeckt vand fra afvanding af slam der er bioforgasset sendes i en krystallisater sammen med magnesium for udfældning af struvit. Kun fosfor der er biologisk bundet kan udfældes, hvorfor anlæg med bio-P er mest fordelagtige til struvitudfældning.	14 fuldskalaanlæg i europa
Phosphogreen (SUEZ)		Struvit		4 fuldskalaanlæg i Danmark: Aaby renseanlæg (2013) Herning Renseanlæg (2015) Helsingør Renseanlæg (2016) Marselisborg Renseanlæg (2018)
Airprex (Cnp)				9 fuldskalaanlæg i Europa
NyReZys				9 fuldskalaanlæg i Europa
Genanvendelse af fosfor fra spildevandsslam				
Kemira	Opgradering af eksisterende slambehandling på renseanlæg	Jern- eller aluminiumfosfat.	1. Tilsætning af polymer til primær og sekundær behandling for optimering og øget biogasproduktion. 2. Tertiær P-fjernelse med Fe- og/eller Al-koagulanter, kontrolalgoritmer og separation ved bundfældning og/eller centrifugering, der danner P-rig slam med <10% organisk C (>50% input P). Kan installeres på små anlæg. 3. Valgfri yderligere behandling af den P-rige slam: tørring, granulering eller separation af P og Fe/Al for at producere fosforsyre, fosfatsalt og Fe- og Al-koagulanter til vandbehandling.	Testet i fuldskala på 2 renseanlæg (1-7 mdr.). Testet ved pilotskala på 3 renseanlæg (2-3 mdr.).
MSE-mobile	Spildevandsslam før afvanding på renseanlæg	Struvit og afvandet slam med lav P-indhold	Svovlsyre tilsættes for at opløse P. Filterpresse bruges til separation (filterkage indeholder <2%P/DM). Syrevæsken behandles med citronsyre til fjernelse af metalioner, neutraliseret med NaOH og magnesiumoxid tilsættes til fældning af struvit. 40-60% af input P udfældes som struvit.	Pilotanlæg

Bilag 2. Struvitanlæg i Europa

Modificeret version af (Kabbe, 2021).

Teknologi /virksomhed	I drift fra	Flow (t/år)	Land	Lokation/operatør
AirPrex®	2009	100	Tyskland	MG-Neuwerk, Niersverband
	2010	350	Tyskland	Wassmannsdorf, Berliner Waserbetriebe
	2013	-	Holland	Echten, Drents Overijsselse Delta
	2014	500	Holland	Amsterdam-West, Waternet
	2015	50	Tyskland	Salzgitter Nord, ASG
	2015	-	Tyskland	Uelzen, SE Uelzen
	2017	50	Tyskland	Wolfsburg, SE Wolfsburg
	2020	-	Tyskland	Göppingen, SE Wolfsburg
	2023	-	Tyskland	Erlangen, EBE Erlangen
ANPHOS®	2005	-	Holland	Well, EcoFuels, (Biomass digestion)
	2006	400	Holland	Odiliapeel, Peka Kroef
	2003	650	Holland	Kruiningen, Lamb Weston Meijer
	2007/16	290	Holland	Bergen op Zoom, Lamb Weston Meijer
	2010	150	Italien	Budrio, Pizzoli
	2011	-	Holland	Haps, WaterSchap Aa en Maas
	2016	580	Holland	Oosterbierum, Lamb Weston Meijer
	2018	-	Holland	Den Bosch, Waterschap Aa en Maas
	2018	-	Spanien	Asturia, Longas
EloPhos®	2016	-	Tyskland	Lingen, SE Lingen
Gifhorn	2007	-	Tyskland	Gifhorn, ASG (mothballed)
Multi-Solid	2023	(100)	Tyskland	Hagenow, AZV Hagenow & Umlandgemeinden
NASKEO	2015	25	Frankrig	Castres
NuReSys®	2008	250	Belgien	Harelbeke, Agristo
	2009/12	650	Belgien	2x Niewkuerke, Clarebout Potatoes
	2012	-	Belgien	Waasten, Clarebout Potatoes
	2014	80	Belgien	Geel, Genzyme
	2013	50	Belgien	Leuven, Aquafin
	2015	150	Holland	Land van Cuijk, Logisticon
	2016	550	Holland	Apeldoorn, Vallei & Veluwe
PEARL® (OSTARA)	2012	1000	Storbritannien	Slough, Thames Water
	2015	500	Holland	Amersfoort, Vallei & Veluwe
	2016	500	Spanien	Madrid, Canal de Isabel II
	2021	(130)	Polen	Jarocin, City of Jarocin
	2022	(250)	Norge	Ottestad, Hias WWTP, Hias IKS
	2023	(5000)	Irland	Dublin, Ringsend WWTP, Irish Water
PhosForce (Veolia)	2023	(1000)	Tyskland	Schönbeck, OEWA Wasser & Abwasser GmbH
PHORWater	2015 (demo)	-	Spanien	Calahorra, El Cidacos
PHOSPAQ®	2006	400	Holland	Olburgen, Waterstromen (municipal & food)

Teknologi /virksomhed	I drift fra	Flow (t/år)	Land	Lokation/operator
	2007	260	Holland	Lomm, Waterstromen (food)
	2011	(500)	Polen	Bio-ethanol
	2012	730	Storbritannien	Nottingham, Severn Trent Water
	2014	730	Tyskland	Hünfeld, BFG-IAR Hünfeld GmbH (dairy)
	2016	340	Holland	Tilburg, Waterchap de Dommel
	2017	(600)	Storbritannien	Municipal
PhosphoGREEN (SUEZ)	2013	110	Danmark	Aaby, Aarhus Vand
	2016	106	Danmark	Herning, Herning Vand
	2018	302	Danmark	Marselisborg, Aarhus Vand
	2019	43	Frankrig	Villiers Saint Frederic, SIARNC
	2019	88	Frankrig	Bachgau, Mulhouse
REPHOS® (delivered by NuReSys)	2006	200	Tyskland	Altenreptow, Remondis Aqua (dairy)
STRUVIA™	2015	40	Danmark	Helsingør

Alternative udnyttelse af spildevandsslam

Miljøstyrelsen har udgivet en ny rapport med en kortlægning af fordele og ulemper ved alternativ udnyttelse af spildevandsslam indeholdende mikroplastik. Rapporten er et led i Det Nationale Plastikcenters opgave med vidensdannelse på området og består af en vurdering af de alternative teknologier, der er på markedet lige nu for behandling og udnyttelse af spildevandsslam indeholdende mikroplastik, hvor spildevandsslammets gødningsværdi bevares bedst muligt.

Spildevandsslam er rigt på næringsstoffer og er derfor et godt gødningsprodukt, der blandt andet tilføje landbrugsjordens kulstof og kan sikre højere fugtighed.

I denne rapport er det vurderet, hvilke fordele og ulemper, der er ved alternativ håndtering af spildevandsslam med udgangspunkt i mikroplastik, samt i at udnytte slammets gødnings- og jordforbedrende egenskaber. Da PFAS, på det seneste, har haft en del opmærksomhed, er der i rapporten også set på slammets eventuelle indhold af PFAS.

I dag bioforgasses 50-70 % af slammet, derfor er stabilisering af spildevandsslam ved bioforgasning med efterfølgende udbringning på landbrugsjord brugt som reference i rapporten. Ud over referencen er der taget udgangspunkt i 5 alternative behandlingsmetoder; kompostering, pyrolyse, medforbrænding, monoforbrænding samt struvitudvinding.

Den samlede vurdering af alternativerne er opstillet i et skema, hvor de er markeret med farvede smileys, der angiver, hvordan de alternative behandlingsmetoder er vurderet i 6 kategorier på forskellige parametre. Hver af de 6 vurderingskriterier (teknologi, økonomi, plantetilgængelighed, ressourcer i spildevandsslam, miljøfremmede stoffer og miljømæssig bæredygtighed) er vurderet med udgangspunkt i fordele og ulemper.



Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk