

Vurdering af eventuel miljøpåvirkning og potentiale for RENURE-gødning

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 30. august 2024 | 46



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Kategori: Rådgivningsnotat

Titel: Vurdering af eventuel miljøpåvirkning og potentiale for RENURE-gødning

Forfatter(e): Peter Sørensen¹ (DCA) og Jesper Bak² (DCE)
Institution(er): ¹Institut for Agroøkologi og ²Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet

Faglig kommentering: Ingrid K. Thomsen, Institut for Agroøkologi og Martin Mørk Larsen, Institut for Ecoscience

Kvalitetssikring, DCE: Vibeke Vestergaard Nielsen
Sproglig kvalitetssikring: Vibeke Vestergaard Nielsen

Ekstern kommentering: Ingen

Rekvirent: Miljøministeriet

Bedes citeret: Sørensen, P. og Bak, J., 2024. Vurdering af eventuel miljøpåvirkning og potentiale for RENURE-gødning, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 17 s. -- Fagligt notat nr. 2024|46

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Foto forside: The Flemish Coordination Centre for Manure Processing

Sideantal: 17

Indhold

1	Indledning	4
2	RENURE gødning	6
3	Potentiale for anvendelse af RENURE gødning i Danmark	8
3.1	Anvendelsespotentiale	8
3.2	Udnyttelsesprocent for RENURE gødning	9
3.3	Erstatning af N i kunstgødning med RENURE og CO ₂ aftryk	9
4	Mulige problemer med restproduktet	11
4.1	Tungmetaller	11
4.2	Organisk N og risiko for øget N og P tab	13
4.3	Ammoniak og lattergas	13
4.4	Anvendelse af restproduktet	13
5	Referencer	16

1 Indledning

Miljøministeriet har d. 10/7 2024 ved Aarhus Universitet, DCE bestilt en analyse af eventuelle miljømæssige konsekvenser ved brug af RENURE, herunder evt. påvirkning fra restprodukter fra produktion af RENURE¹. Bestillingen indeholder en række spørgsmål, der ønskes belyst:

- I forlængelse af AU's tidligere svar (Sørensen, 2018) ønskes det belyst, om der er viden om hvor meget organisk N, der er tilbage i restfraktionen.
- Vil der være en forøget risiko for tab af N og P?
- Vil der i restproduktet ske en opkoncentrering af fosfor, kobber og zink, herunder risiko for lokal merpåvirkning
- Hvordan forventes restproduktet håndteret - udbringning på mark eller pyrolyse, og har det en miljømæssig påvirkning under forudsætning af, at håndteringen sker indenfor nuværende regulering?
- Vil evt. pyrolyse reducere ovenstående risiko for opkoncentrering?

Det ønskes endvidere belyst, hvad potentialet for anvendelse af RENURE er i en dansk kontekst samt en vurdering af erhvervets behov for at kunne anvende RENURE-gødning ud over grænsen for husdyrgødning på landbrugsarealer på 170 kg N/ha, jf. EU's Nitratdirektiv. Det ønskes belyst, om efterbehandling af afgasset gylle vil kunne medføre, at dette kan komme i betragtning inden for rammerne af de nuværende foreslåede produktkrav, eller om der i så fald kan være behov for at stille supplerende krav. Det ønskes belyst, om en udnyttelsesprocent på 100 % er realistisk i praksis i lyset af risiko for tab af ammoniak ved udbringning og opbevaring. Endelig ønskes potentialet for at kunne erstatte N-kunstgødning med RENURE-gødning belyst, herunder en evt. opgørelse af besparet CO₂-aftryk som følge af erstatningen.

Det er ønsket, at analysen tager udgangspunkt i to scenarier; et hvor ændringen af Nitratdirektivet kun udmøntes i vores nabolande med deraf mulighed for transport af RENURE og restprodukt over landegrænser, samt et hvor ændringen udmøntes i DK.

Baggrunden for bestillingen er et forslag fra EU-Kommissionen om ændring af Nitratdirektivet, hvor Kommissionen har lagt op til, at RENURE-gødning kan anvendes ud over loftet på 170 kg N/ha, dog maksimalt 100 kg N/ha, og hvor kravet om balanceret gødsning, dvs. kvælstofkvoten fortsat vil skulle overholdes.

I EU-Kommissionens forslag blev der lagt op til, at følgende tre processer kunne komme i betragtning som RENURE-gødning:

1. Et ammoniumsalt (renselssalt), stammende fra en gasrensning eller emissionskontrolproces designet til at fjerne ammoniak fra røggasser;
2. Et mineralkoncentrat opnået gennem omvendt osmose;
3. Et kvælstofrigt fosfatsalt (struvit) udfældet fra animalsk gødning.

¹ "Recycled Nitrogen from ManURE" (RENURE), betegner behandlet husdyrgødning, som ligner kemisk fremstillet gødning og kan erstatte dette produkt (EU JRC, 2020).

Miljøministeriet har med baggrund heri ønsket en vurdering af eventuelle miljømæssige konsekvenser ved brug af RENURE, herunder evt. påvirkning fra restprodukter fra produktion af RENURE, både i form af øget risiko for tab af næringsstoffer og opkoncentrering af især kobber og zink i restfraktionen. I vurderingen bedes inddraget, om beskyttelsesniveauet varetages i tilstrækkelig grad ved de af EU-Kommissionen fastsatte kriterier til håndtering og udbringning af selve RENURE-delen, men også om den nuværende regulering er tilstrækkelig til sikker håndtering af restfraktionen.

Besvarelsen er delt mellem DCA og DCE, idet DCE primært har medvirket til at belyse de mulige problemer ift. tungmetaller i restfraktionen. Bestillingen er forholdsvis bred og detaljeret, og i lyset af den til rådighed værende tid og ressourcer er de fleste spørgsmål adresseret kvalitativt. Der er imidlertid litteratur tilgængelig, der vil muliggøre en mere kvantitativ besvarelse af dele af bestillingen.

2 RENURE-gødning

Processerne bag de af EU-Kommissionens tre definerede RENURE-gødninger og deres miljøeffekter er kort beskrevet i det følgende:

Ammonium fra gasrensning kan dels komme fra ammoniak-stripning af husdyrgødning, dels stamme fra rensning af staldluft og fra afgangsluft fra komposteringsanlæg med kompostering af diverse organiske materialer. Stripning af ammoniak fra gødning kan i princippet ske fra usepareret gødning, fra en fast fiberfraktion, f.eks. ved tørring eller kompostering, eller teoretisk også fra stripning af en væskefraktion med forhøjet pH.

I tilfælde af at ammoniakken stammer fra rensning af luft, kan der samlet set forventes en positiv miljøeffekt, idet det opsamlede kvælstof (N) alternativt ville blive emitteret som ammoniak til miljøet, hvis den ikke blev opfanget i et filter. Så vidt vides, er der ikke regler for anvendelsen af opsamlet ammoniak fra luft, og det vurderes mest økonomisk hensigtsmæssigt at tilsætte den opsamlede ammoniak til den øvrige husdyrgødning på bedriften, medmindre den kan afsættes til en merpris i forhold til handelsgødning. Det betyder, at vi forventer, at N fra luftrensning normalt ikke vil blive registreret og brugt som RENURE-gødning.

Den samlede miljøeffekt af ammoniakopsamling fra luftrensning vurderes at være positiv for vandmiljøet, også selvom den opsamlede N fra luftrensning bruges som supplerende gødning, der ikke indgår i gødningsregnskaber (Feilberg et al., 2020).

Stripning af ammoniak fra organisk gødning kan ske ved at sende luft gennem gødning med høj pH, evt. efter tilsætning af base, og efterfølgende opsamling af ammoniak i et luftfilter, typisk i en sur opløsning. Tilsvarende sker ved luftrensning. Hermed fås en sur til neutral væske med højt indhold af ammoniak/ammonium, der kan have varierende pH.

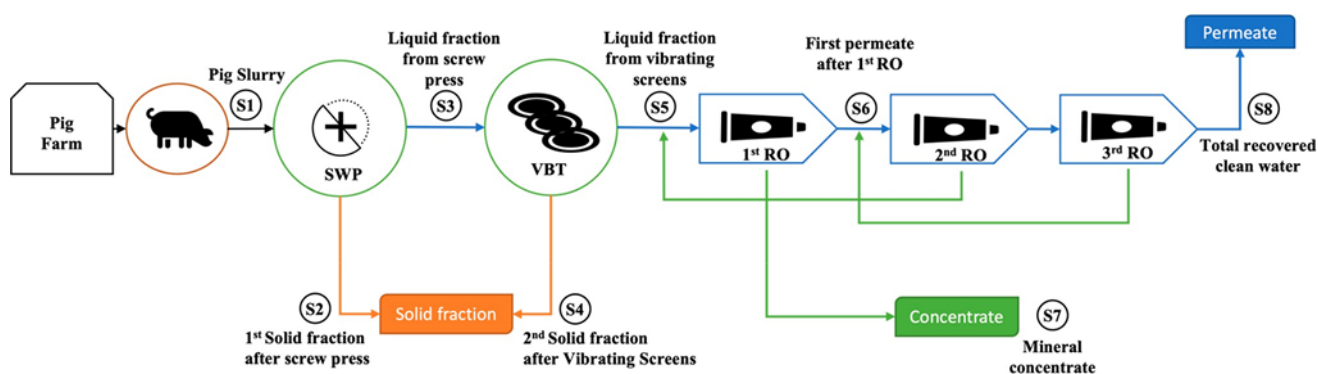
Produktion af **Koncentrat fra omvendt osmose** kræver en eller flere indledende separationer, hvor der i første led sker en separering i en væske og en fiberfraktion. I fiberfraktionen sker en opkoncentrering af fosfor, metaller og organisk bundet kvælstof i forhold til udgangsmaterialet. Omvendt osmose kræver en væske med lavt indhold af partikler, og ofte er der brug for flere separeringstrin for at opnå en sådan væske. De separerede tørstofrige fraktioner kan evt. blandes til én fast fraktion. Det såkaldte koncentrat er en væske, der både kan indeholde opløseligt N og P, og det er målt, at 90-100% af total N er ammonium-N (Schröder et al., 2014). Koncentratet kan ofte være basisk med pH omkring 8, men i nogle tilfælde højere (Schröder et al., 2014).

Struvit er et fast stof og består kemisk af $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$. Struvit kan udvædes fra organisk gødning, der normalt indeholder opløst ammonium og fosfat, ved at tilsætte ekstra opløseligt Mg ved en høj pH. Den rene struvit indeholder således mere fosfor (P) (22,6% af struvit) end N (10,2% af struvit), og struvit må betegnes som en P-gødning med et lavt indhold af N og forventes ikke anvendt som N gødning (EU JRC, 2020). Struvit er tungt opløselig i vand, men en række forsøg har vist, at plantetilgængeligheden af P er lige så

høj som for superfosfat gødning (Christiansen et al., 2020) og dermed kan indholdet af ammonium-N i struvit også forventes at være fuldt tilgængeligt for planter, idet struvit opløses langsomt.

Der kan være en risiko for højere tab af ammoniak ved udbringning fra RENURE-gødninger fra gasrensning/stripping og omvendt osmose, men det vil være afhængigt af gødningens pH. Denne risiko for ammoniaktab kan stort set elimineres, hvis gødningen nedfældes. Risikoen for nitratudvaskning efter tilførsel af RENURE-gødning er vurderet til at være den samme som ved brug af kunstgødning (Schröder et al., 2014; van Middelkoop & Holshof 2017). Indholdet af tungmetaller forventes at være meget lavt i de deklarerede RENURE-gødninger (EU, JRC, 2020), og dermed ikke give problemer med uønskede mængder tilført i RENURE-gødninger.

Figur 1 viser en mulig proces for fremstilling af RENURE med forskellige trin for opkoncentrering sluttende med omvendt osmose (Herrera et al., 2023).



Figur 1. Proces diagram og forskellige producerede fraktioner ved behandling af svinegylle (S1–S8): 'screw press' (SWP), 'vibrating screens' (VBT), og 'reverse osmosis' (RO) sektioner (Herrera et al., 2023).

3 Potentiale for anvendelse af RENURE-gødning i Danmark

3.1 Anvendelsespotentiale

Behandling af husdyrgødning med henblik på fremstilling af RENURE-gødning vurderes at være for dyr i forhold til alternative muligheder for udnyttelse af gødningen under de gældende regler i Danmark. RENURE-gødning vurderes kun at være relevant i områder i EU med stor overproduktion af husdyrgødning i forhold til Nitratdirektivet, som f.eks. Holland, hvor der i nogle tilfælde betales store beløb for at afsætte gødningen. Der produceres ikke RENURE-gødning på nuværende tidspunkt i Danmark.

Der er en meget lille anvendelse af separering af gylle på landbrugsbedrifter i dag, og det sker ikke med henblik på fremstilling af RENURE-gødning. Der er en stigende interesse for separering på biogasanlæg, men primært med henblik på en optimering af gødningens kvalitet og bedre kvælstofvirkning ved udbringning på voksende afgrøder og på at opnå gødning med lavere P-indhold, for at kunne holde sig under fosforloftet. Med udsigt til drivhusgaskreditering ved pyrolyse af bl.a. fiberfraktion må der forventes stigende interesse herfor. Ved pyrolyse af fiberfraktion skal der normalt først laves en tørring af fiber, hvorved en del kvælstof vil fordampe som ammoniak under tørringen. Denne ammoniak bør opsamles, og det vil være oplagt at lave RENURE-gødning heraf (som ammonium fra gasrensning), idet det må forventes at være en relativ simpel proces. Det første anlæg til pyrolyse af fiberfraktion fra afgasset biomasse er i drift i Danmark.

Især med afskaffelsen af undtagelsesbrugene fra 2025 (maksimalt 230 kg N/ha i husdyrgødning på kvægbrug sænkes til 170 kg N/ha) kunne der være et potentielt behov for at anvende RENURE-gødning. Men omkostningerne til at fremstille RENURE-gødning vurderer vi under de nugældende prisforhold til at være for høje til, at RENURE vil blive anvendt.

Der er udsigt til udtagning af betydelige landbrugsarealer i Danmark til skov og vådlægning i de kommende år, og det er usikkert, hvilken betydning det vil få for afsætningen af husdyrgødning lokalt. Men vi vurderer, at det stadig vil være billigere løsninger end produktion af RENURE-gødning, der vil blive anvendt til at overholde Nitratdirektivet.

Miljøministeriet angiver, at afgasset gødning/biomasse ikke umiddelbart kan komme i betragtning som RENURE-gødning i bestillingen, men det vurderes, at forslaget til regler fra EU-kommissionen ikke forhindrer, at der kan produceres RENURE-gødning ved en efterbehandling af afgasset biomasse, f.eks. ved stripning af ammoniak. Hvis man laver pyrolyse på fiberfraktionen, ser vi ikke problemer i, at f.eks. efterbehandlet afgasset biomasse konverteres til RENURE-gødning. Som nævnt ovenfor fjernes omsætteligt organisk kvælstof i fiberfraktionen ved pyrolysen, som ellers giver anledning til øget nitratudvaskning på langt sigt, samt risiko for emission af ammoniak og N₂O under lagring. Samtidigt sikrer fosforlofterne i Danmark, at der ikke sker en uønsket for høj tilførsel af fosfor og tungmetaller på nogle arealer/bedrifter ved udspreddning af biokul fra pyrolysen.

Der foregår en mindre produktion af struvit baseret på spildevandsslam i Danmark, men i princippet kan der også laves struvit baseret på husdyrgødning, primært med henblik på opkoncentrering af P, der kan sælges. Det kan være relevant at lave en struvit-udfældning fra fosforrige organiske gødninger for at nedbringe fosforindholdet, f.eks. i afgasset biomasse, men det praktiseres så vidt vides ikke i dag.

3.2 Udnyttelsesprocent for RENURE-gødning

Den potentielle udnyttelsesprocent for kvælstof i de tre typer af RENURE-gødning vurderes til tæt på 100% i forhold til kunstgødning. I nogle tilfælde vil dette kun kunne opnås ved nedfældning af gødningen, da der for nogle af gødningerne ellers er risiko for ammoniaktab ved overfladeudbringning og nedfældning i voksende afgrøde (som græs). Selv ved en nedfældning af koncentratet fra omvendt osmose til majs og kartofler (i 8-10 cm dybde), er der kun fundet en N-gødningsvirkning (værdital) på 72-84 % på trods af, at 90-100% af N-indholdet var ammonium-N (Schröder et al., 2014). Det tilskrives ammoniaktab som følge af en høj pH på omkring 8 og i enkelte tilfælde højere. Schröder et al. (2014) fandt, at gødningsvirkningen kunne øges ved forsuring. Ved nedfældning af koncentratet på græs (0-5 cm) fandt van Middelkoop & Holshof (2017) endnu lavere gødningsvirkninger på 58-75% afhængigt af jordtypen. Igen må den relativt lave gødningsvirkning på trods af høj ammonium andel tilskrives ammoniaktab som følge af høj pH i koncentratene.

Eftervirkningen af RENURE-produkter må forventes at være den samme som ved anvendelse af kunstgødning, og dermed kan eftervirkningen ikke forventes at bidrage til udnyttelsesprocenten.

Ved anvendelse af struvit vurderes risiko for ammoniaktab lav, men for at få en ordentlig udnyttelse skal struvit indarbejdes i jorden. Da struvit primært er en P-gødning har vi ikke fundet undersøgelser af gødningsvirkningen for kvælstof i struvit.

3.3 Erstatning af N i kunstgødning med RENURE og CO₂ aftryk

RENURE-gødning kan i princippet erstatte N i kunstgødning, men ved produktion af RENURE fjernes der en tilsvarende mængde tilgængeligt N fra den behandlede husdyrgødning, hvilket betyder, at der i princippet skal bruges en tilsvarende mængde N i kunstgødning på de arealer, der modtager husdyrgødningen. Kun i tilfælde hvor de samlede N-tab kan reduceres, f.eks. ved rensning af staldluft og anden gas, kan der opnås en reel reduktion i behovet for kunstgødning svarende til det reducerede tab. Emissionsfaktoren ved produktion af N i kunstgødning er estimeret til 5,6 kg CO₂ kg⁻¹ N (Chojnacka et al., 2019). For at beregne en samlet klimaeffekt skal imidlertid også indregnes CO₂-omkostninger ved processen til opsamling af kvælstof, og disse omkostninger er ukendte.

Hvis RENURE-behandling kun praktiseres i nabolande, forventes ingen konsekvenser i Danmark. RENURE-gødningen forventes anvendt lokalt, hvor den fremstilles. Eventuel import af et fosforrigt restprodukt vil i Danmark være reguleret af fosforlofterne, der sikrer mod ophobning af fosfor og tungmetaller i jorden. En import af et produkt med et lavere N-udnyttelseskrav

end 100% (som restproduktet) kan potentielt give øget nitratudvaskning, men det vurderes urealistisk, at der vil blive importeret restfraktion til Danmark.

4 Mulige problemer med restproduktet

Normalt produceres en fast gødningsfraktion som restprodukt ved produktion af RENURE, og heri vil der normalt være en øget koncentration af både udfældede tungmetaller, organisk bundet kvælstof og fosfor, i forhold til udgangsgødningen. Indholdet af tungmetaller vil i store træk følge indholdet af fosfor, dog med undtagelse af anvendelse af struvitudfældning, hvor fosfor kan fjernes med et lavt indhold af tungmetaller. Andelen af P der fjernes med struvitudfældning må dog forventes at være lavt, således forholdet mellem fosfor og tungmetaller kun ændres lidt i restproduktet. Stort set al organisk bundet N i udgangsgødningen ender i restproduktet.

I nogle systemer sigtes endvidere mod at opnå en vandfraktion, der er så ren og med så lavt et indhold af næringsstoffer, at den kan udledes direkte til recipient (Herrera et al., 2023). Dermed kan spares store omkostninger til lagring og transport.

4.1 Tungmetaller

Den samlede belastning af landbrugsarealet med tungmetaller forventes ikke at stige fordi en del af husdyrgødningen anvendes til produktion af RENURE. Fordelingen på markerne kan derimod ændres væsentligt, fordi gødningen deles i to (eller flere) fraktioner, hvor indholdet af tungmetaller vil være forskelligt. RENURE-delen vil have et højere indhold af uorganisk N og et lavere indhold af andre stoffer, herunder tungmetaller, hvor restfraktionerne derimod vil have et højere indhold ift. N. Såvel RENURE-delen som restfraktionerne forventes udbragt i mængder, der afspejler afgrødernes behov og gældende regler for gødningsudbringning. Restfraktionerne, der har et relativt lavere indhold af uorganisk N og et højere indhold af tungmetaller end ordinær husdyrgødning kan, hvor de udbringes, derfor medføre en større akkumulering i jord og en større udvaskning til vandmiljøet og en større belastning af grundvandet.

Tabel 1 viser koncentrationerne $\text{NH}_4\text{-N}$, organisk N, P, K, Cu og Zn i svinegylle, RENURE og forskellige fraktioner af restprodukter fra fremstilling af RENURE fundet i et fuldskalaforsøg (Herera m.fl., 2023). Det forventes primært at være Cu og Zn, der kan være problematisk ved udbringning af husdyrgødning. Som det fremgår, er indholdet af Cu og Zn i den producerede RENURE mindre ift. N end i den anvendte svinegylle. Indholdet vil være højere end i den handelsgødning, der erstattes af RENURE, men dette anses ikke umiddelbart for at være problematisk, idet det ville være lovligt at udbringe ubehandlet husdyrgødning på de pågældende marker.

Indholdet af Cu og Zn ift. det totale N-indhold og ift. NH_4 -indholdet i nogen af restfraktionerne er derimod højere end i den anvendte svinegylle. Hvis der ses på det totale N-indhold, er indholdet af Cu ift. N 16 % højere end for den anvendte svinegylle for S1-fraktionen (se figur 1 over forskellige producerede fraktioner ved behandling af svinegylle), og indholdet af Zn ift. N er 50 % højere end for den anvendte svinegylle for S5-fraktionen. Hvis der ses på NH_4 er indholdet af Cu ift. N 140 % højere end for den anvendte svinegylle for S1-fraktionen, og indholdet af Zn ift. N er 120 % højere end for den anvendte svinegylle for S1-fraktionen.

Tabel 1. Koncentrationer af NH₄-N, organisk N, P, K, Cu og Zn i svinegylle, RENURE og forskellige fraktioner af restprodukter fra fremstilling af RENURE fundet i et fuldskalaforsøg. Fraktionerne S1-7 kan ses på procesbeskrivelsen illustreret i figur 1. (Herrera et al., 2023).

Parameter	enhed	svinegylle	SF fra SWP	LF fra SWP	SF fra VBT	LF fra VBT	RENURE
		S1	S2	S3	S4	S5	S7
NH ₄ -N	mg kg ⁻¹	1930 ± 257	1675 ± 425	1838 ± 547	1937 ± 273	1786 ± 230	3750 ± 583
Organic N	mg kg ⁻¹	1085 ± 908	3718 ± 1043	782 ± 527	1408 ± 407	317 ± 860	565 ± 377
NH ₄ -N/Total N	%	68 ± 20	32 ± 7	70 ± 20	58 ± 11	96 ± 42	91 ± 6
P	mg kg ⁻¹	1295 ± 534	3988 ± 811	1042 ± 59	1829 ± 498	1169 ± 276	1660 ± 53
K	mg kg ⁻¹	1232 ± 363	1440 ± 85	1070 ± 241	1280 ± 116	1135 ± 14	2530 ± 305
Cu	mg kg ⁻¹	12 ± 11	25.3 ± 5.9	8.8 ± 1.9	n.d.	7.53 ± 0.27	8.3 ± 0.5
Zn	mg kg ⁻¹	20.7 ± 2.1	40.3 ± 7.4	21.62 ± 0.06	32.3 ± 4.9	21.94 ± 0.91	24.1 ± 0.7

En undersøgelse fra 2015 af indholdet af kobber og zink i jord baseret på prøver fra nitrat-kvadratnettet og måling på udvalgte brugstyper (Bak m.fl., 2015) fandt, at tilførslen af kobber og zink med svinegylle i perioden 1986-2014 havde øget koncentrationerne i jorden af de to metaller. I måleperioden fra 1998-2014 blev der fundet stigninger i jordens koncentrationer på henholdsvis 19 % for Cu og 24 % for Zn. For Zn blev der fundet overskridelser af nul-effekt-niveauerne i 45 % af de foretagne målinger, for Cu i én måling.

Det blev beregnet, at en fortsættelse af den daværende landbrugspraksis vil kunne medføre en væsentlig stigning i andelen af arealer, hvor nul-effekt-niveauet for Zn overskrides, og at der for Cu på længere sigt kunne forventes overskridelser af nul-effekt-niveauet på i størrelsesorden 30-50 % af arealerne, der modtager svinegylle. En del af de fundne stigninger i jordkoncentrationer og i arealer med overskridelser af nul-effekt-niveauerne for Zn kunne tilskrives anvendelse af Zn i foder til smågrise, der siden er udfaset. Der blev imidlertid også fundet problemer for arealer, der modtog svinegylle fra søer og slagtesvin.

Det kan dermed ikke udelukkes, at det kan være problematisk at tillade anvendelse af restprodukter fra fremstilling af RENURE, der indeholder større mængder af Cu og Zn end den anvendte gylle, i samme mængde som ved direkte anvendelse af gyllen.

En større tilførsel af Cu og Zn på enkelte arealer ved udbringning af restprodukter fra fremstilling af RENURE kan medføre en akkumulering af Cu og Zn, der på sigt også kan føre til større belastning af vandmiljøet. Der findes udenlandske undersøgelser og modelberegninger, der konkluderer, at anvendelse af RENURE og restprodukter heraf ikke på kortere sigt kan forventes at medføre øget udvaskning af metaller, fx Schoumans mfl., (2021). Risikoen for udvaskning skal imidlertid, jf. Bak mfl. (2015) ses på lang sigt. En senere undersøgelse fra 2019 af husdyrbrug med fokus på zinkomsætningen har desuden vist, at udvaskning kan forekomme som pulser af nogle dages varighed ifm. udbringning og jordbearbejdningen (Bak mfl., 2019). Risikoen for en øget belastning af vandmiljøet kan følgelig være væsentlig, også på kortere sigt.

Overholdelse af fosforlofterne medfører dog, at der må tilføres mindre mængder af restproduktet (med højt P-indhold), og dermed også undgå øget tilførsel af Cu og Zn.

4.2 Organisk N og risiko for øget N- og P-tab

Som beskrevet af Sørensen et al. (2018) og Sørensen & Christensen (2020) er den øgede risiko for nitratudvaskning ved anvendelse af husdyrgødning frem for handelsgødning knyttet til husdyrgødningens indhold af organisk N, der langsomt frigives over en lang årrække. Det samlede udvaskningspotentiale forventes ikke ændret ved en separation af gødningen. Udvasningsrisikoen ved tilførsel af RENURE-gødning er den samme som for kunstgødning, hvis ammoniaktab efter tilførslen forhindres, f.eks. ved nedfældning. Til gengæld er der en tilsvarende større risiko for nitratudvaskning fra restproduktet, der indeholder hovedparten af det organiske N. Ved en pyrolysebehandling af restproduktet til biokul vil det organiske N enten gå tabt til luften eller blive bundet i meget stabile organiske forbindelser (Elsgaard et al., 2022). Dermed reduceres udvasningsrisikoen betydeligt.

Hvis der sker udbringning af den faste fraktion om efteråret, f.eks. før såning af vintersæd, kan der forventes en øget samlet nitratudvaskning i forhold til forårsudbringning af ubehandlet gylle (Sørensen & Rubæk, 2012). Der er dog nu forbud mod udbringning af faste organiske gødninger om efteråret i Danmark (Gødningsanvendelsesbekendtgørelsen, 2023), og dermed skulle dette ikke være en risiko under danske forhold.

Der er en højere koncentration af P i den faste restfraktion. I Danmark er der indført fosforlofter, der skal sikre mod høje tilførsler af P på landbrugsjord. Vi vurderer, at dette vil sikre mod en risiko for øgede P-tab. Endvidere betyder forbuddet mod udbringning af faste gødningsfraktioner om efteråret, at risikoen for P-tab ved overflade-afstrømning er lavere, og ikke adskiller sig fra brug af ubehandlet gødning.

4.3 Ammoniak og lattergas

Ved lagring af faste restfraktioner fra separering er der en betydelig risiko for tab af både ammoniak og lattergas (N_2O), hvis den faste fraktion ikke er omhyggeligt overdækket (Petersen & Sørensen, 2008; Hansen et al., 2006). Der bør derfor sikres en god overdækning af den faste fraktion.

Risikoen for ammoniaktab efter udbringning af fast restfraktion vurderes til at være på samme niveau som for andre typer fast husdyrgødning. Det betyder, at det er afgørende for ammoniaktabet, om der sker en hurtig nedbringning eller ej (Hansen et al., 2008). Den samlede effekt af RENURE-behandling på tab af ammoniak og N_2O vil således afhænge meget af, hvordan restfraktionen håndteres både under lagring og ved udbringning.

4.4 Anvendelse af restproduktet

Det faste restprodukt fra fremstilling af RENURE kan anvendes som anden fast organisk gødning og skal i Danmark udbringes efter samme regler. Det betyder, at det skal nedbringes/indarbejdes i jorden inden for fire timer efter udbringning for at mindske risikoen for ammoniaktab (Gødningsanvendelsesbekendtgørelsen, 2023). Der er også mulighed for at udbringe produktet oven på en voksende afgrøde, hvilket betyder større risiko for ammoniaktab, hvis der ikke forud er sket en fjernelse af ammoniak fra den faste fraktion (Sørensen & Thomsen, 2005).

Den faste gødningsfraktion, eller dele heraf, kan anvendes til **pyrolyse** med omdannelse til biokul. Dette kræver en tørring af fiberfraktionen inden pyrolyse, og i forbindelse hermed er der potentiale for opsamling af ammoniak, der potentielt kan anvendes som RENURE-gødning. Dette forventes kun at blive praktiseret med afgasset biomasse, og klimaeffekterne heraf er beskrevet i klimakataloget 2024 (Andersen & Adamsen, 2024). Omfanget heraf vil være meget afhængigt af tilskrivning af klimakreditter eller beregning af klimaafgifter i fremtiden, hvilket p.t. ikke er afklaret. Vi vurderer, at pyrolyse ikke vil være rentabel uden en betaling fra klimaafgifter/kreditter. Ved pyrolyse sker et tab af tilgængeligt kvælstof til luften (Elsgaard et al., 2022), hvilket betyder, at der vil være et øget behov for brug af kunstgødning, hvis det faste restprodukt fra fremstilling af RENURE-gødning anvendes til pyrolyse.

Ved pyrolyse af den faste restfraktion fra fremstilling af RENURE sker der en opkoncentrering af de fleste tungmetaller, men også af fosfor i stort set samme omfang, idet de fleste tungmetaller (herunder Cu og Zn) og fosfor forbliver i den producerede biokul. Fosforlofterne i Danmark sikrer, at der kun kan udbringes begrænsede mængder af den producerede biokul (Elsgaard et al., 2022). Dermed vil tungmetalbelastningen være den samme som med ubehandlet husdyrgødning, når fosfortilførslen er på samme niveau.

5 Sammenfatning

Det vurderes, at fremstilling af RENURE-gødning ikke er aktuel i Danmark under de nuværende forhold, idet det er en relativ dyr proces, der kun vil komme i anvendelse under forhold med høje omkostninger forbundet med afsætning af den organiske gødning. Hvis der fremtidigt bliver en betydelig produktion af biokul baseret på fiberfraktion, kan produktion af RENURE dog blive aktuel i Danmark.

Der er typisk risiko for ammoniaktab ved udbringning af RENURE-gødninger, men øvrige miljøeffekter forventes at være de samme som ved anvendelse af kunstgødning. Ammoniaktab kan reduceres betydeligt ved dyb nedfældning og/eller forsuring.

Der sker en opkoncentrering af organisk N, fosfor og tungmetaller i restproduktet (faste fraktion), og opkoncentreringen af fosfor og tungmetaller vil have omtrent samme relative omfang. Det vurderes, at fosforlofterne samt forbuddet mod udbringning af fast organisk gødning om efteråret til vintersæd sikrer, at der under danske forhold samlet set ikke er risiko for øgede kvælstof- og fosfortab, samt uønsket ophobning af tungmetaller i jorden ved anvendelse af restproduktet i forhold til anvendelse af tilsvarende ubehandlet organisk gødning.

Restfraktioner fra fremstilling af RENURE kan indeholde mere Cu og Zn i forhold til N-indholdet end i den gylle, der er anvendt til fremstillingen. Det kan ikke udelukkes, at det kan være problematisk at tillade anvendelse af disse restprodukter i samme mængde som ved direkte anvendelse af gyllen, især på langt sigt, men også som pulser af Zn på kort sigt.

6 Referencer

Andersen, MN (red.), Adamsen, APS (red.), Lærke, PE, Ugilt Larsen, S, Jørgensen, U, Olesen, JE, Manevski, K, Bay, SS, Hutchings, N, Hansen, EM, Munkholm, LJ, Børgesen, CD, Thomsen, IK, Elsgaard, L, Petersen, SO, Toda, M, Ntinyari, W, Sørensen, P, Audet, J, Krogh, PH, Bruus, M, Blicher-Mathiesen, G, Kronvang, B, Zak, DH, Andersen, TA, Albrektsen, R, Gyldenkærne, S, Callisen, LW, Mikkelsen, MH, Winding, A, Sapkota, R, Dalby, FR, Kai, P, Jensen, M, Nørremark, M, Børsting, CF, Lund, P, Kjeldsen, MH, Maigaard, M, Amorim Franchi, G, Jensen, MB, Villumsen, TM, Hansen, MJ, Kristensen, HL, Nørgaard, JV, Bouquet, AER, Buitenhuis, AJ & Nielsen, HM. 2024. Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget - 2024. DCA rapport, nr. 227. Aarhus Universitet - DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. <https://dcapub.au.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport227.pdf>

Bak, J.L., Larsen, M.M. & Jensen, J. 2019. Case-studie af husdyrbrug med fokus på zinkomsætningen. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 36 s. - Videnskabelig rapport nr. 331 <http://dce2.au.dk/pub/SR331.pdf>

Bak, J.L., Jensen, J. & Larsen, M.M. 2015. Belysning af kobber- og zinkindholdet i jord. Indhold og udvikling i kvadratnettet og måling på udvalgte brugstyper. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 72 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 159 <http://dce2.au.dk/pub/SR159.pdf>

Chojnacka, K., Kowalski, Z., Kulczycka, J., Dmytryk, A., Górecki, H., Ligas, B., Gramza, M. 2019. Carbon footprint of fertilizer technologies. *Environmental Management* 231, 962-967.

Christiansen N.H., Sørensen, P., Labouriau, R., Christensen, B.T., Rubæk, G.H. 2020. Characterizing phosphorus availability in waste products by chemical extractions and plant uptake. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 183, 416-428.

EU JRC. 2020. Technical proposals for the safe use of processed manure above the threshold established for Nitrate Vulnerable Zones by the Nitrates Directive (91/676/EEC). <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC121636>

Elsgaard, L., Adamsen, A.P.S., Møller, H.B., Winding, A., Jørgensen, U., Mortensen, E.Ø., Arthur, E., Abalos, D., Andersen, M.N., Thers, H., Sørensen, P., Dilnessa, A.A., Elofsson, K. 2022. Knowledge synthesis on biochar in Danish agriculture: - Biochar production, use and effect in soil agroecosystems (part 1) and Economic assessment of biochar production and use (part 2). DCA Report, nr. 208, Aarhus Universitet - DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. <https://dcapub.au.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport208.pdf>

Feilberg, A., Kai, P., Adamsen, A.P.S., Sørensen, P., Bak, J.L. 2020. Svar på bestilling om kvalitetssikring af tre virkemidler til NEC udvalget, Nr. 2020-0079001, 7 s., jun. 29, 2020. https://pure.au.dk/ws/files/191282207/Kvalitetssikring_af_ammoniakreducerende_virkemidler_NEC_250620.pdf

[Gødningsanvendelsesbekendtgørelsen. 2023. Bekendtgørelse om jordbrugs-virksoheders anvendelse af gødning. BEK nr 1025 af 30/06/2023.https://www.retsinformation.dk/eli/Ita/2023/1025](https://www.retsinformation.dk/eli/Ita/2023/1025)

Hansen, M.N., Henriksen, K., Sommer, S.G. 2006. Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: Effects of covering. *Atmospheric Environment* 40, 4172-4181.

Hansen, M.N., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Sørensen, P. 2008. Emissions-faktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning. DJF Husdyrbrug nr 84. 43 pp.

Herrera, A., D'Imporzano, G., Clagnan, E., Pigolo, A. Bonadei, E., Meers, E., Adani, F. 2023. Pig slurry management producing N mineral concentrates: a full scale study. *ASC Sustainable Chem. Eng.* 11, 7309-7322. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.2c07016>

Petersen, J., Sørensen, P. 2008. Loss of nitrogen and carbon during storage of the fibrous fraction of separated pig slurry and influence on nitrogen availability. *Journal of Agricultural Science* 146, 403-413.

Schoumans, O.F., Sigurnjak, I., Veenemans, L., Van Dijk, K., Lesschen, J.P., Romkens, K., Brienza, C., Giordano, A., Zilio M. 2021. Assessment of environmental impacts upon application of biobased fertilising products recovered from digestate - A product from the H2020 project SYSTEMIC. Wageningen, Wageningen Environmental Research, The Netherlands. <https://doi.org/10.18174/572616>

Schröder, J., De Visser, W., Assinck, F., Velthof, G., Van Geel, W., Van Dijk, W. 2014. Nitrogen fertilizer replacement value of the liquid fraction of separated livestock slurries applied to potatoes and silage maize. *Communications in soil science and plant analysis* 45, 73-85.

Sørensen, P. 2018. Kommentar til EU Kommissionens udkast til "Project Methodology SAFEMANURE", Nr. 2018-760-000857, 2 s., jul. 06, 2018.

Sørensen, P., Christensen, B.T. 2020. Bilag 2. Langtidseffekter af kvælstofvirkemidler (10-års perspektiv). I: Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (red). *Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. DCA-rapport nr. 174.* p. 429-439. Aarhus Universitet.

Sørensen, P., Rubæk, G.H. 2012. Leaching of nitrate and phosphorus after autumn and spring application of separated solid manures to winter wheat. *Soil Use and Management* 28,1-11.

Sørensen, P., Thomsen, I.K. 2005. Separation of pig slurry and plant utilization and loss of nitrogen-15-labeled slurry nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 69, 1644-1651.

van Middelkoop, J.C., Holshof, G. 2017. Nitrogen Fertilizer Replacement Value of Concentrated Liquid Fraction of Separated Pig Slurry Applied to Grassland. *Communications in soil science and plant analysis* 48, 1132-1144.