UNIVERSITY OF COPENHAGEN

Københavns Universitet

Økonomisk og effektmæssig vurdering af natur-, klima- og vandmiljøvirkemidler

Jacobsen, Brian H.; Jensen, Poul Nordemann; Vinther, Finn Pilgaard

Publication date:
2013

Document version
Også kaldet Forlagets PDF

Citation for published version (APA):
Jacobsen, B. H., Jensen, P. N., & Vinther, F. P., (2013). *Økonomisk og effektmæssig vurdering af natur-, klima- og vandmiljøvirkemidler*, Nr. 030-0003/13-5480, 36 s., jan. 24, 2013. IFRO Udredning Nr. 2013/3

Download date: 06. Oct. 2026

INSTITUT FOR FØDEVARE- OG RESSOURCEØKONOMI
KØBENHAVNS UNIVERSITET

IFRO Udredning

Økonomisk og effektmæssig vurdering af natur-, klima- og vandmiljøvirkemidler

Brian H. Jacobsen
Poul Nordemann
Finn Vinther

2013 / 3

IFRO Udredning 2013 / 3

Økonomisk og effektmæssig vurdering af natur-, klima- og vandmiljøvirkemidler

Forfattere: Brian H. Jacobsen, Poul Nordemann, Finn Vinther

Udarbejdet på foranledning af Natur- og Landbrugskommissionen i henhold til aftale mellem Fødevareøkonomisk Institut og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri om myndighedsberedskab

Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi

Københavns Universitet

Rolighedsvej 25

1958 Frederiksberg

www.ifro.ku.dk

24. januar 2013

Københavns Universitet og Århus Universitet
Brian H. Jacobsen, IFRO, KU
Poul Nordemann, DCE, AU
Finn Winther, DCA, AU

Økonomisk og effektmæssig vurdering af natur-, klima og vandmiljøvirkemidler

Indhold

Sammendrag....4
1. Introduktion....5
1.1. Metode....5
1.2. Afgrænsning....6
2. Virkemidler relateret til kvælstofmodeller....6
2.1. Ikke arealrelaterede virkemidler....6
2.1.1. Energiafgrøder....6
2.1.2. Øget krav til udnyttelse af N i afgasset gylle....7
2.1.3 Efterafgrøder....8
2.1.4. Mellemafgrøder....9
2.1.5. Reduceret jordbearbejdning....9
2.1.6. Senere nedmuldning af efterafgrøder....10
2.2. Arealrelaterede virkemidler....10
2.2.1. Udtagning af lavbund....10
2.2.2. Udtagning af højbund til græs....11
2.2.3. Skovrejsning....12
3. Virkemidler der ikke er koblet til kvælstofmodeller....13
3.1. Virkemidler med fokus på husdyrgødning....13
3.1.1. Ændret fodring til malkekøer....13
3.1.2. Luftrensning i svinestalde....13
3.1.3. Gyllekøling....14
3.1.4. Skærpelse af udnyttelseskravet generelt....14
3.1.5. Skærpelse af udnyttelseskravet efter afgasning....16
3.1.6. Gylleforsuring i stalden og i lager....17
3.1.7. Overdækning af gyllebeholdere....19
3.2 Virkemidler med fokus på dyrkning....19
3.2.1. Reduceret kvælstofnorm (yderligere 10 pct.)....19
3.2.3. Vedvarende græs....20
3.2.4. Dyrkning med reduceret/uden kvælstof og pesticider (MVJ/MB-aftaler)....21
3.2.6. Ændret vandløbsvedligehold (nedsat grødeskæring)....21
3.2.9. Omlægning til økologi (planteproduktion, svin og kvæg)....22

3.3 Andre virkemidler 22
3.3.1. Slet fra Naturpleje til biogas 22
3.3.2. Ændret fodring til malkekøer 22
4. Økonomisk vurdering af virkemidler 23
4.1. Virkemidler koblet til N-reguleringsmodeller 23
4.1.1. Energiafgrøder 23
4.1.2. Øget N-krav til afgasset gylle 23
4.1.3. Efterafgrøder 24
4.1.4. Mellemafgrøder 24
4.1.5. Reduceret jordbearbejdning 24
4.1.6. Senere nedmuldning af efterafgrøder 25
4.1.7. Omlægning til økologi 25
4.1.8. Udtagning af lavbund 25
4.1.9. Udtagning af højbund 25
4.1.9. Skov 26
4.2. Virkemidler der ikke er koblet til N-reguleringsmodeller 26
4.2.1. Generel skærpelse af krav til husdyrgødning 26
4.2.2. Vedvarende græsmarker 27
4.2.2. Reduceret norm 27
4.3. Opsamling på samfundsøkonomiske omkostninger 27
Kilder 30
Bilag 1. Oversigt over de beskrevne Virkemidler 32

Sammendrag

Dette notat beskriver en lang række virkemidler og en del effekter for hvert virkemiddel i en relativ kort form, men henblik på at give et overordnet overblik. Det fremgår, at der er mange komplekse effekter som kan være svære at overskue og rangordne i forhold til virkemidlerne. For virkemidler med en effekt på vandmiljøet er der foretaget yderligere drifts- og samfundsøkonomiske analyser med udgangspunkt i de analyser, der er lavet for N-udvalget. Dertil kommer en række virkemidler hvor effekten primært er rettet mod reduktion af emissionen af ammoniak og klimagasser.

Det fremgår, at værdien af sideeffekter er størst ved udtagning af lavbundsarealer. Generelt har udtagning af arealer større effekt end husdyrgødningsrelaterede virkemidler. Der er i beregningerne anvendt en nettoafgiftsfaktor på 1,35, men der ikke er indregnet nogen skatteforvridning.

Set i forhold til effekten i vandmiljøet så har en del virkemidler omkostninger på 30-60 kr. pr. kg N. De billigste virkemidler med omkostninger under 25 kr. pr. kg N omfatter efterafgrøder, reduceret jordbearbejdning, senere nedmuldning af efterafgrøder, udtagning af lavbund og energiafgrøder. De dyreste synes at være øget norm reduktion og øget krav til udnyttelse af husdyrgødning.

1. Introduktion

Natur- og Landbrugskommissionen har i bestilling den 1. oktober anmodet om en konsekvensanalyse af en række natur, miljø og klimavirkemidler. Der ønskes en oversigt med henblik på en mere fleksibel miljøregulering. Beskrivelsen baseres på allerede kendte notater og målet er, at det kan indgå i vurderingen af en regulering, der er baseret på en fleksibel og målrettet anvendelse af udvalgte virkemidler. Natur- og Landbrugskommissionen har efterfølgende præciseret, at hovedfokus for virkemidlerne er kvælstofreduktionen, hvor den samfundsøkonomiske vurdering er rettet mod omkostningen pr. kg N i reduceret udvaskning til vandmiljøet. Der er ikke i relation til dette notat foretaget nye driftsøkonomiske analyser.

De effekter der ønskes vurderet omfatter: kvælstoftab, fosfortab, ammoniaktab, udledning af pesticider, udledning af drivhusgasser, klimatilpasning samt natur/biodiversitet. Ved vurdering af klimaeffekter ønskes opgørelser af ændringer i metan og lattergas særskilt fra ændringer i kulstoflagring og CO2 fortrængning ved substitution i fossile brændsler.

De virkemidler der indgår i bestillingen kan opdeles i 3 grupper.

1: Virkemidler til inddragelse af analyser af kvælstofmodeller (9 stk)
II: Øvrige virkemidler (18 stk.)
III: Virkemidler der indgår i arbejde om nye virkemidler (9 stk.)

Arbejdet er fordelt således at DCE har stået for vurdering af tab til vandmiljø og naturmæssige aspekter, mens DCA har stået for N-udvaskning fra rodzonen og effekter i forhold til reduktion af drivhusgasser. Institut for Fødevare- og Naturressourcer (IFRO) har stået for de drifts- og samfundsøkonomiske beregninger. De nye virkemidler i gruppe 3 indgår ikke i denne analyse men afrapporteres separat fra DCE.

1.1. Metode

Der ønskes at der tages udgangspunkt i en baseline der tager højde for implementerede tiltag. Ved angivelser af potentialer tages højde for ikke implementerede tiltag (uafhængigt af politiske sigtelinier). Det var oprindeligt ønsket at effekten skulle måles i 2020 og at de økonomiske analyser, herunder at de samfundsøkonomiske analyser skal søge at tage udgangspunkt i finansministeriets vejledning på området.

I beregningen indgår skyggepriser på N, NH3, fosfor og CO2. Værdien af disse er sat til henholdsvis : 40 kr. pr. kg N tabt til vandmiljøet, 28 kr. pr. kg NH3-N, 0 kr. pr. kg P og 140 kr. pr. tons CO2 (Dubgaard et al., 2013). For virkemidler med fokus på N indregnes værdien af N ikke, idet den angivne værdi kan bruges som angivelse for omkostningerne ved eksisterende regulering.

1.2. Afgrænsning

Det har indenfor den korte tid der har været til rådighed ikke været muligt at ny/genberegne effekter af virkemidler, hvorfor hovedindsatsen har bestået i at indsamle eksisterende vurderinger af effekterne af de beskrevne virkemidler. Der søges givet en mere overordnet vurdering af variationen af effekt og omkostninger, men den er ikke koblet til en geografisk opdeling på fx oplandsniveau. Endelig vil der for nogle virkemidler være nogle sideeffekter som ikke er opgjort. I den afsluttende tabel er alle virkemidler angivet og udover effekter er angivet hvor det pågældende tal stammer fra. Der er ikke i denne analyse set nærmere på hvordan eventuelle pakker af virkemidler kan sammenstilles. Grundlæggende gælder, at der ikke i denne analyse er foretaget en detaljeret diskussion af de enkelte virkemidler, idet målet har været at give et overblik overvirkemidlernes effekt. For mere detaljeret vurdering af de enkelte virkemidler henvises til de anførte referencer. Der er kun foretaget en meget overordnet vurdering af implementeringsinstrumenter og administrative omkostninger, herunder statsfinansielle konsekvenser. Valg af implementeringsmodel vil ofte have betydning for hvem der bærer byrden ved at implementere et givet virkemiddel.

Afrapporteringen af nye virkemidler foretages særskilt af Århus Universitet til Natur og Landbrugskommissionen. I analysen af nye virkemidler vil fokus være på en beskrivelse af virkemiddel og mulige effekter, men det vil ikke indeholde en kvantitativ vurdering af sideeffekter og en vurdering af omkostningerne ved virkemidler.

2. Virkemidler relateret til kvælstofmodeller

I det følgende drøftes virkemidlerne kort, idet fokus er på variation over landet, potentiale og usikkerhed i estimater. Gennemgangen er grupperet efter virkemidler der kan indgå i kvælstofreguleringsmodel arbejdet og øvrige virkemidler. Disse er så igen underopdelt i arealrelaterede og ikke arealrelaterede virkemidler. Disse virkemidler skal ikke nødvendigvis bruges i et større omfang end indeholdt i vandplanerne, men det skal beskrives hvordan de kunne indgå i en godskrivning af effekter i relation til de opstillede kvælstofmodeller.

2.1. Ikke arealrelaterede virkemidler

Disse virkemidler omfatter flerårige energiafgrøder, biogas fra husdyrgødning, efterafgrøder, mellemafgrøder, reduceret jordbearbejdning og senere nedmuldning af efterafgrøder.

2.1.1. Energiafgrøder

Flerårige energiafgrøder (pil) har i de nyeste vurderinger en samfundsøkonomisk positiv effekt. Ved det nuværende prisniveau (42 kr./GJ) vurderes det, at potentialet er størst på marginaljord uden alternativ værdi (35.000 ha lavbund) og delvist på god sandjord (se Larsen, 2012 samt Jacobsen og Dubgaard, 2012). Der er etableret ca. 4-5.000 ha og den årlige vækst er 800- 1.000 ha pr. år og målet i Grøn Vækst er 30.000 ha.

Der regnes med en gødningsnorm på 120 kg N/ha til pil på alle jordtyper (DCA, 2012). Da de afgrøder, som pilen vil afløse, i gennemsnit har en norm på 146 kg N/ha fås en besparelse på 26 kg N/ha. Antages en ammoniakfordampning på 1,5 % af udbragt N fås en reduktion på 0,39 kg N/ha. Der regnes med en gennemsnitlig reduktion i N-udvaskning på 50 kg N/ha for organisk jord, 25 kg N/ha for lerjord og 50 kg N/ha for sandjord. Dette giver reduktioner lattergasemissioner svarende til 247, 185 og 247 kg CO_2-ækv./ha/år for henholdsvis organisk jord, lerjord og sandjord (Olesen et al., 2012c).

Flerårige energiafgrøder er tidligere beregnet at øge jordens kulstofindhold sammenlignet med almindelig korndyrkning uden efterafgrøder svarende til en binding på 1,57 ton CO_2/ha/år. Hvis der er i stedet sammenlignes med korndyrkning med efterafgrøder fås en øget kulstoflagring fra flerårige energiafgrøder på 0,83 ton CO_2/ha/år. Her regnes med et gennemsnit af disse estimater på 1,20 ton CO_2/ha/år. Det antages at dyrkning af energiafgrøder på lavbund ikke medfører ændringer i afvandingsforhold og derfor sættes kulstoflagringen til samme værdi i både lavbund og højbund (Olesen et al., 2012c). Endelig er der reduktion i sparet brændstofforbrug på ca. 0,37 tons CO2/ha. (Bio-M rapport)

Analyser viser, at pesticidforbruget svarer til et årligt behandlingshyppighed på 0,08 pr. år og et belastningsindeks på 0,35 pr. år. Niveauet i korndyrkning er anslået til en behandlingshyppighed på 2,6 og et belastningsindeks på 3,2. Pesticidforbruget reduceres altså med 97 % og 89 % for henholdsvis behandlingshyppighed og belastningsindeks (Jacobsen og Dubgaard, 2012). Ved en mere intensiv pesticidstrategi er der tale om en reduktion på 50 % og 19 % i forhold til korn, alt efter om det er behandlingshyppighed eller belastningsindeks.

2.1.2. Øget krav til udnyttelse af N i afgasset gylle

I dag forgasses ca. 6% af gyllen og en af effekterne er en øget udnyttelse af N i den afgasset husdyrgødning, hvorved planterne tilføres mere N end uden afgasning. En skærpelse af udnyttelseskrav vil betyde, at kravet til udnyttelse af N i husdyrgødningen hæves til den faktiske udnyttelse.

Det er vurderet, at effekten i rodzonen angivet til 2,1 kg N pr. DE baseret på et øget udnyttelseskrav på 9% point (Schou et al., 2007). Effekten i rodzonen er ca. 0,25 kg N pr. ha og 0,71 kg N pr. ha. (2,1 mio. ha som er anvendt i Andersen et al., 2012). Effekten i havet er opgjort til 0,14 og 0,43 kg N pr. ha. Ved fuldgødskning med afgasset gylle (20% afgasset) vil det påvirkede areal være ca. 180.000 ha ved 1,4 DE/ha.

Biogas fra husdyrgødning giver efter den nye energiaftale et driftsøkonomisk overskud i case 2012 analysen hvor ca. 75% af biomassen stammer fra husdyrgødning. Højere priser på den faste fraktion betyder at dette er blevet dyrere for biogasanlæg. Der er betydelig usikkerhed om den faktiske

tørstofprocent og dermed gasproduktionen fra de enkelte anlæg. Således kan tørstofindholdet i sogylle være 2%, mens det for kvæggylle kan være over 8%.

De samfundsmæssige omkostninger er højere end tidligere og ligger omkring 500-700 kr. pr. tons CO2 (se Jacobsen et al., 2012b). Det er tidligere antaget at 50% af alt husdyrgødning behandles i biogasanlæg i forhold til ca. 7% idag. Dette vurderes som en meget ambitiøs målsætning frem mod 2020. Det anbefales derfor at der indregnes en mere sandsynlig udbygning af omfanget af biogas med udgangspunkt i de anlæg der opnår anlægsstøtte i 2012.

Olesen et al. (2012c) har beregnet reduktioner af drivhusgasemissioner ved biogas af al dansk gylle opgjort på forskellige gylletyper. Ved anvendelse af tørstofprocenter for kvæg-, svine- og anden gylle på hhv. 8.0, 4.5 og 6.5 er reduktionerne herunder omregnet til kg CO_2-ækv./tons "frisk" gylle:

Drivhusgas	Kvæggylle	Svinegylle	Anden gylle
Metan fra lager	5,9	14,7	10,3
Lattergas	14,6	10,1	21,2
Metanlækage fra biogas	-7,2	-5,6	-6,8
Substitution af naturgas	21,7	16,9	20,4
Kulstoflagring i jorden	-3,3	-2,6	-3,1

Det synes relevant, at tage udgangspunkt i et scenarie hvor 20% af gylle bioforgasses.

Bioforgasning har endvidere den fordel at lugtpåvirkningen reduceres og ammoniaktabet reduceres.

2.1.3 Efterafgrøder

Efterafgrøder er et virkemiddel der har været flittigt brugt i tidligere vandmiljøplaner. Analyser viser, at potentialet for dette virkemiddel er begrænset i en række vandoplande såfremt det ikke forudsætter sædskifteændringer. Såfremt det forudsætter sædskifteændringer vil det øge omkostningerne betydeligt. Når omkostningerne i de nuværende vandplaner alligevel er begrænsede skyldes det adgangen til alternative løsninger så som mellemafgrøder, lavere N-norm og handel med efterafgrødeforpligtigelse kan bruges til at reducere omkostningerne (Jacobsen, 2012a).

Som følge af eftervirkning af efterafgrøder skal N-normen reduceres med 17 eller 25 kg N/ha på brug hhv. under og over 0,8 DE/ha. Der er her regnet med en gennemsnitlig reduktion på 20 kg N/ha. Antages 1,5 % ammoniakfordampning ved udbringning af handelsgødning kan der spares 0,30 kg N/ha. Der regnes med en reduktion i N-udvaskningen på 22 kg N/ha på lerjord og 46 kg N/ha på sandjord (Andersen et al., 2012). Ved dyrkning af efterafgrøder tilføres jorden organisk materiale, herunder kvælstof, som vil være en kilde til lattergas. Det antages, at optaget af N i efterafgrøden vil være 50 % over reduktionen i udvaskningen, og at dette er en kilde til lattergas. Dette svarer til 69 og 33 kg N/ha for henholdsvis sandjord og lerjord. Dette giver tilsammen en stigning i emissionerne af lattergas ved dyrkning af efterafgrøder på 113 og 5 kg CO_2-ækv./ha/år for henholdsvis sand og lerjord (Olesen et al., 2012a).

Ved dyrkning af efterafgrøder tilføres jorden organisk stof fra både rødder og overjordisk biomasse. Omfanget af dette varierer betydeligt, men anslås til gennemsnitligt 733 kg CO_2/ha (Olesen et al., 2012a).

Omkostningerne varierer fra 300 – 2.500 kr. pr. ha alt afhængig af forudsætningerne. De højeste omkostninger er hvor der kræves dyre sædskifteændringer. Det er således dyrest i oplande som Limfjorden og Lillebælt (Jylland) da der her udlægges en del efterafgrøder / er mange vinterafgrøder. Endelig har nogle bedrifter påtaget sig ekstra forpligtigelser svarende til ca. 10.000 ha på landsplan i forbindelse med husdyrgodkendelser.

2.1.4. Mellemafgrøder

Mellemafgrøder kan specielt bruges på bedrifter der ønsker at fastholde en stor andel med vinterafgrøder. Omkostningerne ved virkemidlet er reduceret i forhold til Jacobsen (2012a), idet det nu antages at der som udgangspunkt ikke er behov for nedfræsning af afgrøden. (Jacobsen, 2012a).

Ved dyrkning af mellemafgrøder spares ikke handelsgødning og der er således heller ingen reduktion i ammoniakfordampningen. Reduktionen i N-udvaskningen antages at være omtrent det halve af efterafgrøders effekt, som er 23 kg N/ha på sandjord og 11 kg N/ha på lerjord (Andersen et al., 2012). Ved dyrkning af mellemafgrøder tilføres jorden organisk materiale, herunder kvælstof, som vil være en kilde til lattergas. Der ligger kun meget få data på dette og størrelsen kan derfor kun anslås. Her anslås denne mængde at være af samme størrelse som den mængde N-udvaskningen reduceres med. Dette giver tilsammen en stigning i emissionerne af lattergas ved dyrkning af efterafgrøder på 50 og 24 kg CO_2-ækv./ha/år for henholdsvis sand og lerjord.

Ved dyrkning af mellemafgrøder tilføres jorden organisk stof fra både rødder og overjordisk biomasse. Omfanget af dette er dårligt kendt, men kan anslås til at være af samme størrelse som for efterafgrøder, svarende til 733 kg CO_2/ha (Olesen et al., 2012c).

Omkostningerne udgør 650 – 750 kr. pr. ha. Største effekt er som angivet på sandjord med høj husdyrintensitet. Omfang af mellemafgrøder der erstatter efterafgrøder i vandplanerne er skønnet til 16.000 ha i Jacobsen (2012), men er at Videncentret forventet at kunne nå op til 30.000 ha.

2.1.5. Reduceret jordbearbejdning

Reduceret jordbearbejdning i form af ingen pløjning fra høst til 1. november på lerjord og 1. februar på sandjord indgår i vandplanerne. Effekten er 6,7 kg N pr. ha og 0,16 kg P pr. ha. Det indgår i vandplanerne med 110.000 ha (Jacobsen, 2012). Omkostningerne er vurderet til ca. 100 kr. pr. ha. De kan dog være højere for bedrifter med spise- og lægge kartofler, samt økologer, der alle er undtaget af det nuværende krav i vandplanerne. Den manglende adgang til pløjning i efteråret kan øge pesticidforbruget på nogle bedrifter (Jacobsen, 2012).

Reduceret jordbearbejdning reducerer energiforbruget og den tilhørende CO_2-udledning med 33-64 %, afhængigt af metode og teknik, og med den form for reduceret jordbearbejdning, der praktiseres i Danmark skønnes reduktionen i brændstofforbrug at ligge på ca. 40 kg CO_2 ha^{-1} (Olesen et al., 2012). Der er stor usikkerhed omkring effekterne af reduceret jordbearbejdning på lagring af kulstof i jorden, men med den type reduceret jordbearbejdning, der praktiseres i Danmark er kulstoflagringen vurderet at være 330 kg CO_2/ha/år (Olesen et al., 2012). Reduceret jordbearbejdning har kun en meget lille og usikker effekt på nitratudvaskningen (Hansen et al., 2010).

2.1.6. Senere nedmuldning af efterafgrøder

Senere nedmuldning af efterafgrøder vil betyde, at kvælstoftilbageholdelsen øges. Det antages at der i udgangssituationen er efterafgrøder, hvorfor meromkostningerne er begrænsede. Effekten er opgjort til ca. 10 kg N pr. ha på sandjord og 0 kg N/ha lerjord. Omkostningerne er under 100 kr. pr. ha. Potentielt omfang på lerjord er ukendt.

Det er antaget, at der med senere nedmuldning af efterafgrøder menes, at nedmuldningen udsættes fra 20/10 til 1/11 på lerjord og fra 20/10 til 1/2 på sandjord, idet det herved vil svare til datoerne for hvornår jordbearbejdning må praktiseres ifølge reglen om "Ingen jordbearbejdning forud for vårsåede afgrøder". Det er vurderet, at dette vil kunne reducere udvaskningen med 0-10 kg N/ha, men potentialet vurderes at være meget begrænset, da senere nedmuldning på sandjord allerede er almindelig praksis (Andersen et al., 2012).

2.2. Arealrelaterede virkemidler

Disse virkemidler omfatter udtagning af lavbundsjorde, udtagning af højbund til græs og udtagning til skovrejsning.

2.2.1. Udtagning af lavbund

Udtagning af lavbundsarealer som ikke indgår som vådområder. Omfanget er angivet til 164.000 ha, men omfanget vurderes som usikkert. Der kan være overlap med arealer der berøres af stop for grødeskæring, ligesom en del vil være omfattet af udtagning af randzoner. I angivelsen omkring omkostninger indgår ikke egentlige projektomkostninger, men kun tab af indtjening. Udvaskningsreduktionen vurderes til at være 0-60 kg N pr. ha alt efter forholdene. Indtjeningen på en række lavbundsarealer er begrænset og vil typisk ligge under 500-1.000 kr. pr. ha. (se også Dubgaard et al., 2010). Arealerne vurderes i dag at være dyrket med permanent græs. Arealerne har også en værdi som harmoniareal på 0-1.000 kr. pr. ha. Det gennemsnitlige tab skønnes derfor til ca. 1.000 - 1.500 kr. pr. ha. Såfremt disse arealer omfatter lavtliggende arealer med et højt udbyttepotentiale vil indkomsttabet være betydeligt større (Lammefjorden og Vildmosen).

Omkostningen kan således opgøres til over 40 kr. pr. kg N i reduceret N til vandmiljøet. De højeste omkostninger pr. kg N vil være hvor effekten nærmer sig 0 kg N pr. ha

Uden sløjfning af dræn, dvs. med dræn: Der anslås at kunne spares 146 kg N/ha ved ophør af normal dyrkning. Antages 1,5 % ammoniakfordampning ved udbringning af handelsgødning kan der spares 2,19 kg N/ha. Der regnes med en gennemsnitlig udvaskningsreduktion på 30 kg N/ha (Andersen et al., 2012). Dette giver samlet en reduktion i lattergasemissioner svarende til 762 CO_2-ækv./ha/år (Olesen et al., 2012b). Ved udtagning af lavbundsarealer uden sløjfning af dræn antages effekten alene være knyttet til en større kulstoflagring under græs end for arealer i omdrift. Denne effekt forudsættes at være af samme størrelse som for udtagning af højbund til græs svarende til 1.833 kg CO2/ha (Olesen et al., 2012c).

Med sløjfning af dræn, dvs. uden dræn: Der anslås at kunne spares 146 kg N/ha ved ophør af normal dyrkning. Antages 1,5 % ammoniakfordampning ved udbringning af handelsgødning kan der spares 2,19 kg N/ha. Der regnes der med en gennemsnitlig udvaskningsreduktion på 113 kg N/ha (Andersen et al., 2012).

2.2.2. Udtagning af højbund til græs

Udtagning af højbundsjord kan teoretisk udgøre 1,5 mio. ha, men arealomfang i V1 + V2 områderne er ca. 950.000 ha (se Schou et al., 2009). Det er antaget, at de udtagne arealer ikke vil betyde, at antallet af husdyr reduceres, men omkostninger ved at fremskaffe harmoniarealer kan stige. Det samlede areal, der ikke indgår som harmoniareal er opgjort til 1,1 mio. ha. Som angivet i Andersen et al., (2012) varierer det betydeligt fra opland til opland. Limfjorden, Nissum, Vadehavet og Ringkøbing Fjord er 26-29% af arealet ikke harmoniareal, mens Køge bugt oplandet har 80% af arealet, som ikke nødvendigt harmoniareal. Det ikke nødvendige harmoniareal er fordelt med 500.000 ha på sandjord, 433.000 ha på lerjord og 9.600 ha på humusjord.

Udtagning af højbundsjord reducerer udvaskningen fra rodzonen med 34 – 61 kg N/ha afhængig af jordtype, hvor effekten på sandjord er højest. Hvis der udtages fx 10.000 ha vil effekten derfor være 340 - 610 tons N målt i rodzonen.

Omkostningerne vil være koblet til den nuværende indtjening der på lerjord ligger omkring 2-3.000 kr. pr. ha og på sandjord på 0 – 2.000 kr. pr ha. (gennemsnit over 3 år fra budgetkalkulerne) (2008-2010). Dertil kommer tab af harmoniareal. Forpagtninger koster i dag typisk 4.000 kr. pr. ha. (inkl. Enkeltbetalingsstøtte der udbetales til forpagter) (Jacobsen, 2012). Ved en lavere kornpris vil omkostningen være lavere og ved en højere kornpris højere. Det antages, at ejeren eller forpagter fortsat kan opnå enkeltbetalingsstøtte svarende til ca. 2.300 kr. pr. ha, selvom arealet ikke længere dyrkes, idet det antaget plejet.

Tabet vurderes her at være 2.000 kr. pr. ha på sandjord (med husdyr) og 2.500 kr. pr. ha på lerjord. Der vil dog være betydelig variation så derfor anvendes der også følsomhedsanalyser, hvor højere

satser analyseres. For at belyse effekten i relation til tab af husdyrproduktion arbejdes der med 2 niveauer. Et niveau 1, hvor der ikke sker en påvirkning på husdyrproduktionen. I den vurdering skal det erindres, at både udtagning af lavbundsarealer, højbundarealer og skov vil reducere det mulige harmoniareal.

Det forudsættes at der ved udtagning kan spares 146 kg N/ha uanset jordtype. Antages 1,5 % ammoniakfordampning ved udbringning af handelsgødning kan der spares 2.19 kg N/ha i ammoniakfordampning (Olesen et al., 2012b). Reduktionen i udvaskningen forudsættes at være 61 kg N/ha på sandjord og 34 kg N/ha på lerjord (Andersen et al., 2012). Dette giver tilsammen et fald i emissionerne af lattergas ved udtagning af dyrket jord til vedvarende ugødet græs svarende til 786 og 859 kg CO_2-ækv./ha/år for henholdsvis ler og sandjord.

Ved udtagning af højbund til græs forventes en årlig kulstofakkumulering svarende til 1.833 kg CO_2/ha (Olesen et al., 2012a). Denne kulstofakkumulering forventes at kunne fortsætte over flere årtier, men vil med tiden aftage.

2.2.3. Skovrejsning

Der er etableret en del skov som følge af vandmiljøplaner 1+2 svarende til ca. 2.000 ha pr. år. Det forventes, at potentialet her er 128.500 ha skov. (Andersen et al., 2012). Efekten på udvaskning afhænger bl.a. af jordtype, dyretæthed og skovens omdriftstid. Sørensen & Waagepetersen (2009) vurderer, at skovrejsning i forhold til et kornrigt sædskifte gennemsnitligt reducerer udvaskningen med 32 kg N pr. ha på lerjord og 59 kg N pr. ha på sandjord, eller hhv. ca. 30 og 60 kg N/ha. Effekten i havet er opgjort til ca. 13 – 24 kg N pr. ha

.

Omkostningen er i AGWAPLAN er anført til at være 1.900 kr. pr. ha. pr. år, hvilket er på linje med omkostningerne i Dubgaard et al. (2010). Af dette udgør mistet dækningsbidrag 640 kr. pr. ha og tab ved skovdyrkning 1.280 kr. pr. ha.

Det økonomiske tab varierer og vil være højest på lerjord og lavest på sandjord. En højere kornpris vil øge dette tab og ved en kornpris på 120 kr. pr. hkg fremfor 100 kr. pr. hkg vil tabet være 1.400 – 1.600 kr. pr. ha større. Der anvendes derfor et interval på 1.900 – 3.500 kr. pr. ha.

Det forudsættes at der ved udtagning til skovrejsning kan spares 146 kg N/ha uanset jordtype. Antages 1,5 % ammoniakfordampning ved udbringning af handelsgødning kan der spares 2.19 kg N/ha i ammoniakfordampning. Reduktionen i udvaskningen forudsættes at være 59 kg N/ha på sandjord og 32 kg N/ha på lerjord (Andersen et al., 2012). Dette giver tilsammen et fald i emissionerne af lattergas ved udtagning af dyrket jord til skov svarende til 765 og 826 kg CO_2-ækv./ha/år for henholdsvis ler og sandjord (Olesen et al., 2012c).

Ved skovrejsning sker der hovedsageligt en binding i træernes vedmasse samt i førnlaget over mineraljorden. Den årlige tilvækst afhænger dog i betydelig grad af skovens alder og er mindst lige

efter etableringen. Den største effekt på CO_2-reduktionen i 2020 fås derfor ved at gennemføre skovrejsningen så tidligt som muligt, hvorimod skovrejsning sidst i perioden kun har en beskeden effekt. Der er i Fødevareministeriet (2008) regnet med en gennemsnitlig årlig binding på 700 kg C/ha/år baseret på en jævn fordeling af skovrejsningen i løbet af perioden. Dette svarer til 2567 kg CO_2-ækv./ha/år. Effekten af skovrejsning på kulstoflagringen vil være betydeligt større jo tidligere skoven etableres, da den årlige tilvækst af kulstof i vedmassen tiltager efter en etableringsperiode.

3. Virkemidler der ikke er koblet til kvælstofmodeller

Disse er grupperet i virkemidler med fokus på husdyrgødning og andre virkemidler

3.1. Virkemidler med fokus på husdyrgødning

Disse virkemidler omfatter følgende virkemidler, idet der tages afsæt i virkemidler i stalden og derefter kigges på de efterfølgende led i kæden frem til udbringning.

3.1.1. Ændret fodring til malkekøer

Reduktion af N-koncentrationen i foderet vil hovedsaglig give en reduktion i udskillelsen af N med urinen, hvorfor det har stort potentiale med hensyn til reduktion af ammoniakfordampningen. Derimod er andelen af fæces-N ikke påvirket af N-koncentrationen i rationen. En forbedring af fodereffektiviteten vil derimod give en stor reduktion i mængden af udskilt fæces-N. Til gengæld er reduktionen af urin-N væsentlig mindre, hvorved ammoniakfordampningen ikke er særlig påvirket.

Ændret fodring til malkekøer kan omfatte øget tildeling af fedt eller nitratfodring. Det er i denne sammenhæng antaget at der er tale om fedt til foder (se Dubgaard et al., 2010). Det øgede omkostning grundet skift fra 1,6 kg byg med 0,87 kg rapsfrø udgør 126 kr. pr. malkeko pr. år. Der vurderes ikke at være yderligere sideeffekter udover en lavere CO2 emission. En afgift på 400 kr. pr. tons CO2 vil betyde at 71% af alle køer får mere fedt.

3.1.2. Luftrensning i svinestalde

Der er to typer af luftrensere, dels syrerensere der er effektive til at fjerne ammoniak (normalt over 90 pct.), dels biologiske rensere der også kan give en vis lugtreduktion, men en knap så udtalt ammoniakreduktion (op til 70 pct.). De fleste luftrensere på markedet er centrale løsninger, dvs. at de kræver, at afgangsluften fra stalden bliver samlet i en central ventilationskanal, hvilket bevirker, at løsninger normalt kun kan etableres i forbindelse med nye staldanlæg. Der findes også decentrale løsninger, hvor luftrenseren kan etableres i de enkelte staldsektioner. Imidlertid var der i 2008 ingen af de anlæg, som er på det danske marked, som er helt færdigudviklede. Der er stadig problemer med tilstopning, konstruktion og valg af materialer til samling af afgangsluft etc. Erfaringen har ind til nu været at hver gang, der er problemer, som skal løses, så stiger omkostningerne. I økonomiberegningerne er det specielt merforbrug til arbejde, vedligehold og strøm, samt en kortere afskrivningsperiode, der undervurderes (Aaes et al, 2008).

Det muligt at opnå en relativ høj ammoniakreduktion, selv om man ikke renser på al luften. Med en delrensning på 20-30 pct. af maks. kapacitet vil det være muligt at rense al afgangsluft i en stor del af den kolde periode. Da emissionen af ammoniak er næsten konstant, så vil man kunne frarense en meget stor del af den ammoniak, der frigives i løbet af året. Med simuleringsmodulet i staldventilationsprogrammet "Staldvent" kan man vise, at en syrerensning (90 pct. effektivitet) af 20 pct. af ventilationsluften i en slagtesvinestald med drænet gulv kan medføre en ammoniakreduktion på ca. 60 pct. Hvis der havde været tale om slagtesvinestald med fast gulv, havde man kun opnået en reduktion på ca. 40 pct. som følge af lavere staldtemperatur og højere ventilationsbehov i vinterperioden. I begge tilfælde er der dog tale om, at man får væsentlig billigere ammoniakrensning målt kr. pr. kg reduceret ammoniak end ved fuld luftrensning.

Den ene metode har en effektivitet på ca. 70 % mht. ammoniakreduktion pr. kubikmeter behandlet luft, mens det andet firma reducerer 95-98 %. Forskellen ligger i metoden, i det førstnævnte firma renses luften med Biofiltre, mens det andet firma laver syrerensning af luften. Med Biofiltre er det fundet at afgangsluften efter filtret konstant over hele året indeholder ca. 1,2-2,4 ppm.

Om vinteren hvor ammoniakkoncentrationen pga. lavt luftskifte i stalden er høj sker der således en høj reduktion på ca. 84-87 %, mens effektiviteten falder til kun 46-59 % i sommerperioden. Metoden er effektivitetsmæssigt i modsætning til syrerensning mere afhængig af en høj ppm konc. af ammoniak før filtret, samt af luftmængden der skal renses i given periode.

Der er her regnet med en central enhed, hvorfor omkostningerne pr. kg NH_3-N er relativt konstante. Ved valg af mere fleksible løsninger vil der kunne anvises løsninger der er billigere ved mindre ammoniakreduktioner.

3.1.3. Gyllekøling

Det antages, at afkøling kan reducere emissionen af metan fra gylle lagret i svinestalde med 30 %. Det svarer til 15 % af den samlede metanemission fra stald og lager. Det er antaget, at køling af gyllen ikke medfører et øget energiforbrug, da tiltaget kun anvendes på svinestalde, hvor der antages at være et tilsvarende behov for opvarmning af stalden. Det antages tilsvarende at tiltaget ikke medfører ændringer i kvælstofnormerne. Ved køling af al dansk svinegylle fås en reduktion i metanudledningerne svarende til 59,200 ton CO_2-ækv/år (Olesen et al., 2012).

Omregnet svarer dette til 2,4 kg CO_2-ækv./ton svinegylle.

3.1.4. Skærpelse af udnyttelseskravet generelt

En anden mulighed var at øge det generelle krav med 5% således at fx krav til udnyttelse af svinegylle øges til 80% og at kravet til kvæggylle øges til 75%. Baggrunden for dette er, at der i dag findes teknologier (fx forsuring) der i nogle tilfælde kan øge udnyttelsen med 5-10% over kravet (Petersen og Sørensen, 2008). Der regnes her med, at reduktionen i forbruget af handelsgødning

udgør ca. 10.500 tons N baseret på en mængde på 210.000 tons N og en øget effekt på 5% (Andersen et al., 2012). Effekten i rodzonen er ca. 3.150 tons N eller 1,75 kg N pr. ha (1,8 mio. ha). De samlede nationale reduktion i tabet til havet udgør ca. 900 tons N (Andersen et al., 2012).

Det er i en række analyser set nærmere på nyere teknologier (herunder forsuring) som en mulighed som diskuteret i Sørensen (2011). Det anføres, at kun direkte nedfældning på sort jord, stald forsuring og bioforgasning vil give en udnyttelsen af N der er større end kravet. Omkostningerne ved forsuring i stalden har en betydelig investeringsomkostninger, som gør at det er ret dyrt alene for at opfylde krav til øget udnyttelse i marken. Forsuring forud for nedfældning eller udbringning, hvor syren tilsættes i gyllevognens afgangsrør er en anden ny mulighed Pedersen et al. (2011). Der anvendes ca. 5-7 liter svovlsyre pr. tons gylle. De godkendte systemer er enten før udbringning (Harsø) og under udbringning (SyreN).

Analyser viser, at både staldforsuring, tankforsuring og tildeling i gyllevognen kan give en økonomisk gevinst i forhold til græsnedfældning på 400-600 kr. pr. ha. Baggrunden for gevinsten er, at udbringningsomkostningerne er noget lavere med de nye teknologier, idet der kan anvendes en almindelig gyllebom, der har en bredere arbejdsbredde end ved nedfældning (Hedegaard, 2012). De angivne teknologier er opført på Miljøstyrelsens teknologiliste, men der er ikke i regi af Miljøstyrelsen foretaget en omkostningsvurdering af teknologierne. Det anføres, at der fortsat kan være nogen usikkerhed relateret til transport og håndtering af svovlsyren, men der skal føres en logbog omkring anvendelsen. Der foreligger ikke oplysninger omkring investeringsomkostningerne, men de vurderes at være relativt lave ved tildeling ved udbringning. Videncentret angiver således en omkostning på 8 kr. pr. tons gylle. Ved syre N tilsættes ca. 0,5 liter pr. tons gylle (prisen er 3 kr. pr. liter svovlsyre). I analyse foretaget af Videncenteret for Landbrug er fordelen i forhold til slangeudbragt gylle ikke så stor da der ikke opnås en placeringseffekt som nedfældning på sort jord giver. Det vurderes, at teknologierne endnu kun anvendes af relativt få landmænd, men det viser, at de kan være teknologier der opfylder krav om øget udnyttelse uden betydelige meromkostninger for landmanden.

For de bedrifter, hvor der ikke sker teknologiskift, så er effekten af en højere N udnyttelse at der kan indkøbes mindre handelsgødning end i dag, hvorfor udbyttet falder. Med en marginalværdi på N på omkring 8-15 kr. pr. kg N og en pris på 5-6 kr. pr. kg N så tabes der direkte 2-9 kr. pr. kg N der ikke tilføres. I dette indgår dog ikke kvalitetstab (lavere proteinniveau), der øger omkostningerne. Omvendt syntes det sandsynligt at der for en række bedrifter kan være teknologier som reducerer omkostninger i forhold til nedfældning. Et øget udnyttelseskrav og et skift i teknologi vil give et stort set uændret udbytteniveau og omkostninger der kan være lavere end ved nedfældning.

Med brug af de nyeste teknologier synes omkostningerne, at kunne være noget lavere måske endda 0, specielt hvis teknologien kan betyde, at nedfældning erstattes af slangeudlægning. Omvendt indikere andre analyser at omkostningerne ikke er meget lavere end nedfældning. Der er på den baggrund valgt at bruge et gennemsnitlig skøn på ca. 6 kr. pr. kg N, som et gennemsnit for bedrifter

der anvender ny teknologi og bedrifter der ikke anvender den nyeste teknologi. De samlede omkostninger bliver herefter ca. 60-65 mio. kr. Hvilket svarer til ca. 33 kr. pr. ha der påvirkes (1,9 mio. ha) eller 28 kr. pr. DE. Der er nogen usikkerhed knyttet til de nye teknologier hvad angår omkostninger, anvendelse og effekt i praksis da de endnu ikke anvendes i et større omfang.

Det antages, at der her menes en generel skærpelse på 5%, jf. Andersen et al. (2012). Beregningerne er baseret på en samlet mængde husdyrgødning svarende til 220.000 tons N, og med en 5% skærpelse af udnyttelseskravet fortrænges 11.000 tons handelsgødnings N, hvilket resulterer i reduceret ammoniakfordampning på 165 tons N, en reduceret udvaskning på 2.997 tons N og dermed en samlet klimaeffekt på 94.700 ton CO_2-ækv. (Olesen et al., 2012a).

3.1.5. Skærpelse af udnyttelseskravet efter afgasning

I dag forgasses ca. 6% af gyllen og en af effekterne er en øget udnyttelse af N i den afgasset husdyrgødning, hvorved planterne tilføres mere N end uden afgasning. En skærpelse af udnyttelseskrav vil betyde, at kravet til udnyttelse af N i husdyrgødningen hæves til den faktiske udnyttelse. I analysen indgår to scenarier nemlig at henholdsvis 20% og 50% af gyllen bioforgasses. Dette er således 14% og 44% mere end i dag. De 2 mængder svarer til henholdsvis 250.000 DE og 709.000 DE. Hovedanalysen gennemføres med en antagelse om at 20% af husdyrgødningen afgasses. Afgasset gylle indgår også i analysen af øget krav til udnyttelse af udvalgte typer husdyrgødning (V5_2). Der er derfor et overlap mellem disse 2 virkemidler såfremt de begge vælges i et opland.

Det er vurderet, at effekten i rodzonen angivet til 2,1 kg N pr. DE baseret på et øget udnyttelseskrav på 9% point (Schou et al., 2007). Effekten i rodzonen er henholdsvis 525 tons N og 1.490 tons N på nationalt plan. Effekten i rodzonen er således ca. 0,25 kg N pr. ha og 0,71 kg N pr. ha. (2,1 mio. ha som er anvendt i Andersen et al., 2012). Effekten i havet er opgjort til 283 og 889 tons N svarende til 0,14 og 0,43 kg N pr. ha, der indgår i analysen.

Opgjort pr. ha der fuldgødes med afgasset husdyrgødning så ville effekten og omkostningerne pr. ha være højere, men her følges dog det samme princip som i Andersen et al. (2012). Ved fuldgødskning med afgasset gylle (20% afgasset) vil det påvirkede areal være ca. 180.000 ha ved 1,4 DE/ha.

Der er overlap med virkemiddel 5 om skærpet udnyttelse af udvalgte typer husdyrgødning, idet afgasset gylle fra eksisterende anlæg indgår i dette virkemiddel. I Andersen et al., (2012) indgår de 6% afgasset gylle der er i dag også i virkemidlet om skærpelse af udnyttelseskravet efter afgasning. Den fortrængte mængde handelsgødning herfra udgør 359 tons N (se tabel v5_1, Andersen et al., 2012). Såfremt det ikke indgår i V6 vil effekten blive reduceret fra 283/889 tons N i havet til ca. 198/622 tons N i havet.

I det tilfælde at teknologien (afgasning) allerede er implementeret så er konsekvensen et mindre forbrug af handelsgødning og et lavere udbytte. Reduktionen i forbruget af handelsgødning er opgjort til 2.579 og 7.090 tons N, idet der anvendes en stigning i udnyttelseskravet på ca. 10%.

Der anvendes her en marginal værdi for henholdsvis 10 og 12 kr. pr. kg N for at indikere at de yderligere omkostninger skønsmæssigt svarer til at normen reduceres. Analysen kræver dog reelt en nærmere vurdering af hvilke omkostninger der er forbundet med en kraftig vækst i mængden der bioafgasses bl.a. som følge af energiforliget fra marts 2012. I denne analyse indgår ikke omkostninger som sikre, at 20% henholdsvis 50% af husdyrgødningen afgasses. Omkostningerne her sættes derfor på linje med øget udnyttelse for udvalgte typer af husdyrgødning. De samlede omkostninger er anslået til ca. 26 og 85 mio. kr. Dette svarer til ca. 12 og 40 kr. pr. ha. Omregnet svarer det til ca. 48 og 57 kr. pr. kg N i rodzonen eller 86 og 93 kr. pr. kg N i havet.

Der er i Andersen et al. (2012) og Olesen et al. (2012a) beregnet effekter af skærpelse af udnyttelseskravet efter afgasning, med hhv. 20% og 50% forgasning:

Scenarie	Omfang af husdyrgødning (tons N)	Sparet handels-gødning (tons N)	Sparet NH_3-fordampning (tons N)	Reduceret N-udvaskning (tons N)	Reduceret lattergas og metan (ton CO_2ækv)
20% forgasning	33.700	3.708	56	1.001	31.800
50% forgasning	84.250	9.269	139	2.503	80.400

3.1.6. Gylleforsuring i stalden og i lager

Forsuring af gylle er en teknologi, der normalt implementeres på hele bedriften, da teknologien ikke egner sig til en lille del af bedriften. Det skyldes bl.a., at det ikke er formålstjenligt enten at have to forskellige gylletyper på den samme bedrift eller sammenblande almindelig gylle med forsuret gylle.

Der er en betydelig størrelsesøkonomi ved et forsuringsanlæg, da et enkelt anlæg kan håndtere op til 500 dyreenheder. Forsuringsanlæg egner sig ikke til fx drægtighedsstalde med meget brug af strøelse, hvor det er nødvendigt at have linespilsanlæg i stalden for at få gyllen ud.

Mange dele af teknikken til forsuring af gylle er det, man kan kalde færdigudviklet, men der er fortsat forhold omkring lugtgener fra procestank, evt. lugtgener fra lagertanke og udbringning, som fortsat kræver udvikling/ændringer, som kan øge de samlede omkostninger. Ligeledes er afskrivningsperioden, evt. problemer med tæring og omkostninger til vedligehold af gode grunde ukendt. Det første anlæg blev taget i brug i 2000, og siden da er der sket mange ændringer i anlæggets opbygning.

For køer gælder at et fast drænet gulv ikke kan kombineres med forsuring. Derfor vil forsuring i stalden som udgangspunkt kræve et staldsystem der har et højere ammoniak emissions potentiale.

Forsuring kan/bør ikke etableres i forbindelse med bygninger og lager, der ikke er fremstillet i syrefaste materialer. Derfor kan forsuring kun anvendes ved udvidelser, hvis resten af anlægget afskrives på meget få år, eller anlægget med forsuring er en selvstændig enhed.

Der er meget størrelsesøkonomi i gylleforsuring, da et anlæg til 250 DE cirka koster 950.000 kr, mens et anlæg til 500 DE koster ca. 1.000.000. I en større besætning vil der være risiko for, at de variable omkostninger stiger, da pumpeafstanden fra stald til forsuringsanlæg stiger.

De hidtidige forsøg[1] har vist et strømforbrug, der lå på 8,2 kwh/ton gylle. Strømforbruget pr. ton behandlet gylle er specielt afhængig af placering af staldbygninger i forhold til forsuringsanlægget. Det laveste forbrug var knap 3,8 kwh/ton gylle i en kompakt besætning med søer og smågrise og 260 DE. I forhold til en baseline[2] var strømforbruget til gylleudpumpning 2,2 gange højere i den rene slagtesvin besætning i farmtesten.

Tabel 3.1. Variable omkostninger ved forsuring, 500 DE.

Aktivitet	**Omkostning**	
Svovlsyre	5,6	kr/m3
El-merforbrug	4,6	kr/m3
Service	0,75	kr/m3
Vedligehold	0,6	kr/m3
Tilsyn anlæg	0,53	kr/m3
Arbejdslettelse	-0,50	kr/m3
Total	11,6	kr/m3
Sparet N i kunstgødning	-3,7	kr/m3
Variable omkostninger	7,9	kr/m3

Arbejdslettelse samt omkostninger til vedligehold er i forhold til Farmtest og firmaoplysninger skønnet til at være sat hensholdsvis for højt og lavt. Bortset fra dette er der brugt tal fra afprøvning samt firmaets egne tal. Infarm oplyser, at de mener, at strømforbruget kan sænkes, fordi de forsurer gyllen mere effektivt efter anlægsforbedringer.

Omkostningen falder for en integreret besætning fra ca. 800 kr. pr DE ved besætninger på 200 dyreenheder til ca. 406 kr. pr. DE for besætninger med 500 dyreenheder. I beregningerne er der forudsat, at afskrivningsperioden på anlægget er 10 år samt, at N tabet reduceres med ca. 70 %. I det valgte staldsystem (drænet gulv) er omkostningsreduktionen pr. 1 kg N faldende fra 44 kr/kg til 22 kr kg. Omkostningen pr. kg N reduktion er stærkt afhængig af valgte staldsystem. For forsuring er der en betydelig størrelsesøkonomi, der gør at større anlæg er billigere pr. DE. Et anlæg til 250 DE koster således 669 kr. pr. DE, mens et anlæg til 500 DE koster 406 kr. pr. DE. Der regnes her med et anlæg til 350 DE. Sideeffekter i form af øget CO_2 belastning m.m. indgår ikke i beregningen

[1] Farmtest: Gylleforsuring Infarm A/S, Bygninger og teknik nr. 41, 2007. LR
[2] Håndbog i svinehold, 2007 (s. 117, 5,5 kwh time pr. ton slagtesvingylle). Landbrugsforlaget.

Generelt gælder, at der ikke er fuldstændig additivitet ved valg af flere virkemidler i en pakke. Hvis fodring giver 10%, og en luftrensning har en effekt på 50%, så giver fodring og luftrensning ikke en samlet reduktion på 60%, men måske kun 52%.

Gylleforsuring i marken
SyreN er den eneste teknologi der tilbyder syretilsætning ved udbringning. Foreløbige vurderinger baseret på samtaler med landmænd og maskinstationer indikere at anlægget koster 600.000 kr. og derfor ikke er relevant på mindre bedrifter. Endvidere opnås den største fordel i afgrøder hvor nedfældning kan skade afgrøden. Et skift til slæbeslanger og brug af SyreN vil specielt på græsmarker være en fordel, mens fordelen i forhold til vårafgrøder er begrænset.

Ved forsuring i stalden af al dansk kvæggylle og svinegylle fås reduktion på henholdsvis 321.500 og 651.000 ton CO_2-ækv. Baseret på den anførte mængde ??. De tilsvarende reduktioner ved forsuring i gyllelageret er henholdsvis 247.300 og 532.800 ton CO_2-ækv (Olesen et al., 2012).
Omregnet til kg CO_2-ækv./ton gylle svarer dette til:

	Kvæggylle	Svinegylle
Forsuring i stald	20,1	26,9
Forsuring i lager	15,4	22,0

3.1.7. Overdækning af gyllebeholdere
Det antages her, at metanudledningerne fra lagret gylle vil kunne reduceres med 15% ved overdækning, mens der ingen effekt er på lattergasudledningen. Hvis dette tiltag gennemføres for al dansk kvæggylle og svinegylle fås reduktion på henholdsvis 61.800 og 133.200 ton CO_2-ækv/år (Olesen et al., 2012).
Omregnet svarer dette til 3,9 og 5,5 kg CO_2-ækv./ton gylle for hhv. kvæg- og svinegylle.

3.2 Virkemidler med fokus på dyrkning

3.2.1. Reduceret kvælstofnorm (yderligere 10 pct.)
N-normen reduceres fra 10% under økonomisk optimum til 20% under økonomisk optimum på det samlede N-normareal (ca. 2,5 mio. ha).

Effekt
En reduktion af normen med yderligere 10% er af Schou et al. (2007) vurderet til at medføre en reduktion i udvaskningen fra rodzonen på ca. 3,4-5,0 kg N/ha. Det vurderes, at marginal udvaskningen reduceres med 22% og 32% af ændringen i tilførselen af handelsgødning på henholdsvis ler- og sandjord (Andersen et al., 2012).

Effekter af dette tiltag er beskrevet i Andersen et al. (2012) og Olesen et al. (2012b), hvor det her skal noteres at der med dette tiltag er regnet med en lavere marginaludvaskning. Da ændringen i N-udvaskningen ikke er lineær, vil effekten af reducerede N-normer på N-udvaskningen reduceres, jo lavere gødskningsniveauet er, og det er således relevant at benytte en gennemsnitlig udvaskningsreduktion på 30% af tilførselsreduktionen for de første 10% reduktion og 27% udvaskningsreduktion for en yderligere reduktion til 80% af økonomisk optimal tilførsel. Derfor vurderes det, at en yderligere generel reduktion af N normer med 10% vil medføre, at marginaludvaskningen bliver 22% på lerjord og 32% på sandjord, og i gennemsnit 27%.

Den samlede N-kvote på landsplan udgør ca. 368.000 tons N (Andersen et al., 2012), hvorved følgende effekter kan anslås, jf. Olesen et al. (2012b):

Sparet handels-gødning (tons N)	Sparet NH_3-fordampning (tons N)	Reduceret N-udvaskning (tons N)	Reduceret lattergas og metan (ton CO_2ækv)
36.800	552	9.936	274.800

Økonomi

Omkostninger er opgjort til 240 kr. pr. ha ved høj kornpris (160 kr. pr. hkg som var niveauet i 2008) og 120 kr. pr. ha ved lav kornpris (80 kr. pr. Hkg som var niveauet i 2009). De samlede omkostninger udgør 270 og 535 mio. kr. pr. år i de to beregninger. (Jensen et al., 2009 og Schou et al., 2007).

Som bekendt har der i de seneste år været betydelig udsving i kornprisen. Således er prisen for foderbyg i de sidste 5 år (2007-2011) i budgetkalkuler angivet til: 155, 115, 77, 122, 100 , hvilket giver et gennemsnit på 114 kr. Hvedeprisen er typisk lidt højere end bygprisen. Der kan opstå udsving og forhold som gør, at nogen landmænd kan sælge til en højere eller en lavere pris end angivet ovenfor, men der er her valgt at anvende en gennemsnitspris på ca. 120 kr. pr. hkg.

Den nuværende kornpris er sat til ca. 120 kr. pr. hkg, hvorfor tabet forventes at være midt imellem de angivne estimater svarende til 403 mio. kr. årligt eller 183 kr. pr. ha. Det kan betyde, at nogle arealer i nogle år får et negativt dækningsbidrag II.

Der er anvendt en grov fordeling af omkostningerne på oplande, idet 10% reduktion ikke vil gøre at marginalværdien er meget forskellig i forskellige oplande. Dertil kommer at husdyrintensitet også kan spille ind i de endelige omkostninger pr. ha.

3.2.3. Vedvarende græs

Vedvarende græsmarker defineres her som græsmarker, hvor der er mere end 5 år mellem omlægning af græsmarken. Arealet med græs i omdrift udgør mere end 300.000 ha, og det skønnes gennem en målrettet forsknings- og rådgivningsindsats at være muligt, at omlægge op imod 100.000 ha af disse til arealer til vedvarende græs, da denne håndteringsmetode for græsmarker ofte anvendes i

mange af vores nabolande. Der er dog ved denne fremgangsmåde en risiko for udbyttenedgang. Den gennemsnitlige udbyttenedgang ved at gå fra sædskiftegræs til permanent græs på intensivt drevne arealer (især mælkeproducenter) er dog vanskelig at dokumentere ud fra forsøg eller målinger og kan derfor kun blive et skøn. Ud fra et generelt kendskab til græsmarker forventes en udbyttenedgang på 30-40 %, og det vurderes at der er behov ekstra gødning; ca. 15 kg N/ha (Olesen et al., 2012).

Dette giver anledning til en øget ammoniakfordampning, svarende til 1,5% af gødningsmængden, hvilket resulterer i en øget emission af lattergas svarende til 67 kg CO_2-ækv./ha/år. Mindre hyppig omlægning af græsmarken giver anledning til større opbygning af jordens kulstofpulje, som anslås til 200 kg C/ha/år svarende til 733 kg CO_2-ækv./ha/år (Olesen et al., 2012).

3.2.4. Dyrkning med reduceret/uden kvælstof og pesticider (MVJ/MB-aftaler)

Effekterne af at udlægge randzoner vurderes at være i samme størrelsesorden som ved udtagning af højbund eller lavbund, og vi afhænge af om randzonen placeres på sand- eller lerjord. Det skal understreges, at der kun opnås en ønsket effekt hvis randzoner lægges på landbrugsjord i omdrift.

3.2.6. Ændret vandløbsvedligehold (nedsat grødeskæring)

I de endelige planer indgår 4.154 km vandløb, hvor der vil ske ændret vedligeholdelse og omfanget af yderligere tiltag i vandløb så som restaurering m.m. er reduceret en del. Dette har også reduceret de samlede omkostninger. Efter de ændringer, der følger af Grøn-vækst loven, der blev vedtaget i 2011, vil der blive ydet kompensation for indkomsttab som følge af ændret vandløbsvedligeholdelse. Kompensationsordningen finansieres af landdistriktsprogrammet. Udgangspunktet for kompensation er, at arealerne ikke udtages af produktion, men at der sker kompensation for reduceret indtjening. Der vil være variation i tabet over tid, og kompensation og indkomsttab vil derfor ikke altid være på samme niveau.

Den skønnede arealpåvirkning på landsplan som følge af indsatsen, er baseret på gennemsnitsbetragtninger. Før en indsats kan påbegyndes, skal der derfor gennemføres konkrete konsekvensvurderinger. Det vil være oplagt at starte med de vandløb, hvor der er størst viden og datagrundlag.

Det er helt nødvendigt, at kompensationen kan dække flere niveauer af påvirkninger, herunder også udtagning af arealer. Der er betydelig usikkerhed om konsekvensen lokalt og det vil for nogle vandløb være behov for flere målinger af den nuværende vandstand for at opnå en bedre vurdering af hvilke arealer der bliver berørt og hvordan de påvirkes. Herefter er det muligt at vurderer de samlede omkostninger. Hvis påvirkningen overstiger forventningen på 7 ha pr. km vandløb, vil der med den angivne beløbsramme være færre vandløb der bliver omfattet i første planperiode.

3.2.9. Omlægning til økologi (planteproduktion, svin og kvæg)

Økologisk dyrkning er i forbindelse med midtvejsevalueringen af VMPIII vurderet til reducere N-udvaskningen med ca. 15 kg N/ha i forhold til konventionel dyrkning (Waagepetersen, 2009), og der er ikke grundlag for at antage, at dette skulle være ændret af betydning.

Der synes at være en generel tendens til at N-udvaskningen reduceres mere ved omlægning til økologisk mælkeproduktion end ved omlægning til økologisk planteavl. Det er usikkert om kvælstoftabet set i forhold til den produceret mængde er lavere ved økologisk produktion. (kilde)

3.3 Andre virkemidler

3.3.1. Slet fra Naturpleje til biogas

Vedvarende græsmarker og engarealer udgør et ressourcegrundlag for biomasse til anvendelse i biogasanlæg. Denne udnyttelse vil ikke alene kunne bidrage til energiproduktion, men også medvirke til naturpleje på disse arealer (Olesen et al., 2012c). Endvidere vil udnyttelse af græs fra vedvarende engarealer i biogasanlæg formentlig på længere sigt kunne fjerne næringsstoffer fra ådalene og dermed bidrage til et renere vandmiljø. Der er her regnet med et udbytte på 3,5 tons tørstof pr. ha, hvilket giver en substitution af naturgas ved bioforgasning af enggræs svarende til 1.977 kg CO_2-ækv./ha (Olesen et al., 2012c). Der vil være risiko for metan-lækage i forbindelse med biogasproduktionen. Denne er sat til 3 % af metanproduktionen, hvilket med ovenstående forudsætninger svarer til en emission på 656 kg CO_2-ækv/ha (Olesen et al., 2012c).

3.3.2. Ændret fodring til malkekøer

Det er vurderet, at der med ændret fodring af malkekøer, dvs. (1) øget fodring med kraftfoder, fedt og letfordøjeligt grovfoder, samt (2) tilsætning af nitrat i foderet, kan opnås en reduktion i metan emissionen på 5% frem mod 2020 for hver af de to tiltag (Olesen et al., 2012).

4. Økonomisk vurdering af virkemidler

I de økonomiske vurdering af virkemidlerne har fokus været de virkemidler der har en effekt overfor kvælstof, idet det er her der ønskes foretaget en rangordning og omkostningseffektivitetsanalyse. I det følgende gennemgås omkostningsestimaterne kort med reference til Jacobsen (2012a og 20012b).

4.1. Virkemidler koblet til N-reguleringsmodeller

4.1.1. Energiafgrøder

Der er i Grøn Vækst forventet en stigning i arealet med energiafgrøder på ca. 30.000 ha. Der er i den efterfølgende analyse antaget 2 niveauer for vækst i arealet med energiafgrøder. Idet der i niveau 1 antages en yderligere vækst på ca. 35.000 ha placeret på lavbundsarealer. I niveau 2 belyses den maksimale effekt af energiafgrøder. Dette alternativ omfatter op til 468.000 ha, hvoraf de 35.000 ha er på lavbund og resten på højbund. Udgangspunktet er, som angivet i Andersen et al., (2012) er begrænset hvis ikke der er ledigt harmoniareal, selvom der med etablering af energiafgrøder ikke fjernes harmoniareal. Væksten i areal med energiafgrøder er i øjeblikket på ca. 800-1.000 ha pr. år.

Det økonomiske kompensation pr. ha energiafgrøder omfatter etableringsstøtte på 4.200 kr. pr. ha. i 2012, hvilket svarer til ca. 340 kr. pr. ha pr. år over 20 år. Endvidere kan der opnås støtte som ekstensivt landbrug på 800 kr. pr. ha. Det antages, at dette støtte niveau er nok til at nå et niveau på yderligere 35.000 ha primært på lavbundsarealer. Omkostningen er her sat til 1.100 kr. pr. ha.

For at nå niveau 2, der dækker op til 468.000 ha, så skal energiafgrøder kunne udkonkurrere en række andre afgrøder på forskellige jordtyper (se tabel 2). I analyser af Jacobsen og Dubgaard (2010) fremgår det at energiprisen skal være 52 kr./GJ (baseline 42 kr./GJ) for at der er break-even på god sandjord ved en korpris på 135 kr. pr. hkg. Dette svarer til yderligere 242 kr. pr. tons tørstof. Ved et niveau på 10 tons tørstof pr. ha skal indtjeningen fra energiafgrøder øges med ca. 2.420 kr. pr. ha for at energipil er konkurrencedygtig ved en korpris på 135 kr. pr. hg. Breakeven prisen på lerjord og dårlig sandjord er henholdsvis 45 og 47 kr. pr. GJ. Det vurderes således, at omkostningerne ved etablering af energiafgrøder på niveau 2 vil være fra 1.150 – 2.420 kr. pr. ha, hvorfor der anvendes et gennemsnit på 1.800 kr. pr. ha.

4.1.2. Øget N-krav til afgasset gylle

I det tilfælde at teknologien (afgasning) allerede er implementeret så er konsekvensen et mindre forbrug af handelsgødning og et lavere udbytte. Reduktionen i forbruget af handelsgødning er opgjort til 2.579 og 7.090 tons N, idet der anvendes en stigning i udnyttelseskravet på ca. 10% for henholdsvis 20% og 50% husdyrgødning afgasset. Effekten i havet er opgjort til 283 og 889 tons N svarende til 0,14 og 0,43 kg N pr. ha, der indgår i analysen.

Der anvendes her en marginal værdi for henholdsvis 10 og 12 kr. pr. kg N for at indikere at de yderligere omkostninger skønsmæssigt svarer til at normen reduceres. Analysen kræver dog reelt en nærmere vurdering af hvilke omkostninger der er forbundet med en kraftig vækst i mængden der bioafgasses bl.a. som følge af energiforliget fra marts 2012. I denne analyse indgår ikke omkostninger som sikre, at 20% henholdsvis 50% af husdyrgødningen afgasses. Omkostningerne her sættes derfor på linje med øget udnyttelse for udvalgte typer af husdyrgødning. De samlede omkostninger er anslået til ca. 26 og 85 mio. kr. Dette svarer til ca. 12 og 40 kr. pr. ha.

4.1.3. Efterafgrøder

Omkostningerne pr. ha ved etablering af efterafgrøder er baseret på Jacobsen (2012). Idet de angivne efterafgrøder kan etableres uden sædskifteændringer så anvendes den samme omkostning som i Jacobsen (2012), idet der dog vælges samme omkostning, nemlig 330 kr. pr. ha, for alle oplande uanset jordtype. Det er vigtigt at angive, at dette omkostningsniveau kræver at efterafgrødekravet bliver implementeret bedriftsspecifikt baseret på fx historisk sædskifte. Såfremt dette ikke er muligt vil omkostningerne pr. ha være højere (300 – 2.250 kr. pr. ha), idet der vil behov for sædskifteændringer på nogle bedrifter. Endvidere vil omkostningerne ved implementering blive påvirket af muligheden for at vælge alternative løsninger, som angivet i analyserne af reduktionen på 9.000 tons N (Jacobsen. 2012). Der anvendes her en omkostning på 500 kr. pr. ha. Dette skal ses i lyset af erfaringer med den faktiske implementering af efterafgrøder i vandplanerne, hvor omkostningen er beregnet til ca. 500 kr. pr. ha, da der reelt ikke altid er plads uden at det kræver sædskifteændringer. Potentialet er begrænset da der tages udgangspunkt i vårsædsarealer i det pågældende opland. På nogle arealer kan efterafgrøder give høje omkostninger pr. ha. hvis ikke der vælges den billigste løsning.

4.1.4. Mellemafgrøder

Omkostningen er tidligere angivet til ca. 650 – 750 kr. pr. ha i rapport om mellemafgrøder (Thomsen et al., 2008). Det er senere vurderet, at 25% af arealet skal fræses. Omkostningerne ved mellemafgrøder udgør herefter ca. 950 kr. pr. ha (775 – 1.125 kr. pr. ha). Såfremt fræsning ikke er nødvendig er omkostningerne lavere.

4.1.5. Reduceret jordbearbejdning

Omkostningerne ved den i vandplanerne foreslået ordning er begrænset, men der er efterfølgende lavet analyser for udvalgte bedriftstyper. Det blev vurderet, at det kunne være relativt høje omkostninger for producenter af spise- samt læggekartofler, hvorfor de blev holdt ude for kravet, ligesom økologer heller ikke er omfattet af ordningen. Omvendt vil den manglende adgang til jordbearbejdning betyde et større pesticidforbrug for nogle bedrifter (Jacobsen og Vinther, 2009). Det kan for nogle bedrifter give meromkostninger, da der også på kapacitetssiden kommer større udfordringer når hele marken skal pløjes om foråret. Dette gælder specielt bedrifter med store

forårssåede arealer. De samlede omkostninger vurderes fortsat som beskedne og er her sat til 1 mio. kr. svarende til 10 kr. pr. ha.

4.1.6. Senere nedmuldning af efterafgrøder

Virkemidlet indgår ikke i vandplanerne og er ikke analyseret i den sammenhæng bl.a. fordi det kan være svært at implementere. Det vurderes ligesom med reduceret jordbearbejdning at omkostningerne er begrænset, såfremt der er kapacitet til at foretage jordbehandlingen. Omkostningen skønnes her til 1 mio. kr. da det ikke antages at påvirke såtidspunkt for den næste afgrøde.

4.1.7. Omlægning til økologi

Omlægning til økologi kan i nogle sammenhænge give en miljømæssig fordel. Traditionelt har den første effekt været opnået ved omlægning fra konventionel til økologisk mælkeproduktion (Jacobsen et al., 2004). Omkostningen er skønnet til 1.000 kr. pr. ha. Det skal i vurderingen af potentialet sikres at fx den øgede økologiske mælkeproduktion kan afsættes. Der er i dag ikke muligt for nye økologiske landmænd at sælge deres mælk til fx ARLA da forbruget af økologisk mælk i Danmark er faldende. I så fald skal mælken sælges til konventionelle priser eller støtten skal øges yderligere.

4.1.8. Udtagning af lavbund

Indtjeningen på en række lavbundsarealer er begrænset og vil typisk ligge under 500-1.000 kr. pr. ha. (se også Dubgaard et al., 2010). Arealerne vurderes i dag at være dyrket med permanent græs. Arealerne har også en værdi som harmoniareal på 0-1.000 kr. pr. ha. Det gennemsnitlige tab skønnes derfor til ca. 1.000 - 1.500 kr. pr. ha. Såfremt disse arealer omfatter lavtliggende arealer med et højt udbyttepotentiale vil indkomsttabet være betydeligt større (Lammefjorden og Vildmosen). Der anvendes her en omkostning på 1.250 kr. pr. ha, med et maksimum på 2.000 kr. pr. ha set i lyset af de høje kornpriser (gns. af de seneste 3 år).

4.1.9. Udtagning af højbund

Omkostningerne vil være koblet til den nuværende indtjening der på lerjord ligger omkring 2-3.000 kr. pr. ha og på sandjord på 0 – 2.000 kr. pr ha. (gennemsnit over 3 år fra budgetkalkulerne). Dertil kommer tab af harmoniareal. Forpagtninger koster i dag typisk 4.000 kr. pr. ha. (inkl. Enkeltbetalingsstøtte der udbetales til forpagter) (Jacobsen, 2012). Ved en lavere kornpris vil omkostningen være lavere og ved en højere kornpris højere. Den højere kornrpis som er opnået i perioden 2010-2012 vil øge indtjeningstab ved udtagning. Det antages, at ejeren eller forpagter fortsat kan opnå enkeltbetalingsstøtte svarende til ca. 2.300 kr. pr. ha, selvom arealet ikke længere dyrkes, idet det antaget plejet.

Tabet vurderes her at være 2.000 kr. pr. ha på sandjord (med husdyr) og 2.500 kr. pr. ha på lerjord. Der vil dog være betydelig variation så derfor anvendes der også følsomhedsanalyser, hvor højere satser analyseres. For at belyse effekten i relation til tab af husdyrproduktion arbejdes der med 2 niveauer. Et niveau 1, hvor der ikke sker en påvirkning på husdyrproduktionen. I den vurdering skal det erindres, at både udtagning af lavbundsarealer, højbundarealer og skov vil reducere det mulige harmoniareal. I et niveau 2 vil den samlede udtagning påvirke muligheden for husdyrproduktion i området. Der anvendes i nærværende analyse en årlig omkostning på 2.500 kr. pr. ha.

4.1.9. Skov

Omkostningen er i tidligere analyser anført til at være 1.900 kr. pr. ha. pr. år, hvilket er på linje med omkostningerne i Dubgaard et al. (2010). Af dette udgør mistet dækningsbidrag 640 kr. pr. ha og tab ved skovdyrkning 1.280 kr. pr. ha.

Det økonomiske tab varierer og vil være højest på lerjord og lavest på sandjord. En højere kornpris vil øge dette tab og ved en kornpris på 120 kr. pr. hkg fremfor 100 kr. pr. hkg vil tabet være 1.400 – 1.600 kr. pr. ha større. Der anvendes derfor et interval på 1.900 – 3.500 kr. pr. ha. Grundet den højere kornpris de seneste 3 år anvendes der i disse analyser en omkostning på 3.500 kr.pr. ha.

4.2. Virkemidler der ikke er koblet til N-reguleringsmodeller

4.2.1. Generel skærpelse af krav til husdyrgødning

For de bedrifter, hvor der ikke sker teknologiskift, så er effekten af en højere N udnyttelse at der kan indkøbes mindre handelsgødning end i dag, hvorfor udbyttet falder. Med en marginalværdi på N på omkring 8-15 kr. pr. kg N og en pris på 5-6 kr. pr. kg N så tabes der direkte 2-9 kr. pr. kg N der ikke tilføres. I dette indgår dog ikke kvalitetstab (lavere proteinniveau), der øger omkostningerne. Omvendt syntes det sandsynligt at der for en række bedrifter kan være teknologier som reducerer omkostninger i forhold til nedfældning. Et øget udnyttelseskrav og et skift i teknologi vil give et stort set uændret udbytteniveau og omkostninger der kan være lavere end ved nedfældning.

Med brug af de nyeste teknologier synes omkostningerne, at kunne være noget lavere måske endda 0, specielt hvis teknologien kan betyde, at nedfældning erstattes af slangeudlægning. Omvendt indikerer andre analyser at omkostningerne ikke er meget lavere end nedfældning. Der er på den baggrund valgt at bruge et gennemsnitligt skøn på ca. 6 kr. pr. kg N, som et gennemsnit for bedrifter der anvender ny teknologi og bedrifter der ikke anvender den nyeste teknologi. De samlede omkostninger bliver herefter ca. 60-65 mio. kr. Hvilket svarer til ca. 33 kr. pr. ha der påvirkes (1,9 mio. ha) eller 28 kr. pr. DE. Der er nogen usikkerhed knyttet til de nye teknologier hvad angår omkostninger, anvendelse og effekt i praksis da de endnu ikke anvendes i et større omfang.

4.2.2. Vedvarende græsmarker

For arealer i omdrift må omkostningen være den samme som udtagning af henholdsvis lav- og højbund

4.2.2. Reduceret norm

Omkostningen er angivet til 180 kr. pr. ha, men der er ikke foretaget nye beregninger hvorfor de økonomiske konsekvenser af protein og udbyttetab kan være undervurderet.

4.3. Opsamling på samfundsøkonomiske omkostninger

Der er i tabel 4.1. angivet de driftsøkonomiske omkostninger pr. ha for de udvalgte virkemidler. Endvidere er der angivet et maksimum og minimum for de angivne omkostninger.

Tabel 4.1. Driftsøkonomiske omkostninger (kr./ha)

Virkemidler	Driftsomkostninger (kr.,/ha)	Minimum (kr/ha)	Maksimum (kr/ha)
Koblet til N-regulering			
Energiafgrøder	1.100		1.800
Øget N-krav afgasset gylle	12		
Efterafgrøder	500	330	1.000
Mellemafgrøder	950	775	1.125
Reduceret Jordbearbejdning	10		
Senere nedmuld. af efterafgrøder	10		
Omlægning til økologi	1.000		
Udtagning af lavbund	1.250		
Udtagning af højbund til græs	2.500		
Skovrejsning	3.500		
Ikke koblet til N-regulering			
Skærpet krav til husdyrgød. Generelt	33		
Vedvarende græsmarker	2.500	1.200	3.000
Reduceret N-norm (10%)	180		300
Randzoner	2.500	1.200	5.000

I tabel 4.2. er angivet de effekter der indgår i beregningen af værdien af sideeffekterne. Værdierne er baseret på diskussionen i kapitel 2 og 3.

Tabel 4.2. Omfang af de indregnede sideeffekter (ammoniak og CO2)

Virkemidler	Ammoniak (kg NH3-N/ha)	Metan (kg CO2/ha)	Carbon-lagring (kg CO2/ha)	Fortrængning af Fossil (kg CO2/ha)
Koblet til N-regulering				
Energiafgrøder	0,39	247	1.200	0
Øget N-krav afgasset gylle	0	0	0	0
Efterafgrøder	0,30	-59	733	0
Mellemafgrøder	0	-37	733	0
Reduceret Jordbearbejdning	0	330	40	0
Senere nedmuld. af efterafgrøder	0	0	0	0
Omlægning til økologi	0	0	0	0
Udtagning af lavbund	2,19	1.871	6.143	0
Udtagning af højbund til græs	2,19	823	1.833	0
Skovrejsning	2,19	796	2.367	0
Ikke koblet til N-regulering				
Skærpet krav til husdyrgød. Generelt				
Vedvarende græsmarker	2	823	1.833	0
Reduceret N-norm (10%)	0	0	0	0
Randzoner	2,19	1.172	3.270	0

I tabel 4.3. er den samfundsmæssige af virkemidlerne opgjort med og uden sideeffekter (ammoniak og CO2). Som det fremgår er værdien af sideeffekter størst ved udtagning af lavbundsarealer. Generelt har udtagning af arealer større effekt end husdyrgødningsrelaterede virkemidler. Der er i beregningerne anvendt en nettoafgiftfaktor på 1,35, men der ikke er indregnet nogen skatteforvridning.

Set i forhold til effekten i vandmiljøet så har en del virkemidler omkostninger på 30-60 kr. pr. kg N. De billigste virkemidler med omkostninger under 25 kr. pr. kg N omfatter efterafgrøder, reduceret jordbearbejdning, senere nedmuldning af efterafgrøder, udtagning af lavbund og energiafgrøder. De dyreste synes at være øget norm reduktion og øget krav til udnyttelse af husdyrgødning.

Tabel 4.3. Samfundsøkonomisk omkostning med og uden sideeffekt og i forhold til reduktion i N-udledning

Virkemidler	Samfundsøk før sideeffekter (kr./ha)	Værdi af sideeffekter (kr/ha)	Samfundsøk efter sideeffekter (kr./ha)	Vandmiljø (kg N/ha)	Omkostningseff. (kr./kg N)
Koblet til N-regulering					
Energiafgrøder	1.485	223	1.262	50	**25**
Øget N-krav afgasset gylle	16	0	16	0,14	116
Efterafgrøder	675	110	565	31	18
Mellemafgrøder	1.283	97	1.185	15,5	76
Reduceret Jordbearbejdning	14	52	-38	6,7	**-6**
Senere nedmuld. af efterafgrøder	14	0	14	5	**3**
Omlægning til økologi	1.350	0	1.350	15	90
Udtagning af lavbund	1.688	1.237	450	30	**15**
Udtagning af højbund til græs	3.375	487	2.888	48	61
Skovrejsning	4.725	558	4.167	46	92
Ikke koblet til N-regulering					
Skærpet krav til husdyrgød. Generelt	16	0	16	0,50	32
Vedvarende græsmarker	3.375	487	2.888	48	61
Reduceret N-norm (10%)	243	0	243	1,00	243
Randzoner	3.375	737	2.638	50	53

Kilder

Aaes, O, Andersen, J.M., Gyldenkerne, S., Hansen, A.G., Jacobsen, B. H., Kjær, H., Pedersen, P og Poulsen, H.D. (2008): Evaluering af det generelle ammoniakkrav, maj 2008. Rapport udarbejdet af repræsentanter fra Dansk Landbrug, Dansk Svineproduktion, Landscentret, Dansk Kvæg, Fødevareøkonomisk Institut (Københavns Universitet), Danmarks Miljøundersøgelser (Aarhus Universitet), Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (Aarhus Universitet) og Miljøstyrelsen. Offentliggjort i maj 2009.

Andersen, H.E., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.N., Vinther, F.P., Sørensen, P., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Jørgensen, U. & Jacobsen, B., 2012. Virkemidler til N-reduktion – potentialer og effekter. Notat til Kvælstofudvalget fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi og DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.

Dubgaard, A., Nissen, C.J., Jespersen, H.L., Gylling, M., Jacobsen, B.H., Jensen, J.D., Hjort-Gregersen, K., Kejser, A.T. og Helt-Hansen, Julie (2010). Økonomiske analyser for landbruget af en omkostningseffektiv klimastrategi. Rapport nr. 205. Fødevareøkonomisk Institut, København Universitet.

Dubgaard, A., Jacobsen, B.H., m.fl. (2012-2013). Opdaterede analyser af omkostninger ved reduktion af drivhusgasser i landbruget. Fødevareøkonomisk Institut, København Universitet. (under udarbejdelse)

DMU, 2010: Status for miljøeffekten af husdyrregulering og anden arealregulering. Notat til Husdyrreguleringsudvalget

DMU & DJF 2011: Effekt på fosforudledningen af 10 m brede randzoner. Notat til Miljøstyrelsen af 25. januar 2011.

Fødevareministeriet, 2008. Landbrug og Klima – analyse af landbrugets virkemidler til reduktion af drivhusgasser og de økonomiske konsekvenser. 146 pp.

Hansen, E.M., Munkholm, L., Melander, B. & Olesen, J.E., 2010. Can non-inversion tillage and straw retainment reduce N leaching in cereal based crop rotations? Soil and Tillage Research 109, 1-8.

Jacobsen, B.H. (2012). Analyse af landbrugets omkostninger ved vandplanerne. udredningsnotat nr. 6. Fødevareøkonomisk Institut, KU.
http://www.foi.life.ku.dk/Publikationer/FOI_serier/~/media/Foi/docs/Publikationer/Udredninger/2012/FOI_udredning_2012_6.ashx

Jacobsen, B. H. (2012). Analyse af omkostningerne ved en yderligere reduktion af N-tabet fra landbruget med 10.000 tons N. Notat til N-udvalget. Fødevareøkonomisk Institut, KU. (ikke offentliggjort)

Jacobsen, B.H; Laugesen, F., Dubgaard, A. og Hjorth-Gregersen, K. (2012). Drifts- og samfundsøkonomi i biogas. Rapport. FOI.

Jacobsen, B.H. og Dubgaard, A. (2012). Drifts- og samfundsøkonomi ved piledyrkning på forskellige jordtyper. Notat. Bio-M projektet.

Larsen, S. U (2012) (ed.). Evalueringsrapport – Pil. Rapport fra projektet BIO-M.

Dubgaard et al., (2012). Økonomiske analyser af naturplejemetoder i beskyttede områder. FOI rapport 211.

Naturstyrelsen (2011). Virkemiddelkatalog – Til brug for vandplanerne. Notat. Naturstyrelsen. December 2011.
http://www.naturstyrelsen.dk/NR/rdonlyres/EA6BCD1B-338B-4F5B-84AF-A93DBDC8E008/0/Katalogovervirkemidler211211_Endeligversion.pdf

Nordemann Jensen, P., Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Kjærgaard, C., Sørensen, P. & Vinther, F.P. (2012) Effekter på P-overskud, P-tab og naturindhold af yderligere N-virkemidler ud over Grøn Vækst. DCE/DCA – notat til Miljøstyrelsen (Kvælstofudvalget).

Olesen, J.E., Kristensen, T., Petersen, S.O., Dalgaard, T., Eriksen, J. & Vinther, F.P., 2012a. Muligheder for reduceret udledning af drivhusgasser fra dansk landbrug. Notat til Klima- og energiministeriet fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.

Olesen, J.E., Gyldenkærne, S., Vinther, F.P., 2012b. Klimaeffekter af yderligere N-virkemidler ud over Grøn Vækst. DCA, Aarhus Universitet.

Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen, S.O., Eriksen, J., Søgaard, K., Vinther, F.P., Elsgaard, L., Lund, P., Nørgaard, J.V. & Møller, H.B. (2012c). Effekter af tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet. (version 9 af 22. november 2012).

Waagepetersen, J. (2009) Reduktion af N-udvaskning ved omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug. I (Børgesen m.fl., eds.) Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet, DJF Rapport Markbrug, Nr. 142, 177-181.

Bilag 1. Oversigt over de beskrevne Virkemidler

	Omkostning (kr./ha) Drifts-økonomi	N-effekt i rodzonen (kg N/ha)	Fosfortab (kg P/ha)	Ammoniak-tab (kg NH_3-N/ha)	Metan og lattergas (kg CO_2/ha eller kg CO_2/ton gylle)	Kulstof-lagring (kg CO_2/ha eller kg CO_2/ton gylle)	CO_2 fortrængning af fossilt brændstof (kg CO_2/ha eller kg CO_2/ton gylle)	Påvirkning på pesticider (% reduktion af BH og BI)	Biodiversitet	Kommentar
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**
Ansvarlig	FOI	AU	AU	AU	AU	AU	AU	AU	AU	
1. Bioenergi										
1.1 Slet fra Naturpleje til biogas		Ingen eller minimal effekt i fht. at undlade at tage slæt.	Den supplerende fosformængde fra biogas fra slæt vil antagelig være marginal ift. den øvrige P mængde, der tilføres land-brugsarealet. Derfor næppe effekt på P-tabet. Udnyttelse af græs fra ved-varende eng-arealer i biogas-anlæg vil dog på længere sigt kunne fjerne P fra ådalene og dermed bidrage til at reducere P-tabet.	Ingen	-656	0	1977	Ingen	Slæt (pleje) af naturarealer kan være en forudsætning for at opnå eller opretholde en god tilstand (herunder udpining af næringsstof-puljer). Slæt med store maskiner på blød bund kan give langvarige skader, og slæt vil i modsætning til afgræsning ensarte vegetationen og dermed biodiversiteten.	Vil være relevant i relation til økologiske biogasanlæg
1.2 Flerårige energiafgrøder til bioenergi	1.100	Lavbund: 0 - 100 Højbund: Sand 40-60 Ler 15-35	Se 1	0,39	Lavbund: 247 Højbund: Sand 247 Ler 185	1200	ingen	(50-90%)	Se 1	Der er pt. 4.000 ha og omfang i GV er 30.000 ha

1.3 Biogas af husdyrgødning	Gevinst	0,11 kg N/tons	Se 1		Se tabel i afsnit om biogas			ingen	Se 1	
2. Husdyrgødning										
2.1 Forsuring af gylle i stald i mark (syre N)	500-600 kr./DE [3	Formålet er at reducere det atmosfæriske ammoniaktab. Herved bliver der mere N i den udbragte gødning. Såfremt dette ikke indregnes i N-kvoten, vil udvaskningen stige. Hvis det indregnes fuldt ud vil udvaskningen falde.	?????	70%	Forsuring i stald: Kvæg 20,1 Svin 26,9 Forsuring i lager: Kvæg 15,4 Svin 22,0	ingen	ingen	ingen	Formålet med forsuring er at reducere ammoniakfordampningen. Eftersom N-deposition på naturarealer (herunder især lokale kilder) er en af de væsentligste årsager til en dårlig tilstand på naturarealer, vil forsuring kunne have en positiv effekt på biodiversiteten.	Se 2 vedr. udvaskning Reducere lugtemission
2.2 Overdækning af gyllebeholdere		Se ovenfor	Ingen effekt		Kvæg 3,9 Svin 5,5	ingen	ingen	ingen	Se forsuring	
2.3 Gyllekøling		Se ovenfor	Ingen effekt		Kun aktuelt for svinegylle: 2,4	ingen	ingen	ingen	Se forsuring	
2.4 Luftrensning i svinestalde - Syre - Biologisk	[3)] 200 – 670/DE	Se ovenfor	Ingen effekt	< 90% < 70%				ingen	Se forsuring	
2.5 Hyppig udslusning af svinegylle			???					ingen	Ingen effekt	
2.6 Skærpet udnyttelseskrav generelt	34 [2)]	*Marginal-udvaskning Sand: 0,32 Ler: 0,22 [6)]	Se 1	Se relevant afsnit				ingen	Se 1	
2.7 Skærpet udnyttelseskrav efter afgasning (50%)	42 [2)]	*Marginal-udvaskning Sand: 0,32 Ler: 0,22 [6)]	Se 1	Se relevant afsnit				ingen	Se 1	
2.8 Udbringnings-teknologi	?	?	Ingen effekt						Ingen effekt med mindre det betyder lavere ammoniakfordampning.	

3. Arealtiltag										
3.1 Udtagning af lavbund	1.250	0 – 60 [6]	Se 1	2,19	Med dræn: 762 Uden dræn: 2980	Med dræn: 1833 Uden dræn: 10453	ingen	ingen	Se 1	
3.2 Udtagning af højbund til græs	1.500 – 3.500	Ler: 34 Sand: 61 [6]	Se 1	2,19	Ler: 786 Sand: 859	1833	ingen	Reduceres til et minimum	Udtagning af vedvarende græs uden omlægning vil på længere sigt have en positiv effekt. I øvrige tilfælde vil kun en række almindelige arter blive tilgodeset.	
3.3 Skovrejsning	1.900 – 4.000	Ler: 32 Sand: 59 [6]	Se 1	2,19	Ler: 765 Sand: 826	2567	ingen	Reduceres til et minimum	Se 1	
3.4 Ændret vandløbs-vedligeholdelse		Kan have en reducerende effekt på N – bør undersøges nærmere	Bør vurderes nærmere. Ændret vedlige-holdelse kan betyde hyppigere og evt. længere perioder med oversvømmelse af de ånære arealer. Dermed kan der være mulighed for at afsætte partikel-bundet fosfor på de oversvøm-mede arealer. I modsat retning tæller, at længe-revarende over-svømmelse kan give iltfire for-hold og der-med frigivelse af P.						Det vurderes, at der er en lang række vandløb, der vil forbedre deres økologiske tilstand som konsekvens af ændret vedligeholdelse. Det er dog ikke muligt på det nuværende grundlag at vurdere, hvor stor en andel af de 4000 km der vil opnå god økologisk tilstand og hvornår	Ref. 3
3.5 Vedvarende græsmarker		Omlægning af omdrift til vedvarende græs har en N-effekt svarende til "Udtagning af	Omlægning af omdrift til vedvarende græs på højrisiko områder (erosionsom-	-0,2	-67	733			Vedvarende græsmarker uden omlægning, gødskning eller tilskudsfodring vil på længere sigt have en positiv effekt, også på den truede biodiversitet. Omlægning,	Som udtagning ? Omlægges?

		højbund til græs".	råder jf. P-risiko-kortlægningen) vil have en reducerende effekt på fosfortabet.						tilskudsfodring eller gødskning vil medføre at kun en række almindelige arter tilgodeses, uden effekt på rødlistede eller andre truede arter.	
3.6 Dyrkning med reduceret eller ingen N og pesticider		Hvis omdriften indstilles og ikke gødskes, svarer det til udtagning af høj- eller lavbundsjorde.	I sig selv ingen, men hvis også det betyder ophør med P-gødskning vil det på arealer, som er i risiko for at udvaske P (jf. P-risikokortlægningen) have en positiv effekt.	1,5% af reduceret N-tilførsel					Hvis omdriften indstilles og arealerne overgår til naturarealer, svarer det til udtagning af høj- og lavbundsjorde. På omdriftsmarker vil det kun have effekt på en række almindelige arter, herunder ukrudtsarter og skadedyr. Dog vil randeffekterne af gødskning og pesticider på tilstødende naturarealer reduceres eller forsvinde.	
3.7 Efterafgrøder	330 - ? [2)] 100 - 200	<0,8 DE/ha: Ler: 16 Sand: 34 >0,8 DE/ha: Ler: 28 Sand: 46 [6)]	Se 1	0,3	Ler: - 5 Sand: -113	733	ingen	ingen	Ingen	Krav om valg af type efterafgrøde indgår ikke
3.8 Mellemafgrøder	775 – 1.125[2)] (måske lavere)	<0,8 DE/ha: Ler: 8 Sand: 17 >0,8 DE/ha: Ler: 14 Sand: 23 [6)]	Se 1	ingen	Ler: -24 Sand: -50	733	ingen	ingen	Ingen	Kobling til efterafgrøder
3.9 Reduceret jordbearbejdning		ingen	Effekt fremgår af vandplaner	ingen	ingen	330	40	ingen	En række jordbundsorganismer favoriseres af den øgede biomasseomsætning i jordbunden, men næppe nogen effekt på den truede biodiversitet.	Ingen pløjning om efteråret er iværksat – effekt ?
3.10 Omlægning til økologi		Ca. 15						100%	Vil have samme effekter som omtalt under reduceret gødskning og sprøjtning.	Effekt forskellig alt afhængig af produktion.
3.11 Senere nedmuldning af efterafgrøder	0 - 100	0-10 [6)]	ingen	ingen	ingen	ingen	ingen	ingen	ingen	Potentiale meget begrænset derfor udtaget i 10000 tons

3.12 Reduceret kvælstofnorm (10%)	180 [2)]	*Marginal-udvaskning: Sand: 0,32 Ler: 0,22 [6)]	Se 1.						Ingen	Påvirkning på kornkvalitet indgår i omkostninger
3.13 Reduceret kvælstofnorm til græsmarker			Ingen						Ingen	
3.14 Randzoner		Som 3.1 eller 3.2	Se 4	Som 3.1 eller 3.2: Udtagning af højbunds- eller lavbundsjord					På tidligere gødsket omdriftsjord skal arealerne udpines og plejes med slæt eller afgræsning, for at opnå en positiv effekt på biodiversiteten.	
4. Husdyr										
4.1 Afgræsning af plejearealer		Afgræsning kan medvirke til at øge udvaskningen, idet dyrene afsætter gødning på arealerne.	Ingen						Pleje ved afgræsning er en forudsætning for at opnå eller opretholde en god naturtilstand på mange lysåbne naturarealer. Derfor en klar positiv effekt.	
4.2 Ændret fodring til malkekøer			?????						Ingen	
4.3 Afgift på drivhusgasser		Ingen	Ingen	Ingen	En afgift vil i sig selv ikke have nogen effekt, men vil måske være et incitament til at iværksætte tiltag til reduktion af drivhusgasser.			Ingen	Ingen	

* Marginaludvaskning: kg N/ha pr. pct. ændret udnyttelse

1) Dubgaard et al. (2010) FOI rapport 205
2) Jacobsen, B.H. (2012). 10.000 tons notat. Notat. FOI.
3) Aaes et al. (2009). Evaluering af gennerelle ammoniakkrav
4) Dubgaard et al., (2012). Opdatering af FOI rapport 205
5) Jacobsen et al. (2012), Drifts- og Samfundsøkonomi ved biogas
6) Andersen et al. (2012)
7) Olesen et al. (2012)
8) Nordemann Jensen et al. (2012)
9) DMU, 2010: Status for miljøeffekten af husdyrregulering og anden arealregulering. Notat til Husdyrreguleringsudvalget
10) Kristensen, E. et al, 2012: Spørgsmål til DCE om vandløb. Notat til Naturstyrelsen, oktober 2012
11) DMU & DJF 2011: Effekt på fosforudledningen af 10 m brede randzoner. Notat til Miljøstyrelsen af 25. januar 2011.