



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Tiltak for bedre nitrogenforvaltning i norsk jordbruk

NIBIO RAPPORT | VOL. 9 | NR. 44 | 2023



Marianne Bechmann, Randi Berland Frøseth og Synnøve Rivedal, Eva Brod, Franziska Fischer, Till Seehusen og Anne Falk Øgaard.

TITTEL/TITLE

Tiltak for bedre nitrogenforvaltning i norsk jordbruk

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Marianne Bechmann, Randi Berland Frøseth og Synnøve Rivedal, Eva Brod, Franziska Fischer, Till Seehusen og Anne Falk Øgaard

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
08.03.2023	9/44/2023	Åpen	53189	23/00148
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03262-5	2464-1162	60		

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Landbruksdirektoratet

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Marie Konstad

STIKKORD/KEYWORDS:

Nitrogen, jordbruk, gasstap, lystgass, tap til vann, husdyrgjødsel, mineralgjødsel

Nitrogen, agriculture, gaseous loss, loss to water, manure, fertilizer

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Nitrogeneffektivitet

Nitrogen use efficiency

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Rapporten er en del av et forprosjekt som skal gi grunnlag for utarbeidelse av en handlingsplan for god nitrogenutnyttelse i jordbruket. Det er beskrevet en rekke tiltak med potensiale for bedre utnyttelse av nitrogenressursene som forvaltes i norsk jordbruk. For mer detaljer henvises til teksten i rapporten og oversikten i tabell 1.

Se side 5 for utfyllende sammendrag.

LAND/COUNTRY:

Norge

GODKJENT /APPROVED

JANNES STOLTE

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

MARIANNE BECHMANN

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

I Jordbruksoppjøret 2022 ble det enighet om et forprosjekt for god nitrogenutnyttelse i regi av Landbruksdirektoratet og Miljødirektoratet. Rapporten her er en del av forprosjektet som skal gi grunnlag for utarbeidelse av en handlingsplan for god nitrogenutnyttelse i jordbruket. Rapporten er skrevet på oppdrag for Landbruksdirektoratet og Miljødirektoratet.

Rapporten er skrevet innenfor en kort tidsramme og det er inkludert undersøkelser og litteraturreferanser som det var mulig å få oversikt over innenfor tidsrammen.

Marianne Bechmann, Randi Berland Frøseth og Synnøve Rivedal har hatt ansvar for rapporten og har fått innspill til tekst fra Eva Brod, Franziska Fischer, Till Seehusen og Anne Falk Øgaard. Annbjørg Øverli Kristoffersen, Eva Skarbøvik, Anne Kjersti Bakken, Håvard Steinshamn, Roger Roseth og Johannes Deelstra har bidratt med innspill til deler av rapporten.

Lillian Øygarden har lest gjennom og kommentert rapporten og Jannes Stolte har vært kvalitetssikrer.

Ås, 08.03.23

Marianne Bechmann

Sammendrag

Rapporten er en del av et forprosjekt som skal gi grunnlag for utarbeidelse av en handlingsplan for god nitrogenutnyttelse i jordbruket.

Optimalisert bruk av mineralgjødning vil føre til reduserte utslipp til luft og vann samtidig som avlingsnivået opprettholdes. Delt gjødning er et tiltak som kan gjennomføres uten store kostnader og med positive effekter på utslipp til luft og vann og økt innhold av nitrogen i avlingen. Ved delt gjødning er nitrogen tilførselen fleksibel i tid slik at den totale mengden gjødning kan tildeles i forhold til forventet avling under gjeldende værforhold det enkelte året. Det krever erfaring, kunnskap og oppdaterte planleggingsverktøy å tilføre riktig mengde gjødning til riktig tid. Presisjonsjordbruk kan bidra til en finjustering av gjødningsmengder i forhold til behovet på de enkelte arealene. Ulike former for styreassistanse for presis utkjøring av gjødning på jordet er mer utbredt enn variabel tildeling av gjødning på jordet. En kan forvente økt omfang av presisjonsgjødning i takt med teknologutviklingen. En viktig forutsetning for høy effektivitet i nitrogenbruken er gårdbrukerens kunnskap om stedsspesifikk avling. I henhold til dette kan det totale nitrogenbehovet vurderes ut fra gjødningshåndboken.

Det skjer store tap av ammoniakk fra husdyrgjødsel i fjøs, ved lagring og ved spredning. Ammoniakk tap ved spredning av husdyrgjødsel er oppgitt til å være om lag 10 500 tonn N per år, og potensialet for å redusere utslippene og forbedre nitrogeneffektiviteten er stort. Miljøvennlige spredemetoder reduserer ammoniakktapet ved at gjødning tilføres nærmest mulig jordoverflaten med lavest mulig arealdekning eller ved kontakt med jord. Nedfelling og direkte injeksjon (DGI) er mest effektivt og kan redusere ammoniakktapet med 70–80 % sammenlignet med breispredning. Ulempene er at utstyret er dyrt, krever ekstra energi, er lite effektivt og kan øke utslipp av lystgass. Stripespredning gir ikke så stor reduksjon i ammoniakktap (30–40 %), men er en mer effektiv spredemetode som er mer praktisk i bruk. Miljøvennlige spredemetoder har størst effekt under ugunstige værforhold. Nitrogeneffektiviteten kan også økes ved å optimalisere spredetidspunkt for husdyrgjødsel i forhold til plantenes behov. Spredning i vekstsesongen, og aller helst om våren, gir bedre utnyttelse av nitrogenet fremfor spredning på høsten. Optimalisering av spredetidspunkt for husdyrgjødsel stiller krav til at lagerkapasiteten for husdyrgjødsel er tilstrekkelig.

Ammoniakk tap fra husdyrgjødsel i fjøs utgjør rundt 5900 tonn nitrogen per år og fra gjødsellagre 4100 tonn nitrogen per år. Fjøs for intensiv gris- og fjørféproduksjon er lukkede systemer, og utslippene derfra kan effektivt reduseres ved å rense ventilasjonsluften. Det er dokumentert en reduksjon i ammoniakktap på 70–90 %. I Norge utgjør ikke ammoniakktap fra fjørféproduksjon en stor andel (5 % av ammoniakktap fra fjøs), så det er mest aktuelt å ta i bruk i grise fjøs. I storféfjøs med naturlig ventilasjon er det vanskeligere å innføre system for rensing av fjøsluft. Ammoniakk tap kan reduseres ved å flytte gjødning raskt til lager, og ved lav temperatur i bygningene. Ved bygging av nye fjøs anbefales det å ta i bruk teknikker og metoder som kan redusere ammoniakktap.

Tett lagring av husdyrgjødsel kan redusere ammoniakktapet med 80 %, mens ulike typer flytende dekker, porøse dekker og naturlige skorper kan redusere tapet med 40–60 %. Tiltak for å redusere ammoniakktap fra lager reduserer stort sett også metanutslipp, mens lystgassutslipp kan øke. Forsuring av husdyrgjødsel med sterke syrer kan redusere tap av ammoniakk med 70–90 % og redusere metanutslipp. Det har imidlertid en del ulemper i forhold til skader på lager, utstyr og kan være skadelig for mennesker og jordliv. Biologisk forsuring er mer skånsomt, men effekten er usikker.

Tilpasset proteininnhold i fôret til husdyra er viktig da det påvirker nitrogentapet i hele kjeden fra fjøs, lagring og spredning. For melkeku er anbefalingene at gjennomsnittlig innhold av råprotein ikke bør ligge over 15–16 %. Økt avdrått og slaktetilvekst er også positivt for nitrogenutnyttelsen, men for drøvtyggere må dette balanseres opp mot bruken av kraftfôr. God fruktbarhet der antall dager uten, eller med lav produksjon, blir redusert til et minimum er positivt. Det er også lengre levetid på

produksjonsdyr som reduserer behovet for rekruttering. God helse, redusert dødelighet av nyfødte dyr og redusert tap senere i produksjonen, som for eksempel på beite, er også positivt for nitrogenutnyttelse.

Fra høsting av eng til grovfôret blir tatt opp av husdyra er det ikke uvanlig at 25 % av tørrstoffet går tapt. En reduksjon av disse tapene gjennom bedre kunnskap, kompetanse og drift vil øke nitrogeneffektiviteten. Bedre utnyttelse av utmarksbeite vil kunne erstatte kraftfôr og grovfôr, men det er en del hindringer i veien for dette.

Det er flere muligheter for å øke nitrogeneffektiviteten og redusere risikoen for nitrogentap fra jordbruksarealer. Fangvekster er det mest effektive og velkjente tiltaket for å redusere nitrogentap fra korn- og åkerarealer. Flere studier har vist en signifikant reduksjon av nitrogentap til vann ved dyrking av fangvekster. Den gjennomsnittlige reduksjonen i avling ved undersådde fangvekster er liten og det er mange positive virkninger. Den viktigste er opptak av nitrogen og evnen til å holde på nitrogenet utenom vekstsesongen. Dessuten kan de bidra til karbonbinding, bedre jordhelse, ha potensial til å redusere ugrasforekomsten og forskjønne kulturlandskapet når alle kornåkrene er høstet. Fangvekstblandinger kan dessuten ha positive effekt på biologisk mangfold. Mange ulike arter, både ettårige og flerårige, brukes etter hvert som fangvekster, sådd om våren eller senere i sesongen. Ikke alle varianter er imidlertid like godt undersøkt med hensyn til nitrogeneffektivitet.

Et annet tiltak for økt nitrogeneffektivitet på jordbruksarealene er å unngå å pløye om høsten. Dette tiltaket har i tillegg god effekt på jord- og fosfortap.

Tiltak for å sikre optimale forhold for plantevekst vil gi bedre utnyttelse av tilført gjødsel og redusere tapene. Det omfatter jordpakking, drenering, vanning og kalking. Kalking og forebygging av jordpakking har flere positive effekter blant annet for vannkvalitet og utslipp av lystgass. Drenering og vanning har også positiv effekt på nitrogeneffektiviteten, men drenering kan gi økte nitrogentap til vann.

Bruken av biokullbasert gjødsel er nytt, og effekten på nitrogeneffektiviteten er ennå ikke fullt ut kartlagt. Forskning pågår og nye funn forventes i de neste årene. Tiltaket «økt dyrking av belgvekster» har i hovedsak til hensikt å erstatte nitrogen i mineralgjødsel. Potensialet for å øke produksjonen av spesielt erter og åkerbønner er høyt. Økt bruk av rød- og hvitkløver i eng vil også gi bedre nitrogeneffektivitet. På grunn av belgvekstenes evne til å binde atmosfærisk nitrogen, vil det bli mindre etterspørsel etter mineralgjødsel. Videre kan belgvekster ha positive effekter på jordhelse, karbonbinding og jordløsning. En betydelig andel av total mengde mineralgjødsel (100 000 tonn nitrogen) i kan teoretisk erstattes når det maksimale arealet som er egnet for belgvekster dyrkes. Utvalget av sorter tilpasset nordiske forhold er under utvikling.

Store mengder nitrogen som er bundet i biomasse fra ulike kilder brukes ennå ikke effektivt i jordbruket, men har potensial til å erstatte ytterligere mengder mineralgjødsel. Slike kilder er blant annet planterester, grønnngjødsel, matavfall og fiskeslam. Behandlingen av disse kildene i biogassanlegg kan bidra til økt utnyttelse av bundet nitrogen. Bioresten har tilsvarende risiko for nitrogentap til luft og vann som husdyrgjødsel. Riktig mengde og tidspunkt for tilførsel påvirker nitrogeneffektiviteten. Dette gjelder spesielt biorest fra matavfall som kan ha opptil 91 % av nitrogenet i form av ammonium, som lett går tapt som ammoniakk.

Avfall fra fiskeri og slakteri er gode proteinkilder i fôr, og kan redusere behovet for importerte proteinråvarer i norsk husdyrhold forutsatt at det blir regelendringer og et system som håndterer dette. Bruk av nye proteinkilder produsert av mikroalger, gjær, sopp, bakterier og innsekter er under utvikling.

Til tross for mange muligheter for å redusere nitrogentap fra jordbruket, kan nitrogentap til vann ikke forhindres fullt ut. Derfor er rensetiltak mellom jordbruksarealer og bekker eller i bekker også av betydning. Kantsoner og fangdammer er de tiltakene som er mest kjent og undersøkt i Norge til nå og har vist god effekt på tap av partikler og fosfor. Tiltakene er imidlertid mindre effektive når det gjelder

reduksjon av nitrogenavrenning. Kantsoner virker på overflateavrenning, men ikke på grøfteavrenning. Den største andelen nitrogen går tapt med grøfteavrenning og dermed blir det ikke opptak av nitrogen i vegetasjonen i kantsonen. Ulike fangdammer ble vist å redusere nitrogenkonsentrasjonen med mellom 2 og 17 %. Kontrollert drenering, rensing av grøfteavrenning og restaurering av våtmarker og flomsletter viser høyere renseeffekt for nitrogen der de er prøvd ut. Områder som egner seg for kontrollert drenering er imidlertid svært begrenset i Norge, da arealet bør ha en helning på mindre enn 0,5 %. I Danmark ble det vist at rensing av grøfteavrenning hadde potensial til å redusere nitrogentap til vann med 45 %. I Norge har et tiltak for rensing med filtermaterialer vært utprøvd for avrenning fra veibygging. Det er behov for videreutvikling og studier av anvendeligheten av slike tiltak for grøfteavrenning fra jordbruksområder. Dessuten pågår en studie av effekter av restaurering av våtmarker og flomsletter for blant annet nitrogenrensing allerede i Norge, men resultatene foreligger ennå ikke. I tillegg til det moderate til høye potensialet ved de nevnte tiltakene for å fjerne nitrogen fra avrenning, har en del av tiltakene uttalte positive effekter på naturmangfold og kulturlandskap.

Det er her beskrevet en rekke tiltak med potensiale for bedre utnyttelse av nitrogenressursene som forvaltes i norsk jordbruk. For mer detaljer henvises til teksten i rapporten og oversikten i tabell 1.

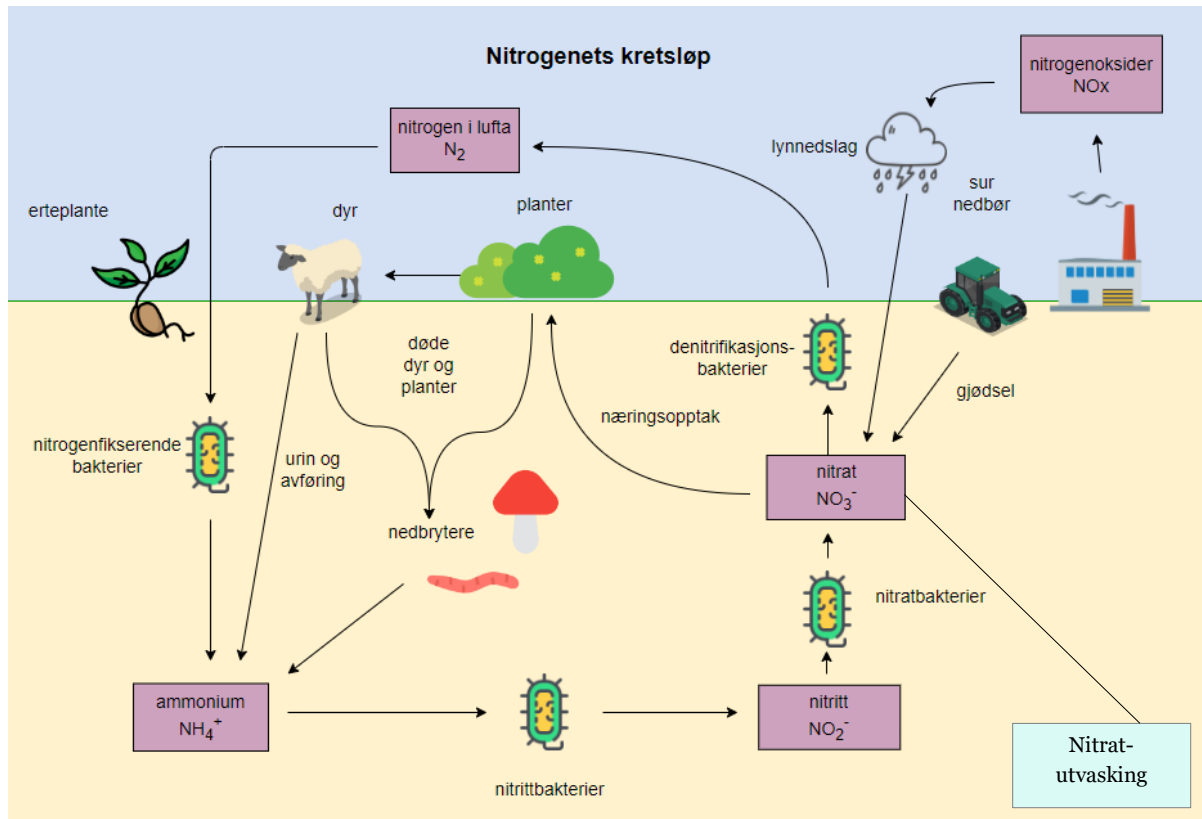
Innhold

1	Innledning.....	9
2	Metode	11
3	Tiltak for økt nitrogeneffektivitet.....	12
3.1	Mineralgjødning.....	12
3.1.1	Delt gjødning til korn	12
3.1.2	Presisjonsgjødning	12
3.1.3	Gjødningsnormer og planleggingsverktøy	13
3.1.4	Gjødningsplan i henhold til gjødningsplanen.....	15
3.2	Husdyrgjødningsplan	15
3.2.1	Miljøvennlig spredning av husdyrgjødningsplan.....	15
3.2.2	Økt lagerkapasitet for bedre spredningstidspunkt.....	16
3.2.3	Separering av husdyrgjødningsplan	16
3.2.4	Dekke på lager av husdyrgjødningsplan.....	17
3.2.5	Rask fjerning av husdyrgjødningsplan fra fjøs til lager.....	17
3.2.6	Senking av temperatur i fjøs og lager.....	17
3.2.7	Rensing av fjøsluft for ammoniakk.....	18
3.2.8	Tilsetning av syre i husdyrgjødningsplanlager eller før spredning.....	18
3.2.9	Biologisk forsuring.....	18
3.2.10	Økt bruk av beite.....	19
3.3	Husdyrhold	19
3.3.1	Føring og optimalisering av produksjonen.....	19
3.3.2	Redusere svinn av grovføret	20
3.3.3	Bruk av utmarksbeite	21
3.4	Resirkulering.....	22
3.4.1	Bedre håndtering av fôr- og planterester på gården	22
3.4.2	Effekt av biogassprosessen	23
3.4.3	Avløpslam	23
3.4.4	Matavfall	24
3.4.5	Fiskeslam som gjødning.....	25
3.4.6	Fiskemel, fiskeensilasje og kjøttbeinmel	26
3.4.7	Nye proteinkilder	27
3.5	Jord og planter.....	27
3.5.1	Ingen jordarbeiding om høsten/direktesåing	27
3.5.2	Minimere jordpakking.....	30
3.5.3	Drenering	31
3.5.4	Vanning	32
3.5.5	Fangvekster	33
3.5.6	Eng og grasiltak i åpen åker	34
3.5.7	Mer bruk av belgvekster	34
3.5.8	Beholde halmen på jordet.....	35
3.5.9	Kalking.....	36
3.5.10	Biokullbasert gjødning	37

4	Rensetiltak/avbøtende tiltak.....	38
4.1	Kantsoner	38
4.2	Fangdam/våtmark	39
4.3	Kontrollert drenering.....	40
4.4	Rensing av grøfteavrenning.....	41
4.5	Restaurering av våtmarker og flomsletter.....	41
5	Vurdering av tiltak	43
6	Effekt av produksjonssystemer	47
7	Konklusjon	48
	Litteraturreferanser.....	49

1 Innledning

Nitrogentilførslene i norsk jordbruk, avgrenset til primærproduksjonen, på nasjonalt nivå består av mineralgjødning, importerte kraftfôrråvarer, biologisk nitrogenfiksering, atmosfærisk nedfall og ammoniakk til behandling av halm. Bruk av biorest basert på matavfall fra storsamfunnet vil også inneholde noe importert mat som utgjør tilførsel av nitrogen.



Figur 1. Nitrogenets kretslop, av Bedin, T. (<https://ndla.no/article/23370>). CC BY-SA 4.0.

Mineralgjødning er den største kilden til nitrogen i jordbruket og utgjorde 99 000 tonn nitrogen sesongen 2021/2022 (Mattilsynet 2023).

I 2022 ble det importert 367 000 tonn proteinråvarer og 463 000 tonn karbohydratråvarer til norsk kraftfôrindustri (Landbruksdirektoratet 2023). Proteinråvarene inneholder 25 % eller mer protein og innholdet varierer mye mellom de ulike råvarene, mens karbohydratråvarene er for det meste korn som har et proteininnhold på omtrent halvparten av proteinråvarene. Et grovt anslag tilsier at det blir importert rundt 24 000 tonn nitrogen med kraftfôr.

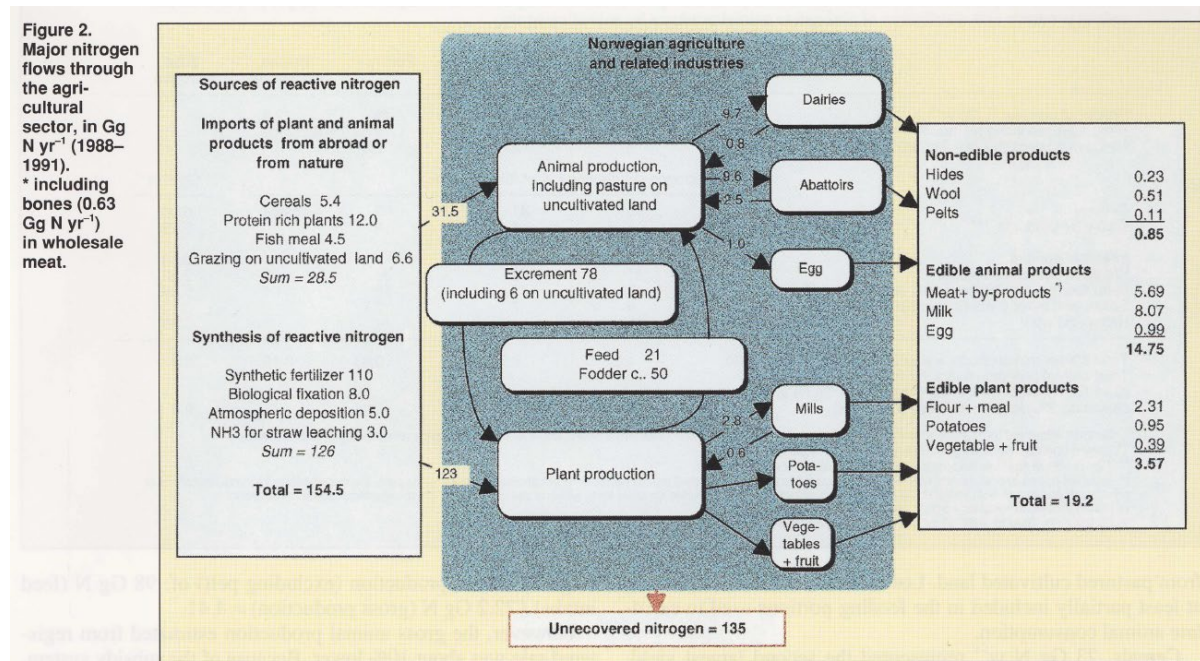
Omfanget av nitrogen tilført med biologisk nitrogenfiksering i form av belgvekster er usikkert. For nitrogenfiksering i eng kan en legge til grunn et areal på 4 776 000 daa fulldyrka eng (SSB 2023b) og 55 % eng med et kløverinnhold på 20 %, tilsvarende Grønlund m.fl. (2014). Dette gir et estimat på 15 800 tonn N per år og er høyere en estimatet til Bleken & Bakken (1997) på 8 000 tonn per år totalt for belgvekster, som trolig er mer realistisk (figur 2).

Nitrogen i atmosfærisk nedfall er ca 5000 tonn per år (Aas m.fl. 2017).

Omfanget av ammoniakkbehandling av halm er reelt lite, men er en kilde til nitrogentap fordi en regner med at 65 % av ammoniakken ikke bindes i halmen (Morken 2003).

Husdyrgjødsel kommer ikke inn under nitrogentilførsler i norsk jordbruk, men utgjør en stor nitrogenressurs som forvaltes i jordbruket. Totalt innhold av nitrogen i husdyrgjødsel utgjorde rundt 89 000 tonn i 2020, og av dette var rundt 51 000 tonn lett tilgjengelig nitrogen i form av ammonium (Carbon Limits 2020).

I sin gjennomgang og oversikt over nitrogenstrømmene i norsk landbruk estimerte Bleken & Bakken (1997) total tilførsel av nitrogen til å være 154 500 tonn, mens nitrogen i mat og andre animalske produkter var bare 19 200 tonn.



Figur 2. Nitrogenstrømmene i norsk jordbruk, i Gg nitrogen per år (1988–1991) (Bleken & Bakken 1997).

Selv om enkelte kilder til nitrogen og omfanget av enkelte produksjoner har endret seg noe siden 1990-tallet er det fremdeles et betydelig nitrogenoverskudd som er beregnet til å være 10 kg per daa for norsk jordbruksareal (Hellsten m.fl. 2019).

Ammoniakkutslipp til luft fra jordbruket utgjør rundt 24 000 tonn NH₃-N (SSB 2023a). Av dette står husdyrgjødsel for 81 %, mineralgjødsel 13 % og ammoniakkbehandling av halm 2–3 % (Bye m.fl., 2020). Tap av nitrogen i form av NO_x er rundt 7800 tonn (SSB 2023a). Avrenning av nitrogen til norskekysten er beregnet til å være 28 900 tonn N (Guerrero & Sample, 2022). Lystgassutslipp fra jordbruket var i 2021 estimert til rundt 3 900 tonn N₂O-N (SSB 2023c).

Noen former for nitrogentap har en tendens til å være mye større enn andre når det gjelder den totale mengden nitrogen som er involvert. De største tapene skjer oftest som NH₃-utslipp, nitrat- og annen nitrogenutlekking/avrenning, og som denitrifikasjon til N₂. Utslipp av lystgass (N₂O) og NO_x har en tendens til å representere en liten brøkdel av nitrogenstrømmene (ofte ~1 prosent av tilførslene).

Selv om utslipp av dinitrogen (N₂) gjennom denitrifisering er miljøvennlig vil en reduksjon av N₂-utslipp være viktig for å forbedre den generelle systemeffektiviteten og redusere behovet for mer tilførsel av nitrogen inn i systemet.

Formålet med denne rapporten er å beskrive tiltak på gårdsnivå med potensiale for bedre utnyttelse av nitrogenressursene som forvaltes i norsk jordbruk. Med bedre nitrogenutnyttelse menes bedre balanse mellom tilførsel og opptak i planteproduksjon og husdyrhold. Nitrogeneffektivitet er et mål for bedre nitrogenutnyttelse. Det er i tillegg inkludert en oversikt over mulige rensesystemer for nitrogen til vann.

2 Metode

Rapporten er delt i tre: i) Tiltak for økt nitrogeneffektivitet og ii) Rensetiltak/avbøtende tiltak og iii) Vurdering av tiltak. Gjennomgangen av tiltak omfatter tiltak i primærproduksjon (tiltak på gårdsnivå).

Tiltak for økt nitrogeneffektivitet (Kapittel 3) omfatter alle tiltak som kan gjennomføres på jordbruksarealet i forbindelse med jordbruksproduksjon.

Rensetiltak/avbøtende tiltak (Kapittel 4) omfatter tiltak som renser vann som har rennt av fra jordbruksarealene enten gjennom drengroftene eller på overflaten.

Som grunnlag for vurderingene tiltak er det for hvert tiltak gjort litteratursøk, og det er i teksten referert til enkeltstudier av tiltakseffekter, sammenstillinger av tiltakseffekter og til populærvitenskapelige sammenstillinger. I rapporter som sammenstiller effekter er det videre henvisninger til enkeltstudiene og overvåkingsprogrammene. Det er vektlagt både nordiske og norske studier, men på grunn av kort tidsfrist kan det ikke utelukkes at enkelte studier mangler i kunnskapsgrunnet.

For hvert tiltak har det blitt gjort en vurdering av følgende:

- Dokumentasjon på effekt på nitrogenutnyttelse eller redusert N-forurensning under norske eller nordiske forhold
- Usikkerhet knyttet til den anslåtte effekten
- Effekt av tiltaket på andre forhold som produksjon/avling, utslipp til luft (klimagassutslipp, NH₃, NO_x), karbonbalanse i jord, vannmiljø, jordhelse og naturmangfold. Dette har vi omtalt som økosystemtjenester i det følgende.
- Anbefalinger til videre arbeid.

Kilder til relevant dokumentasjon er oppgitt, og manglende dokumentasjon er påpekt.

Gjennomgangen av tiltak er kun basert på litteraturgjennomgang og ekspertvurderinger, det er ikke gjort nye beregninger av potensiale for tiltaket. Effekten av tiltakene er omtalt på ulike nivå, avhengig av tilgjengelige kilder til informasjon (fra effekt på enkeltstående forsøksfelt til anslag for gård, region, nasjonalt eller globalt nivå). For en del av tiltakene er beskrivelsen delt opp i tre avsnitt:

Dokumentasjon og usikkerhet; Effekt på andre økosystemtjenester og Anbefalinger for videre arbeid. For en del tiltak har det ikke vært hensiktsmessig med denne oppdelingen.

Kapitlet om vurdering av tiltak (Kapittel 5) omfatter en vurdering av samlede effekter på vannkvalitet, utslipp til luft, karbonbalanse i jord, jordhelse, naturmangfold, produksjon/avling og andre økosystemtjenester. Dette er framstilt skjematisk i en tabell. Det er ikke gitt anbefalinger, men oversikt over effekter på ulike økosystemtjenester.

3 Tiltak for økt nitrogeneffektivitet

3.1 Mineralgjødning

3.1.1 Delt gjødning til korn

Dokumentasjon og usikkerhet

Ved delt gjødning gis den planlagte gjødselmengden av nitrogen i en dose ved såing og resten i en eller flere tildelinger senere i vekstsesongen. Dette gjør det mulig å tilpasse mengde gjødning til vær- og vekstforholdene i vekstsesongen, og dermed plantenes behov og mulighet for å utnytte nitrogenet. I kornproduksjonen ble dette først tatt i bruk som en strategi for å øke proteininnholdet i hvete, og dermed oppnå høyere pris. Selv om det per nå ikke betales etter proteininnhold i bygg og havre, og delt gjødning ikke nødvendigvis gir økt avling (men heller ikke redusert), anbefales delt gjødning også til bygg og havre. Disse anbefalingene bygger på årevis med forsøksserier i regi av Planteforsk, Bioforsk og senere NIBIO, og er kort oppsummert i Kristoffersen m.fl. (2022). Delt gjødning anbefales hvis forventet avling tilsier å gjødsle med mer enn 10 kg nitrogen per dekar. Dokumentasjonen er først og fremst på kornavling og -kvalitet, og hva som er økonomisk optimalt, men det mangler god dokumentasjon på nitrogenutnyttelse og nitrogenforurensning tilknyttet tiltaket (Hoel 2007). Effekten av tiltaket er dessuten avhengig av værforholdene det enkelte år og hvordan en tilpasser gjødningen etter dette. Positiv effekt av tiltaket oppnås hvis en reduserer gjødselmengden fordi åkeren ser ut til å ha mindre behov for nitrogen enn først antatt, som f.eks. ved tørke, eller hvis det er mye nedbør om våren før plantene klarer å nyttiggjøre seg gjødsla. Om en øker total gjødselmengde for å kompensere for tapt nitrogen i vekstsesongen ender en med å bruke mer gjødning totalt enn opprinnelig planlagt. Ved mangel på nedbør etter delgjødning kan gjødsla bli liggende på jordoverflata og gi dårlig nitrogenutnyttelse. NIBIO tilbyr kalkulatoren N-status i vekstsesongen for å beregne behov for tilleggsgjødning i vekstsesongen for korn, potet og eng (<https://lmt.nibio.no/agrometbase/ncalc/>).

Effekt på økosystemtjenester

Effekten av dette tiltaket er først og fremst bedre balanse mellom tilført nitrogen og opptak i plantene (Sutton m.fl. 2022). Avlingene ser ut til å bli omtrent de samme, men en kan forvente økt proteinavling. Ved delt gjødning har en mulighet til å tilpasse mengden nitrogengjødning til værforhold de ulike årene og risikoen for nitrogentap til luft og vann reduseres. Potensialet for redusert N-utvasking ved ulike nedbørsoverskudd på ulik jordtype er beregnet av Øygarden m.fl. (2009, kap. 6.3). Måling av lystgass i et norsk forsøk med delt gjødning til vårhvete viste at total mengde nitrogen tilført, samt vær- og jordforhold, hadde størst innflytelse på lystgassutslippene (Russenes m.fl. 2019). Ved å kjøre ut en mindre mengde gjødning om våren kan våronna gjennomføres raskere, mens forholdene er laglige, og dermed redusere risikoen for jordpakking. Effekt på andre økosystemtjenester er ikke kjent.

Anbefalinger til videre arbeid

Tiltaket er praktisk gjennomførbart og en reduserer risikoen for nitrogentap. Delt gjødning praktiseres også noe ved dyrking av poteter og er anbefalt til våroljevekster (Henriksen m.fl. 2019a), men det kan være behov for mer utprøving av tiltaket i andre kulturer.

3.1.2 Presisjonsgjødning

Dokumentasjon og usikkerhet

Presisjonsgjødning omfatter ulik teknologi som gjør det mulig å gjøre stedsspesifikk tilpasning av gjødning til plantenes behov, men herunder kan en også regne ulike former for styreassistanse

(metoder basert på bruk av globale navigasjonssatellitt-systemer for presis kjøring på jordet) som kan benyttes med eller uten stedsspesifikk tilnærming (som f.eks. jordvariasjon og plantenes nitrogenstatus). Målet i begge tilfeller er å øke utnyttelsesgraden av gjødsla. Ved presis kjøring på jordet kan en unngå overlapp ved spredning eller spredning utenfor arealet, og er gjerne ett første skritt mot stedsspesifikk gjødsling.

Det er generelt lite dokumentasjon av effekten på nitrogenutnyttelse av presisjonsgjødsling. Dokumentasjonen av tiltaket er først og fremst samlet i rapporten til Korsæth m.fl. (2019) der de har beregnet potensiell miljømessig gevinst og kost-nytte-verdi ved å implementere presisjonsjordbruk i Norge. Beregningene for presisjonsgjødsling ble foretatt for produksjonene korn og poteter. Effekten av stedsspesifikk delgjødsling ble gjort under antagelsen om at kornet ble tildelt samme N-mengde i sum, uavhengig av spredemetode. Videre ble det forutsatt en avlingsgevinst ved presisjonsgjødsling, og økt effektivitet ved tresking. De anså videreutvikling av metodikken knyttet til presisjonsgjødsling av eng for å kunne gi store gevinster på miljøsidene. Dette er systemer med mye næringsstoff i omløp og eng er den arealmessig største veksten i landet. Beregningene viser at ved bruk av bare styreassistanse er det likevel innspart gjødsel som er den viktigste enkeltfaktoren ved dette tiltaket, både i eng og korn.

Effekt på økosystemtjenester

Korsæth m.fl. (2019) beregnet avlingsgevinsten ved presisjonsgjødsling til å være 2,4 % i vårhvete og 2 % i bygg, og tilsvarende redusert N-utvasking på 0,6 og 0,3 kg nitrogen per daa for vårhvete og bygg. Det mangler studier som kan bekrefte avlings- eller kvalitetseffekter ved bruk av N-sensor i potet. Presisjonsgjødsling til potet ble beregnet til å kunne redusere nitrattutvaskingen fra med 0,33 kg NO₃-N/daa sammenlignet med ensartet gjødsling. Tilsvarende reduksjon i klimagassutslipp var på 3,4 kg CO₂/daa.

Korsæth m.fl. (2019) beregnet samlet miljømessig nytteverdi for dette tiltaket for eng, bygg, vårhvete og poteter både på gårdsnivå (dekar og enhet) og nasjonalt nivå. Potensialet for presisjonsgjødsling ble estimert til å være ca. 8 800 tonn CO₂-ekvivalenter, et vesentlig større reduksjonspotensial enn det som ti år tidligere ble beregnet av Øygarden m.fl. (2009). Redusert omfang av gjødsling av åkerkanter kan ha positiv effekt på naturmangfoldet.

Anbefalinger til videre arbeid

I vurderingen av tiltaket bør det legges til grunn at om fanget av tiltaket ennå er lite og at det vil kreve investering for den enkelte gårdbruker. Korsæth m.fl. (2019) anslo at det ble brukt N-sensorer på 3,8 % av kornarealet (ca 1 % av jordbruksarealet), og at bruk av presisjonsjordbruk i Norge lå et sted mellom 1 og 10 % av jordbruksarealet. Ulike former for styreassistanse for presis kjøring på jordet er mer utbredt enn variabel tildeling av gjødsel. Bruk av bare styreassistanse kan uten stedsspesifikk dosering likevel utgjøre en forskjell for å redusere klimagassutslippene fra plantproduksjonen (Korsæth m.fl. 2019). En kan forvente økt omfang av presisjonsgjødsling etter hvert som teknologien forbedres.

3.1.3 Gjødselnormer og planleggingsverktøy

Dokumentasjon og usikkerhet

Gjødslingshåndboka utarbeidet av NIBIO (<https://www.nibio.no/tema/jord/gjodslingshandbok>) danner grunnlaget for gjødslingsrådgivinga. Håndboka inneholder gjødslingsnormer for ulike vekster etter forventet avlingsnivå, samt tabeller for å korrigere nitrogenbehov etter jordas moldinnhold og forgrøde. Gjødslingshåndboka inneholder også tabeller over næringsinnhold i husdyrgjødsel og virkningsgraden av nitrogenet i gjødsla, samt Husdyrgjødsel N-kalkulator (<https://lmt.nibio.no/husdyrn/>) for å beregne nitrogenopptak i plantevekst og nitrogentap gjennom ammoniakk, lystgass og utvasking for ulike kulturvekster ved ulike spredemetoder og spredningsforhold.

Gjødslingsnormene er basert på norske feltforsøk over lang tid under ulike forhold der målet er en gjødslingspraksis som er miljøvennlig, sikrer produktkvalitet og gir best mulig lønnsomhet (Kristoffersen 2023, pers. medd.). Avlingsresponsen til ulike kulturer er nokså stabil, men endringer i ønsket produktkvalitet, produktpris, gjødselpriser eller miljømål vil ha innvirkning på gjødselnormene. For korn tilbys støtteverktøyet Optimal N-gjødsling til korn (<https://optimaln.nibio.no/>) som beregner økonomisk og miljømessig optimal gjødsling basert på estimat av forventet avlingsnivå og gjeldende korn- og gjødselpriser.

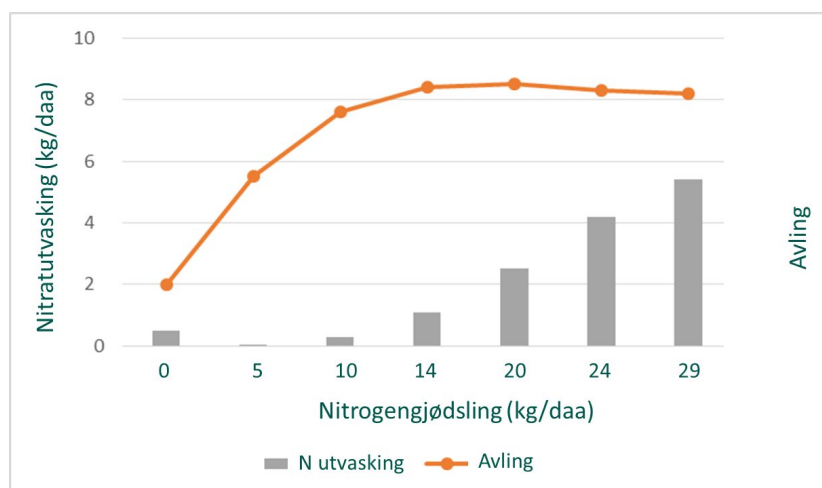
Gjødslingsnormene og datagrunnlaget i gjødslingshåndboka er implementert i gjødslingsprogrammene. Den største usikkerhetsfaktoren i planleggingen er at verktøyene styres av forventet avling som er opptil den enkelte å bestemme. Produsenter av korn, poteter, frukt og grønt har oftest god kontroll med avlingsnivået og kan bygge på gjennomsnittsavlinger. I grovfôrproduksjonen kreves mer innsats for å finne ut av avlingsnivået. Dette er også den største produksjonen i areal, med bruk av mest nitrogen per arealenheter, og dermed mest å hente på bedre nitrogenutnyttelse.

Redusert N-gjødsling til eng vil kunne redusere nitrogentapene og bedre nitrogenutnyttelsen, men også føre til lavere avlinger. Det er trolig en del å hente ved mer presis gjødsling justert etter avlingsnivå. Ved å minimere nitrogentap fra husdyrgjødsel kan man redusere bruken av mineralgjødsel. En halvering av de totale ammoniakktapa fra husdyrgjødsel vil spare ca 12 000 tonn nitrogen årlig. Det tilsvarer 12 % av mineralgjødselforbruket, som pleier å ligge på rundt 100 000 tonn N.

I det siste er det diskutert at proteininnholdet i grovfôret må øke for å redusere importen av protein til fôr (Skjold m.fl. 2022). Nitrogengjødsling utover det som øker avlinga vil føre til dårligere N-utnyttelse. I en forsøksserie med 4, 6 eller 8 kg N/daa utover gjødslingsplanen økte proteininnholdet i engavlinga, men det var likevel bare i 3. slått at proteininnholdet var over 15 %. Utnyttelsen av nitrogenet ble redusert til henholdsvis 0,49, 0,47 og 0,40 % for de ulike tilleggsgjødslingene med nitrogen (Lunnan 2021). Lignende resultat er funnet i NIBIO-forsøksserien N-stige, finansiert av Yara (Jørgensen, 2021). Det er vanskelig å gjødsle seg til et høyt proteininnhold i 1. og til dels 2. slått, og utnyttelsen av nitrogenet blir redusert. Det er satt i gang et arbeid med å gå gjennom alle nitrogengjødslingsforsøk i eng for å klarlegge disse forholdene bedre (Kvifte m.fl., under arbeid).

Effekt på økosystemtjenester

En kontinuerlig oppdatering av gjødselnormene utifra avlingsresultat etc. er positivt for å minimere tap til luft og vann. For sterk nitrogengjødsling, særlig i form av nitratholdig gjødsel øker faren for utslipp av lystgass og nitrattutvasking (figur 3).



Figur 3. Avling og N-utvasking ved ulike gjødslingnivåer i høsthvete på Rothamsted, UK (Goulding 2000).

Anbefalinger til videre arbeid

Veilede grovfôrprodusenter til å sjekke avlingsnivå på engarealene for mer tilpasset gjødsling. Det kan være behov for å justere gjødslingsnormene for enkelte kulturer som ikke er en del av årlige forsøksrader. Det er behov for tilpassing av planleggingsverktøy til økologisk driftsform.

3.1.4 Gjødsle i henhold til gjødslingsplanen

Dokumentasjon og usikkerhet

Det kreves gjødslingsplan på skiftenivå for å motta produksjonstilskudd. Produsentene lager gjødslingsplanen selv eller overlater det til andre som f.eks. rådgivere i Norsk Landbruksrådgiving. Det er ingen kontroll med hvordan planen lages og om planen følges. Det foreligger heller ikke data på omfanget av avvik fra gjødslingsplanen, eller hvor godt planene traff med plantenes behov i vekstsesongen, men det er mulig å legge inn faktisk gjødsling i etterkant. Det er derfor noe usikkerhet knyttet til effekten av dette tiltaket. En sammenstilling av data fra bygg- og havredyrking i tre jordbruksområder i JOVA-programmet på Østlandet viste imidlertid et nitrogenoverskudd (2,2 til 6 kg per daa) som tilsa gjødsling utover anbefalt nitrogenmengde (Øgaard 2014). Nitrogeneffektiviteten ble kalkulert til å være 61–71 % for bygg og 67–82 % for havre.

Effekt på økosystemtjenester

Hvis det i praksis gjødsles mer enn anbefalt, forventes først og fremst redusert nitrogentap til luft og vann, og mindre effekt på produksjon/avling.

Anbefalinger til videre arbeid

Tiltaket må ses i sammenheng med gjødslingsnormer, gjødslingsplanleggingsverktøy, spredemetoder og delt gjødsling. Gjødslingsplaner i åker basert på gjennomsnittsavling for de siste fem årene vil være et godt utgangspunkt for tilpasset næringstilførsel. Øygarden m.fl. (2009) foreslo næringsstoffregnskap som et tiltak for bedre oppfølging av gjødslingsplanene. Det nederlandske vektøyet, Kretsløpstolken, er et slikt næringsstoffregnskap. Det ble testet i Norge i 2018–2019, hvor det ble beregnet utnyttning og tap av nitrogen, fosfor og kalium for gårder med melkeproduksjon. I 2020 ble Klimakalkulatoren (<https://klimasmartlandbruk.no/klimakalkulatoren>) sammen med rådgiving, lansert som et av flere satsingsområder for hvordan næringa skal innfri Klimaavtalen (Landbrukets Klimaplan 2021–2030). Målet er at alle bønder innen 2025 skal ha tatt i bruk klimakalkulatoren på eget gårdsbruk. Klimakalkulatoren tar ikke hensyn til andre bærekraftsmål.

3.2 Husdyrgjødsel

3.2.1 Miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel

Miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel på eng ved hjelp av stripespreder, nedfeller eller direkte gjødselinjeksjon (DGI) reduserer ammoniaktap. Det gjør også tilsetting av vann og spredning under gunstige værforhold som er lav temperatur, lite vind og høy luftfuktighet. Effekten av å bruke miljøvennlige spredemetoder øker med ugunstige værforhold og økende tørrstoffinnhold i gjødsla. I praksis må det tilsettes vann for å få en lettflytende gjødsel når man skal bruke miljøvennlige spredemetoder. Nedfelling og DGI kan redusere ammoniaktapet med 70–90 % og stripespredning med 30–40 % (Bittmann m.fl. 2014). Nedfelling og DGI er lite brukt i Norge på grunn av redusert kapasitet under utkjøring og økt risiko direkte lystgassutslipp. Flere vurderinger rundt miljøvennlig spredning og andre ammoniakkreduserende tiltak for husdyrgjødsel er gjort av Rivedal m.fl. (2019).

I følge gjødselundersøkelsen i 2018 ble det brukt stripespredning på rundt 18 % av husdyrgjødsel spredt på eng (Kolle & Oguz-Alper 2020). Bruken av stripespredning er økende på grunn av gode

tilskuddsordninger gjennom regionalt miljøprogram, men det er fortsatt et stort potensiale for økt bruk. Ammoniakk tap fra spredning av husdyrgjødsel i 2020 ble ved hjelp av N-modellen for husdyrgjødsel estimert til rundt 12 700 tonn NH_3 (Carbon Limits 2020), eller rundt 10 500 tonn $\text{NH}_3\text{-N}$. Indirekte lystgassutslipp estimerer vi ved hjelp av IPCC (2006) sin standardfaktor på 0,01 kg $\text{N}_2\text{O-N/kg NH}_3\text{-N}$ = 105 tonn $\text{N}_2\text{O-N}$ = 164 tonn N_2O = 49 000 tonn CO_2 -ekvivalenter. Reduksjon i ammoniakk tap fra spredning av husdyrgjødsel har direkte effekt på de indirekte utslippa av lystgass. I tillegg vil det redusere behovet for mineralgjødsel-N og dermed redusere direkte og indirekte utslipp fra bruk av mineralgjødsel.

Vi har få norske målinger av ammoniakk tap fra spredning av husdyrgjødsel, men støtter oss på den europeiske ALFAM-modellen (ALFAM 2023) og særlig svenske forsøk (Karlsson & Rodhe 2002).

Ammoniakk tap fra spredning av husdyrgjødsel i åker er mer påvirket av hvor raskt gjødsla blir nedmoldet enn spredemetode. Det er et potensiale for å redusere ammoniakktapa ved å øke andelen husdyrgjødsel som blir nedmoldet innen 4 timer, eller aller helst raskere enn dette.

Avrenning av nitrogen til vann påvirkes i liten grad av de ulike spredemetodene nevnt over. Ved bruk av mer presise spredemetoder vil en imidlertid redusere risiko for spredning direkte ut i åpent vann. Denne effekten kan ikke kvantifiseres. Dersom ammoniakk-tapet reduseres kan det bli mer nitrogen i jorda og større risiko for nitrat-utvasking (pollution-swapping). Overflateavrenning av husdyrgjødsel rett etter spredning vil kunne bidra med økte nitrogentap, men i et totalregnskap bidrar det kun med små mengder. Det kan imidlertid føre til lokal forurensning. Nedmolding av husdyrgjødsel vil i tillegg til reduksjon i ammoniakk tap også redusere tap av nitrogen og fosfor med avrenning. Nedmolding er kun aktuelt som tiltak på åpen åker, der det uansett pløyes.

3.2.2 Økt lagerkapasitet for bedre spredetidspunkt

Den største grunnen til at husdyrgjødsel blir spredd om høsten er manglende lagerkapasitet. I følge gjødselundersøkelsen i 2018 blir 7, 6 og 9 % av husdyrgjødsla spredd om høsten for henholdsvis etablert eng, innmarksbeite og åpen åker (Kolle & Oguz-Alper 2020). Totalt utgjør dette 2500 tonn total-N. Det er få norske feltforsøk som har undersøkt effekten av høstspredning på tap av nitrogen og nitrogenutnyttelse, men i lysimeterfelt på Kvithamar fant de at avrenning av N var dobbelt så stor ved spredning av husdyrgjødsel om høsten i forhold til om våren (Oskarsen m.fl. 1996). En generelt større avrenning høst og vinter i forhold til vår og sommer er funnet i lysimeterforsøk på Særheim (Riley m.fl. 1999) og Fureneset (Sandvik m.fl. 1997). En stor del av nitrogenet i husdyrgjødsel er organisk og trenger tid for å omdannes til plantetilgjengelig nitrogen. Spredning om våren vil gi bedre tid til mineralisering og planteopptak, mens spredning sent i sesongen kan føre til mineralisering på tider av året der det ikke er behov for nitrogen til plantevekst. Tvert imot kan det være negativt i forhold til overvintring i flerårige kulturer.

Et viktig tiltak blir dermed å øke lagerkapasiteten enten gjennom å bygge flere lager, ta i bruk gjødsellager på nedlagte bruk eller ved å etablere tak på eksisterende utendørs lager for å hindre at nedbør tar opp lagerkapasiteten. Økt lagerkapasitet vil gi bedre ressursutnyttelse for både nitrogen og fosfor.

3.2.3 Separering av husdyrgjødsel

Separering av husdyrgjødsel kan være aktuelt dersom gjødsla skal transporteres til areal langt fra husdyrgjødsellageret. Fosforet vil i størst grad følge den faste fraksjonen og kan dermed lettere fordeles på et større areal, mens nitrogen og kalium vil dominere den våte fraksjonen og kan brukes på arealet nær lageret som kanskje har et høyt fosforinnhold i jorda. Separering er nevnt av Sutton m.fl. (2022) som et tiltak som kan redusere tap av ammoniakk på grunn av at den raske infiltrasjonsevnen til den våte fraksjonen. Den våte fraksjonen er likevel utsatt for tap under lagring pga. at det ikke blir dannet skorpe, og at innholdet av ammonium er høyt. Dette kan også føre til tap under spredning, og

det er anbefalt å sette inn tiltak både ved lagring og spredning for å redusere ammoniakktapet fra den våte fraksjonen. Den faste fraksjonen er også utsatt for ulike former for tap avhengig av lagringsmåte, spredemetode, kultur som blir gjødslet og om den blir behandlet videre på noen måte (Rivedal m.fl. 2019, vedlegg 2). Det er vurdert som vanskelig å få til en så rask fysisk separering av urin og fastgjødset at det påvirker hydrolysen av urea.

Ved separering kan behovet for lagerkapasitet bli redusert da den faste fraksjonen kan lagres på en måte som krever mindre investeringer. Ulempene med separering er at man må ha spredeutstyr både for fastgjødset og bløtgjødset, men dette kan muligens løses ved samarbeid.

3.2.4 Dekke på lager av husdyrgjødset

Når husdyrgjødset blir lagret i åpne utendørs lager kan ammonium i gjødsla lett gå tapt som ammoniakk. N-modellen for husdyrgjødset estimerte et ammoniakktap fra lagring av husdyrgjødset i Norge på rundt 5000 tonn NH_3 i 2020, noe som tilsvarer rundt 4100 tonn nitrogen (Carbon Limits 2020). Utslippsfaktorene i modellen bygger på EMEP/EEA (2019) sine retningslinjer for rapportering av luftforurensning og (Bittmann m.fl. 2014) sine råd om hvordan ulike tiltak reduserer ammoniakktapet. Retningslinjene og rådene om utslippsreducerende tiltak bygger på resultat fra europeiske studier. Tett lagring av husdyrgjødset vil kunne redusere utslippet av ammoniakk med 80 %, kunstig flytende dekke (plastdekke og lecakuler) med 60 % og naturlig dekke (skorpe, halm etc) med 40%. I forhold til å ta vare på nitrogenet for senere bruk til plantevekst, og dermed redusert behov for nitrogengjødset fra mineralgjødset, vil det være positivt med alle typer dekke. På gjødset som danner naturlig skorpe kan tett dekke/tak føre til tykkere skorpe. Dette kan øke det direkte lystgassutslippet ved at ammonium (NH_4)-N i gjødsla kan bli nitrifisert til nitrat (NO_3)-N på grunn av tilgang på luft i skorpa. Lystgass kan bli dannet i nitrifiseringsprosessen, men også dersom nitrat-N deretter blir denitrifisert. Dette kan skje under vekslende aerobe og anaerobe forhold. Tapet av nitrogen i form av direkte lystgassutslipp er lite, men det betyr mer for klimagassregnskapet enn de indirekte lystgassutslippene fra ammoniakktap. Et porøst dekke som skorpe, lecakuler og halm vil i tillegg til å øke direkte lystgassutslipp redusere metanutslippet ved at metan blir oksidert til CO_2 . Merk at det på grisegjødset normalt ikke dannes skorpe og at det må tilføres et porøst dekke for at metanutslippene skal reduseres. Mer om utslipp fra lagring av gjødset finst i Rivedal m.fl. (2019, vedlegg 1). Selv om man har startet arbeidet med å måle utslipp fra lager i ulike prosjekt på NORSØK (Ebbesvik m.fl. 2021) mangler vi fortsatt nok målinger fra husdyrgjødsetlager under norske klima- og driftsforhold.

3.2.5 Rask fjerning av husdyrgjødset fra fjøs til lager

N-modellen for husdyrgjødset estimerte et ammoniakktap fra husdyrrom i Norge på rundt 7200 tonn NH_3 i 2020, noe som tilsvarer rundt 5900 tonn nitrogen (Carbon Limits 2020). De største tapene finner man i husdyrrom for storfe og gris. Rask fjerning av gjødsla fra husdyrrom til lager er et av tiltakene som er nevnt i UNECE-rapportene av Bittmann m. fl. (2014) og Sutton m. fl. (2022) for å redusere ammoniakktap i fjøs. Det er vanskelig å finne reduksjonspotensialet for ulike ammoniakkreducerende tiltak i fjøs under norske forhold da fjøstyper, utstyr og klima etc. er annerledes enn referansene i UNECE-rapportene. I N-modellen for husdyrgjødset er det lagt inn 50 % reduksjon i ammoniakktap ved bruk av spaltegolv i forhold til tett golv. Utover det er det ingen differensiering, men vi vet at det finst ulike typer roboter og andre system som raskt fjerner gjødsla fra husdyrrommet. Vi har ingen norske målinger av ammoniakktap i fjøs som kan brukes i utvikling av en nasjonal utslippsfaktor for ammoniakktap i husdyrrom.

3.2.6 Senking av temperatur i fjøs og lager

Bittmann m.fl. (2014) og Sutton m.fl. (2022) foreslår 20 % reduksjon i ammoniakktap ved optimalt klima og isolasjon av tak i storféfjøs pga reduksjon i temperatur. Under norske forhold kan det være

positivt med uisolerte fjøs og naturlig ventilasjon for å holde temperaturen nede uten for mye bruk av ventilasjonsvifter. For gris er kjøling av gjødsla nevnt som tiltak. Under norske forhold kan det være lurt å ha minst mulig husdyrgjødsel på lager om sommeren når temperaturen er høy. Plassering av gjødsellager og nedgraving med tanke på å oppnå lavest mulig temperatur vil være positivt. Redusert temperatur vil redusere både ammoniakk- og metanutslipp.

3.2.7 Rensing av fjøsluft for ammoniakk

Bruk av kjemiske eller biologiske filter kan i følge Bittmann m.fl. (2014) og Sutton m.fl. (2022) redusere ammoniakktapa fra husdyrrom med 70–90 %. Dette er mest aktuelt i fjøs med ventilasjonssystem som gris- og fjørfefjøs. Etter det vi vet er ikke dette tatt i bruk i Norge, men blir brukt i Danmark og ellers i Europa. Ammoniakk som blir fanget kan vaskes ned i gjødsellageret og deretter bli brukt som gjødsel.

3.2.8 Tilsetting av syre i husdyrgjødsellager eller før spredning

Redusert pH i husdyrgjødsel fører til at mindre ammonium går over til ammoniakk, fordi likevekten mellom disse forbindelsene er pH-avhengig. Tilsetning av syre for å senke pH er i sammenstillingene til Bittmann m.fl. (2014) og Sutton m.fl. (2022) sett på som en effektiv metode for å redusere ammoniakktap (70–90%). Svovelsyre (H_2SO_4), som er en sterk syre, er mest brukt på grunn av pris, og at den har gjødselverdi til plantene. Effekten avhenger av hvor mye pH reduseres. Forsuring med svovelsyre er i utstrakt bruk i Danmark, som alternativ til nedfelling i tilfeller der overflatespredning er mer aktuelt. pH 5,5 er ofte en målsetting ved forsuring i fjøs og lager, mens direkte forsuring ved spredning ikke krever like lav pH. 2,5 l (4,5 kg) svovelsyre per tonn husdyrgjødsel ser ut til å være en vanlig mengde ved direkte forsuring ved spredning, mens det er behov for en større mengde ved forsuring på lager. Leverandører foreslår en mengde på 6–8 kg, men testing på gårder har vist at det kan gå med betydelig mer. Det er antatt som fornuftig å bruke tiltrekkelig mengde til å halvere NH_3 -utslippene. Detaljer om metoden og forsøk er beskrevet i en bacheloroppgave (Østerås 2018). Utslippet av metan og lystgass blir også redusert ved kjemisk forsuring. Kanskje så mye som 60 % for metan, men dette får man trolig liten nytte av når syren ikke tilsettes før ved spredning.

Ulempene med tilsetting av sterk syre er at det er dyrt, det kan føre til korrosjon på betong og utstyr, det kan redusere pH i jord og man vet ikke langtidseffekten på jordlivet av å tilføre forsuret husdyrgjødsel år etter år.

3.2.9 Biologisk forsuring

Det er oppnådd forsurende effekt ved gjæring i husdyrgjødsel. Det ser ut til å være flere metoder og tilsetninger i bruk og under utprøving. I Danmark har tilsetting av melasse eller sukker sett lovende ut. O'Toole & Capjion (2020) undersøkte fermentering av husdyrgjødsel i ulike produksjonssystem ved å tilsette kommersielle bio-preperater (bestående av Effektivt Microrganismer (EM) og melasse). De fann en del positive effekter, men bio-preperatene hadde ikke effekt på verken nitrogeninnhold i gjødsla, grasavling, eller infiltrasjonstid for spredt husdyrgjødsel. Da de gjennomgikk publisert forskning på dette fagområdet bekreftet dette en liten NH_3 -reduserende effekt av tilsetning av EM-preperater (alene) til blautgjødsla. Dette er fordi blautgjødsla allerede har en rik og mangfoldig bakteriesammensetning hvor tilsatte bakterier har liten evne til å etablere seg. Men laktofermentering og bio-forsuring av husdyrgjødsel var mulig å oppnå hvis man tilsatte tilstrekkelig mengder lett nedbrytbare karbohydrater til husdyrgjødsel, som deretter stimulerte melkesyreproduserende bakterier som allerede var tilstede i gjødslen, og førte til en selv-forsuring og N-konservering av husdyrgjødsel. De konkluderte med at videre undersøkelser trengs for å kartlegge om det finnes tilstrekkelig mengder av karbohydratrikt restråstoff som kan brukes til bio-forsuring av husdyrgjødsel.

3.2.10 Økt bruk av beite

Økt bruk av beite kan redusere ammoniakktapet fra husdyrgjødsel (Bittmann m.fl. 2014, Sutton m.fl. 2022), men det er avhengig av tilstanden på beitet dyra går på. Det kan også redusere metanutslippet fra gjødsel, men for direkte lystgasstap er det regnet med en større utslippsfaktor for gjødsel lagt på beite av storfe enn når gjødsel blir spredd på jordbruksareal. Grunnen er at dyrene er tunge og man kan få sterk pakking. Dette er også avhengig av dyretettheten, og ved bruk av utmarksbeite med stort areal per dyr er nok ikke dette tilfelle. En ulempe er at man ikke får samlet opp gjødsel og brukt den på areal til produksjon av grovfôr og andre vekster.

Effekt på økosystem for husdyrgjødseltiltak

Ammoniakk har forsurende effekt, og i tillegg er nedfall av ammoniakk kilde til indirekte utslipp av klimagassen lystgass (N_2O). Tilføring av nitrogen til økosystemer kan føre til reduksjon av planter som krever næringsfattig miljø og kan redusere biologisk mangfold. Utslipp av ammoniakk kan også medføre overgjødsling av vann og vassdrag, fordi det fører til økt avrenning av nitrater. Ammoniakk og nitrogendioksid (NO_x) er nøkkelkomponenter i svevestøv og disse gassene bidrar til dårlig luftkvalitet. En del ammoniakkreduserende tiltak ved lagring av husdyrgjødsel kan også redusere utslippet av metan (forsuring og skorpedanning), men kan i noen tilfeller øke direkte utslipp av lystgass.

Videre arbeid

Totale ammoniakktutslipp fra husdyrgjødsel ligger på rundt 27 000 tonn NH_3 (Carbon Limits 2020) tilsvarende rundt 22 000 tonn NH_3-N . Siden det utgjør en så stor tapspost bør man arbeide videre for å redusere utslippa. Man må undersøke hvordan utslippsfaktorer stemmer med norske forhold og hvordan ulike tiltak påvirker utslipp langs hele kjeden fra fjøs, lager og spredning.

3.3 Husdyrhold

3.3.1 Fôring og optimalisering av produksjonen

Dokumentasjon og usikkerhet

I følge landbruksdirektoratet (2023) sin kraftfôrstatistikk har årlig omsetning av kraftfôr økt fra ca 1,6 mill tonn i 2000 til over 2 mill tonn i 2021, og det er særlig kraftfôr til fjørfe som har økt. For proteinråvare har årlig omsetning i samme periode økt fra 235 000 tonn til 436 000 tonn. Norsk-andelen for omsatt proteinråvare er i samme periode redusert fra 37 til 6 %. Hvor stor andel av de ulike råvaregruppene som går til ulike husdyr er ikke oppgitt i statistikken. Det kan se ut som at råproteininnholdet i norskprodusert grovfôr til melkeku har gått ned de siste åra. Øygarden m.fl. (2022) gjorde opp statistikk for surfôrprøver analysert hos analyselaboratoriet Eurofins, og fant at innholdet har gått ned fra 15,5 % i 2013 til rundt 14 % i 2020.

Tilpasset proteininnhold i fôret til husdyra er i følge Sutton m.fl. (2022) et av de mest effektive tiltaka for å redusere N-tap. Dette reduserer utskillelsen av nitrogen, først og fremst av urin, og dermed tapet fra husdyrgjødsel fra fjøs, lager og ved spredning. Økt avdrått og slaktetilvekst er også positivt for N-utnyttelsen, men for drøvtyggere må dette balanseres opp mot bruken av kraftfôr. God fruktbarhet der antall dager uten, eller med lav produksjon, blir redusert til et minimum er positivt. Det er også lengre levetid på produksjonsdyr som reduserer behovet for rekruttering. God helse, redusert dødelighet av nyfødte dyr og redusert tap senere i produksjonen, som for eksempel på beite, er også positivt for N-utnyttelse.

I følge estimat med N-modellen for husdyrgjødsel (Carbon Limits 2020) står melkeku i dag for 29 % og storfe totalt for 66 % av ekskresjonen av nitrogen, mens grisegjødsel og fjørfegjødsel utgjør

henholdsvis 7 % og 6 %. Økt produktivitet i melkeproduksjonen og færre dyr har redusert total N-ekskresjon fra melkeku fra 35 000 tonn i 1990 til 26 000 tonn i 2021, men totalt er det en liten økning i utskillelse fra storfe på grunn av økningen i ammeku. På grunn av økning i produksjon av svinekjøtt og særlig fjørfekjøtt har N-ekskresjon fra gris økt en del, og fra fjørfe har økningen vært fra 3 600 til 5 800 tonn N fra 1990 til 2021. Totalt har økningen i total-N vært fra 83 500 1990 til 90 600 i 2021 (tall uten reinsdyr). For kylling og svin er nitrogener effektiviteten i fôring allerede høy og tiltak som fasefôring for gris er innført. Det blir i dag avlet på nitrogener effektivitet hos gris.

Når det gjelder fôring av melkeku, peker Sutton m.fl. (2022) på reduksjon av råproteininnholdet i fôr som den mest kostnadseffektive måten å redusere ammoniakktapet fra husdyrgjødsel på. Avhengig av pH-verdien i gjødsla vil 1 % reduksjon i proteininnholdet redusere ammoniakktap fra husdyrrom, lager og spredning med 5–15 %. Lågere proteininnhold i fôr vil også redusere lystgassutslippet og øke N-effektiviteten i husdyrproduksjonen. For melkeku er anbefalingene at gjennomsnittlig innhold av råprotein ikke bør ligge over 15–16 %.

I Norge har anbefalt innhold av råprotein i totalrasjonen av fôr til melkeku vært 14–16 %. TINE Rådgiving har i det siste gått inn for å øke proteininnholdet til 15–18 %, og at økningen skal komme fra norskprodusert grasprotein (Skjold m.fl. 2022). Begrunnelsen for dette er blant annet at en da kan øke andelen norsk korn i kraftfôret. De tilrår både å øke grovfôrandelen i rasjonen og proteininnholdet i grovfôret gjennom tidligere og hyppigere høsting og sterkere gjødsling. Det blir vist til flere fôringsforsøk der optimalt innhold av protein i totalrasjonen er på rundt 170 gram råprotein per kg tørrstoff i forhold til melkeytelse. I følge sammenstilligen til Sutton m.fl (2022) vil dette kunne føre til dårligere nitrogener effektivitet. Se også kapittel om gjødsling.

Effekt på økosystemtjenester

En reduksjon i proteininnhold i fôr vil redusere ammoniakk- og andre nitrogen tap til luft og ha de samme positive effekter på økosystemtjenester som beskrevet under husdyrgjødseltiltaka. Dersom det reduserer melkeproduksjonen per ku kan likevel total N-ekskresjon øke.

Anbefalinger til videre arbeid

Det bør undersøkes videre hvordan anbefalte tiltak for å øke proteininnholdet i grovfôret og totalt høyere proteininnhold i fôrrasjonen til mjølkekyr, påvirker utnyttelse og tap av nitrogen i systemet av jord, planter og husdyr.

3.3.2 Redusere svinn av grovfôret

Dokumentasjon og usikkerhet

Fra enga blir høstet til grovfôret blir tatt opp av husdyra går en del av avlinga tapt. Tallfesting av dette tapet ble gjort på to melkeproduksjonsbruk på NMBU på Ås (Steinshamn 2015). Fra høstbar avling registrert ved høsteruter til faktisk høstet avling var tapet 5–20 %. Engavlinga ble totrinns høstet, i all hovudsak ensilert i tårnsilo og tilsatt ensileringsmiddel. Under ensileringa gikk 12 % av tørrstoffavlinga tapt og under fôringa 5–10 %. Det totale tørrstofftapet lå altså på 25–35 %. Rundt 25 % tap av tørrstoff fra grashøsting, lagring og fôring er ikke uvanlig i praktiske driftsopplegg (Randby m.fl. 2015). Tap på jordet kan være at det står igjen gras som man ikke får slått, eller at gras ligger igjen under innhøstinga. Andre tap på jordet er ånding av planter under fortørking, dryss av planter ved ulik behandling og utvasking pga nedbør når graset ligger til tork. Disse tapene øker med totrinns høsting og økende fortørking, mens tapet av pressaft er størst ved direkte høsting. Det er antatt at optimalpunkt for tørrstoffinnhold i graset ved innkjøring er rundt 25–30 prosent, dvs. når pressaftavrenninga opphører og før åndings- og drysstapene blir for store. Åndingstapene blir størst under dårlige tørkeforhold der graset må ligge lenge før det har fått ønskelig tørrstoffprosent. Drysstapet kan komme opp i 15 % ved høy tørrstoffprosent (>35 %). Under ensileringa går tørrstoff tapt pga ånding og gjæring avhengig av ulike forhold som påvirker ensileringsprosessen. I tørt gras er

utfordringa å få god nok pakking til å oppnå anaerobe forhold, mens i vått gras er utfordringa å begrense gjæringa. Tilstrekkelig mengde ensileringsmiddel tilpasset tørrstoffinnholdet reduserer tørrstofftapet. Nok plast på rundballer og tildekking av siloer reduserer mengden av kassert fôr. Under utføring kan det også bli store tap fra store siloer med lite uttak i varmt vær. Tapet øker med dårlig innlegging av siloen.

Ensilering i rundballer ble sammenligna med plansiloer i et prosjekt ved Senter for Husdyrforsk ved NMBU i 2017 (Randby & Bakken, 2021). For rundballer ble 0,1 % av høsta gras kassert, mens for plansilo ble 2,6 % kassert. Det var større forskjell mellom metodene for ånding under innlegging, pressaftavrenning, anaerobe gjæringstap, og mikrobiell ånding ved uttak av surfôret (usynlige tap). I rundballer utgjorde usynlige tap rundt 7 % av tørrstoffet i presset gras, mens det var rundt 14 % av tørrstoffet i plansiloene. Det var sterkere gjæring i plansiloen enn i rundballene og tilsetning av syre reduserte gjæringa. Fôropptaksindeksen var bedre for rundballer tilsatt syre enn for plansilo både med og uten syretilsetning. Bedre fôropptak kan utnyttes der arealgrunnlaget for grovfôrdyrking er godt og kraftfôrandelen kan reduseres. Aerob stabilitet ved utføring var bedre i plansilo, men betyr mindre for rundballer siden disse blir fôret raskt opp. Randby og Bakken (2017) konkluderte med at dyktighet (nøyaktighet ved innlegging og tildekking) og litt flaks er nødvendig for å komme under 10 % tap av tørrstoffet i plansiloer, mens tapene i rundballer kan ligge på 2–3 %. Ulempene med rundballer er større risiko for tap på lager (ville og tamme dyr) og større forbruk av plast.

Effekt på økosystemtjenester

Dersom en større andel av surfôret som blir produsert når dyret kan man redusere engarealet og bruke det til alternative formål. Et annet alternativ er å planlegge for lavere avlinger slik at gjødslinga kan reduseres. Det vil ha positiv effekt på nitrogenutnyttelse og N-tap til luft og vann.

Fortørking til 25–30 % tørrstoff vil eliminere problemet med pressaft og redusere punktutslipp av næringsstoff til vassdrag. Reduksjon av mengden skjemt fôr kan også være positivt, da det kan være et problem å kvitte seg med kassert fôr på en miljøvennlig måte.

Anbefalinger til videre arbeid

Reduksjon av svinn fra grovfôr har absolutt betydning for nitrogenforvaltninga. Tap av tørrstoff betyr tap av nitrogen og dårligere utnyttelse av tilført nitrogen. SSB-tall for total tørrstoffavling av eng til slått på landsbasis var 3 465 700 tonn eller 747 kg/daa i 2021 (SSB 2023d) Bakgrunnen for avlingsestimater er utvalgsundersøkelse blant bøndene om høstet avling, og det knytter seg en del usikkerhet til tallet. Proteininnholdet i grovfôret ligger nå på rundt 14 % (Øygarden m. fl. 2022) noe som tilsvarer et nitrogeninnhold på 2,24%. Total N-avling i 2021 blir da rundt 77 600 tonn og et tap på 25 % tilsvarer rundt 19 000 tonn nitrogen. Noe av dette er nitrogen i avling som blir liggende igjen på jordet og ikke alt av dette går tapt. Det ligger likevel et stort potensiale i å redusere svinnet, men det kan være vanskelig å gjennomføre tiltaka i praksis. Det handler om kunnskap og kompetanse hos bøndene, høstestyr, investeringer, værforhold og «management».

3.3.3 Bruk av utmarksbeite

Dokumentasjon og usikkerhet

Norge har en stor fôrressurs i utmarka som ikke er utnyttet. Rekdal & Angeloff (2021) estimerte utifra areal og beitekvalitet at samlet praktisk nyttbar beitekapasitet for husdyr i utmarka er 9,5 mill. saueenheter. Det er mulig med flere dyr enn dette, men da vil de måtte beite på planter med lavere fôrverdi, og tilveksten vil gå ned. Regner man en gjennomsnittlig beitesesong på 100 dager per saueenhet kan husdyra høste 950 mill. fôrenheter på sommerbeite i utmark. Beitetrykket i utmarka, regnet ut på bakgrunn av data fra søknad om produksjonstilskudd, er regnet til 4,245 mill. saueenheter (inkludert ville hortedyr). Dette gir 45 % utnyttelse av utmarksbeite på landsbasis, men variasjonen mellom fylka er stor. Mest ledig kapasitet er det i Nord-Norge og minst i Rogaland og

resten av Vestlandet. I tillegg til dette kommer en del innmarksbeite som det ikke er i bruk i dag. I Finnmark blir det søkt om tilskudd til 30 % av innmarksbeitearealet, mens det i Rogaland blir søkt til 92 %, så variasjonen mellom fylka er stor også her.

Dersom grovfôr eller kraftfôr blir erstattet med fôr fra utmarksbeite som ikke er gjødset med nitrogen, reduseres N-tilførselen uten at produksjonen blir påvirket. Dette forutsetter gode beiter der tilveksten blir opprettholdt. Dette kan gjøres på det enkelte gårdsbruk, for eksempel ved omlegging fra okseproduksjon til kastrater. I en større sammenheng kan man dreie produksjonen fra kraftfôrkrevende produksjoner til drøvtyggere som kan nyttiggjøre seg av fôret i utmarka. I melkeproduksjonen blir det mer og mer krevende å utnytte utmarka. En driftsform som har vært vanlig der beiting og sommermelkproduksjon har vært vanskelig å gjennomføre på grunn av klima etc., er høstkalving med sinkyr og kviger på utmarksbeite. Ved robotdrift og store byggekostnader må man ha kalving året rundt for å utnytte fjøsen mest mulig. Seterdrift er heller ikke realistisk i stor skala. Det er totalt sett mange begrensninger for å ta i bruk den ledige kapasiteten i utmarka. Her kan nevnes produksjon av vinterfôr, fjøskapasitet, kraftfôrpris, marked, beiteretter og ikkje minst økonomi for den enkelte bonde. Dessuten er beitetrykket i dag stort sett for lavt, det blir gjengroing og beitekvaliteten reduseres etter hvert.

Effekt på økosystemtjenester

Mer beiting i utmark vil være positivt for kulturlandskapet med et mer åpent landskap og mer biologisk mangfold. Det vil redusere tap av ammoniakk og metan fra håndtering av husdyrgjødsel. Det kan redusere tilvekst og produksjon dersom beite av dårlig kvalitet blir tatt i bruk.

Anbefalinger til videre arbeid

Stimulere til bruk av utmarksbeite gjennom tilskuddsordninger. Utvikle driftssystem og teknologi som gjør det mulig å utnytte utmarka på en bedre måte.

3.4 Resirkulering

Resirkulering av nitrogen er viktig både internt i jordbruket og i en større sammenheng. På grunn av viktigheten av intern resirkulering av husdyrgjødsel er dette behandlet i et eget kapittel (3.2). Bedre håndtering av fôr- og planterester på gården er inkludert herunder. Ved resirkulering av avfall som er produsert utenfor jordbruket må man også ta hensyn til utnyttelsen av andre næringsstoffer enn nitrogen, f.eks. fosfor. Hvis alt fiskeslam, avløpsslam og matavfall skal benyttes som gjødsel i jordbruket vil tilføring av fosfor bli større enn det som i dag blir tilført gjennom mineralgjødsel (Farestveit m.fl., 2015). Man må derfor utvikle gode metoder for separering og utfelling av fosfor for å hindre overgjødsling og risiko for avrenning til vann. Dette gjelder særlig på jordbruksareal som allerede har et høyt fosforinnhold i jorda.

3.4.1 Bedre håndtering av fôr- og planterester på gården

I jordbruket kan ulike typer organisk avfall representere næringsstoffer som kan resirkuleres eller tapes. Eksempler er rester fra fôrbrettet, ødelagte rundballer, talle og planterester etter høsting av grønnsaker. Omfanget av slike rester og hvordan de håndteres er ikke dokumentert.

Ressursen kan tilbakeføres ved nedmolding, som kompost eller biorest fra håndtering på et biogassanlegg. Nitrogenutnyttelsen er mellom annet avhengig av utgangsmaterialet og håndteringsmetoden.

Planterester etter høsting av grønnsaker består ofte av lettomsattelig organisk materiale med potensiale for nitogentap. Sikker avsetning eller mulighet for lagring for å unngå nedmolding av salgbare produkter er viktig for å bedre nitrogenutnyttelsen. Bruk av fangvekster etter tidlige kulturer

av poteter og grønnsker er også et tiltak for å hindre tap av næringsstoffene (Hansen m.fl. 2019). Enkelte typer fangvekster egner seg til høstbeiting.

I økologisk åkerbruk blir det brukt grønngjødseleng som slås gjentatte ganger og plantemassen blir liggende på jordet i vekstsesongen. Omganget av grønngjødseleng er beskjedent, men grønnmassen inneholder store mengde nitrogen som er utsatt for tap. Forsøk viste 9 % høyere nitrogenutnyttelse ved å fjerne grønnmassen, kjøre den igjennom en biogassprosess og tilføre halvparten av bioresten som gjødsel til korn året etter (Frøseth m.fl. 2014). Fjerning av grønnmassen reduserte lystgasstapene med 11 % (Nadeem m.fl. 2012).

Små mengder av ulike typer rester kan gjøre håndteringen ressurskrevende. Den er viktig å finne enkle og praktiske gjennomførbare metoder på den enkelte gård. Det er for eksempel en utfordring å få små biogassanlegg basert på grønnmasse og planterester til å fungere under norske klimaforhold (Briseid & Bergersen 2012, Fjørtoft m.fl. 2014).

3.4.2 Effekt av biogassprosessen

I biogassprosessen brytes en del av det organiske nitrogenet ned til mineralsk nitrogen (ammonium, NH_4^+), slik at en kan forvente en relativt høy ammoniumandel av totalnitrogenet i bioresten. En kan anta at det gjenværende organiske nitrogenet er ganske tungt nedbrytbart.

I praksis vil nitrogener effektiviteten til ammoniumrik biorest være avhengig av spredningsforhold i felt. Med stor andel ammonium-N i bioresten er det viktig å unngå å spre under ugunstige værforhold (høy temperatur og vind) og å bruke spredeteknikker som minimerer tapene under spredning (nedfelling eller nedlegging). Biorest har en lavere viskositet enn ubehandlet husdyrgjødsel og vil derfor trekke raskere ned i jorda. Dette reduserer risikoen for ammoniakktap etter spredning. Når biorest tilføres i forbindelse med såing, vil risiko for utvaskingstap av nitrogen være knyttet til nedbørsepisoder tidlig i vekstsesongen før plantene har rukket å utnytte tilført mineralsk nitrogen. Uten nedbrytning av det lett nedbrytbare organiske nitrogenet i biogassprosessen, vil nedbrytningen skje i jorda i stedet. Dette vil sannsynligvis skje tidlig i sesongen, slik at plantene uansett vil utnytte denne delen av nitrogenet i det organiske avfallet. Risiko for tap fra raskt nedbrytbart organisk nitrogen er mindre enn for ammonium-N.

Oppsummert kan en si at nedbrytning av organisk nitrogen i biogassprosessen øker risikoen for nitrogentap til luft og vann ved spredning. Med antagelse om at det organiske nitrogenet som nedbrytes i biogassprosessen også vil bli raskt nedbrutt i jord, kan biogassprosessen redusere nitrogenutnyttelsen hvis spredning av biorest foregår under forhold som gir tap.

3.4.3 Avløpsslam

Både avløpsslam og matavfall er ressurser som allerede tas i bruk i jordbruket i dag. I begge tilfeller kan nitrogener effektiviteten økes ved at dagens bruk blir optimalisert slik at minst mulig nitrogen tapes. Alternativt kan en også tenke tiltak med økt bruk av slam og matavfall (som biorest eller kompost) i jordbruket sammenlignet med dagens praksis. I så fall utvides oppdragets systemgrense fra jordbruket til storsamfunnet.

Dokumentasjon og usikkerhet

Av den totale slammengden disponert i 2021 (133 792 tonn tørrstoff (Berge & Onstad 2022)) gikk 68 390 tonn tørrstoff til jordbruk (51%) som jordforbedring. Det finnes ikke offentlig data for nitrogeninnholdet i avløpsslammet som brukes i jordbruket. Det er variasjon i nitrogeninnholdet i avløpsslam, blant annet avhengig av slambehandlingsmetode. I prosjektet «Avløpsslam til jordbruksarealer – resirkulering av fosfor og mattrygghet» (2012–2015) ble det analysert slam fra 12 renseanlegg. Disse slamtypene inneholdt 19–52 g N/kg tørrstoff. Av dette var 5–41 % ammonium-N

(Øgaard & Brod, 2016). Vanlig tilførselsmengde av avløpsslam er 2 tonn tørrstoff/dekar for slam som ikke er kalkbehandlet og 1 tonn tørrstoff/dekar for kalkbehandlet slam.

Det er forventet strengere renskrav og dermed mer oppsamlet avløpsslam i fylkene Rogaland, Vestland, Møre og Romsdal, Nordland og Troms og Finnmark. Her er det en overvekt av primærrensaneanlegg, og det forventes at hovedparten av disse vil få krav om sekundærrensing frem til 2050 (Paulsrud m.fl., upublisert). Dette kan medføre at det blir et ønske om å få levert mer avløpsslam til jordbruket enn det som leveres i dag. På grunn av restriksjonene i Gjødselforskriften (FOR 2003-07-04-951) er det hovedsakelig kornarealer som er egnet til spredning av avløpsslam. Det kan ikke spres avløpsslam i eng eller der det dyrkes grønnsaker, poteter, bær eller frukt. Denne restriksjonen fører til at det er lite tilgjengelig spredeareal i distrikter med hovedsakelig grasproduksjon.

Effekt på økosystemtjenester

Vårspredning av slammet er best med hensyn til utnyttelse av nitrogeninnholdet i slammet til plantevekst og minst mulig nitrogentap til omgivelsene. Kapasitet når det gjelder levering og spredning av avløpsslam utfordrer ønskelig praksis med hensyn til å minimere nitrogentapene. Ved spredning etter tresking av kornet bør spredningen skje sent på høsten. Tidlig høstspredning vil gi en lenger periode med mulighet for frigjøring og utvasking av næringsstoffene i slammet enn ved nedpløying i oktober. Det er foreslått i forbindelse med revidering av Gjødselforskriften at høstspredning må skje før 15. september og at det må etableres høstkorn, høstraps eller fangvekst etter spredningen. Det kan imidlertid stilles spørsmål om høstspredning før 15. september med etterfølgende såing av høstkorn, høstraps eller fangvekst gir miljøgevinst sammenlignet med spredning i oktober uten etterfølgende etablering av plantevekst. Næringsopptaket i høstsådde vekster er lite utover høsten (Hjelt m.fl. 2021), så det vil likevel bli et overskudd av næringsstoffer som kan vaskes ut.

Miljøriskoen ved høstspredning varierer mellom ulike lokaliteter. Avgjørende er om arealene drenerer til sårbare vannforekomster eller ikke. Risikoen for næringstap til omgivelsene ved høstspredning varierer også med klimaforholdene. Regioner med stabilt kalde vintre har mindre risiko for tap enn regioner med milde vintre. Miljøriskoen etter spredning av avløpsslam kan minimeres ved å prioritere vårspredning i områder med sårbare vannforekomster og milde vintre. Optimalisering av spredetidspunkt vil redusere nitrogentap til vann.

Anbefalinger til videre arbeid

Informasjonsarbeid om miljøvennlig spredning av avløpsslam og bedre dokumentasjon av effekter av høstspredning.

3.4.4 Matavfall

Dokumentasjon og usikkerhet

I 2021 gikk 250 000 tonn matavfall fra husholdning og storhusholdning/næring til biologisk behandling (SSB 2022). Av dette gikk 194 000 tonn til biogassproduksjon og 56 000 tonn til kompostering. Offentlig statistikk på nitrogenmengden fra matavfall som går til jordbruket mangler. Noe matavfall blir sambehandlet med avløpsslam i biogassanlegg og får med det samme type bruk som avløpsslam.

I biogassprosessen brytes, som nevnt, en del av det organiske nitrogenet ned til mineralsk nitrogen. I en studie med biorest av matavfall varierte ammoniumandelen fra 54–91 % (Øgaard m.fl. 2011). I en biorest med en blanding av matavfall (75 %) og husdyrgjødsel (25 %) var ammoniumandelen 67 % (Brod & Øgaard 2021). Gjødseleffekten av flytende biorest av matavfall med innblanding av husdyrgjødsel var hovedsakelig knyttet til ammoniuminnholdet (Henriksen m.fl. 2019). Det organiske nitrogenet i bioresten var lite tilgjengelig i løpet av den tiden kornet tar opp næringsstoff fra jord.

Kompostering av matavfall er en aktuell prosess der matavfallsmengdene er mindre. Det er ukjent hvor stor andel kompostert matavfall som blir brukt på henholdsvis jordbruksareal, grøntarealer og i jordblandinger. Kompost har en lav direkte nitrogenvirkning sammenlignet med mineralgjødning. Nitrogen i kompost er hovedsaklig bundet i nokså stabile organiske forbindelser eller i mikroben. Det er derfor liten risiko for ammoniakktap ved spredning. For at plantene skal utnytte nitrogenet i komposten, må frigjøringen skje på tidspunkt hvor plantene trenger nitrogenet. Risiko for tap av nitrat vil trolig være minimal i vekstsesongen, fordi plantene tar opp det som blir frigjort. Siden en del av nitrogenet i komposten er bundet i langsomt nedbrytbare organiske forbindelser, er det imidlertid risiko for frigjøring av mineralsk nitrogen utenom vekstsesongen. Dette nitrogenet vil være utsatt for utvasking. Kompost bør derfor brukes til vekster som har en lang periode med opptak av nitrogen. Fangvekster etter hovedkulturen kan også bidra til å ta vare på nitrogenet som frigjøres fra komposten.

Effekt på økosystemtjenester

Optimalisering av spredetidspunkt og spredeteknikk for biorest av matavfall vil redusere ammoniakktap til luft. Effekten av tiltakene er stort sett sammenfallende med effekten av tiltak for husdyrgjødsel.

Kompost bidrar til jordforbedring og tilførsel av mer karbon til jord.

Anbefalinger til videre arbeid

Informasjonsarbeid om miljøvennlig spredning av biorest av matavfall og matavfallskompost.

3.4.5 Fiskeslam som gjødning

Dokumentasjon og usikkerhet

Fiskeslam er et næringsrikt avfallsprodukt fra oppdrettsnæringen som består av fiskens ekskrementer og fôrrester. I 2019 sto åpne norske laksemerder til sammen for utslipp av 66 000 tonn løst nitrogen og 14 000 tonn fosfor (Broch & Ellingsen 2020), men sjøbaserte anlegg er i dag ikke pålagt å ta hånd om næringsstoffutslippet ved å fange opp fiskeslammet. Forurensingsloven pålegger derimot rensing av avløpsvannet fra landbaserte oppdrettsanlegg som settefiskanlegg, tilsvarende 102 tonn fosfor i 2019 (Broch & Ellingsen 2020). Hvis en antar at N/P = 2,1 i tørket fiskeslam (Brod 2021), sto fiskeslam fra settefiskanlegg for ca. 229 tonn nitrogen i 2019. I tillegg kommer fiskeslam fra resirkuleringsanlegg. Selv om fiskeslam fra landbaserte anlegg bare utgjør en liten del av utslippene fra norsk havbruk totalt, er fiskeslam allerede et betydelig avfallsproblem for enkelte landbaserte oppdrettsanlegg. Mengden fiskeslam som samles opp fra landbaserte anlegg er dessuten forventet å øke med utviklingen mot økt individvekt på land og etablering av nye landbaserte matfiskanlegg. I de fleste tilfeller blir fiskeslammet tørket etter mekanisk avvanning og lagret i storekker. Alternativt kan fiskeslam behandles i biogassanlegg sammen med f.eks. husdyrgjødsel, matavfall, avløpslam mm.

Det er nærliggende å bruke fiskeslam som gjødning, slik av nitrogen og fosfor føres tilbake til kretsløpet. For at et fiskeslamprodukt skal kunne brukes som gjødning i jordbruket, må det overholde kravene i Gjødningsefektforskriften (FOR-2003-07-04-951), bl.a. mtp. tungmetallinnhold, og må registreres hos Mattilsynet. Noe tørket fiskeslam fra ferksvannsbaserte settefiskanlegg inngår allerede i kommersiell gjødningproduksjon (f.eks. Grønn Gjødning), men det er usikkerhet knyttet til hvor mye fiskeslam som faktisk blir brukt som gjødning i jordbruket. Noe tørket fiskeslam blir i dag eksportert som gjødning fra Norge til Vietnam (TerraMarine).

Innholdet av lett tilgjengelig nitrogen i fiskeslam varierer fra anlegg til anlegg (avhengig bl.a. av hvor stor andel fôrrester det er i slammet) og med behandlingsmåte. I tørket fiskeslam foreligger nitrogen hovedsakelig som tungt tilgjengelig organisk nitrogen. I et feltforsøk med havre hadde fire tørkede fiskeslamprodukter en relativ gjødningseffekt mellom 7–56 % sammenlignet med mineralgjødning (Brod 2021). Den relative gjødningseffekten til biorest basert på fiskeslam i det samme forsøket var mye høyere (95%), fordi i biorest foreligger nitrogen for det meste som ammonium og er direkte plantetilgjengelig

hvis det ikke tapes som ammoniakk (jf. kapittel 3.5.2). Ulempen med flytende biorest ligger i avstanden mellom områdene der fiskeslam oppstår og jordbruksarealet der det er behov for fosforet i fiskeslam. Utfordringen kan løses delvis ved separering av fiskeslammet eller bioresten i en flytende nitrogenrik fase som kan brukes som nitrogengjødsel i nærområdet, og en fast fosforrik fraksjon som kan fraktes til landbruksareal der det faktisk er behov for fosfor.

Effekt på økosystemtjenester

Å ta i bruk et organisk produkt som ikke er i bruk fra før er positivt for karbonbalanse i jorda og jordhelse. Bruk av fiskeslam som gjødsel kan redusere tap av nitrogen og fosfor til vann og redusere behovet for nitrogen og fosfor i handelsgjødsel.

Anbefalinger til videre arbeid

Optimalisere gjødselkvaliteten til fiskeslam.

3.4.6 Fiskemel, fiskeensilasje og kjøttbeinmel

Dokumentasjon og usikkerhet

I en rapport fra SINTEF (Myhre m.fl. 2022) er det estimert at i 2021 var det 1 089 100 tonn tilgjengelig restråstoff fra havbruks- og fiskerinæringa der 906 000 tonn ble utnyttet. 327 000 tonn (67 %) gikk til ulike typer fôr, mens 20 % gikk til biogass og 13 % til humant konsum. Av restråstoffet brukt til fôr utgjorde fiskefôr 62 %, husdyrfôr 23 %, kjæledyrfôr 13 % og pelsdyrfôr 2%. 74 000 tonn gikk også til husdyrfôr, men bare en liten del av dette blir brukt i Norge. I Landbruksdirektoratet (2023) sin kraftfôrstatistikk over årlig råvareforbruk finner man at bruken av silde-/fiskemel i norsk kraftfôr er redusert fra 36 700 til 2000 tonn fra år 2000 til 2021. I samme periode er bruken av fiskeensilasje redusert fra 13 600 til 4 700 tonn. Når det gjelder andre proteinråvarer har bruken av soyamel økt fra 120 500 tonn i 2000 til 221 000 tonn i 2011, men ble deretter redusert til 147 300 tonn i 2021. Bruken av maisgluten hadde også en topp i 2012 på 41 100 tonn, men var i 2021 på 21 300 tonn, mens rapspeletsbruken har økt jamnt og trutt fra 2400 til 197 800 tonn fra 2000 til 2021. De siste åra er det også brukt en del åkerbønner i kraftfôr, 30 500 tonn i 2021.

Ahlstrøm & Skrede (2017) beskriver i sitt kompendium om kraftfôr at på grunn av økende etterspørsel fra fiskeoppdrettsnæringa har prisen på fiskemjøl gått kraftig opp. Det er forbud mot å bruke fiskemel til drøvtyggere pga faren for smitte av sykdommen BSE (kugalskap) fordi man er redd for at fiskemel kan være iblandet kjøttbeinmel. I tillegg er det krav om at anlegg som produserer fôr til svin og fjørfe som inneholder fiskemel, ikke kan produsere drøvtyggerfôr. Dette har totalt ført til stor reduksjonen i bruken av fiskemjøl og erstatning med importerte proteinråvarer.

Fiskeensilasje egner seg til enmagede dyr (gris, fjørfe, fisk, kjæledyr), men til drøvtyggere er proteinet fra fiskeensilasje lett nedbrytbart og derfor ikke like godt egnet. Forbruket av fiskeensilasje til fôr har gått ned og mye blir nå brukt til produksjon av biogass i Danmark (Myhre m.fl. 2022).

Tidligere ble kjøttbeinmel brukt som proteintilskudd i dyrefôr, men på grunn av fare for smitte av kugalskap ble det forbud mot bruk av kjøttbeinmel i husdyrfôr. Kjøttbeinmel er en god proteinkilde og det er anslått at dagens norske husdyrproduksjon tilsvarer rundt 50 000 tonn kjøttbeinmel per år (Animalia 2021). Lettelser i regelverket har lenge blitt diskutert, og fra og med september 2021 ble det både i Norge og EU lovlig å benytte kjøttbeinmel fra fjørfe til gris og motsatt. Forutsetningene er fullstendig separate transport- og produksjonslinjer for råvarer og fôr fra gris og fjørfe, noe som kan være krevende å gjennomføre.

Kjøttbeinmel kan også brukes som gjødsel, og norske forsøk i korn og raigras viste at nitrogenvirkningen til kjøttbeinmel kan regnes til 80 prosent sammenlignet med mineralgjødsel. Nitrogen i kjøttbeinmel er organisk bundet, men mineraliseringen skjer raskt fordi C/N forholdet er lavt (3–4) (Haraldsen m.fl. 2017). Kjøttbeinmel omsettes i blandinger med andre råstoffer, som

hønsegjødsel og vinasse, og er godkjent til økologisk bruk. Det er økt bruk av kjøttbeinmel som ingrediens i kjæledyrfôr og mengden som blir brukt til gjødsel er liten.

Effekt på økosystemtjenester

Bruk av avfall fra fisk og slakt som proteinkilder i fôr kan redusere behovet for importerte fôrråvarer i norsk husdyrhold.

Anbefalinger til videre arbeid

Arbeide videre med regelverk og tekniske løsninger som gjør det mulig å øke bruken av disse proteinkildene.

3.4.7 Nye proteinkilder

Dokumentasjon og usikkerhet

Ahlstrøm & Skrede (2017) har en gjennomgang av ulike proteinkilder til fôr. I tillegg til tradisjonelle vegetabiliske og animalske proteinkilder er det i dag økende interesse for mikrobielle kilder som bakterier, gjær, mikroalger og sopp. Disse har evne til rask produksjon av protein fra biomasse med lav verdi. Det kan være bioprotein basert på naturgass og mikroalger med høyt proteininnhold. Gjær dyrket på substrat som tang og cellulose fra skog blir undersøkt av Foods of Norway (2023). NIBIO (2022 og 2023) jobber med bioraffinering av engvekster (gras og kløver) bl.a. for å ta ut protein som kan brukes i fôr til svin og kylling og hvordan dette påvirker livsløpsanalyser (Johansen & Roer 2018). Nye marine ressurser til fôr blir undersøkt av bl.a. Havforskningsinstituttet (2020). Det nevnes blåskjell, mesopelagiske ressurser (fisk, krepsdyr, maneter og blekksprut som lever i havet mellom 200 og 1000 meters djup), hoppekreps og børstemark. Flere initiativ undersøker ulike typer larver som proteinkilde både direkte og som fôr, som mjølbillelarve (NIBIO 2017) og soldatfluelarve (Havforskningsinstituttet 2021, Grepperud 2019).

Effekt på økosystemtjenester

Ved å produsere protein på avfall og restråvarer kan behovet for importerte fôrråvarer i norsk husdyrhold reduseres. Mindre jordbruksareal blir da lagt beslag på. Det kan også redusere tap av næringsstoff til luft og vann fra avfallet avhengig av hvordan dette i dag blir håndtert.

Anbefalinger for videre arbeid

Det er et stort potensiale i å ta i bruk nye proteinkilder produsert på avfall, men det gjenstår en del på utvikling fra pilotforsøk til praktisk produksjon.

3.5 Jord og planter

Nitrogeneffektiviteten i planteproduksjon blir størst med mest mulig optimale forhold for opptak av nitrogen i plantene i vekstsesongen samtidig som vekstsesongen varer så lenge som mulig. Jordas nitrogeninnhold må gjøres mest mulig tilgjengelig i plantenes vekstsesong og mindre utenom vekstsesongen. Optimale forhold for planteopptak opnås blant annet ved å tilrettelegge for god rotutvikling, men også ved å bruke klimatilpassa arter og sorter og sørge for minst mulig sykdommer, skadedyr og ugras.

3.5.1 Ingen jordarbeiding om høsten/direktesåing

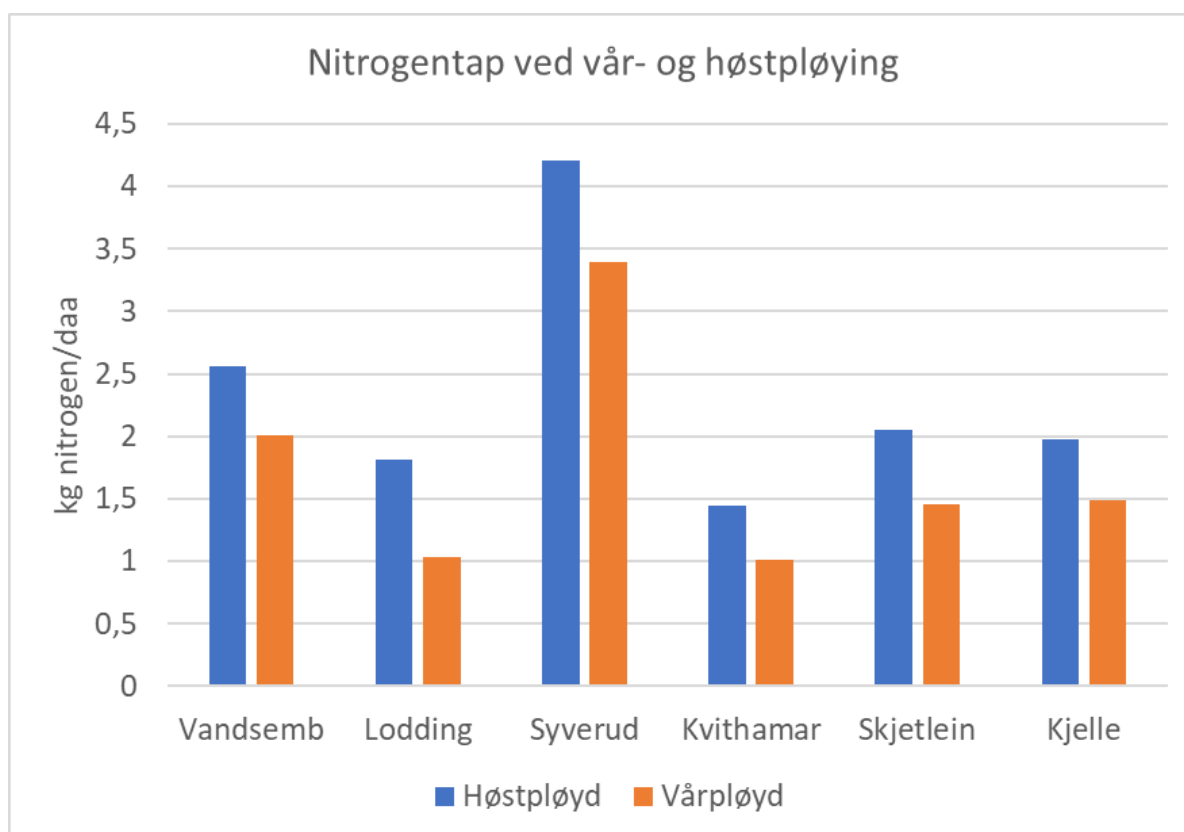
Dokumentasjon og usikkerhet

Det ble ikke funnet dokumentasjon på den direkte effekten av jordarbeiding på nitrogeneffektivitet, reduserte tap av nitrogen til vann og luft vil imidlertid gi en indikasjon på bedre nitrogeneffektivitet i jordbruket. Effekter av jordarbeiding på tap av jord og næringsstoffer til vann er godt dokumentert (Lundekvam 1997, Øygarden 2000, Oskarsen m.fl. 1996, Haraldsen 1998, Kværnø & Bechmann 2010,

Bechmann m.fl. 2011, Bechmann m.fl. 2023, Skaalsveen m.fl. 2019, Myrbeck 2014). Det er også gjort flere studier av nitrogentap til luft med fokus på lystgass, men lystgass utgjør kun en liten del av de totale utslippene av nitrogen til luft. Utslipp av totalnitrogen til luft er lite dokumentert.

Effekt på økosystemtjenester

Jordarbeiding om høsten fører til økte nitrogentap på grunn av økt frigjøring av nitrogen fra organisk materiale (mineralisering) utenom vekstsesongen. I norske ruteforsøk og målinger i småfelt var det lavere nitrogentap ved vårpløying enn ved høstpløying (figur 4). Risiko for nitrogentap øker når det jordarbeides tidlig på høsten, fordi frigjøringen av nitrogen er høyere ved høyere temperaturer. Etter pløying er det ikke planter som kan ta opp de frigjorte næringsstoffene. Jordarbeiding senere på høsten vil også gi mineralisering, men når temperaturen er lavere går prosessene langsommere og tidsrommet før jorda fryser blir kortere ved sen høstpløying (Korsaeth m.fl. 2002). Studier fra andre land viser sprikende resultater (Skaalsveen m.fl. 2019, Myrbeck, 2014). Skaalsveen m.fl. (2019) har oppsummert resultater fra 174 studier av jordarbeiding i Nordvest Europa og fant at det ikke var effekt på nitrogentap av å unngå jordarbeiding. I den studien var det fokus på å unngå pløying både vår og høst. Myrbeck (2014) viser til meget varierende resultater for effekten av å unngå høstpløying på nitrogentap i Danmark. Effekten er delvis avhengig av plantevekst (nitrogenopptak i ugras og spillkorn) og varierer mye mellom de ulike lokalitetene som er undersøkt. Det er størst effekt av å unngå høstpløying på leire og minst effekt på sandjord. De norske forsøkene som gir reduserte nitrogentap ved å unngå høstpløying er også gjennomført på leirjord (figur 4), som også i Danmark viste positiv effekt av overvintring i stubb på nitrogentap.



Figur 4. Sammenstilling av resultater fra ruteforsøk (Syverud, Kvithamar, Skjetlein og Kjelle) og skifter (Vandsemb og Lodding) med vårpløying og høstpløying. Alle undersøkelsene inkluderer overflate- og grøftevann (Kvænø & Bechmann 2010, Lundekvam 1997, Øygarden 2000, Oskarsen m.fl. 1996, Haraldsen 1998, Bechmann m.fl. 2023). Undersøkelsene på Kjelle, Syverud, Kvithamar og Skjetlein er ruteforsøk med 2–3 gjentak i 4–8 år og målingene på Vandsemb og Lodding ble gjort på et skifte, der vårpløying og høstpløying er gjennomsnitt av forskjellige år (oppsummert av Kværnø & Bechmann, 2010).

Omfanget av mineralisering av organisk nitrogen etter pløying er avhengig av tidspunktet for når pløyingen skjer og klimaet i det aktuelle området. I områder med stabil vinter der pløyingen skjer rett før det fryser skjer det lite mineralisering og utvasking om vinteren. Nitrogen som er mineralisert i løpet av høsten kan eventuelt vaskes ut i snøsmeltingen. I områder med stabile vinterforhold er den negative effekten av sen høstpløying mindre enn i områder med ustabile vinterforhold. Der er det risiko for nitrogenutvasking selv ved sen høstpløying.

Oppsummert gir vårpløying minst risiko for næringsstofftap gjennom høsten og vinteren sammenlignet med høstpløying.

Effekter av jordarbeiding på lystgass-utslipp fra arealene er ikke entydige (Tørresen m.fl., 2015). Jordas fuktighet har stor betydning og jordas vanninnhold blir påvirket av jordarbeidingen. Betingelsene for produksjon av lystgass er best i jord med midlere vanninnhold (ca. 60–85 % vannfylte porer), dårlig jordstruktur, lav pH og i organisk jord. Produksjon av lystgass er dessuten avhengig av tilgang på mineralsk nitrogen, vekslings mellom aerobe og anaerobe forhold og er påvirket av temperaturen. Ingen jordarbeiding om høsten vil kunne gi tettere jord gjennom vinteren, noe som ifølge Tørresen m.fl. (2015) kan øke utslipp av lystgass og N_2 . På den andre siden refererer Tørresen m.fl. (2015) til en studie av 239 gårder med konvensjonell eller redusert jordarbeiding der det ble registrert om lag 25 % mindre utslipp etter 10 år uten jordarbeiding i tørt klima, men ingen effekt i fuktig klima (van Kessel m.fl. 2013). I en amerikansk metaanalyse fant Huang m.fl. (2018) ikke signifikant forskjell i lystgassutslipp for ulike jordarbeidingsystemer, men jord som ikke blir pløyd om høsten har lavere innhold av mineralsk nitrogen gjennom høsten og vinteren på grunn av redusert mineralisering, og planteopptak i ugras og spirt spillkorn. Det kan bidra til at overvintring i stubb har lavere lystgassutslipp enn høstpløying. Resultatene kan tyde på at ingen jordarbeiding om høsten under tørre forhold gir lavere utslipp av lystgass. Under våte forhold er effekten varierende.

I langvarige kornforsøk på Ås ble blant annet effekten av pløyetidspunkt vår og høst på utslipp av lystgass i vekstsesongen undersøkt av Nadeem m.fl. (2014). Det ble målt i snøfri periode i bygg i 2009 (190 dager) og i hvete i 2010 (220 dager). Før pløying om våren var det størst utslipp fra areal som skulle vårpløyes, men gjennom sommeren var utslippet størst fra areal som var høstpløyd. Utslippsfaktoren for måleperioden varierte mye mellom år på grunn av ulike værforhold. I 2010 var nedbøren mer ujevnt fordelt enn i 2009, noe som resulterte i flere tørke- og oppfuktningsepisoder. I 2009 var gjødselindusert lystgassutslipp henholdsvis 0,37 og 0,40 % av tilført N for høst- og vårpløying, mens det i 2010 var 0,73 og 0,96 %. Det var ingen sikker effekt av pløyetidspunkt på utslipp av lystgass.

Riley (2014) fant ingen forskjell i avling mellom areal som ble pløyd og areal som ikke ble pløyd i fire langtidsstudier på morenejord på Østlandet, men det avhenger av at ugraset blir holdt nede. I praksis kan det bli mer ugras og mer soppsykdommer dersom en ikke pløyer. Det kan bety økt bruk av plantevernmidler. Effekten av jordarbeiding på avling var større i en spørreundersøkelse gjennomført blant gårdbrukere (Refsgaard & Bechmann 2016). I spørreundersøkelsen svarte gårdbrukerne at ingen jordarbeiding om høsten i gjennomsnitt reduserte avlingene med opp til 16 % i vårkorn. Årsaken til avlingsnedgang ved endring av jordarbeidingspraksis kan skyldes manglende erfaring, kunnskap og utstyr for endret praksis. En spørreundersøkelse gjennomført blant gårdbrukere på Østlandet i 2019 viste at forventet avling i dyrkingssystemer der det ikke pløyes om høsten er noe lavere enn avlingene som oppnås med høstpløying (Bechmann & Veidal 2020).

Jordarbeiding, uansett når på året, har negativ effekt på jordas fauna og på leddyr som lever på overflaten (Eriksen m.fl. 2020). De positive effektene på smådyr av å unngå pløying kan forventes å ha positiv effekt på fugle og pattedyr som lever av disse smådyr.

Anbefalinger til videre arbeid

Det brukes en del forskjellige redskaper for jordarbeiding og direktesåing. Disse redskapene kan ha ulike effekter på avrenning til vann, utslipp til luft og biodiversitet. Nye redskaper bør testes og vurderes med hensyn til effekt på miljømålene.

3.5.2 Minimere jordpakking

Dokumentasjon og usikkerhet

Effektivisering i jordbruket fører til bruk av stadig større og tyngre maskiner som gir økt risiko for jordpakking (Keller m.fl. 2019). Økende andel leiekjøring, lengre transportavstander og mer nedbør fører til at de store effektive maskinene ofte brukes når jorda ikke er lagelig. Skader på jordstruktur som følge av dette medfører avlingstap på vel 20 % i korn (Uhlen m.fl., 2017), som tyder på dårligere utnyttelse av innsatsfaktorer som blant annet nitrogen gjødsel. Økt nitrogen gjødsling vil ikke kunne kompensere i avlingsrespons for pakkeskader i våronna, men vil heller bidra til dårligere nitrogeneffektivitet (Njøs 1981). Jordpakking forringer jorda og forårsaker store merkostnader for både gårdbrukeren og samfunnet (Graves m.fl. 2015).

Forsøk med jordpakking i eng på Tjøtta, Fureneset og Løken viste stor forskjell i avlingsnedgang etter jordart og klima. På siltjorda på Løken var avlingsreduksjonen etter traktorkjøring 20 %, mens den var 6 % på siltig mellomstrand på Fureneset og ingen effekt på sandjorda på Tjøtta (Rivedal m.fl. 2016). Det var liten forskjell i avlingsutslag mellom lett og tung traktor, men tendens til større utslag for tung traktor på Fureneset. Avlingsnedgangen økte med økende vanninnhold i jord.

Traktorkjøring reduserte nitrogenopptaket i avlinga på Løken og i andreslåttene på Fureneset, mens det var små effekter på Tjøtta. For sumavling per år var nedgangen ved kjøring 18 % på Løken, 8 % på Fureneset og 0 % på Tjøtta. Det var ikke forskjeller mellom lett og tung traktor på Løken og Tjøtta, mens det var lavest N-opptak ved bruk av tung traktor på Fureneset. Kjøring reduserte andelen rødkløver i enga og økte andelen kvitkløver på Fureneset og Løken. Estimert biologisk nitrogenfiksering av kløveren i enga ble ikke påvirket i og med at det totale kløverinnholdet ikke ble redusert (Lunnan m.fl. 2017).

Effekt på økosystemtjenester

Ved å gjennomføre tiltak for å redusere jordpakking i ploglaget, under ploglaget og på vendeteiger er det anslått at der er mulig å redusere avlingstapet i korn fra henholdsvis 15, 4 og 3 % til henholdsvis 10, 3 og 1,5 % (Uhlen m.fl. 2017).

Jordpakking reduserer jordas porevolum og begrenser jordas evne til vanninfiltrasjon. Dersom vannet ikke kan infiltreres øker faren for avrenning og erosjon som medfører tap av næringsstoffer til luft og vann. Anaerobe forhold kan hemme rotveksten, skade planterøttene og reduserer næringsopptak og – utnyttelse (Unger & Kaspar 1994). Jordpakking kan også føre til økte utslipp av lystgass (Gregorich m.fl. 2014, Sitaula m.fl. 2000).

Ved å minimere jordpakking kan en opprettholde produksjonspotensialet, forbedre gjødselutnyttelsen og redusere negative miljøeffekter. Tiltak for å minimere jordpakking er positivt for jordhelsen. God jordstruktur, størst mulig jordstabilitet og god jordhelse øker jordas robusthet mot pakkeskader og er samtidig et viktig tiltak for klimatilpasning.

Det er viktig å forebygge jordpakking ved å planlegge effektiv kjøring. Da kan en utnytte lagelige forhold og begrense kjøring på åkeren til et minimum. Maskinene burde være så lette som mulig, dekkene så brede som mulig og lufttrykket burde reduseres for å redusere risiko for jordpakking også dypere lag (Seehusen, 2019). Dataprogrammet «Terranimo» (www.terranimodk) gjør det mulig for gårdbrukere å vurdere risiko for pakking ved kjøring på jordbruksarealer. Modellen er tilpasset norske forhold og kan brukes til å få anbefalinger om kjøretidspunkt, riktig valg av dekkutstyr eller dekktrykk.

Tiltak som forbedrer jordstrukturen er for eksempel tilbakeføring av organisk materiale og mindre intensiv (reduisert) jordarbeiding. De positive konsekvensene av redusert jordpakking vil være spesielt viktige med tanke på klimaendring med økte nedbørsmengder (Hanssen-Bauer m.fl. 2015, Seehusen m.fl. 2016).

Siden jorda er mest utsatt for pakking under våte forhold er god dreneringstilstand viktig for å redusere jordpakking. I engdyrkinga er pløying og jordarbeiding viktig for å løse opp pakket jord, bedre infiltrasjonen og sørge for at jorda tørker raskt opp etter nedbør.

Anbefalinger til videre arbeid

Det mangler imidlertid god dokumentasjon på effekt på nitrogenutnyttelse av å minimere jordpakking under norske forhold.

3.5.3 Drenering

Dokumentasjon og usikkerhet

Grøftesystemer er nødvendig for rask opptørking av jorda om våren og for å sørge for optimale forhold for rot- og plantevekst i vekstsesongen. Gode forhold i vekstsesongen vil legge til rette for gode avlinger og dermed økt nitrogeneffektivitet. I feltforsøk i eng i Askvoll på Vestlandet økte avlinga på grøftet i forhold til ugrøftet areal med 8 %, og nitrogenutnyttelsen var bedre ved 6 enn ved 12 m grøfteavstand (Kvifte m.fl. 2022). I en spørreundersøkelse for gårdbrukere i prosjektet Optikorn var det flest (40 %) som mente at de hadde fått en avlingsøkning på 10-20 % etter drenering (Haukås og Berger 2022). Nitrogeneffektiviteten avhenger av om gjødslingen tilpasses den forventede avlingen. Dersom jorda er dårlig drenert og det forventes lave avlinger bør gjødslingen tilpasses til dette avlingsnivået for at nitrogeneffektiviteten kan bli god. Under våte forhold blir nitrat i gjødsel lett denitrifisert og nitrogenet kan gå tapt til luft i ulike former. Det anslås at ca. 60 % av den dyrka jorda i Norge fra naturens side er ufullstendig til svært dårlig drenert og trenger derfor et grøftesystem for å kunne gi gode og stabile driftsforhold. Andelen kan øke på grunn av klimaendring med forventet økt nedbør.

Effekt på økosystemtjenester

Dårlig dreneringstilstand kan øke utslipp av lystgass. På dreneringsfeltet i Askvoll var utslippet av lystgass per arealenhet imidlertid større ved 6 m grøfteavstand enn ved 12 m, men siden metanutslippet var høyere og avlingen lavere på 12 m grøfteavstand, var de totale utslippene av lystgass og metan per kg avling omtrent likt (Hansen m.fl. under arbeid). Avhengig av jordart er det størst fare for lystgassutslipp når 65 til 85 % av porene i jorda er fylt med vann (Davidsen 1991). Jorda på Askvoll har høyt innhold av organisk materiale og jorda med 12 m grøfteavstand på feltet i Askvoll var ofte våtere enn 85 % og dermed har mest sannsynlig mer nitrogen gått tapt som nitrogengass (N₂). N₂ er ingen klimagass, men store tap fører til dårlig N-utnyttelse.

Drenering kan ha betydning for karbonbinding. På arealer med god plantevekst og høye avlinger er det også god rotutvikling og dermed høyere karbontilførsel enn på arealer med lav avling. Drenering bidrar til å opprettholde gode avlinger og har således en indirekte effekt på karbonbinding. Lavt oksygeninnhold i jorda som en konsekvens av dårlig drenering kan imidlertid gi mindre nedbrytning av organisk materiale.

Grøftesystemer er en hovedvei for overskuddsvannet ut av jordbruksarealene og nitrogen tapes fortrinnsvis gjennom drenggrøftene (Kværnø og Bechmann, 2010). Drenering kan gi økte tap av nitrogen dersom nitrogenoverskuddet ikke reduseres. På tross av at drenering bidrar til bedre rotutvikling og plantevekst og dermed bedre utnytting av nitrogenet i jorda, fører drenering til tap av nitrogen. En økning i grøfteintensitet (mindre avstand mellom grøftene) kan også føre til økt avrenning gjennom grøftene og dermed til økt nitrogenavrenning (Kladivko m.fl. 2004, Nangia m.fl.

2010). Det er med andre ord stor usikkerhet med hensyn til effekten av drenering på tap av nitrogen til vann. Variasjonene er store og det er usikkert hvilke faktorer som har størst betydning.

Det mangler tilstrekkelig norsk dokumentasjon, men noen resultat finnes. Dreneringsfeltet i Askvoll viste økt grøfteavrenning og nitrogentap gjennom grøftesystemet ved redusert grøfteavstand (Deelstra m.fl. 2020). Derimot viser resultater fra 2,5 år med målinger foretatt på Kvithamar i Trøndelag (prosjektet «Klimasmart drenering») at de gjennomsnittlige nitrogen- og nitratkonsentrasjonene var betydelig høyere i vann fra dårlig drenert jord sammenliknet med godt drenert jord. Målingene viste at det var mer avrenning fra godt drenert jord, men likevel var nitrogentapene størst på dårlig drenert jord (Deelstra 2020). Avlingsnivået kan ha hatt betydning, men det at nitrogentapet under dårlig drenering er større enn i godt drenert er litt overraskende siden internasjonal forskning antyder det motsatte, dvs. at bedre drenering resulterer i mer nitrogenavrenning (Kladivko m.fl. 2004, m.fl. 2005).

Grøftesystemer kan redusere overflateavrenning og dermed også risiko for erosjon og tap av fosfor med overflatevann (Skaggs & Youssef, 2008). Men i perioder med ekstrem nedbør, og ved nedbørintensiteter større enn jordas infiltrasjonsevne, vil det uansett bli mye overflateavrenning og dermed risiko for erosjon og tap av fosfor. Grøftesystemer vil ikke kunne hindre overflateavrenning i ekstremepisoder, men har betydning for hvor raskt vannet drenerer ut etter episoder. Tidspunktet for slike episoder og om jorda er dekket av plantevekst eller er jordarbeidet har stor betydning for jord- og fosfortapet. Øygarden (2000) fant større tap av partikler og fosfor med grøfteavrenning enn fra overflatevann fra planert jord grøftet med 4 meters grøfteavstand når feltet var jordarbeidet. Også Lundekvam (2007a, b) dokumenterte høye partikkel og fosfortap til grøftene (4 og 8 meter grøfteavstand) 8–14 år etter grøfting på planert marin leire. Det ble det angitt at det skyldtes overflateavrenning ledet gjennom makroporer og sprekker til grøftene. Det ble dokumentert at stubb på overflaten også reduserte partikkeltap til grøftene. 4 meter grøfteavstand var ikke tilstrekkelig til å redusere erosjon med overflatevann og må kombineres med andre tiltak som jordarbeiding.

Anbefalinger til videre arbeid

I praktisk drift er det enighet om at god dreneringstilstand er viktig for å kunne drifte jordbruksarealet og opprettholde avlinger, noe som har stor betydning for nitrogeneffektiviteten. Det er likevel fortsatt behov for bedre dokumentasjon på effekten av drenering på utslipp til luft og vann.

3.5.4 Vanning

Dokumentasjon og usikkerhet

Vanning kan gi økt nitrogenutnyttelse ved at plantene får tak i næringsstoffer som de ellers ikke kunne nyttiggjøre seg på grunn av tørke. Behovet for vanning til en kultur varierer med værforholdene i vekstsesongen, jorda og utviklingsstadiet til kulturen. Riley (2021) har sammenstilt kunnskap om vanningsbehovet til jord- og hagebruksvekster basert på 60 år med norske forsøk. Meropptaket av nitrogen ved vanning var generelt større hos grønnsaker enn hos potet og korn. Hos korn er denne effekten ofte mindre tydelig fordi nitrogenkonsentrasjonen i kornet avtar med økende avlingsmengde. NIBIO har utviklet nettopplikasjonen «Beregning av vannbalanse» der gårdbrukere enkelt kan beregne behov for vanning på skiftenivå for korn, potet og gras (Riley & Kristoffersen, 2022).

Effekt på økosystemtjenester

Avlingseffekten av vanning i ulike kulturer på ulike jordtyper og ulike regioner er godt dokumentert av Riley (2021). Beregningen viser en gjennomsnittlig gevinst hos vekstene korn, potet og eng på Østlandet som varierte fra 20–30 % på meget tørkesvak jord til 10–15 % på meget tørkesterk jord. I andre regioner varierte gevinsten fra 10–20 % på meget tørkesvak jord til 1–5 % på meget tørkesterk jord. På tørkesvak jord på Østlandet kan en risikere avlingstap på mer enn 50 % hvert fjerde år hvis det ikke vannes.

Vanning gir mulighet for økt opptak av plantetilgjengelig nitrogen og dermed redusert risiko for tap av nitrogen til luft og vann. Deelstra m.fl. (2002) fant, ved modellering med simulerings-modellen Soil-N, god effekt av vanning på nitrogenutvasking i tørre år. Overdreven vanning vil kunne ha negative konsekvenser med økte utslipp av nitrogen. Det er størst risiko for at vanning fører til utvasking på tørkesvak jord og i distrikt med mye nedbør (Riley 2021).

Anbefalinger til videre arbeid

Effekten av tiltaket på nitrogener effektivitet kan påvirkes med vanningsintensitet og bør ses i sammenheng med delt gjødsling for de kulturene der det er akutelt. Økonomisk gevinst ved vanning er avhengig av en rekke faktorer der jordtype, region og type vekst har stor betydning (Riley 2021).

3.5.5 Fangvekster

Dokumentasjon og usikkerhet

Det finnes en god del undersøkelser og dokumentasjon av effekten av fangvekster, særlig raigras, på nitrogenutnyttelse og redusert N-forurensning under norske eller nordiske forhold (Aronsson m.fl. 2016, Bøe m.fl. 2019). Tidligere var fangvekster stort sett gras, men de siste årene er det introdusert og tatt i bruk flere ulike fangvekstblandinger, dels med belgvekster og dels ulike brassica-arter. Dette er stort sett ettårige arter som utvintrer. For disse blandingsene er dokumentasjonen mer sparsom eller helt manglende i Norge, og effekten kan forventes i noen tilfeller å være forskjellig fra den dokumenterte effekten av raigras på avrenning til vann og utslipp til luft. Det er derfor stor usikkerhet knyttet til den anslåtte effekten av fangvekst-blandingene, mens effekten av fangvekst av raigras er forholdsvis godt dokumentert for norske og nordiske forhold. Med introduksjon av ulike arter av fangvekster har også såtidspunkt for fangvekst endret seg de siste årene. Fangvekster av flerårige arter som raigras og hvikløver såes sammen med kornet, mens de ettårige artene såes i modent korn eller etter høsting av tidlige vekster, f.eks. tidlige kornsorter, høstkorn, grønnsaker og tidligpotet. Muligheten for vekst om høsten er avgjørende for hvor mye næringsstoffer som kan tas opp i fangvekstene. Effekten av fangvekster sådd på våren er godt dokumentert, mens det finnes mindre dokumentasjon av effekten av senere såing på utslipp til luft og vann (Aronsson m.fl. 2016, Bøe m.fl. 2019). Artsvalg og såtidspunkt er avgjørende for effekten av fangvekst på utslipp til luft og vann. Det forutsettes at fangveksten ikke pløyes ned før om våren.

Effekt på økosystemtjenester

Det meste av dokumentasjonen rundt fangvekster gjelder raigras og derfor er resultater for raigras gjengitt her. I Bøe m.fl. (2019) er effektene av fangvekst på økosystemtjenester oppsummert. Det vises til at flerårig raigras er frosttolerant og kan vokse selv ved forholdsvis lave temperaturer, samt at den påvirker avlingen av hovedkulturen lite (avlingsreduksjon på < 3 % ved såmengde 0,7 til 1,0 kg/daa) og i gjennomsnitt reduserer utvaskingen av nitrogen med rundt 50 % (Valkama m.fl. 2015, Aronsson m.fl. 2016; Molteberg & Tangsveen 2003). Forsøk har vist at såing samtidig med kornet gir bedre etablering enn såing 3–4 uker senere (Molteberg m.fl. 2005). Fangvekst av italiensk raigras (to-årig) fungerer også bra som fangvekst ved at den tar opp mye nitrogen og den reduserer jordas innhold av mineralisk nitrogen mer enn flerårig raigras, men den konkurrerer bedre med kornet og gir dermed større avlingsreduksjon enn flerårig raigras (Valkama m.fl. 2015). Fangvekster som såes i modent korn eller etter høsting av tidligkulturer vil ikke påvirke avlingen i hovedveksten. Fangvekster bidrar også til å redusere erosjon og jordtap ved å stabilisere jorda, bremse vannhastigheten og øke infiltrasjonen (Blanco-Canqui m.fl. 2015, Löfkvist m.fl. 2005). Fangvekster bidrar til å redusere erosjon i år med mye erosjon (Øgaard & Bechmann, 2021). Det er varierende resultater for effekten av fangvekster på tap av fosfor. På lokaliteter med høye fosfortap på grunn av mye erosjon kan fangvekster redusere tap av partikkelbundet fosfor i tillegg til overvintring i stubb (Aronsson m.fl. 2016). På lokaliteter med forholdsvis lave fosfortap har fangvekster av gras imidlertid gitt alt fra en reduksjon i fosfortap på 43 % til en økning på 86 %. Fosfortap som skyldes utfrysing av fosfor fra plantene er avhengig av været

om vinteren, inkludert antall fryse-tine sykluser, snødekke og frosttemperatur og er dessuten avhengig av fosforinnholdet i plantemassen (Øgaard & Bechmann 2021). Fangvekster binder karbon ved å tilføre biomasse til jorda og det er særlig røttene som er viktige. I tillegg kan fangvekster med dyptvoksende røtter som luserne og sikori ha en jordlønende effekt og løse opp pakkeskader. Økt organisk innhold i jorda gir økt mikrobiell aktivitet (Mullen m.fl. 1998). Dette kan blant annet føre til bedre jordstruktur. Fangvekster vil også øke variasjonen av vekster, og dermed kunne tiltrekke seg mer insekter og fugler (Blanco-Canqui m.fl. 2015). Fangvekster kan bidra til å redusere mengden ugras. Studier tyder på at fangvekst av gras reduserer ugraset mer enn fangvekster av belgvekster (Bårberi 2002). Utslipp av lystgass (N₂O) ved bruk av fangvekst varierer i ulike studier. Fryse-tine-episoder har stor betydning. En dansk studie viser lavere utslipp fra fangvekster av flerårig raigras sammenlignet med stubb uten fangvekst (Li m.fl. 2015). Utslipp av lystgass fra belgvekster var i en norsk studie større enn fra gras (Sturite m.fl. 2014; Bøe m.fl. 2020). Bruk av fangvekster vil ha betydning for nitrogenregnskapet om det også erstatter tilført nitrogen i mineralgjødsel

Anbefalinger til videre arbeid

Fangvekster har et potensiale for synergier mellom ulike økosystemtjenester: bedre jordhelse, reduserte utslipp til luft og vann og økt naturmangfold. Det er behov for å undersøke effekten av fangvekstblandinger og såtidspunkter som har blitt brukt de siste årene.

3.5.6 Eng og grastiltak i åpen åker

Flerårige vekster, f.eks. gras eller gras-kløver blandinger, har typisk bedre kapasitet til å lagre nitrogen i biomasse og en lengre periode for nitrogenopptak enn ettårige planter (Sutton m.fl. 2022). I Norge er plantevekst om høsten og tidlig vår en svært viktig faktor for risiko for tap av nitrogen til vann. Eng i omløpet er en veldokumentert og effektiv metode til å redusere nitrogen-utvasking (f.eks. Korsæth m.fl. 2002a). Reduserte tap skyldes at gras har aktivt næringsstoffopptak langt utover høsten og tidlig om våren og at det bygges opp nitrogenholdig organisk materiale i jorda (Korsæth m.fl. 2002b). Uhlen m.fl. (1989) fant en reduksjon i nitrat-utvasking på ca. 10 % for gras sammenlignet med korn som overvintrer i stubb, men effekten av gras avhenger av gjødslingen. I år med ompløying av eng vil det dessuten kunne være store tap fra disse arealene som følge av mineralisering av organisk materiale.

Grasdekte arealer omfatter blant annet kantsoner langs vassdrag, grasdekte vannveier og gras på arealer, der veksten har vært korn. I tillegg til redusert nitrat-utvasking vil en endring fra korn til gras gi lavere jordtap, siden gras gir bedre beskyttelse mot erosjon enn korndyrking. Derfor blir det også mindre tap av partikkelbundne næringsstoffer, inkludert organisk bundet nitrogen.

Gras på kornarealer vil føre til redusert kornproduksjon, men arealene kan fortsatt nyttes til fôrproduksjon dersom vilkårene ligger til rette for høsting av graset. På den andre siden har gras i kornområder positiv betydning for biomangfoldet og for jordhelse.

Det kan skje utslipp av lystgass fra gras, og særlig fra gras-kløver blanding, ved frysing og tining (Sturite m.fl. 2021, Nadeem m.fl. 2012). Mengdene av lystgass er små sammenlignet med de store nitrogenstrømmene, men klimaeffekten av lystgass er vesentlig.

3.5.7 Mer bruk av belgvekster

Dokumentasjon og usikkerhet

Belgvekstene er selvforsynte med nitrogen via biologisk nitrogenfiksering.

Åkerbelgvekster er etterspurt til både fôr og mat. Det norske potensialet for å dyrke erter og åkerbønner er estimert til å være henholdsvis 160 000 daa og 113 000 daa (Abrahamsen m.fl., 2019), mens arealet i 2022 var omtrent 23 000 daa for erter og 44 000 daa for åkerbønner (Stabbetorp, 2023). Mer dyrking av åkerbelgvekster vil bety fravær av tilført nitrogen gjødsel det året disse vekstene dyrkes, men også potensielt mindre nitrogen gjødsel det etterfølgende året på grunn av vekstenes

forgrødeeffekt som kan forventes å være rundt 3–4 kg nitrogen per daa

(<https://kornforum.nlr.no/fagartikler/korn/vekstskifte/korn/godt-vekstskifte-gir-bedre-kornavlinger>)

I eng kan biologisk fiksert nitrogen fra rød- og hvitkløver erstatte bruken av nitrogengjødsel. Det er vanskelig å finne gode estimat for gjennomsnittlig andel kløver i eng og hvor mye nitrogen som blir fiksert i eng i dag. Grønlund m.fl. (2014) estimerte at 55 % av engene kunne defineres som blandingseng av gras/kløver, og at gjennomsnittlig innhold av kløver i blandingsengene var 20 %. Dette virker som et litt høyt estimat i dag. Mange engfrøblandinger, særlig til intensiv drift, inneholder ikke kløver. Dersom kløver er med i blandingene ligger innholdet stort sett på 10 %, noe som gjerne er for lite til at kløveren etablerer seg godt. Det er mange andre forhold enn innholdet i blandingene som påvirker hvor mye kløver det blir i enga. Gjødslingsnivået i konvensjonell drift er som regel for høyt til at andelen av kløver blir så høy at man kan regne med særlig N-fiksering. Reduserer man gjødslinga og legger til rette for stor andel kløver vil likevel mengden nitrogen som blir samlet variere mye. pH i jord og temperatur er viktig og N-fikseringa er gjerne lavere i nord enn sør i landet. Det kan også være utfordrende å beholde kløveren i enga på grunn av at sortene ikke er vinterherdige nok, dette gjelder særlig rødkløver som har det største N-fikseringspotensialet.

I forsøk i Nordland varierte N-fikseringa mellom 4 og 10 kg N/daa i økologisk eng i ulike år (Renna 2022). I middel for tre felt (Tjøtta, Løken, Fureneset) og tre engår ble N-fiksering ved hjelp av differansemetoden estimert til 7,2 kg N/år ved gjødsling med 11 kg total-N fra husdyrgjødsel om våren (Lunnan m.fl. 2017). Kløverinnholdet blei redusert etter tilføring av 6 kg nitrogen etter 1. slått, men kløveren hadde likevel en positiv effekt på avlinga i forhold til eng uten kløver.

En enkel måte å estimere N-fikseringa på utifra andel kløver er bruk av en formel som sier at for hver gang innholdet av kløver i ei eng øker med 10 %, økes anslaget for mengden fiksert nitrogen med 3 kg N (Hansen & Solberg 2023). Uavhengig av faktisk N-fiksering i eng i dag er nok potensiale for økning stort. I Bardalen m.fl. (2018) ble det regnet effekten av en økning på 6000 tonn/år. Det tilsvarer grovt sett 1 mill daa (20 % av fulldyrka engareal) med et kløverinnhold på rundt 20 % og fiksering av 6 kg N/daa.

Effekt på økosystemtjenester

Nitrogen fiksert av kløver i eng har et lavere utslipp av lystgass i vekstsesongen enn nitrogen fra handelsgjødsel. Utslipet kan i midlertid øke om vinteren (Sturite m.fl. 2021). En del belgvekster har et dypt rotsystem som kan bidra til å løsne jord, gi bedre jordhelse og binde karbon. Ved å erstatte innkjøpt nitrogengjødsel med biologisk fiksert nitrogen reduserer man ulike utslipp fra produksjon, transport og spredning av handelsgjødsel.

Anbefalinger til videre arbeid

Både åker- og engbelgvekster vil bidra til økt nitrogeneffektivitet i norsk jordbruk. Det er viktig med arter og sorter tilpasset norsk og regionalt klima. Erter og åkerbønner kan produseres med samme maskinpark og bygninger som for korn, men krav til veksttid begrenser dyrkingsområdet. Man må vurdere økningen av åkerbelgvekster opp mot behovet for areal til korn og oljevekstproduksjon (Abrahamsen m.fl., 2019).

3.5.8 Beholde halm på jordet

Halmfjerning medfører at det bortføres betydelige mengder plantenæringsstoff (Riley m.fl. 2012). På bakgrunn av tidligere analyser av næringsinnholdet i halm, ble det beregnet at N-innholdet er ca. 0,7–1,5 kg/daa (minst i tidlig bygg, mest i vårhvete). På landsbasis utgjør dette 3400 tonn N, 700 tonn P og 11400 tonn K, noe som tilsvarer hhv. 8, 13 og 63 % av det som blir tilført som mineralgjødsel i dag. Ved bruk av halm til bioenergi vil alt nitrogen tapes til luft.

Ved konvensjonell høstpløying tyder norske forsøk på at halmnedpløying har liten direkte innvirkning på kornavlinger på kort sikt, utover en viss negativ virkning ved lav gjødsling, trolig forårsaket av N-immobilisering. Ved alternative jordarbeidingsystem uten pløying, er det funnet uheldige virkninger av at halmen blir liggende på jordoverflaten, spesielt ved direktesåing på fuktige jordarter. Under slike forhold vil halmfjerning gi enklere forhold for såing, og trolig bedre planteetablering.

Under norske forhold antyder vi at opp til 75 % av halmen kan fjernes fra dyrkingssystem der det brukes en del husdyrgjødsel og/eller eng i omløpet. Andelen i kornomløp uten slike tiltak bør trolig være 25 % – 50 % (Riley m.fl. 2012).

Nedpløying av halm/stubb gir minimal N-frigjøring sammenlignet med f.eks. nedpløying av eng, kløver, grønnfôr eller annet N-rikt materiale, som kan bidra med mye mineralisert N utover, hvis forholdene for mikrobiell aktivitet er gode (passe jordfuktighet og jordtemperatur en del over null). Forholdet mellom C og N i halm er så stort (lite N i forhold til C) at mikroorganismene må skaffe seg N fra annet hold for å bygge sine N-holdige proteiner, mens halmen bare bidrar med energi. Derfor ser vi ofte en binding av nitrat i jorda en periode etter innarbeiding av halm (som frigjøres igjen på et seinere tidspunkt – ofte mye seinere). Nedmolding av halm om høsten bidrar derfor til redusert risiko for nitrat-utvasking.

3.5.9 Kalking

Dokumentasjon og usikkerhet

En stor del av den dyrka jorda i Norge har sitt opphav i kalkfattige bergarter og har i utgangspunktet lav pH. Store nedbørmengder vasker ut bl.a. kalsium og magnesium, og bruk av mineralgjødsel med ammoniumnitrat virker forsurende på jorda. Det meste av jordbruksarealet trenger dermed både grunnkalking og vedlikeholdskalking for å oppnå god avling og kvalitet i planteproduksjonen. Ved lav pH blir tilgjengeligheten av plantenæringsstoff dårligere og planteveksten blir hemmet. Dette kan skyldes at næringsstoffene blir sterkere bundet i jorda, og at omsetningen av organisk materiale blir redusert på grunn av at sopp og bakterier ikke er effektive ved lav pH. Rotveksten blir redusert på grunn av forgiftning, mellom annet fordi aluminium og mangan, som har negativ effekt på plantene, løses lettere opp i sur jord. I tillegg kan lav pH føre til at jordstrukturen blir dårligere og at biologisk nitrogenfiksering hos kløver blir sterkt redusert. Tilført gjødsel vil utnyttes dårligere ved lav enn ved en optimal pH. Nitrogen er best tilgjengelig fra ca pH 6,0 til pH 8,0. pH-kravet varierer med plantart og jordtype. Det øker med innholdet av leire og minker med innholdet av organisk materiale. Hvete og bygg trenger pH-verdier fra 6,0 til 6,5 mens de fleste grasarter trivst mellom 5,8 og 6,5 (Nesheim 2014).

Effekt på økosystemtjenester

Økt bruk av kalkingsmiddel vil øke utslippet av CO₂ slik vi rapporterer det i utslippsregnskapet (Miljødirektoratet 2023), men utslipp av lystgass reduseres ved økende pH i jord (Hovlandsdal 2011, Russenes m.fl. 2016). Korsæth m.fl. (2019) har estimert hvordan presisjonskalking i ulike vekster kan redusere utslipp av lystgass. For sterk kalking kan føre til binding og redusert opptak av flere næringsstoff, m.a. fosfor og kobber. Sterk kalking av jord med høyt innhold av organisk materiale, og samtidig god luftutveksling, fører til større nedbryting av organisk materiale og økt utslipp av CO₂.

Anbefalinger til videre arbeid

Det mangler dokumentasjon på hva som er optimal pH for ulike vekster og jordarter med tanke på totalt klimagassutslipp når man tar hensyn til utslipp både av N₂O og CO₂.

3.5.10 Biokullbasert gjødsel

Dokumentasjon og usikkerhet

Biokull er svært motstandsdyrkig mot biologisk nedbrytning og brukes for å øke karboninnholdet i jord og som jordforbedringsmiddel. Nitrogenanriket biokull skal kunne øke avlinger og utnyttelsesgraden av nitrogengjødsel i landbruket ved at nitrogen bindes midlertidig til biokullet og er langsomtvirkende. En grundig gjennomgang av publiserte studier viser at mekanismene bak dette er uklare, noe som hindrer videre utvikling av denne typen gjødsel (Rasse m.fl., 2022). Dagens biokullgjødsel har som oftest ikke tilstrekkelig bindingskapasitet til å lage produkter med høyt nitrogeninnhold (Weldon m.fl. 2022). Usikkerheten rundt biokull skyldes også at det finnes mange biokullkombinasjoner, ulike jordtyper og miljøforhold disse er testet under.

Effekt på økosystemtjenester

Biokull kan ta opp mindre mengder nitrogen i jord og bidra til redusert utvasking, og har positive effekter på jord, planter og miljø. Positive effekter på plantevekst av gjødsel med små mengder biokull kan skyldes at biokull i blanding med næringsstoffer fungerer som en biostimulant.

Biokull har potensial til å redusere klimagassutslipp fra både kompost og jord, og bidrar til en bedre komposteringspross av organisk avfall. Biokull produsert på høye temperaturer bidrar mest til lystgassreduksjon (Weldon m.fl. 2022).

Anbefalinger til videre arbeid

Rasse m.fl. (2022) viser til at det er flere muligheter for å ta ut tilleggseffekter av biokull i nye gjødseltyper. Bindingsevnen til biokullgjødsel kan for eksempel økes ved å blande inn leirmineraler eller andre svært porøse materialer. Man kan også øke biokullet overflateladninger ved såkalt aktivering for å kunne absorbere ammoniakk. En tredje mulighet en form for fysisk lading der biokullet blandes med smeltet urea.

4 Rensetiltak/avbøtende tiltak

4.1 Kantsoner

Dokumentasjon og usikkerhet

Kantsoner kan være grasdekte kantsoner i åker eller ugjødsla kantsoner i eng. Kantsoner kan også bestå av flere andre typer vekster, f.eks. artsblandinger av urter, eller trær og busker. De fleste studier av kantsoner er gjort for kantsoner av gras (Blankenberg m.fl. 2017; Syversen 2002). En oppsummering av tidligere studier viser at renseeffekten av overflateavrenning gjennom grasdekte kantsoner er 32–91 % for partikler, 26–100 % for fosfor og 0–100 % for nitrogen (Blankenberg m.fl. 2017). Den store variasjonen i renseeffekt for nitrogen i overflateavrenning har bl.a. sammenheng med hvor godt vannet infiltrerer i kantsonen. Ved god infiltrasjon forsvinner omtrent alt vann i kantsonen og renseeffekten blir regnet som 100 %. Forsøkene representerer dessuten forholdene på stedet, for eksempel undersøkte Syversen (2002) renseeffekten på et felt med marin leire og jevnt hellende terreng.

En viktig faktor er at mesteparten av nitrogenet tapes gjennom drengroftene (80–90 %; Bechmann m.fl. 2023) og er ikke i kontakt med overflateavrenningen gjennom kantsonen. Nitrogenet i drengroftene blir dermed ikke renset. Renseeffekten for nitrogen i kantsoner, som sum av overflate- og grøftevann, er derfor totalt sett lav med de løsningene vi har i Norge i dag.

Kantsoner med gras vil likevel gi redusert nitrogentap fra det aktuelle arealet fordi gras har en lengre vekstsesong enn korn og andre vekster på åpen åker og tar opp nitrogen utenom kornets vekstsesong. Men arealene med kantsoner er ofte relativt små sammenlignet med de øvrige jordbruksarealer. En annen effekt av kantsoner er at de gir økt avstand fra åkerarealer til åpent vann og det vil redusere risikoen for at gjødsel havner direkte i vassdraget under spredning.

Det finnes lite dokumentasjon på effekten av kantsoner med trær og busker for norske forhold. Enkelte studier fra USA viser at buffersoner med trær og/eller busker er mer effektive enn kantsoner kun med gras fordi rotsystemet når helt ned til grunnvannet og tar opp løste næringsstoffer, f.eks. nitrogen (Groffman m. fl. 2002; Mayer m. fl. 2007). Trær kan ta opp vann og næringsstoffer i store deler av året. Krzeminska m.fl. (2020) undersøkte renseeffekten for overflateavrenning i et forsøk i 4m-kantsoner med tre ulike vegetasjonsdekker: i) gras; ii) ett år gamle bærbusker og gras; og iii) trær. Det meste av overflateavrenningen infiltrerte (>50 % i alle forsøksledd) i bakken noe som fører til reduksjon i målte tap etter kantsonene og det ble målt god renseeffekt for overflatevann for alle typer vegetasjon. I kantsoner med gras ble renseeffekten for nitrogen målt til 78–89 % i det forsøket. I kantsonen med ettårige bærbusker var renseeffekten for totalnitrogen på 68–84 % (Krzeminska m.fl. 2020). I kantsoner med trær infiltrerte alt vann i bakken, men vann og næringsstoffer kan følge sprekkesystemer langs med trerøttene og dermed renne raskt ut i vannforekomsten. I forsøket ble det kun målt på overflatevann, grøftevann fra jordbruksarealer ledes gjennom vegetasjonssonen og vil derfor ikke bli påvirket av vegetasjonstypen i kantsonen (Krzeminska m.fl. 2020). Det er ikke funnet dokumentasjon på effekten av ulike vegetasjonstyper i kantsonen på totalavrenning, inkludert grøfteavrenning.

Ugjødsla kantsoner i eng er et aktuelt tiltak i områder med intensiv husdyrproduksjon og spredning av husdyrgjødsel. Blankenberg m.fl. (2022) undersøkte infiltrasjonshastigheten av vann i ulike kantsoner på Jæren. De fant at infiltrasjonshastigheten var best i naturlig kantsoner med busker og trær, nest best i ugjødsla kantsoner i eng, og dårligst i eng. God infiltrasjon av vann har betydning for renseeffekten for partikkelbundne næringsstoffer, f.eks. fosfor. Effekten på nitrogen ble ikke undersøkt i dette forsøket. Ugjødsla kantsoner kan redusere vinddrift av gjødsel til vannforekomstene, og de kan bidra til en bevisstgjøring som hindrer gjødsling i umiddelbar nærhet til vannstrengen (Blankenberg m.fl. 2017).

I bl.a. Danmark er det utviklet ulike typer kantsoner med økt effekt på nitrogen (f.eks. såkalte intelligente kantsoner og vannmettede kantsoner) (Hoffmann m.fl. 2020). Disse kantsonene er tilpasset jordtype, terreng og landskap i Danmark og kan ikke umiddelbart overføres til norske jordbruksarealer.

Effekt på økosystemtjenester

Kantsoner har en negativ effekt på matproduksjon ved at de tar bort areal fra jordbruksproduksjon, men arealene kan fortsatt nyttes til fôrproduksjon. Ved flom kan det imidlertid bli avsatt finkorning sediment på graset langs bekker og elver, og dette gjør graset mindre egnet til fôr.

Naturlig vegetasjon med trær og busker langs elver og bekker har stor betydning for biomangfoldet, både i vann og på land, og kan f.eks. være avgjørende for formering og overlevelse av fisk (oppsummert av Blankenberg m.fl. 2017). Nyere undersøkelser fra Finland (Tolkkinen m.fl. 2021 og Turunen m.fl. 2021) har demonstrert at trær langs kantene har en tydelig positiv effekt på økologisk tilstand i bekker og elver, da de kan heve den økologiske tilstanden i vannet med nesten en tilstandsklasse.

Siden arealet med kantsoner er forholdsvis lite, vil det ha liten effekt på utslipp til luft.

Anbefalinger til videre arbeid

Det er behov for å utrede om kantsoner kan få bedre renseeffekt for nitrogen i Norge. Bruk av intelligente eller vannmettede kantsoner er for eksempel ikke undersøkt eller utredet for norske forhold. Dessuten er det behov for dokumentasjon og vurderinger av effekten av kantsoner på det totale tap av næringsstoffer fra både overflate- og grøfteavrenning.

4.2 Fangdam/våtmark

Fangdammer kan anlegges i kanaler eller små bekker. De anlegges gjerne høyt oppe i jordbruksvassdragene siden de bør utgjøre minst 0,1 % av nedbørfeltet. Hensikten er å optimalisere naturlige selvrensingsprosesser slik at vannet som renner ut av dammen skal ha lavere næringsstoffinnhold enn det som renner inn. Fangdammen kan bestå av flere komponenter, som sedimentasjonskammer, våtmarksfilter, overrislingssone for oksygentilførsel, og evt. en utløpsdam. De viktigste renseprosessene omfatter sedimentasjon av næringsrike partikler og jordaggregater, opptak av næringsstoff i vannplantene, samt tap av nitrogen til luft ved denitrifikasjon.

Dokumentasjon og usikkerhet

Det finnes en del norske undersøkelser av effekten av fangdammer som er optimalisert for å holde tilbake partikler og partikkelbundet fosfor (Braskerud, 2002; Krzeminska m.fl. 2023). Renseeffekten for nitrogen er målt til 2–17 % som gjennomsnitt for ulike fangdammer på Østlandet (Braskerud, 2002). Krzeminska m.fl. (2023) har dokumentert langtidseffekten av en fangdam på Østlandet og fant at tilbakeholdelsen var 3 % for nitrogen, 39 % for partikler og 22 % for fosfor. I gjennomsnitt for flere fangdammer over kortere tid har Braskerud (2001) vist renseeffekt på 45–80 % for partikler og 20–48 % for fosfor. Disse fangdammene var lokalisert på Østlandet. I Rogaland har Skarbøvik m.fl. (2021) undersøkt den typen fangdam som ofte anlegges sørvest i landet. Der består gjerne dammene av en serie med relativt åpne bassenger med overrislingssoner mellom, ofte uten et godt etablert filter av vannplanter. Resultater fra første forsøksår viste at fangdammene hadde mellom 5–11 % renseeffekt på totalnitrogen.

I en litteraturgjennomgang for bruk av konstruerte våtmarker for nitrogenfjerning i dreinsvann og avrenning fra jordbruksarealer (Vymazal 2017) refereres resultater fra 41 konstruerte våtmarker. Nitrogenfjerningen i de undersøkte anleggene viste en stor variasjon, fra 1 til 1300 kg N/daa og år. Middelverdien var 43 kg N/daa og år. Størst N-fjerning ble oppnådd i våtmarker med lang oppholdstid og høye innløpskonsentrasjoner. I et stort våtmarksanlegg (40 daa) for N-fjerning fra avløpsvann i

Finland (Uusheimo m.fl. 2018) ble det dokumentert rensing av 79 % av ammonium og 71 % av nitrat ved drift om sommeren. I denne perioden ble denitrifikasjonskapasiteten kalkulert til mellom 106 og 252 mg N per kvadratmeter og døgn. Gjennom vinteren, da anlegget var isdekket, ble det fjernet 147 mg N per kvadratmeter og døgn. Av dette ble 71,5 % fjernet som N₂-gass og 28,5 % som N₂O (lystgass). På årsbasis fjernet anlegget 72 % av tilført nitrat og 70 % av Tot N.

I Danmark er det gjort undersøkelser av våtmarker som optimaliseres i forhold til nitrogenrensing (bl.a. Carstensen, 2020). Slike våtmarker er ikke undersøkt for norske forhold. De danske undersøkelsene er beskrevet i avsnitt 4.5.

Effekt på økosystemtjenester

Etablering av fangdammer tar bort areal fra jordbruksproduksjon. Imidlertid anlegges fangdammer i Norge ofte som en utvidelse av vannløpet for å ta bort minst mulig areal fra jordbruksproduksjonen. I Danmark, hvor fangdammer og renseparker anlegges ved siden av bekkene er arealkravet betydelig større.

Fangdammer kan bidra med utslipp av klimagassene lystgass (N₂O) og metan (CH₄) (Søvik 2007), men en stor del av nitrogenet skjer som fritt nitrogen (N₂) uten klimaeffekt.

I tillegg til vannrensing og flomdemping bidrar dammene til økt biologisk mangfold, og som estetisk kvalitet i kulturlandskapet (Grønsten m.fl. 2008, Hov & Walseng 2003).

Anbefalinger til videre arbeid

Det er behov for utvikling av fangdammer som har bedre renseseffekt for nitrogen og som er tilpasset norsk jordbruk og jordbrukslandskap uten at de tar opp mye jordbruksareal.

4.3 Kontrollert drenering

Dokumentasjon og usikkerhet

Det er gjort forsøk med kontrollert drenering i Sverige og Danmark (Wesstrøm m.fl. 2014, Carstensen m.fl. 2019).

Kontrollert drenering er et tiltak for å heve grunnvannsstanden og dermed øke denitrifikasjonen (tap av N₂ til luft) og redusere nitrogenavrenning fra jordbruksarealer (figur 5; Styret drøning). Kontrollert drenering har vært kjent og brukt i USA de siste ca. 50 årene, som en metode til å sikre jorda fuktighet. I det seneste har kontrollert drenering vært testet som en metode for nitrogenrensing. Kontrollert drenering virker ved å heve dreneringens utløp i en kontroll-kum og dermed ha mulighet til å øke grunnvannsstanden utenom vekstsesongen noe som gir bedre forhold for denitrifikasjon. I vekstsesongen senkes grunnvannsstanden for å oppnå dreneringseffekt og gode forhold for rotutvikling. Svenske forsøk med kontrollert drenering (2002–2005) viser ingen effekt av kontrollert drenering på konsentrasjoner av nitrogen og fosfor, men det var en effekt på avrenningsmengden som betød at tap av nitrogen og fosfor var 40 % lavere fra arealer med kontrollert drenering enn fra arealer med vanlig drenering (Wesstrøm m.fl. 2014). I de svenske forsøkene var avlingene og nitrogenopptaket i plantene høyere ved kontrollert drenering sammenlignet med vanlig drenering (Wesstrøm m.fl. 2014). Det skyldes bedre vanntilgang i vekstsesongen og dermed bedre nitrogeneffektivitet. I Danmark ble metoden testet på høsthvete i perioden 2012–2015 (Carstensen m.fl. 2020). Effekten av kontrollert drenering var på 33 % for tap av nitrogen og 5 % for tap av fosfor målt i dreneringen. Også i Danmark skyldes effekten lavere avrenning. Det er et spørsmål hvor resten av avrenningen ved kontrollert drenering forsvinner hen, om nitrogenet vaskes ut til grunnvannet eller evt. går forbi drensrørene. Et annet spørsmål er om nitrogenet som denitrifiseres i vannmettet jord om vinteren tapes som lystgass eller som N₂. Det er behov for ytterligere undersøkelser for å kartlegge sammenhenger og årsaksforholdene.

Kontrollert drenering avhenger av et terreng som er forholdsvis flatt slik at kummen der vannnivået kontrolleres ligger på høyde med det arealet der grunnvannstanden skal heves. Under norske forhold er en del arealer for bratte og dermed uegnet til kontrollert drenering.

Effekt på økosystemtjenester

I Norge har det stor betydning når jorda er kjørbart om våren. Vekstsesongens lengde er viktig for avlingene. Derfor kan det tenkes at avlingene under norske forhold ville vært lavere for kontrollert drenering enn de svenske resultatene viser. Generelt er det mer nedbør og dermed bedre vanntilgang i Norge enn i Sverige.

Anbefalinger til videre arbeid

Kontrollert drenering bør testes for norske forhold. For hvilke arealer det vil være mulig å bruke kontrollert drenering og hvilken effekt vil det ha på avrenning av nitrogen, utslipp til luft og avling.

4.4 Rensing av grøfteavrenning

Dokumentasjon og usikkerhet

I Danmark er det utviklet og testet 6 ulike dreneringstiltak (figur 5, Hoffmann m.fl. 2020). De har til formål å bremse avrenningen for å øke denitrifikasjonen (tap av nitrogen til luft) eller lede dreneringen via ulike landskapsfiltre enten med vegetasjon eller med karbonholdig materiale som øker denitrifikasjonen. Enklere løsninger kan gjennomføres i landskap der dreneringen kan kuttes av og drensvannet overrisle et våtmarksområde langs bekken. Slike anlegg avhenger av lokal topografi og infiltrasjonskapasitet av jorda.

I de danske undersøkelsene har overrisling av bekkenære arealer med dreneringsvann hatt en renseeffekt på 45 % for nitrogen (Hoffmann m.fl. 2020). Dersom jordas fosforinnhold er høyt er det en risiko for utlekking av fosfor ved vannmetting. Slike tiltak vil frigjøre nitrogen til luft, men det frigjøres i hovedsak som fritt nitrogen (N_2) og kun en mindre del frigjøres som lystgass (N_2O) (Uusheimo m.fl. 2018).

I Norge er det testet ut ulike filtre for rensing av avrenning fra veiutbygging med høyt nitrogeninnhold pga. sprengstein (Roseth og Skrutvold 2022). Slike løsninger kan videreutvikles og testes for jordbruksavrenning.

Effekt på økosystemtjenester

Dreneringstiltakene bidrar i Danmark til økt naturmangfold i jordbrukslandskapet (Eriksen m.fl. 2020), men dersom arealet er lite vil det ha relativt liten betydning.

Anbefalinger til videre arbeid

Det er behov for å teste løsninger som passer under norske forhold, særlig i forhold til landskapsformer, jordtyper og klima. Ved filtrering av drensvann må anlegget dimensjoneres i forhold til hydraulisk belastning, og størrelse og hydraulisk kapasitet av filtermaterialet.

4.5 Restaurering av våtmarker og flomsletter

Dokumentasjon og usikkerhet

I Danmark inngår restaurering av våtmarker og reetablering av innsjøer i virkemidlene som brukes for å redusere transporten av nitrogen og fosfor til åpent ferskvann og til kysten. For danske forhold er det gjort en rekke undersøkelser for å dokumentere effekten av våtmarker og restaurering av innsjøer (Hoffmann m.fl. 2020). I Norge pågår et tilsvarende arbeid for å vurdere ulike effekter av restaurering av flomsletter og våtmarker i SABICAS-prosjektet (<https://www.sabicas.no/>), men dette arbeidet er i

en tidlig fase og resultater foreligger ikke. I Kjellemarkene nord for Bjørkelangen pågår det nå arbeid for å restaurere en større våtmark, og det vil være interessant å følge med på resultatene derfra. Det er åpnet for beitedyr i våtmarksområdet. Reetablering av innsjøer ansees som lite relevant i Norge. Enkelte innsjøer har vært senket for å vinne jordbruksmark, men heving av slike innsjøer kan bety at areal som har vært gjødslet over lengre tid blir satt under vann, med de konsekvensene det vil ha for vannmiljøet.

Effekt på økosystemtjenester

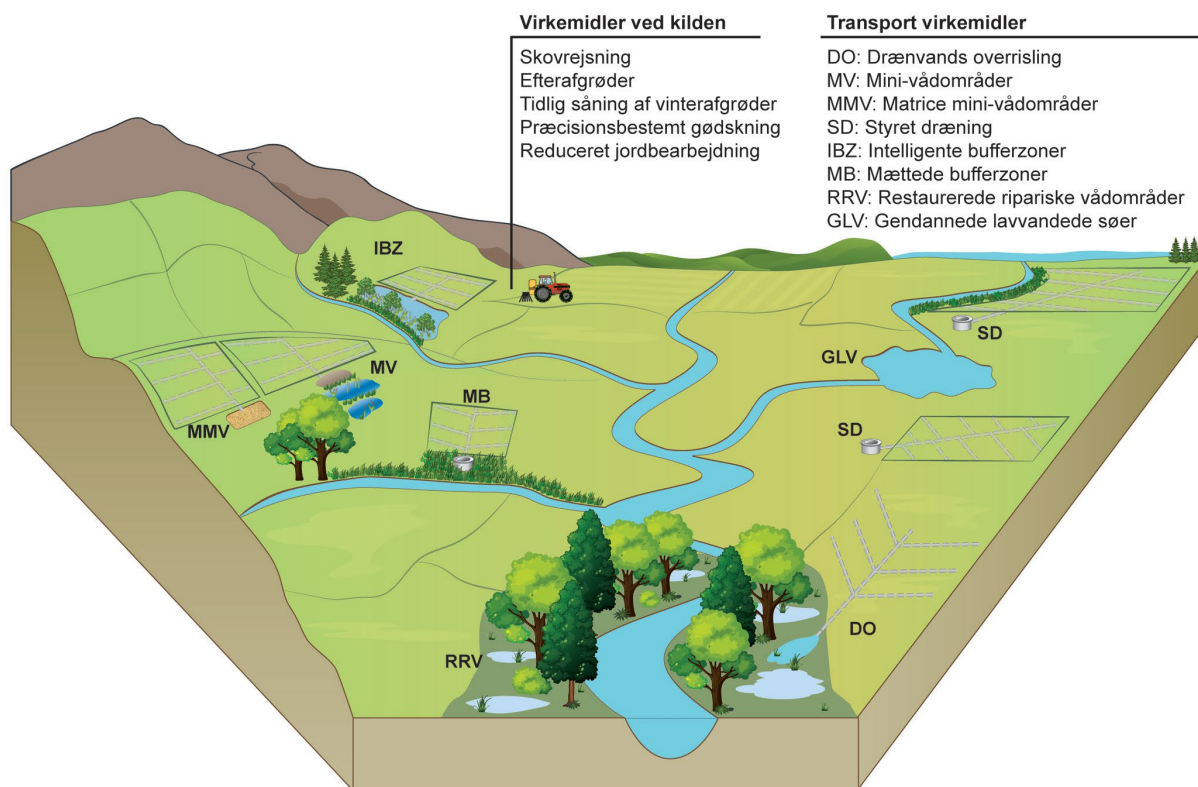
Ifølge Hoffmann m.fl. (2020) er restaurering av våtmarker og reetablering av innsjøer noen av de mest kostnadseffektive tiltak for å redusere nitrogentilførsler til kysten. Renseeffekten for de danske våtmarker og reetablerte innsjøer er 37–45 % for nitrogen. Der jorda har et høyt fosforinnhold er det imidlertid en risiko for utlekking av fosfor ved vannmetting. I de danske undersøkelsene har de fleste av disse tiltakene likevel også hatt en positiv effekt for fosfor.

Våtmarker og flomsletter vil kunne bidra til flomdemping, noe som kan bli viktigere i et fremtidig klima.

Effekter på akvatisk og terrestrisk økologi av flomsletter og våtmarker i Norge undersøkes i SABICAS-prosjektet, men foreligger foreløpig ikke resultater fra dette.

Anbefalinger til videre arbeid

Det er behov for å vurdere hvordan restaurering av våtmarker og flomsletter kan påvirke jordbruksaktiviteten i Norge og hvilken renseseffekt slike tiltak vil ha for nitrogen.



Figur 5. Rensesystemer for nitrogen utviklet for dansk jordbruksavrenning (Hoffmann m.fl. 2020).

5 Vurdering av tiltak

Tiltak for å øke nitrogener effektiviteten i jordbruket er i denne rapporten inndelt i seks grupper: i) Tiltak for bedre utnyttelse av mineralgjødning, ii) tiltak for bedre utnyttelse av husdyrgjødsel, iii) reduserte nitrogentap fra husdyrhold, iv) resirkulering av nitrogen og v) andre tiltak for bedre nitrogener effektivitet i jord og planter (tabell 1). Dessuten er det beskrevet vi) rensetiltak for å redusere tilførselen til vann. Tiltakene er beskrevet med hensyn til effekt på nitrogener effektivitet og synergier. Rensetiltak er beskrevet med hensyn til renses effekter og synergier. For noen tiltak har vi mye kunnskap om nitrogener effektiviteten, mens for andre tiltak er det for store kunnskapshull til å kunne implementere dem i generelle anbefalinger eller at kunnskapen er fra områder som ikke kan sammenlignes med norske forhold. Det er gjort en vurdering av omfang av dokumentasjon og usikkerhet i effekt. Synergier og konflikter mellom ulike tiltak er vurdert. Tiltakene er vurdert i forhold til omfang av nitrogentap, størrelsen på nitrogenkildene og effekt på avlingsnivået. En kombinasjon av ulike tiltak vil gjøre tiltaksgjennomføringen mer robust mot tilfeldige værforhold som kan redusere effekten av et enkelt tiltak.

Tabell 1. Effekter av tiltak på redusert vannforurensning, reduserte utslipp til luft, karbonbalanse, bærekraft/ressursvern, produksjon/avling og naturmangfold. I tabellen er det kun tatt med direkte lystgassutslipp. Det er gjort en samlet vurdering av nitrogeneffektivitet. + betyr positiv effekt, - betyr negativ effekt og tom rute eller 0 betyr ingen effekt.

Målområde	Redusert vannforurensning			Reduserte utslipp til luft			Karbonbalanse	Bærekraft, ressursvern		Produksjon/Avling	Naturmangfold	Nitrogeneffektivitet 1 = høyest	Merknader
	Nitrogen	Fosfor	Erosjon	Amm.akk	Metan***	Lystgass***		Fosfor	Jordhelse				
Mineralgjødning (N)													
Delt gjødsling	+++					++			+	+	+	1	Lett å få til og gir reduserte tap av lystgass, kan gi mer nitrogen i avlingen, tilpassing av andregangs gjødsling gir reduserte tap til vann
Presisjonsgjødsling	+++	+++	+			+		+++	+	+	+	1	Gir reduserte tap av lystgass, gir mer nitrogen i avlingen, kan være kostbart
Gjødselnormer	++	++				+			+	+/-?		1	Kontinuerlig oppdatering for optimal nitrogeneffektivitet
Følge gjødselplaner	++	++		++		++		++		+/-		1	Optimal nitrogeneffektivitet
Husdyrgjødsel													
Miljøvennlig spredning/spredemetode	+	+		+++						++	++	1	Stort potensiale for redusert ammoniakktap og dermed redusert behov for handelsgjødning-N.
Økt lagerkapasitet/spredetidspunkt	+++	+++						++		++	++	1	Viktig for utnyttelse av næringsstoffer
Separering	+	+										3	Usikker effekt på nitrogen
Tak/dekke på lager				+++	+	-				++	++	2	Reduserer ammoniakktap. Må kombineres med miljøvennlige spredemetoder for å hindre tap i senere ledd. Effekt på metan og lystgass er avhengig av type gjødsel og type dekke.
Utforming av gulv				++						+	+	3	Usikker på aktivitetsdata og utslippsfaktor for NH ₃
Temperatursenkning				++	++					+	+	3	Usikker på aktivitetsdata og utslippsfaktor for NH ₃
Ammoniakkrenging fjøs				++						+	+	2	Kun aktuelt for ventilerte fjøs (svin og fjørfé)
Forsuring				+++	+++	-			--?	++	--?	2	God effekt på ammoniakktap, men kan påvirke jordhelse, bygninger, utstyr og mennesker (HMS)
Biologisk forsuring				+	+							3	Usikker effekt, avhengig av karbohydratrikt restråstoff

Målområde	Redusert vannforurensning			Reduserte utslipp til luft			Karbonbalanse	Bærekraft, ressursvern		Produksjon/Avling	Naturmangfold	Nitrogeneffektivitet 1 = høyest	Merknader
	Nitrogen	Fosfor	Erosjon	Amm.akk	Metan****	Lystgass****		Fosfor	Jordhelse				
Økt beiting				++	++	0/-					+	3	God effekt på ammoniakktap, men stor variasjon i forhold til beitetype
Husdyrhold													
Føring og optimalisering av produksjonen				++	++	++		+	+	++		1	Stort potensiale
Redusere svinn av grovfôret	++	++							+	++	+	1	Stort potensiale. Kan spare areal eller redusere kravet til avling per areal (reduert gjødsling).
Økt bruk av utmarksbeite	+	+		++	+	++		++			++	2	Reduserer behovet for grovfôr og kraftfôr. Stor variasjon mellom landsdeler i ledige utmarksbeiter, en del begrensinger for å ta de i bruk.
Resirkulering*													
Bedre håndtering av fôr- og planterester på gården	+	+		?	?	+	+	+	+	++?	+	2	Usikre mengder og ulike håndteringsmåter
Matafall							+	++	+	+		2	Kan erstatte en del handelsgjødsel-N. Fokus på N-tap ved spredning.
Avløpsslam							+	++	+	+		2	Kun til korn. Kan erstatte en del handelsgjødsel-N. Fokus på N-tap ved spredning.
Fiskeslam som gjødsel							+	++	+	+		2	Store mengder, lite utnyttet
Fiskemel, fiskeensilasje og kjøttbenmel (fôr)							+	+		+		2	Kan redusere importen av proteinråvarer og redusere behovet for jordbruksareal med proteinvekster
Nye proteinkilder (fôr)							+	+		+		2	Kan redusere importen av proteinråvarer og redusere behovet for jordbruksareal med proteinvekster
Jord og planter													
Ingen jordarbeiding om høsten	++	+++	+++			+/-		+	++	0/-	+	1-2	Gjelder både korn og gras
Minimere jordpakking	++	+++	+++	+		++	++	+	+++	++		2	Bedre rotutvikling, N-utnytting og reduserte N-tap til luft. Mindre overflateavrenning.

Målområde	Redusert vannforurensning			Reduserte utslipp til luft			Karbonbalanse	Bærekraft, ressursvern		Produksjon/Avling	Naturmangfold	Nitrogeneffektivitet 1 = høyest	Merknader
	Nitrogen	Fosfor	Erosjon	Amm.akk	Metan***	Lystgass****		Fosfor	Jordhelse				
Drenering	+/-	+	+			+/0				+++	0	2	Bedre rotutvikling, N-utnyttning og reduserte N-tap til luft (N ₂ og delvis N ₂ O). Mindre overflateavrenning, men mer grøfteavrenning.
Vanning	++	0	0			?	0	0	0	+++	0	2	Gir bedre N-utnyttelse på tørkesvak jord, særlig for grønnsaker.
Fangvekst (flerårige)	+++	+	++			+	++	0	+++	-	+++	1	Stort potensial for redusert N-tap til vann og bedre karbonbalanse
Fangvekst (ettårige)	+	+	++			-	+?	0	+++	+	+++	2	Mindre potensial enn flerårige vekster. Kan gi økt lystgass.
Eng og gras i åpen åker	+++	++	+++			0	+++	0	+++	--	+++	3	Redusert avrenning, erosjon m.m. men vil redusere arealet av åpen åker
Mer bruk av belgvekster	++					-?	+?		++	+++	++	1	Kan redusere bruken av mineralgjødning
Beholde halmen på jordet	+	+	+			0	++	0	++	0	0	2	Ikke så store mengder nitrogen i halm, men tilfører karbon.
Biokullbasert gjødning	+	?	+			++	+++	?	++	+	0	3	Usikker effekt på binding og frigjøring av nitrogen.
Kalking	++	++		-		+++	-	++	++	+++		2	Økt tilgjengelighet av nitrogen, bedre rotvekst, bedre N-utnyttelse, mindre lystgass. Større omsetning av organisk materiale, mer CO ₂
Rensetiltak/avbøtende tiltak												Rense- effekt	
Kantsoner	+/0	+	++				+		++	-	+++	3	Nitrogenet går gjennom drenggrøftene under kantsonen
Fangdam/våtmark	+	++	+++					++	++	-	+++	3	Lav effekt for nitrogen
Kontrollert drenering	+	+	+									2	Usikkert om tiltakene passer for norske forhold
Rensing av grøftevann	+++	+	+								+	2	Usikkert om tiltakene passer for norske forhold
Restaurering av våtmarker og flomsletter	+++	+	+				+++			-	+++	2	Lite kunnskap for norske forhold

*Effekt på vannforurensning og utslipp til luft er ikke vurdert for tiltak under resirkulering fra storsamfunnet fordi det er mange ulike forhold som spiller inn på effektene.

6 Effekt av produksjonssystemer

Flere produksjonssystemer legger vekt på god jordhelse og effektiv utnyttelse av næringsstoffer i jordbruksproduksjon. Det gjelder blant annet økologisk og regenerativt jordbruk samt dyrkingssystemet Karbon Agro (Conservation Agriculture) (<https://ost.nlr.no/fagartikler/jord/fangvekster-og-underkultur/ost/karbonagro>). I økologisk jordbruk er det fokus på et vekstskifte som bidrar til å utnytte de stedegne ressursene. Det betyr at utnyttelse av jordas nitrogen er sentralt og grunnlaget for produksjonssystemet er å unngå nitrogentap til luft og vann. Nitrogenfiksering i belgvekster utgjør dessuten en vesentlig del av nitrogentilførselen og vil også bidra til en bedre nitrogeneffektivitet på gårdsnivå. Fokus på jordhelse både i økologisk, regenerativt jordbruk og Karbon Agro gir gode vilkår for planterøttene, noe som betyr at opptak av næringsstoffer optimaliseres og bidrar til god nitrogeneffektivitet.

En studie av økologiske og konvensjonelle melkebruk i Møre og Romsdal fylke viste et gjennomsnittlig overskudd var 22 kg nitrogen per dekar og år på gårder som drev konvensjonelt og 9 kg nitrogen på gårder som drev økologisk (Hansen m.fl. 2021). Gårdene som drev økologisk, hadde høyere nitrogeneffektivitet enn de som drev konvensjonelt. Gårder med økologisk drift hadde derfor lavere risiko for utslipp av nitrogen til luft og vann. Dessuten var klimagassutslippet per daa høyere ved konvensjonell enn økologisk produksjon og steg ved økende intensitet. Det var imidlertid stor variasjon mellom gårdene innafor hver driftsform og målt per enhet melk og kjøtt var forskjellen mellom driftsformene mindre. Forskjellene mellom driftsmåtene var enda større for det fulldyrka arealet på egen gård. Mengde innkjøpt nitrogengjødsel var den faktoren som førte til størst forskjell i nitrogen-effektivitet mellom de to driftsformene. Variasjonen i nitrogeneffektivitet innenfor hver av de to driftsformene skyldtes i stor grad andre sider ved gårdsdrifta.

7 Konklusjon

De største kildene til nitrogen i norsk jordbruk er mineralgjødning og husdyrgjødsel med omtrent like mengder nitrogen. De største mengdene tapes som ammoniakk og med avrenning til vann. Det er gode muligheter for å redusere ammoniakk-tapene fra husdyrgjødsel både i fjøs ved lagring og ved spredning. Dersom ammoniakk-tapene reduseres vil det bli tilført mer nitrogen med husdyrgjødsel noe som vil gjøre det mulig å redusere tilførsel av mineralgjødning til de arealene som får husdyrgjødsel. Dessuten er det viktig å balansere tilførsel av nitrogen i forhold til nitrogen bortført med avling. Dersom vilkårene er gode for plantevekst vil en få større opptak i plantene og mindre overskudd av nitrogen og mindre tap til vann. Utnyttelse av nasjonale ressurser av beitemark, avfallsstoffer og fiksering av nitrogen fra luften vil også bidra til en bedre nitrogeneffektivitet for samfunnet som helhet. Sekundære tiltak for å forbedre vannkvalitet omfatter fortrinnsvis rensesystemer for grøfteavrenning og våtmarksfiltre, men disse er i liten grad prøvd ut for norske forhold.

Litteraturreferanser

- Aas, W., Hjellbrekke, A-G., Fagerlig, H. & Benedictow, A. 2017. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2012–2016. NILU report 41/2017. 35 s.
- Abrahamsen, U., Uhlen, A.K., Waalen, W.M. & Stabbetorp, H. 2019. Muligheter for økt proteinproduksjon på kornarealene. NIBIO Bok 5 (1), s. 160–168.
<http://hdl.handle.net/11250/2605814>
- Ahlstrøm, Ø. & Skrede, A. 2017. Kraftfôr. Kompendium ved Institutt for husdyr og akvakulturvitenskap, Fakultet for Biovitenskap, Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet. ALFAM 2023. <https://projects.au.dk/alfam>
- Animalia 2021. <https://www.animalia.no/no/animalia/aktuelt/lansering-av-kjottets-tilstand-2020/>
- Aronsson, H., Hansen, E.M., Thomsen, I. K., Liu, J., Øgaard, A. & Känkänen, H. 2016. The ability of cover crops to reduce nitrogen and phosphorus losses from arable land in southern Scandinavia and Finland. 71(1), 41–55.
- Bårberi, P. 2002. Weed management in organic agriculture: are we addressing the right issues? Weed Research 42: 177–193.
- Bardalen, A., Rivedal, S., Aune, A., O' Toole, A., Walland, F., Silvennoinen, H., Sturite, I., Bøe, F., Rasse, D., Pettersen, I. & Øygarden, L. 2018. Utslippsreduksjoner i norsk jordbruk. Kunnskapsstatus og tiltaksmuligheter. NIBIO-Rapport 4 (149), 84 s.
- Bechmann, M., Kværnø, S., Øygarden, L., Riley, H., Børresen, T. & Krogstad, T. 2011. Effekter av jordarbeiding på fosfortap – sammenstilling av resultater fra Nordiske forsøk. Bioforsk rapport 6(6).
- Bechmann, M., Bøe, F., Havranek, I., Stenrød, M. & Tveiti, G. 2023. Kjelle avrenningsforsøk. Årsrapport 2021-2022 for jordarbeidingsforsøk på lav erosjonsrisiko. NIBIO rapport 9(9). 50s.
- Bechmann, M. & Veidal, A. 2020. Kornprodusenters motivasjon for vannmiljøtiltak. Spørreundersøkelse i Østfold og Akershus. NIBIO rapport 6(82). 48s.
- Berge, G. & Onstad, M.E. 2022. Kommunale avløp 2021. Ressursinnsats, gebyrer, utslipp, rensing og slamdisponering. Statistisk sentralbyrå. Rapport 2022/54.
- Bittman, S., Dedina, M., Howard C.M., Oenema, O. & Sutton, M.A., (eds). 2014. Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen, Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh, UK
- Blankenberg A-G.B., Skarbøvik E. & Kværnø S.H. 2017. Effekt av buffersoner - på vannmiljø og andre økosystemtjenester. NIBIO Rapport, 3(14) 2017. 76 s.
- Blankenberg, A-G.B., Øgaard, A.F. & Krzeminska, D. 2022. Effekt og utforming av kantsoner mot vann i distrikt med høy husdyrtetthet. NIBIO Rapp. 99 (8), 38 s.
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T.M., Lindquist, J.L., Shapiro, C.A., Elmore, R.W., Francis, C.A. & Hergert, G.W. 2015. Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. 107(6), 2449–2474.
- Braskerud, B.B. 2002. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. Ecological Engineering 18 (3): 351–370
- Braskerud, B.C. 2001. Sedimentation in small constructed wetlands. Retention of particles, phosphorus and nitrogen in streams from arable watersheds, Doctor Scient. Theses 2001:10, Agriculture University of Norway, Ås, 2001, ISSN 0802-3220, ISBN 82-575-0458-0

- Briseid, T. & Bergersen, O. 2012. Fermentering av grønnmasse. I: Fløistad E, Günther M. Bioforsk-konferansen 2012. Bioforsk FOKUS 7(2). s 92–93.
- Broch O.J. & Ellingsen I. 2020. Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av utslipp av organisk materiale og næringsalter fra havbruk. Delrapport 1 - Kvantifisering av utslipp. SINTEF rapport 2020:00342. 41 s.
- Brod E. 2021. Fiskeslam som nitrogengjødsel til korn. Resultater fra FishBash prosjektet. NIBIO rapport 7 (137). 41 s.
- Brod, E. & Øgaard, A.F. 2021. Fosforeffekt av organisk avfall. NIBIO Rapport 7(30).
- Bøe, F., Bechmann, M., Øgaard, A.F., Sturite, I. & Brandsæter, L.O. 2019. Fangvekstenes økosystemtjenester. Kunnskapsstatus om effekten av fangvekster. NIBIO Rapport 5 (9).
- Bøe, F., Sturite, I., Lågbu, R., Hegrenes, A. & Ring, P.H. 2020. Fangvekst som klimatiltak i Norge. Egnede dyrkingsareal, potensiale for klimagassbesparelse, kostnader, barrierer og virkemiddel. NIBIO Rapport 6 (4).
- Bye, A.S., Aarstad, P.A., Løvberget A.I., Rognstad, O. & Storbråten, B. 2020. Jordbruk og miljø 2019. Tilstand og utvikling. Statistisk Sentralbyrå. <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/jordbruk-og-miljo--41742>
- Carbon Limits 2020. Calculation of atmospheric nitrogen emissions from manure in Norwegian agriculture. Technical description of the revised model. Project for the Norwegian Environment Agency. M-1848|2020.
- Carstensen, M.V., Børgesen, C.D., Ovesen, N.B., Poulsen, J.R., Hvid, S.K. & Kronvang, B. 2019. Controlled drainage as a targeted mitigation measure for nitrogen and phosphorus. *J Environ Qual.* 48, 677–685.
- Carstensen, M.V. 2020. Multi-functionality and adverse effects of mitigation measures for water quality improvements in the agricultural landscape. PhD thesis. Aarhus University, Department of Vioscience, Denmark. 142 pp.
- Davidson, E.A. 1991. "Fluxes of Nitrous Oxide and Nitric Oxide from Terrestrial Ecosystems." *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes.*, edited by J E Rogers and W B Whitman, no. 12, American Society for Microbiology, 1991, pp. 219–35.
- Deelstra, J., Bechmann, M. & Kværnø, S.H. 2002. SOIL and SOIL-NO at catchment scale – a case study for an agriculture-dominated catchment. *Water Science and Technology* Vol 45, No 9, pp 9–17.
- Deelstra, J., Rivedal, S., Østad, S. & Børresen, T. 2020. Forsøk med ulike dreneringsintensiteter. *Bondevennen* Nr. 30, s. 14–16
- Ebbesvik, M., Kvande, I., Rodhe, L., Mørken, J., Dörsch, P. & Hansen, S. 2021. Klimagassutslipp fra utendørs lagrer for bløtgjødsel fra storfe. NORSØK-Rapport 6 (9): 74 s.
- EMEP/EEA 2019. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. Copenhagen, European Environment Agency. EEA Report No 13/2019. Available at: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019> (Accessed 16 December 2020).
- Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. 2020. Virkemidler til reduksjon av kvælstofbelastningen av vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174 <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>

- Farestveit, T., Møyland, E. & Daam, I.A. 2015. Bedre utnyttelse av fosfor i Norge. Muligheter og anbefalinger. Rapport Miljødirektoratet, M-351 | 2015.
- Fjørtoft, K., Morken, J., Hanssen, J.F. & Briseid, T. 2014. Methane production and energy evaluation of a farm scaled biogas plant in cold climate area. *Bioresource Technology* 169, 72–79.
- Foods of Norway. 2023. <https://www.foodsofnorway.net/>
- FOR 2003-07-04-951. 2003. Forskrift om gjødselvarer mv. av orgaisk opphav. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951>.
- Frøseth, R.B., Bakken, A.K., Bleken, M.A., Riley, H., Pommeresche, R., Thorup-Kristensen, K. & Hansen, S. 2014. Effects of green manure herbage management and its digestate from biogas production on barley yield, N recovery, soil structure and earthworm populations. *European Journal of Agronomy*, 52, 90–102.
- Graves, A.R., Morris, J., Deeks, L.K., m.fl., 2015. The total costs of soil degradation in England and Wales. *Ecological Economics* 119, 399–413.
- Gregorich, E.G., McLaughlin, N.B., Lapen, D.R., Ma, B.L. & Rochette, P. 2014. Soil Compaction, Both an Environmental and Agronomic Culprit: Increased Nitrous Oxide Emissions and Reduced Plant Nitrogen Uptake. *Soil Sci. Soc. Am.J.* 78:1913–1923. Doi:10.2136/sssaj2014.03.0117
- Grepperud, G.H. 2019. Fôropptak, fordøyelighet, tilvekst og generell helse hos smågris fôret med økende nivåer insektmel fra larver av svart soldatflue. Hovedoppgave ved Institutt for husdyr- og akvakulturvitenskap, NMBU.
- Groffman, P.M., Boulware, N.J., Zipperer, W.C., Pouyat, R.V., Band, L.E. & Colosimo, M.F. 2002. Soil nitrogen cycling processes in urban riparian zones. *Environ. Sci.Technol.* 36, 4547–4552.
- Grønlund, A. Sturite, I., Riley, H., Fystro, G. & Lunnan, T. 2014. Nitrogen i restavlinger. Oppdatering av koeffisienter for beregning av lystgass fra restavlinger. Bioforsk rapport nr 131/2014. ISBN-nr 978-82-17-01335-8. 14 s.
- Grønsten H.A., Hauge, A., Borch, H. & Blankenberg, A.G.B. 2008. Fangdammer – effektive oppsamlere av jord og næringsstoffer. BIOFORSK TEAM, Vol 3(13)
- Hansen, S., Frøseth, R.B., Stenberg, M., Stalenga, J., Olesen, J. E., Krauss, M., Radzikowski, P., Doltra, J., Nadeem, S., Torp, T., Pappa, V. & Watson, C.A. 2019. Reviews and syntheses: Review of causes and sources of N₂O emissions and NO₃ leaching from organic arable crop rotations, *Biogeosciences*, 16, 2795–2819, <https://doi.org/10.5194/bg-16-2795-2019>
- Hansen, S., Koesling, M., Bergslid, R., & Serikstad, G.L. 2021. Miljømessig og økonomisk bærekraft på gårder med økologisk ellerkonvensjonell melkeproduksjon - studie av 20 gårder i Møre og Romsdal. NORSØK Rapport 6 (10): 62 s.
- Hansen, S. & Solberg, S.Ø. 2023. <https://www.agropub.no/fagartikler/hvor-mye-nitrogen-blir-tilgjengelig-ved-biologisk-nitrogenfiksering>
- Hansen, S., Rivedal, S., Øpstad, S., Deelstra, J., Børresen, T., Torp, T., & Dörsch, P. Impact of drain spacing on N₂O and CH₄ fluxes in a grassland on a sandy silt soil in western Norway. Under arbeid.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E.J., Haddeland, I., m.fl. 2015. Klima i Norge 2100. I: Nccs NK, ed. NCCS report 2/2015. 204.
- Haraldsen, T.K., 1998. Avrenning og tap av næringsstoffer på Skjetlein 1990–1997. Jordforsk-rapport 25/98. 19 s.
- Haraldsen, T., Øgaard, A.F., Brod, E., & Kristoffersen, A. 2017. Kjøttbeinmel. <https://www.nibio.no/tema/jord/organisk-avfall-som-gjodsel/kjottbeinmel?locationfilter=true>

- Haukås, T. & Berger, M. 2022. Lønner det seg å drenere? Resultat er fra spørreundersøkelse blant kornbønder som har søkt dreneringstilskudd. NIBIO Rapport 8 (103): 33 s.
- Havforskningsinstituttet 2020. <https://www.hi.no/hi/temasider/hav-og-kyst/nye-marine-ressurser-til-mat-og-for>
- Havforskningsinstituttet 2021. <https://www.hi.no/hi/nyheter/2021/mars/disse-larvene-har-spist-slam-fra-oppdrettsanlegg>
- Hellsten, S., Dalgaard, T., Rankinen, K., Tørseth, K., Bakken, L., Bechmann, M., Kulmala, A., Moldan, F., Olofsson, S., Piil, K., Pira, K. & Turtola, E. 2019. Abating N in Nordic agriculture-Policy, measures and way forward. *Journal of environmental management*, 236, 674–686.
- Henriksen, T.M., Kristoffersen, A.Ø., Abrahamsen, U. & Waalen, W. 2019. Gjødsling til vårraps. NIBIO BOK 5(1), s. 157–158. <http://hdl.handle.net/11250/2606149>
- Henriksen, T.M., Kristoffersen, A.Ø., Brod, E. & Øgaard, A.F. 2019. Nitrogeneffekt av organisk avfall til korn – et forsøk i laboratoriet. NIBIO BOK 5(1), 140–145.
- Hjelt, A.L., Dombu, S.V., Pettersen, I., Bjugan, M., Øgaard, A.F., Bechmann, M. & Bonesmo, H. 2021. Supplerende utredning til revisjon av gjødselregelverket. NIBIO Rapport 7(50). 93s.
- Hoel B. 2007. Delt gjødsling til bygg og havre. *Bioforsk Fokus* 2 (8). <http://hdl.handle.net/11250/2506514>
- Hoffmann, C.C., Zak, D., Kronvang, B., Kjærgaard, C., Carstensen, M.V., & Audet, J. 2020. Vådområder og drænvirkemidler: Næringsstoffeffekter. *Jord og vand* 27. årgang nr. 2, 77–79.
- Hov, A.M. & Walseng, B. 2003. Suksessjon av ferskvannsinvertebrater i et nyetablert damsystem i Trøgstad kommune. NINA Fagrapport 074. 50 pp.
- Huang, Y., Ren, W., Wang, L., Hui, D., Grove, J.H., Yang, X., Tao, B., & Goff, B. 2018. Greenhouse gas emissions and crop yield in no-tillage systems: A metaanalysis. *Agriculture, ecosystems and environment* 268, 144–153.
- Hovlandsdal, L. 2011. Langtidseffekten av kalking på lystgassemissjonen frå dyrka organisk jord. Masteroppgåve NMBU, Ås.
- IPCC 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K. (Eds). Published: IGES, Japan.
- Johansen, A., & Roer, A.G. 2018. Livsløpsanalyser av norsk svinekjøttproduksjon med og utan heimeprodusert grassaft som fôr. NIBIO-Rapport 4 (103), 35 s.
- Jørgensen, M. 2021. N-respons i eng; effekt av stigende N-tilførsel på avling og fôrkvalitet. Foredrag på fagsamlinga Klimatilpassa grovfôr dyrking 24.11.2021. <https://nibio.pameldingssystem.no/klimatilpassa-grovfordyrking#/program>
- Karlsson, S. & Rodhe, L., 2002. Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel (Review of Statistics Sweden's calculation of ammonia emissions from agriculture - emission factors for ammonia in storage and spreading of manure), JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala 2002
- Keller, T., Sandin, M., Colombi, T., Horn, R., & Or, D. 2019. Historical increase in agricultural machinery weights enhanced soil stress levels and adversely affected soil functioning. *Soil and Tillage Research* 194, 1-11. Klavivko, E.J., Frankenberger, J.R., Jaynes, D.B., Meerk, D.W., Jenkinson, B.J., Fausey, N.R., 2004. Nitrate leaching to subsurface drains as affected by drain spacing and changes in crop production system. *J. Environmental Quality* 33, 1803–1813.
- Kolle, S.O. & Oguz-Alper, M. 2020. Bruk av gjødselressurser i jordbruket 2018. Metodebeskrivelse og resultater fra en utvalgsbasert undersøkelse. Statistisk Sentralbyrå. Rapporter 2020/9

- Korsæth, A., Lindgaard, H. J., Veidal, A. & Asheim, L.J. 2019. Utbredelse og potensiell økonomisk og miljømessig nytteverdi med presisjonsjordbruk i Norge. NIBIO Rapport 5 (41).
<http://hdl.handle.net/11250/2591261>
- Korsæth, A., Bakken, L.R., & Riley, H. 2002a. Nitrogen dynamics of grass as affected by N input regimes, soil texture and climate: lysimeter measurements and simulations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 66, 181–199, 2003.
- Korsæth, A., Henriksen, T.M., Bakken, L.R. 2002b. Temporal changes in mineralization and immobilization of N during degradation of plant material: implications for the plant N supply and nitrogen losses. *Soil biology and biochemistry* Volume 34, Issue 6, June 2002, Pages 789-799. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00008-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00008-1)
- Krzeminska D., Blankenberg A-G.B., Bøe F., Nemes A. & Skarbøvik E. 2020. Renseeffekt og kanterosjon i kantsoner med forskjellig vegetasjonstype. NIBIO Rapport 30(6), 32 s.
- Krzeminska, D., Blankenberg, A.-G., Bechmann, M., & Deelstra, J. 2023. The effectiveness of sediment and phosphorus removal by a small constructed wetland in Norway: 18 years of monitoring and perspectives for the future. *CATENA* Volume 223, April 2023,
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.106962>
- Kristoffersen, Annbjørg Øverli, 2023. Pers. medd.
- Kristoffersen, A.Ø., Henriksen, T.M. & Riley, H. 2022. Betragtninger rundt gjødslingsstrategier i 2022. NIBIO BOK 8(2). s. 102–103.
- Kvifte, Å.M., Rivedal, S., Deelstra, J., & Øpstad, S. 2022. Intense drainage improves N balance in a ley experiment. I: Grassland at the heart of circular and sustainable food systems. Proceedings of the 29th General Meeting of the European Grassland Federation Caen, France 26–30 June 2022. European Grassland Federation EGF 2022 ISBN 978-2-7380-1445-0. s. 201–203.
- Kvifte, Å.M., Steinshamn, H., Jørgensen, M., & Höglind, M. Nitrogen-respons i eng: Avling, proteininnhold og nitrogen-utnytting. Under arbeid.
- Kværnø, S., & Bechmann, M. 2010. Transport av jord og næringsstoffer i overflate- og grøftevann. Sammenstilling av resultater fra rutefelter og småfelter i Norge. Bioforsk rapport 5 (30). 76 s.
- Landbrukets Klimaplan 2021–2030. <https://www.bondelaget.no/bondelaget-mener/miljo-og-klima/dette-er-landbrukets-klimaplan>
- Landbruksdirektoratet 2023. <https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/statistikk-og-utviklingstrekk/utvikling-i-jordbruket/kraftforstatistikk>
- Li, X., Petersen, S.O., Sørensen, P. & Olesen, J.E. 2015. Effects of contrasting catch crops on nitrogen availability and nitrous oxide emissions in an organic cropping system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 199, 382–393.
- Lundekvam, H., 1997. Spesialgranskinger av erosjon, avrenning, P-tap og N-tap i rutefelt og småfelt ved Institutt for jord- og vannfag. Jordforsk-rapport 6/97. 69 s.
- Lundekvam, H., 2007a. Plot studies and modelling of hydrology and erosion in southeast Norway. *Catena* 71, 200–209.
- Lundekvam, H., 2007b. Oversyn over avrenningsfelt som har vore i drift ved IPM dei seinare åra. Internt notat ved Institutt for Plante- og Miljøvitenskap.
- Lunnan, T., Rivedal, S., & Sturite, I. 2017. Effektar av traktorkøyring, gjødsling og frøblanding på avling, botanisk samansetjing, førkvalitet, nitrogenopptak og nitrogenfiksering i eng Delrapport frå prosjektet: Proteinrike engbelgvekster under ulike dyrkings - og klimaforhold. NIBIO-Rapport 3 (81), 27 s.

- Lunnan, T. 2021. Sterk nitrogengjødsling til eng. NIBIO Rapport 7 (133).
<https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2762685>
- Löfkvist, J., Whalley, W., & Clark, L.J. 2005. A rapid screening method for good root-penetration ability: comparison of species with very different root morphology. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Soil Plant Science*, 55(2), 120–124.
- Mattilsynet 2023. Tidsserie mineralgjødsel 1950 til 2022.
https://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/gjodsel_jord_og_dyrkingsmedier/mineralgiodsel_og_kalk/tidsserie_mineralgiodsel_1950_til_2022.29548
- Mayer, P.M., Reynolds, S.K.J.R., Mccutchen, M.D., & Canfield, T.J. 2007. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *J. Environ. Qual.* 36, 1172–1180.
- Miljødirektoratet 2023. Greenhouse Gas Emissions 1990–2020. National Inventory Report. M-2268|2022
- Molteberg, B., & Tangsvæn, J. 2003. Fangvekster i korn. *Planteforsk Grønn forskning I*.
- Molteberg, B., Henriksen, T.M., & Tangsvæn, J. 2005. Fangvekster i korn. *Planteforsk Grønn kunnskap Vol 9 Nr. 1*, 184–192.
- Morken, J. 2003. Evaluering av ammoniakktutslippsmodellen. Internt notat, Institutt for matematiske realfag og teknologi, Universitetet for miljø- og biovitenskap.
- Mullen, M., Melhorn, C., Tyler, D. & Duck, B. 1998. Biological and biochemical soil properties in no-till corn with different cover crops. *Journal of Soil and Water Conservation*, 53(3), 219–224.
- Myhre, M., Richardsen, R., Nystøyl, R., & Strandheim, G. 2022. Analyse marint restråstoff 2021. Tilgjengelighet og anvendelse av marint restråstoff i fra norsk fiskeri - og havbruksnæring. SINTEF-Rapport 022:00501, 40 + 12 s.
- Myrbeck, Å. 2014. Soil tillage influences on soil mineral nitrogen and nitrate leaching in Swedish arable soils. Ph.d.-afhandling nr. 2014:71 ved Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil and Environment, Uppsala.
- Nadeem, S., Børresen, T., & Dörsch, P. 2014. Effect of fertilization rate and ploughing time on nitrous oxide emissions in a long-term cereal trail in south east Norway. *Biology and fertility of soils*, 51(3), 353–365.
- Nadeem, S., Hansen, S., Azzaroli Bleken, M., & Dörsch, P. 2012. N₂O emission from organic barley cultivation as affected by green manure management. *Biogeosciences*, 9(7), 2747-2759.
<https://doi.org/10.5194/bg-9-2747-2012>
- Nangia, V., Gowda, P.H., Mulla, D.J., & Sands, G.R. 2010. Modeling Impacts of Tile Drain Spacing and Depth on Nitrate-Nitrogen Losses. *Vadose Zone J.* 9, 61–72. doi:10.2136/vzj2008.0158
- Nesheim, Lars. 2014. Kalking til gras og korn. *Bioforsk TEMA nr. 23*, 2014. 8 s.
- Njøs, A. 1981. Jordarbeiding og jordpakking. Samspill med nitrogen. NJF-seminar, Ås 17.–18. februar 1981. Serie B 16/81, Institutt for jordkultur, Norges Landbrukshøgskole.
- NIBIO 2017. <https://www.nibio.no/nyheter/insekt-skal-gjere-avfall-om-til-dyrefr?locationfilter=true>
- NIBIO 2022. <https://www.nibio.no/nyheter/verdens-forste-markdag-pa-tuv?locationfilter=true>
- NIBIO 2023. <https://www.nibio.no/prosjekter/en-avling-to-forrasjoner-lokalprodusert-for-fra-bioraffinerte-engvekster-til-melkekyr-og-slaktekylling-onetwo?locationfilter=true>
- Oskarsen, H., Haraldsen, T.K., Aastveit, A.H. & Myhr, K. 1996. The Kvithamar field lysimeter II. Pipe drainage, surface runoff and nutrient leaching. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 10, 211–228.

- O'Toole, A., & Capjion, A. 2020. Fermenting av husdyrgjødsel: En biologisk metode for redusert tap av ammoniakk til luft? NIBIO-Rapport 6 (13), 40 s.
- Paulsrud, B., Sjølander, I., Eggen, T., Dombu, S.V., Øgaard, A.F. & Hanserud, O.S. Nasjonal strategi for behandling og disponering av avløpsslam. Norsk Vann Rapport, upublisert.
- Randby, Å.T, Bakken, A.K., Heggset, S. & Steinshamn, H. 2015. Tap av tørrstoff ved grashøsting, lagring og fôring. Buskap nr. 3, 2015, s.17–21.
- Ragnhild, R., 2022. Hvor mye nitrogen kan kløveren fikse i nord?
<https://nordnorge.nlr.no/fagartikler/grovfor/gjodsling/nordNorge/hvor-mye-nitrogen-kan-kloveren-fiksere-i-nord>
- Randby, Å.T & Bakken, A.K. 2021. Plansilo eller rundballer – Hva er best? Buskap nr. 2, 2021, s. 99–102.
- Rasse, D.P., Weldon, S., Joner, E.J, Joseph S., Kammann, C.I., Liu, X., O'Toole, A., Pan, G., & Kocatürk-Schumacher, N.P. 2022. Enhancing plant N uptake with biochar-based fertilizers: limitation of sorption and prospects. *Plant Soil* 475, 213–236. <https://doi.org/10.1007/s11104-022-05365-w>
- Refsgaard, K., & Bechmann, M. 2016. Cost-effectiveness of tillage methods to reduce phosphorus loss from agricultural land. *Journal of Environmental Planning and Management*, 2016. <http://dx.doi.org/10.1080/09640568.2015.1082902>.
- Riley, H., Åssveen, M., Eltun, R., & Todnem, J. 2012. Halm som biobrensel. Tilgjengelige halmmengder, halmbehov til dyrefôr og strø/talle, samt konsekvenser av halmfjerning for jordas bæreevne og kvalitet. Bioforsk rapport 7(67).
- Riley, H. 2014. Grain yields and soil properties on loam soil after three decades with conservation tillage in southeast Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B – Soil & Plant Science*, 64, 3, 185–202.
- Riley, H. 2021. Vanning til jord- og hagebruksvekster. En litteraturstudie av norske undersøkelser siden 1960. NIBIO Rapport 7 (160), 81 s. <https://hdl.handle.net/11250/2824973>
- Riley, H. & Kristoffersen, A.Ø. 2022. Beregning av vanningsbalanse – nettapplikasjon. NIBIO POP 8 (18). <https://hdl.handle.net/11250/2999955>
- Riley, H., Westbye, P.O. & Kvamme J. 1999. Tap av næringsstoffer ved bruk av husdyr- og mineralgjødsel på morenejord og sandjord. Undersøkelser i Særheimlysimeter 1992–1997. Grønn forskning 10/99. <https://hdl.handle.net/11250/2828189>
- Rivedal, S., Riley, H., Lunnan, T., Børresen, T. Øpstad, S., & Stürite, I. 2016. Verknad av traktorkøyning på engavling og jordfysiske forhold. NIBIO Rapport 2,145: 78 p.
- Rivedal, S., Prestvik, A. S., Aune, A., Hansen, S. & Morken, J. 2019. Tiltak for å redusere ammoniakkutslepp frå jordbruket. NIBIO-Rapport 5 (160): 77 s.
- Roseth, R. & Skrutvold, J. 2022. Rensing av nitrogen frå sprengstein. Pilot forsøk med biofilter. NIBIO rapport 8(114). 28s.
- Russenes, A.L., Korsæth, A., Bakken, L.R., & Dörsch, P. 2016. Spatial variation in soil pH controls off-season N₂O emission in an agricultural soil. *Soil Biology and Biochemistry* 99, 36–46.
- Russenes, A.L., Korsæth, A., Bakken, L.R. & Dörsch, P. 2019. Effects of split application on seasonal N₂O emissions in southeast Norway. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 115, 41–56. <https://doi.org/10.1007/s10705-019-10009-0>
- Sandvik, O., Arstein, A. & Øpstad, S.L. 1997. Verknad på gjødsling på grøfte- og overflateavrenning på vestlandet. Næringsavrenning frå eng. Planteforsk rapport 29/97

- Seehusen, T., 2019. Jordpakking – årsaker, konsekvenser og tiltak. NIBIO POP 5 (2)
<http://hdl.handle.net/11250/2584541>
- Seehusen, T., Waalen, W., Hoel, B., Uhlen, A.K., Persson, T., & Strand, E. 2016. Landbruket i møte med klimaendringen - Effekter av endret klima og behov for tilpasninger i norsk kornproduksjon. NIBIO BOK 2 (1), s. 14–17
- Sitaula B.K., Hansen S., Sitaula J.I.B., & Bakken L.R. 2000. Effects of soil compaction on N₂O emission in agricultural soil. *Chemosphere-Global Change Science* 2, 367–371.
- Skaalsveen, K., Ingram, J., & Clarke, L.E. 2019. The effect of no-till farming on the soil functions of water purification and retention in north-western Europe: A literature review. *Soil & Tillage research* 189 (2019) 98-109. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.01.004>
- Skaggs, R.W., Youssef, M.A., Chescheir, G.M., & Gilliam, J.W. 2005. Effects of drainage intensity on nitrogen losses from drained lands. *Transactions of the ASAE*. Vol. 48(6), 2169–2177. (doi: 10.13031/2013.20103) @2005
- Skaggs, R. & Youssef, M. 2008. Effect of Drainage Water Management on Water Conservation and Nitrogen Losses to Surface Waters. 16th National Nonpoint Source Monitoring Workshop. September 14-18 2008, Columbus, Ohio, USA.
- Skarbøvik, E., Nærland, K.H., Rognan, Y., & Blankenberg, A-G. B. 2021. Effekt av renseparker på Jæren – pilotstudie: Undersøkelser av renseparker i Hå kommune sommer/høst 2021. NIBIO Rapp. 24 (7), 49 s.
- Skjold, A.V., Farstad, B., Schei, I., Øksendal, H., Volden, H., Klette, P. & Brodshaug E. 2022. Rom for mer grasprotein til drøvtyggerne våre. *Buskap nr. 2*. 2022.
- SSB 2022. <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/avfall/statistikk/avfallshandtering-ved-avfallsanlegg/artikler/meir-avfall-behandla-i-noreg>
- SSB 2023a. <https://www.ssb.no/statbank/table/08941/tableViewLayout1/>
- SSB 2023b. <https://www.ssb.no/statbank/table/05982/tableViewLayout1/>
- SSB 2023c. <https://www.ssb.no/statbank/table/08940/tableViewLayout1/>
- SSB 2023d. <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/jordbruk/statistikk/potet-og-grovforavlingar>
- Stabbetrop, H. 2023. Dyrkingsomfang og avling i kornproduksjonen. NIBIO Bok 9 (1), s. 14–25.
- Steinshamn, H. 2015. Avlingstap – frå jord til forbrett. *Buskap nr. 3*, 2015, s. 22.
- Sturite, I., Rivedal, S. & Dörsch, P. 2014. Nitrogen-tap i form av N₂O fra kløverrik eng gjennom vinteren. I: Fløistad, E. og Günther, M. (red.). *Bioforsk FOKUS*, 9 (2), s. 86.
- Sturite, I., Rivedal, S., & Dörsch, P. 2021. Clover increases N₂O emissions in boreal leys during winter. *Soil Biology and Biochemistry*, 163, 108459. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108459>
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Mason, K.E., Brownlie, W.J., & Cordovil, C.M. d.S. (eds.), 2022. Nitrogen Opportunities for Agriculture, Food & Environment. UNECE Guidance Document on Integrated Sustainable Nitrogen Management. UK Centre for Ecology & Hydrology, Edinburgh, UK.
- Syversen N. 2002. Cold Climate vegetativ buffer zones as filters for surface agricultural runoff. Retention of soil particles, phosphorus and nitrogen. Doctor Scientiarum Theses 2002:12. Agricultural University of Norway
- Søvik A.K. 2007. Nitrogenfjerning i konstruerte våtmarker og filterbedanlegg – utslipp av drivhusgassene N₂O og CH₄. *TEMA vol 2 nr 21*.

- TerraMarine. 2023. Circular solutioneer. <https://terramarine.no/>
- Tolkkinen M, Vaarala S. & Aroviita J. 2021. The Importance of Riparian Forest Cover to the Ecological Status of Agricultural Streams in a Nationwide Assessment. *Water Resources Management*. <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02923-2>
- Turunen, J, Elbrecht, V, Steinke, D, & Aroviita, J., 2021. Riparian forests can mitigate warming and ecological degradation of agricultural headwater streams. *Freshw Biol*. 2021; 66, 785– 798. <https://doi.org/10.1111/fwb.13678>
- Tørresen, K., Skarbøvik, E., Kværnø, S., Bechmann, M., Stenrød, M., Eklo, O.M., Brodal, G., Hofgaard, I., Bjørkman, M., Riley, H., Kvakkestad, V., Refsgaard, K., Børresen, T., Dörsch, P., Stabbetorp, J., & Strand, E. 2015. Effekter av ulik jordarbeiding i korn. NIBIO pop 1(5).
- Uhlen, G. 1989. Nutrient leaching and surface runoff in field lysimeters on a cultivated soil. Runoff measurements, water composition and nutrient balances. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 3, 33–46.
- Uhlen, A.K., Børresen, T., Kværnø, S., Krogstad, T., Waalen, W., Strand, E., Bleken, M.A., Seehusen, T., Deelstra, J., Sundgren, T, Lillemo, M., Riley, H., Abrahamsen, U. & Øygarden, L. 2017. Økt kornproduksjon gjennom forbedret agronomisk praksis. NIBIO Rapport 3 (87) <http://hdl.handle.net/11250/2446421>
- Unger, P.W. & Kaspar, T.C. 1994. Soil compaction and root growth - a review. *Agronomy Journal* 86, 759–66.
- Uusheimo, S., Huotari, J., Tulonen, T., Aalto, S.L., Rissanen, A.J., & Arvola, L. 2018. High Nitrogen Removal in a Constructed Wetland Receiving Treated Wastewater in a Cold Climate. *Environ Sci Technol*. 2018 Nov 20;52(22):13343–13350. doi: 10.1021/acs.est.8b03032.
- Valkama, E., Lemola, R., Känkänen, H. & Turtola, E. 2015. Meta-analysis of the effects of undersoen catch crops on nitrogen leaching loss and grain yields in the Nordic countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 203, 93–101.
- Van Kessel, C., Venterea, R., Six, J. Adviento-Borbe, M.A., Linqvist, B., & van Groeningen, K.J. 2013. Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a metaanalysis. *Global Change Biology* 19, 33–44.
- Vymazal, J. 2017. The Use of Constructed Wetlands for Nitrogen Removal from Agricultural Drainage: a Review *Scientia Agriculturae Bohemica* 2017 v.48 no.2 pp. 82-91
- Weldon, S., van der Veen, B., Farkas, E., Kocatürk-Schumacher, N.P., Dieguez-Alonso, A., Budai, A., & Rasse, D. 2022. A re-analysis of NH₄⁺ sorption on biochar: Have expectations been too high?. *Chemosphere*, 134662. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134662>
- Wesström, I., Abraham, J., & Ingmar, M. 2014. Controlled drainage and subirrigation – A water management option to reduce non-point source pollution from agricultural land AGEE 2014
- Øgaard, A.F., Kristoffersen, A.Ø. & Haraldsen, T.K. 2011. Fertilizer value of liquid residues from household waste biogas production. *NJF Report* 7(8), 45–48.
- Øgaard, A.F. 2014. Nitrogen balance and nitrogen use efficiency in cereal production in Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science* 63:sup2, 146–155. <https://doi.org/10.1080/09064710.2013.843718>
- Øgaard, A.F. & Bechmann, M. 2021. Fangvekster i vårkorn – Effekt på fosfortap. NIBIO rapport 7(29). 28s.

- Øgaard, A.F. & Brod, E. 2016. Efficient phosphorus cycling in food production: Predicting the phosphorus fertilization effect of sludge from chemical wastewater treatment. *J. Agric. Food Chem.* 64(24), 4821–4829.
- Østerås, G.F. 2018. Effekt på utnyttelse av nitrogen i husdyrgjødsel i Norge ved innblanding av svovelsyre (Bachelor's thesis).
- Øygarden, L. 2000. Soil erosion in small agricultural catchments, south-eastern Norway. Doctor Scientiarum Thesis 2000;8. Agricultural University of Norway.
- Øygarden, L., Nerheim, L., Dörsch, P., Fystro, G., Hansen, S., Hauge, A., Korsæth, A., Krokann, K. & Stornes, O.K. 2009. Klimatiltak i jordbruket - mindre lystgassutslipp gjennom mindre N-tilførsel til jordbruksareal og optimalisering av dyrkingsforhold. *Bioforsk Rapport 4* (175). <http://hdl.handle.net/11250/2464371>
- Øygarden, L., Aass, L., Bakken, A.K., Bonesmo, H., Geipel, J., & Åby, B.A. 2022. Indikatorer og metoder for dokumentasjon og tiltaksrapportering i Klimaavtalen og indirekte effekt av tiltak. *NIBIO-Rapport 8* (129): 84 s.

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter.