



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Klimatiltak for å redusere klimagassutslipp fra drenert organisk jordbruksjord

NIBIO RAPPORT | VOL. 10 | NR. 10 | 2024



Simon Weldon, Kjetil Fadnes, Katharina Hobrak, Åsmund Kvifte, Mounir Takriti, Junbin Zhao.

Divisjon Kart og statistikk, skog og utmark og miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Klimatiltak for å redusere klimagassutslipp fra drenert organisk jordbruksjord

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Simon Weldon, Kjetil Fadnes, Åsmund Kvifte, Katharina Hobrak, Mounir Takriti, Junbin Zhao

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:		PROSJEKT NR./PR53OJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
09.04.2024	10/10/2024	Åpen		53623	23/01396
ISBN:		ISSN:		ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-03440-7		2464-1162		82	0

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Vilde Maria Lavoll

STIKKORD/KEYWORDS:

Drenert organisk jordbruksjord, klimagasser,
tiltak, jordbruksdriftDrained organic peatsoil, agriculture, greenhouse
gas emissions, measures

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Klimatiltak på jordbruksareal

Climate measures on agricultural areas

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Rapporten er utarbeidet på oppdrag for Miljødirektoratet. Den gir en oversikt over kunnskapsgrunnlag for mulige tiltak for å redusere utslipp av klimagasser fra drenert organisk jordbruksjord i Norge, både ved restaurering og ved fortsatt jordbruksdrift. Vurdering av egnete arealer for tiltak, muligheter for bokføring i det nasjonale klimagassregnskapet, positive og negative effekter av tiltakene inngår også. Se utvidet sammendrag.

LAND/COUNTRY:

Norge/Norway

GODKJENT /APPROVED

Thomas Hartnik

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Lillian Øygarden

NAVN/NAME

NAVN/NAME

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag fra Miljødirektoratet, avtalenummer 23087533.

Den gir en oversikt og et kunnskapsgrunnlag for vurdering av tiltak på drenert organisk jordbruksjord. Rapporten omhandler ikke nydyrking av myr, men areal som allerede er dyrket opp til jordbruksformål.

Rapporten er utarbeidet av en gruppe med forskere fra flere fagmiljø i NIBIO.

Simon Weldon og Åsmund Kvifte har hatt hovedansvaret for kapittel 3, Tiltak for å redusere utslipp fra drenert organisk jordbruksjord i Norge. Simon Weldon har også hatt hovedansvaret for kapittel 2.4 med beregningsmetoder for ulike tiltak. Kjetil Fadnes har hatt hovedansvaret for kapittel 4, Arealer teknisk egnet for gjennomføring av tiltak. Katharina Hobrak har hatt hovedansvaret for kapittel 5, Potensial for å redusere klimagassutslipp. Alle deltagerne har gitt bidrag til kapittel 6 Vurdering av tiltakene for norske forhold og kapittel 7, Oppsummering. Rapporten har tekst både på bokmål og nynorsk etter hvilke fagpersoner som har skrevet teksten.

Junbin Zhao og Mounir Takriti har bidratt med litteraturundersøkelser og vurderinger til kapittel 3 og 6.

Synnøve Rivedal har kvalitetssikret kapittel 3. Knut Bjørkelo har kvalitetssikret kapittel 4.

Thomas Hartnik har bistått med kvalitetssikring av helheten i rapporten.

Vi vil takke Gunnhild Søgaard for å ha lest og gitt innspill.

Lillian Øygarden har administrert prosjektet, bistått med rapportering og vært kontakt til Miljødirektoratet som oppdragsgiver.

Ås, 26 Januar, 2024

Lillian Øygarden

Innhold

1	Innledning.....	7
1.1	Hva er drenert organisk jord på jordbruksarealer?	8
1.2	Bakgrunn.....	8
1.3	Utslipp knyttet til drenert organisk jord fra jordbruksarealer.....	9
2	Metoder.....	11
2.1	Innhenting av kunnskap om aktuelle tiltak.	11
2.2	Innhenting og vurdering av arealdata	11
2.3	Klimagassutslipp knyttet til drenert organisk jord	12
2.4	Metode for beregning av klimagassutslipp	12
2.4.1	Metoden for beregning av CO ₂ -utslipp	12
2.4.2	Metodikk for utregning av metanutslipp (CH ₄)	14
2.4.3	Metodikk for beregning av CH ₄ fra grøfter og akvatisk tap av karbon.....	15
2.4.4	Metodikker for beregning av lystgassutslipp (N ₂ O)	16
3	Tiltak for å redusere utslepp fra drenert organisk jord i Norge	18
3.1	Innledning.....	18
3.2	Restaurering	19
3.3	Regulering av vassnivået	21
3.3.1	Kor eigna er tiltaket i Noreg?	22
3.4	Leggja om frå åker til eng	23
3.4.1	Kor eigna er tiltaket i Noreg?	24
3.5	Paludikultur	24
3.5.1	Kor eigna er tiltaket i Noreg?	25
3.6	Omgraving	26
3.6.1	Kor eigna er tiltaket i Noreg?	27
3.7	Påkøyring av eit mineraljordlag over torvjord.....	28
3.7.1	Kor eigna er tiltaket i Noreg?	28
3.8	Innblanding av mineraljord i torvlaget	29
3.8.1	Kor eigna er tiltaket i Noreg?	29
3.9	Kalking	29
3.9.1	Kor eigna er tiltaket i Noreg?	30
4	Areal som er teknisk eigna for gjennomføring av tiltak	31

4.1	Om arealressurskartet AR5.....	31
4.1.1	Arealtyper.....	31
4.1.2	Grunnforhold.....	32
4.1.3	Dyrka myr i AR5.....	32
4.2	Om jordsmonnkart	33
4.3	Kor mykje dyrka myr har vi?	35
4.4	Arealoversikt over nedbørsmengd på dyrka myr	37
4.5	Arealoversikt over hellingsgrad på dyrka myr	39
4.6	Omgraving	41
4.7	Påfylling	41
4.8	Produksjonsformer på dyrka myr	42
4.8.1	Veksttype basert på satellittdata	42
4.8.2	Produksjon av grønnsaker på dyrka myr	44
4.8.3	Andre produksjonsformer på dyrka myr	44
4.9	Restaurering av dyrka myr som er ute av bruk	44
4.10	Oppsummert, areal eigna for tiltak	45
5	Klimagassutslipp knyttet til drenert organisk jord	46
5.1	Nåværende metodikk	46
5.2	En Tier 2- eller Tier 3-metodikk	48
5.3	Gjenfukting	48
6	Vurdering av tiltak for norske forhold	50
6.1	Beregning av effekter	50
6.1.1	Klimagassberegninger basert på kontroll av vannivå.....	50
6.1.2	Tiltak der effektene ikke kan estimeres ut fra vannivå.....	53
6.1.3	Hvor kan vi gjennomføre disse tiltakene.....	54
6.1.4	Effekter av endret gjødslingspraksis	55
6.2	Tiltak – Oversikt over nokre forventa effektar	57
6.3	Andre vurderinger	57
6.4	Barrierer	58
6.4.1	Administrative barrierer.....	58
6.4.2	Kostnadsbarrierer:	59
6.4.3	Mangel på kunnskap	59
6.4.4	Adferdsbarrierer.....	59
7	Oppsummering.....	65

7.1	Hvilke tiltak egner seg for å redusere utslipp fra drenert organisk jordbruksjord i Norge?.....	65
7.2	Hvor store arealer drenert organisk jordbruksjord er teknisk egnet for gjennomføring av de ulike tiltak og hvordan fordeler de seg geografisk?	65
7.2.1	Hvor stort er potensialet for disse tiltakene på kort og lang sikt, og om mulig beregne klimaeffekten frem mot 2030,2035 og 2050.	66
7.2.2	Hva er de positive og negative virkningene av tiltakene og hvor varige er tiltakene?	68
7.3	Muligheter for forbedringer av kunnskapsgrunnlaget	71
7.3.1	Forbedringer av kartgrunnlaget	71
7.3.2	Utslippseffekter: Omdanning av torv, utslipp av drivhusgasser.	71
8	Utvidet sammendrag	73
9	Litteraturreferanse	75

1 Innledning

Miljødirektoratet er ansvarlig for å gi et oppdatert kunnskapsgrunnlag til regjeringen om klimatiltak i alle sektorer. Inntil nå har forbudet mot nydyrking av myr vært det eneste virkemiddelet for å begrense utslipp fra dyrket organisk jord. For å redusere utslippene fra arealene, er det imidlertid ikke nok å stanse nydyrking av organisk jord, det er også nødvendig å redusere utslippene fra jorda som allerede er i drift. Flere land har innført tiltak for å redusere utslipp fra drenert organisk jordbruksjord.

I de senere år er det igangsatt flere prosjekter i Norge og Nord-Europa for å undersøke jordbruksdrift på drenert organisk jord og se på muligheter for å redusere klimagassutslipp fra slik jord ved fortsatt drift, som for eksempel omgraving eller omlegging av agronomisk praksis.

Det er noe av bakgrunnen for at Miljødirektoratet i dette oppdraget ønsker et kunnskapsgrunnlag om mulige tiltak for å redusere klimagassutslipp fra drenert organisk jordbruksjord. Kunnskapsgrunnlaget skal inneholde muligheter for å restaurere organisk jord drenert for jordbruksformål og mulige metoder for å redusere utslipp uten at jorda tas ut av drift.

Det ønskes spesielt vurderinger av:

- Hvilke tiltak egner seg for å redusere utslipp fra drenert organisk jordbruksjord i Norge.
- Hvor store arealer drenert organisk jordbruksjord er teknisk egnet for gjennomføring av de ulike tiltak og hvordan fordeler de seg geografisk.
- Hvor stort er potensialet for disse tiltakene på kort og lang sikt, og om mulig beregne klimaeffekten frem mot 2030, 2035 og 2050.
- Hva er de positive og negative virkningene av tiltakene, hvor varige er tiltakene og hvem blir berørt? Her er det et ønske om å inkludere konsekvenser for naturmangfold, arealbruk, avlinger og produksjon i ulike regioner og samlet for landet.
- Hvilke barrierer finnes for gjennomføring av tiltakene og hvilke virkemidler kan benyttes for å bygge ned disse barrierer.

I dette innledningskapitlet gis det videre en kort oversikt over definisjon av drenert organisk jord, historie og bakgrunn for oppdyrking, samt oversikt over størrelse på utslipp fra drenert organisk jord fra det offisielle klimagassregnskapet.

1.1 Hva er drenert organisk jord på jordbruksarealer?

Drenert organisk jord er i all hovedsak myr som er blitt grøftet for bruk til diverse formål. Det kan både ha vært for å plante skog, bygge ut, nydyrke for jordbruksproduksjon eller ha til beite. I denne rapporten har vi vurdert jordbruksarealene, altså dyrket mark og beite¹. I det nasjonale klimagassregnskapet benyttes flere definisjoner av organisk jord, avhengig av tilgjengelig datagrunnlag. For dyrket mark og beite brukes i hovedsak data fra jordsmonnskartleggingen, hvor organisk jord er definert som histosol. Jordsmonnskartleggingen dekker ikke hele landarealet ennå, og det suppleres derfor med data fra AR5, hvor organisk jord er definert som arealer som har et organisk lag dypere enn 20 cm på dyrket mark og dypere enn 30 cm på beite (Miljødirektoratet mfl., 2023).

De organiske lagene, både i jordsmonnskartleggingen og i AR5, er definert å ha over 20% organisk karbon (TOC). Organiske lag blir i andre sammenhenger definert som lag med mer enn 40 % organisk materiale (se for eksempel Forskrift om gjødslingsplanlegging 1999). Det er vanlig å gå ut ifra at organisk materiale har 58 % organisk karbon, og da tilsvarer 40 % organisk materiale 23 % organisk karbon. Dette betyr at organisk jord definert via organisk materiale vil beskrive omtrent same type lag.

1.2 Bakgrunn

Drenert organisk jord omfattar i all hovudsak ulike formar for myr dyrking. Myr dyrking i Noreg er fyrst kjend frå nepegravene i mellomalderlovene. Innsatsen innan myr dyrking førde til at det frå 1920-talet og fram til midten av 1980-talet i snitt vart nydyrka kring 25 000 daa myr/år (Lie, 1986). Fram til 1992 var det tilskot til myr dyrking, og totalt vart det gjeve tilskot til dyrking av til saman mellom 1,7 og 1,9 millionar daa myr. I det talet kan det vera tilskot til omgrøfting av myr, so vel som til nydyrking. (Bárcena mfl., 2016). Det har soleis, både gjennom direkte tilskot og gjennom forskning og formidling vore eit ynskje frå det offentlege om meir myr dyrking. Sidan 1990-talet har det vore ei omlegging frå sterk oppmoding om meir myr dyrking til eit ynskje om å ta vare på myrane i naturleg tilstand, i hovudsak av klimaomsyn, men òg av omsyn til naturmangfald. Etter forbodet mot myr dyrking var nydyrkinga 344 daa i 2021 og 244 daa i 2022 (Miljødirektoratet, 2023).

Den store forskingsinnsatsen som vart lagt inn i myr dyrkinga, var for å løysa problem knytte til jordbruksdrift på drenert organisk jord. Organisk jord er i utgangspunktet danna der det er so mykje vatn i jorda at nedbrytinga av organisk materiale går treigare enn tilveksten. Dette fører til ei opphoping av planterestar, som dannar eit opphavsmateriale som i hovudsak består av vatn og karbon frå lufta. Eit slik opphavsmateriale kan vera svært surt og næringsfattig, sjølv om dette kjem an på kvar vatnet kjem frå. Myra er meir næringsfattig om vatnet i hovudsak kjem som nedbør enn om myra er sterkt påverka av grunnvatn.

Det organiske materialet som myra er bygt opp av, har mindre bereevne enn mykje mineraljord, og høgt vassinnhald i jorda vil redusera bereevna vidare. Dårleg bereevne aukar faren for å skada plantedekket og for jordpakking, som kan redusera både avling og dreneringsevne (Myhr & Njøs, 1983, Haraldsen mfl., 1995, Øpstad, 1991). Problemet med å få torvjorda til å bera godt nok når bonden må køyra på jordet ut for å gjødsle eller hausta, er framleis til stades. Det vil òg kunne vera fare for

¹ Dyrket mark er i det nasjonale klimagassregnskapet definert som arealer som er pløybare ned til minimum 30 cm.

Definisjonen av beite er delt i to underkategorier, det er kun aktivt beitet innmark som er relevant her, og er definert som arealer med minst 50 % grasdekke og som aktivt beites.

jordpakking eller skade på plantedekket ved beite av storfe på organisk jord (Hestetun, 1976), og beresvak jord er ei utfordring for vestlandsbønder i møte med utvida beitekrav i våte område (Haukås mfl., 2022). Dette er område der mykje av jorda har høgt organisk innhald, som truleg er medverkande for at utfordringa er so stor

Det organiske materialet omdannar seg, frå lite omdanna planterestar der det er tydeleg å sjå planterestar, til svært omdanna torv der ingen planterestar er å sjå og alle fibrane er brotne ned. Svært omdanna myr leiar vatn dårlegare og vert vanskelegare å drenera.

I oppdyrkinga av slik jord trengst gjødsling, kalking og alltid grøf팅. Med grøf팅a kjem meir luft til det organiske materialet, noko som gjev betre vilkår for mikroorganismene som bryt ned torva. Denne omdanninga er grunnlaget for CO₂-utsleppa frå dyrka organisk jord. Dette fører òg til at myra søkk, og mest der myra er djupast. Myrsynking er eit samansett fenomen, med setning og sampankking av torva so vel som omdanning til CO₂. Dette blei sett på som problematisk alt før forskingsmiljøa oppfatta CO₂-utslepp og klimaendringar som store problem (t.d. i Byrkjeland, 1941). Myrsynkinga førte til at bøndene jamleg måtte leggja djupare eller tettare grøfter for å halda jorda tørr nok for drift, og auka omdanning gjer jorda vanskelegare å driva.

I denne rapporten brukar me begrepet drenert organisk jord (kapittel 4). I dei ulike kjeldene er det brukt ulike begrep som oppdyrka myrjord, dyrka myr, kultivert myr og også torvjord.

1.3 Utslipp knyttet til drenert organisk jord fra jordbruksarealer

Jordbruksarealer med drenert organisk jord utgjør 702 km², hvorav 623 km² er dyrket mark og 78 km² er beite (Miljødirektoratet mfl., 2023). Dette er basert på tall fra Landsskogtakseringen. Dette utgjør om lag 6 % av jordbruksarealene. Samlet er det årlige utslippet fra drenert organisk jord på jordbruksarealer 2,4 millioner tonn CO₂-ekv.

I det nasjonale klimagassregnskapet rapporteres utslipp av CO₂, lystgass (N₂O) og metan (CH₄) fra drenert organisk jordbruksjord. Utslippene av CO₂ og CH₄ rapporteres i arealbrukssektoren mens N₂O som konsekvens av gjødsling rapporteres i jordbrukssektoren. Detaljene rundt dette er beskrevet i kapittel 5.

CO₂ står for det meste av utslippet, også når det regnes om til CO₂-ekvivalenter (CO₂-ekv.). CO₂ står for 1,9 millioner tonn CO₂-ekv. av utslippene, mens metan (CH₄) og lystgass (N₂O) står for utslipp av henholdsvis 0,1 og 0,3 mill. tonn CO₂-ekv. Samlet er det årlige utslippet fra drenert organisk jord på jordbruksarealer 2,4 millioner tonn CO₂-ekv. Utslippet er hentet fra det nasjonale klimagassregnskapet og er tallene som er rapportert for 2021 (Miljødirektoratet mfl., 2023).

N₂O-og CH₄-utslipp kommer ved vannmettede forhold: Ved lite tilgang på oksygen finnes det mikroorganismer som kan bruke andre stoff til å bryte ned organisk materiale (Tabell 1.1). Dette tillater mikroorganismene å opprettholde biologisk aktivitet ved vannmettede forhold, selv om det går saktere og er mindre gunstig for mikroorganismene. N₂O kommer i stor grad fra mikroorganismer som bruker nitrat (NO₃) som elektronakseptor, og er viktigst ved vekslende våte og tørre forhold. Ved vedvarende våte, oksygenfattige forhold vil N₂O i større grad bli videre omdannet til N₂, selv om dette også er avhengig av andre faktorer. Metan oppstår der bakterier bruker CO₂ som elektronakseptor, og dette skjer helst ved vedvarende svært våte og oksygenfattige forhold – der ingen mer gunstige elektronakseptorer er tilgjengelige.

Dersom metan blir dannet i et dypere, våtere jordlag, vil det som regel bli oksidert til CO₂ i tørrere, grunne jordlag. Unntaket er dersom metanet ikke er lenge nok i kontakt med (en mindre reduserende) jordluft og bakteriefloraen i jorda. Dette kan skje dersom metanet ikke trenger å bevege seg gjennom jorda for å nå overflata. En del planter tilpasset våte forhold har en vevtype kalt aerenkym, som er luftekanaler som tillater planten å transportere oksygen til røttene sine. Disse kanalene kan også

transportere metan motsatt veg uten at det kommer i kontakt med jorda. Planter med aerenkym kan derfor øke risikoen for metanutslipp, selv ved tørrere jord i overflata. Strandrør er én art med slike kanaler (Karki mfl., 2015), som vi finner både i dyrka og naturlig myr. CO₂ oppstår i hovedsak fra nedbryting av organisk materiale. Nedbrytingen øker med bedre vilkår for mikroorganismene i jorda. I motsetning til utslippene av N₂O og CH₄, er de gunstigste vilkårene for CO₂-utslipp derfor ved forhold som er tørrere og bedre for plantevekst og jordbruksdrift.

Tabell 1.1. Mikrobiell respirasjon og viktige mikrobielle klimagassutslipp ved ulikt vanninnhold. Modifisert fra figur 4.4. i Blume mfl., (2015).

Økende energiutbytte for mikroorganismene	Økende vanninnhold i jorda	Prosess	Kjemisk reaksjon	Viktig for type utslipp
		Respirasjon	$O_2 \rightarrow CO_2$	CO ₂
		Denitrifisering	$NO_3 \rightarrow NO_2 \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$	Lystgass.
		Mangan-reduksjon	$Mn^{2+} \rightarrow Mn^{4+}$	
		Fermentering	Organisk materiale $\rightarrow$ Organiske syrer	
		Jern-reduksjon	$Fe^{3+} \rightarrow Fe^{2+}$	
		Nitrat-ammonifisering	$NO_3 \rightarrow NH_4$	
		Sulfatreduksjon	$SO_4 \rightarrow H_2S$	
		Metanogenese	$CO_2 \rightarrow CH_4$	Metan.

2 Metoder

I dette kapitlet gis en kort oversikt over metodikk benyttet for å utarbeide rapporten. De enkelte delkapitler gir mer detaljerte oversikter over metodikk, avgrensninger og analyser.

Arbeidet er gjennomført i en kort periode fra oktober 2023 til sluttleveranse i januar 2024. Den korte prosjektperioden har påvirket både muligheter for og gitt begrensninger for datainnsamling, analyser og vurderinger i prosjektet.

Avgrensninger. Det er ikke gjort vurderinger av nydyrking. Rapporten er avgrenset til vurderinger av areal som allerede er dyrket opp og er klassifisert som drenert organisk jord. Det er ikke gjort vurderinger av areal som i dag benyttes til skog, rapporten er avgrenset til areal som brukes til jordbruksformål.

Det er gjort vurderinger av om tiltak kan beregnes med dagens metodikk i det nasjonale klimagassregnskapet. Men det er ikke gjort noen konkrete forslag til endring av utslippsberegninger i det nasjonale klimagassregnskapet da dette ligger utenfor mandatet til dette oppdraget.

I vurderingene av egnethet for norske forhold er det ikke inkludert privatøkonomiske og samfunnsøkonomiske forhold for utvalgte tiltak. Det kan bli aktuelt dersom utredningen følges opp med analyser i en tilknyttet opsjon til dette oppdrag. Det er - i kapittel 6- ved vurdering av tiltak egnet for norske forhold pekt på noen tema som kan være aktuelle for videre analyser av tiltak.

2.1 Innhenting av kunnskap om aktuelle tiltak

Det foreligger lite kunnskap om tiltak på drenert organisk jord både for restaurering og for fortsatt jordbruksdrift på arealene. En hovedoppgave i prosjektet har vært å innhente dokumentasjon av og gi beskrivelser av mulige tiltak. Det er gjort et omfattende litteratursøk (kapittel 3) for å skaffe oversikt over norske og internasjonale erfaringer. Det er også tatt kontakt med noen pågående prosjekter som omhandler tiltak på drenert organisk jord og om erfaringer om mulige tiltak.

Litteraturgjennomgangen har vist stor variasjon f.eks av utslippseffekter. Det er derfor vektlagt å beskrive tiltakene og under hvilke forhold de er utprøvd, forutsetninger, forsøksoppsett og metodikk. Dette er gjort for å vurdere egnethet for norske forhold, med usikkerheter og dokumentasjon av hvilke forhold eksperimentene bygger på. Basert på litteraturgjennomgangen (kapittel 3) er det gjort vurderinger av muligheter for å kunne beregne effekter (kapittel 6).

2.2 Innhenting og vurdering av arealdata

Når en skal vurdere potensialet for ulike tiltak i Norge, må en – i tillegg til dokumentasjon av ulike tiltak – ha oversikt over tilgjengelige og aktuelle areal i Norge som potensielt kan være egnet for gjennomføring av tiltakene. I kapittel 4 har vi gitt en oversikt over tilgjengelig datagrunnlag som kan vise areal med drenert organisk jordbruksjord i Norge. Dette kan finnes i arealressurskartet AR5 og ut ifra jordsmonnkartene. Det er beskrevet hvordan begrensninger i datagrunnlaget påvirker muligheter for analyser. Videre har vi laget oversikter over areal med drenert organisk jord i forhold til nedbørsmengde og hellingsgrad. Slik informasjon er nødvendig for å vurdere egnethet av areal for ulike tiltak. Ulike utfordringer med å dokumentere hvilke produksjoner som foregår på arealene med drenert organisk jordbruksjord, er også omtalt. Blant annet har vi sett på hvordan bruk av satellittdata kan brukes for å identifisere vekstgrupper. Det er også gjort estimater av hvor mye av de oppdyrkede myrarealene som er i drift.

2.3 Klimagassutslipp knyttet til drenert organisk jord

I kapittel 5 er det gitt en oversikt over metodikken som brukes i det nasjonale klimagassregnskapet for utslipp fra drenert organisk jord i Norge. Dette inkluderer utslipp som rapporteres i arealbrukssektoren (CO_2 og CH_4) og jordbrukssektoren (N_2O). Det gis også generelle beskrivelser over hva som inngår i Tier 1, Tier 2 og Tier 3 metodikk. Det gjøres også en vurdering av om tiltak som beskrives i kapittel 3 kan beregnes med dagens metodikk i klimagassregnskapet. Gjenfukting som tiltak omtales spesielt. Det gis en generell oversikt over manglende og nødvendig kunnskapsgrunnlag for å kunne gjøre beregninger av effekter av ulike tiltak. Det gjelder både behov for dokumentasjon av tiltak (aktivitetsdata) f.eks. arealstatistikk, og utslippsfaktorer. For arealer med fortsatt jordbruksdrift er det også gjort vurderinger og beregninger av driftsendringer som endret gjødsling som rapporteres i jordbrukssektoren.

For tiltak der det ikke er metodikk fra klimagassregnskapet, er det i kapittel 6 gjort vurderinger og estimater med metodikk nærmere beskrevet i kapittel 2.4.

2.4 Metode for beregning av klimagassutslipp

Litteraturgjennomgangen i kapittel 3 viser til mange ulike studier om de ulike tiltakene, men stor variasjon i forsøksoppsett, målemetoder og hvor målingene er gjort, gjør at det er stor spredning i datamaterialet. Dette gjør det vanskelig å estimere utslippsendringer basert på enkeltstudier. IPCC Tier 1 metodikken (IPCC 2014) omfatter ikke alle metodene vi beskriver i denne rapporten. I metodikken til IPCC er det foreslått at mer detaljert klassifisering av dyrkingssystem og intensitet av arealbruk, forskjeller i dreneringsforholdene eller andre faktorer som kan brukes i en Tier 2 metodikk. Vi mangler datagrunnlag i Norge for å kunne utarbeide en Tier 2 metodikk. For å gi indikasjoner på potensielle effekter av de ulike tiltak, har vi benyttet metodikken med data fra andre land

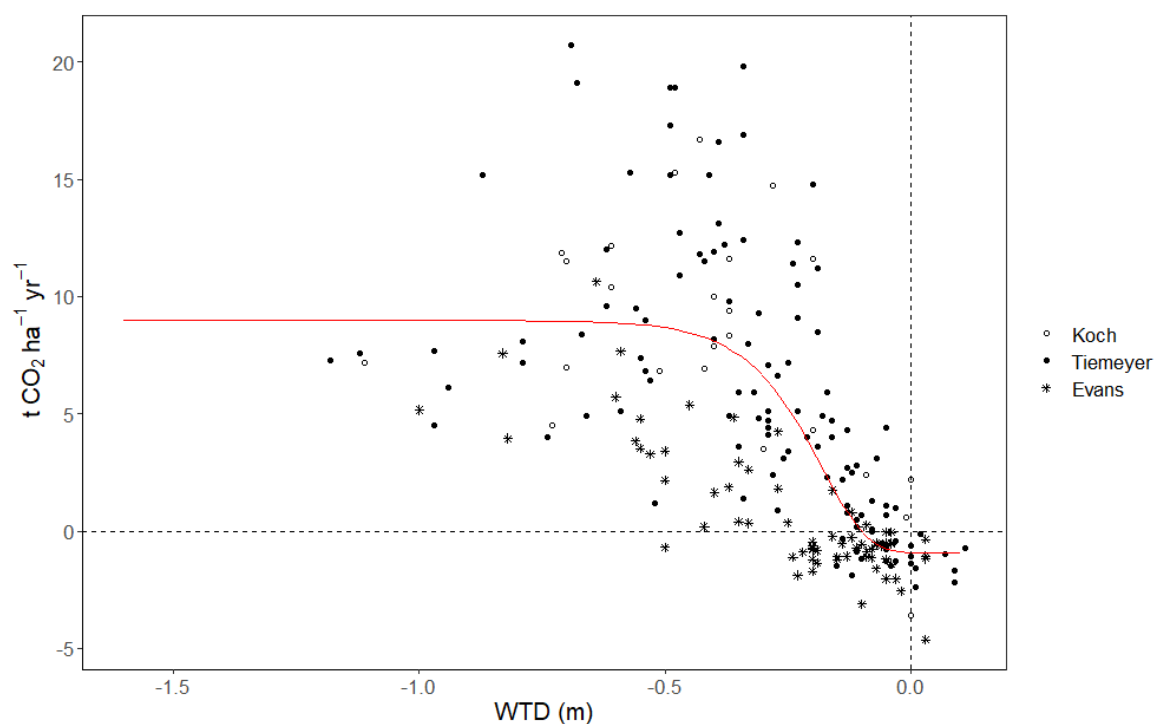
I denne rapporten har vi basert beregninger på en forenklet Tier 2 metodikk for CO_2 og CH_4 fra publisert metodikk fra Tyskland og Danmark. Metoden er basert på forhold mellom vannivå og utslipp av drivhusgasser. Betydningen av vannivået som en pålitelig forklaringsvariabel for klimagassutslipp fra dyrka organisk jord er dokumentert i flere omfattende studier og kunnskapssynteser (Tiemeyer mfl., 2020; Evans mfl., 2021; Gunther mfl., 2020; Ma mfl., 2022; Koch mfl., 2023). Både Tiemeyer mfl., (2020) og Koch mfl., (2023) presenter en metode for å beregne utslippspotensialet for CO_2 og CH_4 på grunnlag av vannivået. De fleste av tiltakene vi drøfter i denne rapporten, medfører endringer i vannivået. Vi har derfor valgt å basere vurderingene på metodikk med å regulere vannivå.

Da det ikke foreligger et tilstrekkelig datagrunnlag i Norge for å teste metodikken, har vi satt sammen dataene presentert i disse artiklene, sammen med data fra Evans mfl., (2021) som har samlet data fra flere områder i verden. Dette har gitt et større datasett som vi først har sammenlignet med metodikken brukt av Tiemeyer mfl., (2020) og Koch mfl., (2023) for å estimere endringer i utslipp av CO_2 og CH_4 . Beskrivelse av metodikken som vi har bruk for beregninger og vurderinger i kapittel 6, er angitt videre i dette kapittel.

2.4.1 Metoden for beregning av CO_2 -utslipp

Vi har kombinert datasettene fra Evans mfl., (2021), Tiemeyer mfl., (2020) og Koch mfl., (2023) til ett felles datasett. (Figur 2.1). Disse datakildene har data fra studier i flere land; Tiemeyer mfl., (2020) fra Tyskland og Koch mfl., (2023) fra Danmark samt studien fra Evans mfl., (2021) som har data fra flere steder i verden. Evans mfl. (2021) presenterer CO_2 balansen som netto økosystemproduktivitet, Tiemeyer mfl., (2020) som netto økosystemutbytte og Koch mfl., (2023) som netto økosystemkarbonbalanse. Ved beregning av netto økosystemutbytte (NEE) måler eller estimerer man to hovedkomponenter: fotosyntese (brutto primærproduksjon, GPP) og respirasjon (total

økosystemrespirasjon, TER). Dette representerer nettobalansen mellom karbonopptak gjennom fotosyntese og karbonutslipp gjennom respirasjon i et økosystem over en bestemt periode. Netto økosystemproduktivitet (NEP) er et mål på netto karbonopptak eller tap i et økosystem. Det representerer forskjellen mellom karbon som blir tatt opp av økosystemet gjennom fotosyntese og karbon som blir sluppet ut gjennom respirasjon. Man kan estimere netto økosystemproduktivitet (NEP) ved å inkludere målinger eller estimater av forandringer i biomasseproduktivitet. I utgangspunktet kan NEP betraktes som summen av NEE og netto karbonendringer i biomassen noe som er konsekvent når man høster biomassen i oppdyrkete områder. Netto økosystem-karbonbalanse (NECB) er et mer omfattende mål enn både netto økosystemutbytte (NEE) og netto økosystemproduktivitet (NEP), ettersom det tar hensyn til alle komponentene i et økosystems karbonbudsjett, inkludert import og eksport av karbon. Evans mfl., (2021) mente at NEP var avgjørende for å få et rimelig (pålitelig) estimat av karbonveksling i dyrka myrer på grunn av høyere biomasseproduktivitet. Fra dataene av Tiemeyer mfl., (2020) var det mulig å bruke publiserte tall for biomasseproduktivitet for å kalkulere NEP. Det var ikke mulig å estimere NEP for Koch mfl., (2023) som hadde publisert tall i NECB. For de andre kildene til karbontap, som for eksempel akvatisk transport (DOC) er forskjellene mellom NEP og NECB mindre enn forskjellene mellom NEE og NEP.



Figur 2.1. Figuren viser data fra Evans mfl., (2021), Tiemeyer mfl., (2020) og Koch mfl., (2023) der WTD er årlig gjennomsnittsvannivå (water table depth). Data fra Koch mfl. representerer NECB (netto økosystemkarbonbalanse) som er beregning av alle C fluksene inkludert akvatisk transport og biomasse produktivitet. Data fra Tiemeyer mfl., (2020) og Evans mfl., (2021) er NEP (netto økosystemproduktivitet) – hvor mange tonn CO₂ som blir sluppet ut eller tatt opp årlig. Linjen i rødt er en modell tilpasset alle dataene presentert i denne figuren over og denne er brukt i denne rapporten for å estimere forventet fluks for et visst vannivå.

For å beskrive sammenheng mellom vannivå og CO₂ balansen, brukte Evans mfl., (2021) en lineær sammenheng. Både Tiemeyer mfl., (2020) og Koch mfl., (2023) bruker en litt mer kompleks matematisk sammenheng basert på ikke-lineære forhold. Tiemeyer mfl., (2020) utviklet denne metoden for å estimere utslippsfaktorer fra drenert myr i Tyskland, og Koch mfl., (2023) tok det også i bruk i Danmark. Vi bruker modellen til Tiemeyer mfl., (2020) og Koch mfl., (2023) fordi dette trolig gir en mer realistisk representasjon av naturlige myrssystem der svært lave vannivå vil føre til

biologiske begrensninger for nedbryting. Ved svært høye vannivå vil en nå en likevekt mellom planteproduksjon og nedbryting, som avgrenser hvor stor nettofangsten blir. Det er også forventet at det ved svært lave vannivå vil å være en begrensning i hvor mye som blir mineralisert på grunn av begrensninger i mikrobiologiske forhold. Vi antar derfor at modellen som ble først utviklet av Tiemeyer mfl., (2020) trolig passer bedre.

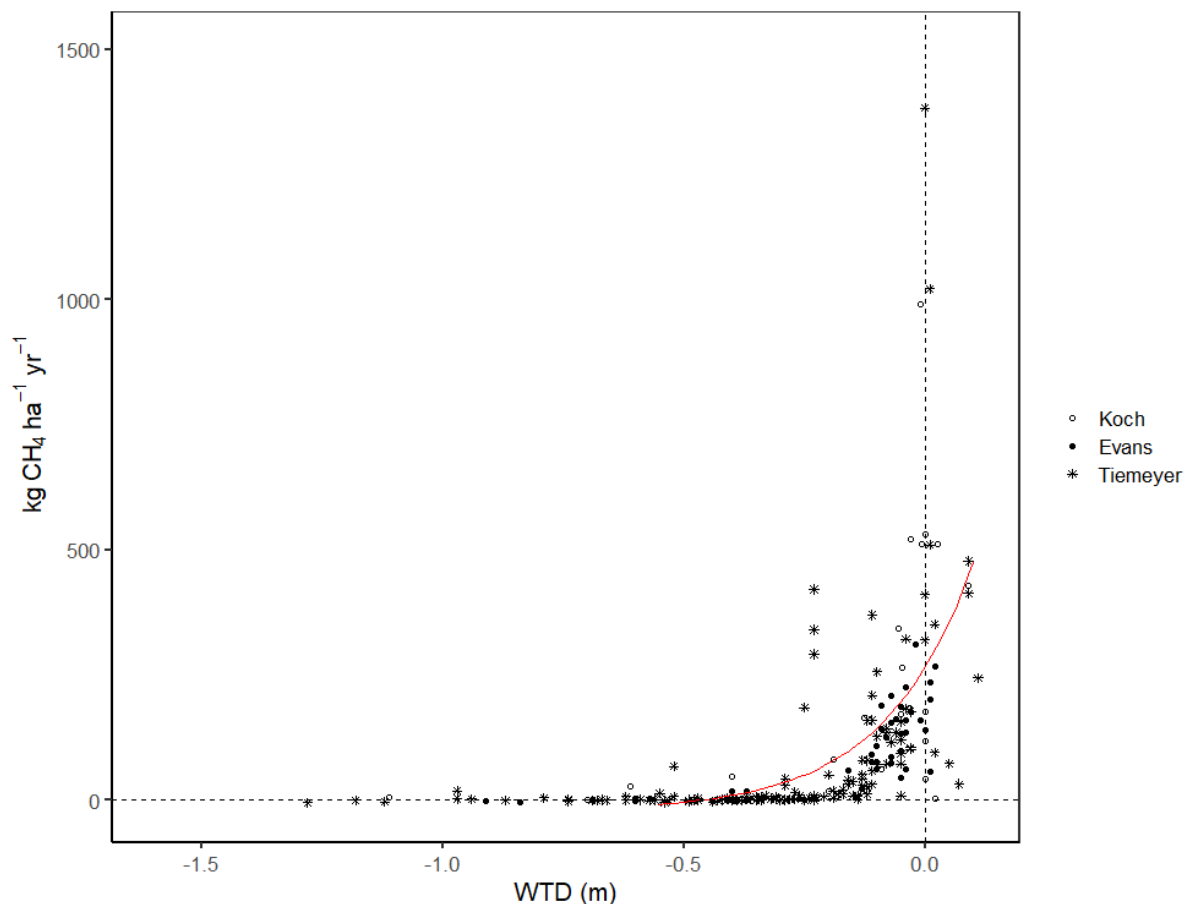
Det er viktig å være klar over at ingen av modellene passer perfekt for å forklare hele variasjonen i datasettet, og at estimatene derfor er usikre. Det viser seg også at en stor del av dataene fra Tiemeyer mfl., (2020) og Koch mfl., (2023) var gjennomsnittlig høyere enn Evans mfl., (2021). Det finnes ingen enkel forklaring for dette annet enn at resultatene fra både Tiemeyer mfl., (2020) og Koch mfl., (2023) i større grad var hentet fra aktivt dyrka myrer. Det er behov for videre arbeid for å forklare årsaken til variasjonen. Vi baserer våre estimat i denne rapporten på forhold med bruk av de sammensatte data fra flere steder i verden. For å kunne utvikle estimer for norske forhold, er det behov for målinger fra norske drenerte myrer.

For områder der dyrka myr blir dekt med mineraljord, går vi ut fra at utslipp vil være mer lik og representativ med faktorene for mineraljord. Siden mye av karbonfluksen foregår i rotsone, vil trolig et minerallag på 40 cm eller mer drastisk redusere betydningen av torvlaget for den totale karbonfluksen i systemet. Wang mfl., (2021) fant i liten grad noe bidrag til karbonfluksen fra torv begravd under 40 cm mineraljord i Sveits. Vi har imidlertid kun funnet en studie som belyser dette, og funnene må etterprøves i framtida for å kunne anses som sikre.

2.4.2 Metodikk for utregning av metanutslipp (CH₄)

Både Tiemeyer mfl., (2020), Evans mfl., (2021) og Koch mfl., (2023) har estimert metanutslipp basert på vannivå. De har brukt den samme eksponensialfunksjonen for metandannelse, men det er noen små forskjeller i koeffisientene på grunn av at de har ulike datasett (Figur 2.2). Tiemeyer mfl., (2020) foreslo at det bør være ulik tilpassing alt etter om det er skog, jordbruksareal eller om myra er ute av drift. Vi antar dette er for å ta hensyn til metanutslipp som kommer fra plantetransport. På grunn av at vi mangler forutsetninger for å klassifisere myrene i kategoriene (type myr, type jordbruksareal, ute av drift) har vi benyttet et forenklet forhold tilpasset alle data det var mulig for oss å trekke fra disse studiene. Det er viktig å presisere at det er mye større usikkerheter i CH₄ -utslipp ved et gjennomsnittlig vannivå rundt null. Det er fordi det kan være andre kilder til variasjon som ikke ble fanget opp bare av vannivå. Det kan for eksempel inkludere planter som kan være en viktig årsak til økning i CH₄ etter restaurering (Strack mfl., 2017) og ved dyrking av visse planter i paludikultur (Lahtinen mfl., 2022).

Dersom det legges mineraljord over drenert organisk jord, antar vi at aerobe forhold i mineraljorda vil bryte ned eventuelt metan som blir dannet i torva, også om torva er vannmettet. Dette tilsvarer at IPCC sine faktorer for metan fra drenert organisk jord er lik null (IPCC 2014) og for mineraljord er ikke CH₄ estimert på grunn av at det ikke forventes CH₄ tap fra en drenert mineraljord.



Figur 2.2. Figuren viser data fra Evans mfl., 2021, Tiemeyer mfl., 2020 og Koch mfl., 2023, der vannnivå (WTD, water table depth) er årlig gjennomsnittsvannnivå. Den røde linja er tilpasset det sammensatte datasettet som inkluderer alle 3 datakilder fra de tre artiklene nevnt over.

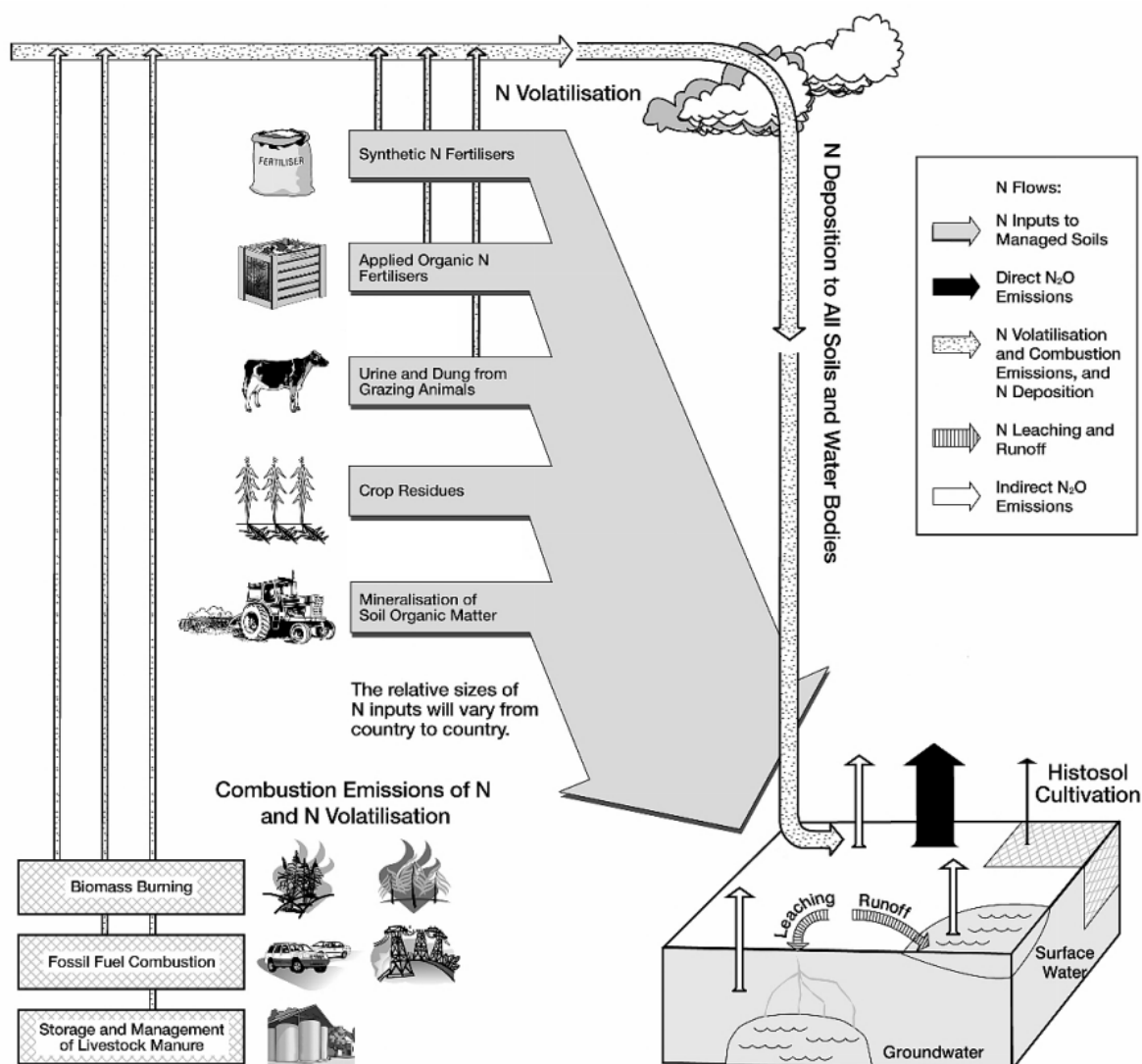
2.4.3 Metodikk for beregning av CH₄ fra grøfter og akvatisk tap av karbon

IPCC metodikken for beregning av karbontap fra organisk jord inkluderer estimerer for både utslipp av CH₄ fra grøfter og akvatisk transport av karbon (Dissolved Organic Carbon - DOC). DOC kan være en avgjørende fluks i økosystemer som nærmer seg en balanse mellom opptak av karbon eller sluk (de Witt mfl., 2016; Evans mfl., 2016). Men IPCC sin metodikk og litteraturen viser også at akvatisk fluks (DOC) ofte har blitt beregnet som en liten del av den totale fluksen (IPCC 2014; Frank mfl., 2017). Målinger av DOC blir sjelden gjort i litteraturen og det foreligger derfor mangelfullt datagrunnlag for dette. Vi har i denne rapporten ikke vurdert hvordan DOC kan bli påvirket av de tiltak vi har vurdert. Metan kan være en betydelig utslippskilde fra drenert organisk jord og er inkludert i metodikken til IPCC-rapporteringen (IPCC 2014). Tiemeyer mfl. (2020) fant at CH₄-tap fra grøfter utgjorde 55% av det totale CH₄-utslippet fra drenert organisk jord, men bare 1% av det totale drivhusgassutslippet. I den beregningsmetoden vi har brukt har vi ikke inkludert metanutslipp fra åpne grøfter fordi vi ikke har datagrunnlag for dette. Det finnes veldig lite datagrunnlag for å estimere hvordan de forskjellige tiltakene kan forandre fluksen i kultivert organisk jord. I de fleste tilfellene, etter at tiltakene er tatt i bruk, er grøftene fortsatt intakte. Det kan bety at CH₄ fra grøftene ikke forandrer seg etter tiltakene er tatt i bruk. Nyere forskning fra Finland viser at vegetasjonstypene i grøftene kan være viktig for å avgjøre utslipp av CH₄ (Rissanen fl., 2023). Dette har mye likhetstrekk med utfordringene ved restaurering, der forandring i vegetasjon fører til endring i utslippspotensial av CH₄, noe som har blitt påvist ved total blokkering av grøfter (Cooper mfl., 2014). Mangel på data som kan dokumentere

hvordan metanutslipp fra grøfter blir påvirket /endret ved de forskjellige tiltak på drenert organisk jord, betyr at det blir stor usikkerhet når en skal vurdere tiltakene. Det er økende interesse for metoder for å beregne betydning av CH_4 -fluks fra grøfter. Til tross for at dette utgjør en mindre del av den totale fluks fra et areal med kultivert organisk jord, kan det bli til en betydelig større fluks hvis man ser på det for hele landet. Det er derfor behov for videre dokumentasjon av effekter på metanutslipp fra grøfter ved de ulike tiltak.

2.4.4 Metodikker for beregning av lystgassutslipp (N_2O)

Vi har tatt utgangspunkt i metodikk benyttet i det nasjonale klimagassregnskapet (Miljødirektoratet mfl., 2023), og oppdaterte retningslinjer fra IPCC (2019 Refinement, IPCC 2019). CO_2 og metan (CH_4) rapporteres i arealbrukssektoren, mens N_2O rapporteres i jordbrukssektoren. Det er flere ulike kilder og prosesser til utslipp av N_2O fra drenert organisk jordbruksjord (Figur 2.3). Utslippsberegningene baseres på det samme arealet som rapporteres i arealbrukssektoren.



Figur 2.3 Skematisk diagram av de ulike kilder til utslipp av nitrogen med direkte og indirekte utslipp fra jord og vann (IPCC, 2019).

Lystgassutslipp som følge av ulike vannnivå er vanskeligere å vurdere da dette er prosesser styrt av mange ulike faktorer, og utslippet har store variasjoner i både tid og rom. Evans mfl., (2021) hadde

ingen metode for å anslå lystgassutslipp, mens Tiemeyer mfl., (2020) brukte gjennomsnittsmålinger av N₂O-utslipp for de ulike arealbrukskategorier. I mange tilfeller var utslippsfaktorene deres lavere enn IPCC Tier 1-metodikken, men med større usikkerhet. I denne rapporten har vi brukt standardmetodikken fra IPCC (2014). Selv om mesteparten av Norge er kategorisert som del av den våte, tempererte sonen, har vi brukt faktorene fra den boreale regionen siden bakgrunnsdataene for denne sonen er fra studier gjort i Norge, Sverige og Finland.

Når dyrka myrjord (torva) dekkes med mineraljord, vil vi anta at lystgassutslippet er på samme måte som for mineraljord.

2.4.4.1 Lystgassutslipp ved ulike avlinger og gjødslingsregimer

En del driftstiltak for fortsatt jordbruksdrift vil kunne føre til endringer i gjødselbehovet. Dersom vi endrer jordbrukspraksis på et område, vil gjødselforbruket og utslipp fra gjødselforbruket endres som en konsekvens av dette. Utslipp fra bruk av gjødsel (nitrogentilførsel) er ikke spesifikt knyttet til dyrka organisk jord. I klimagassregnskapet vil en gitt mengde nitrogengjødsel gi like store utslipp av lystgass fra mineraljord som fra organisk jord. I denne rapporten har vi kun vurdert utslipp av lystgass basert på mengde nitrogengjødsel brukt ved spredning. Utslipp knyttet til produksjon av mineralgjødsel eller tap ved lagring av husdyrgjødsel er ikke tatt med i vurderingene. I klimagassregnskapet blir 1 % av tilført nitrogen regnet som et direkte lystgassutslipp, og i tillegg kommer det indirekte lystgassutslipp fra nitrogen tapt som avrenning og indirekte tap fra ammoniakk. (IPCC, 2006).

For å finne ut hvor mye gjødsel som er anbefalt for ulike vekster, har vi i kapittel 6 brukt gjødslingshandboka til NIBIO med korreksjonstabellene for ulikt innhold av organisk materiale. Vi har sammenlignet driftsendringer som endringer fra åpenåker-vekster til gras, intensiv og ekstensiv drift, antall høstinger og også omgraving og påføring av mineralmasser. For disse endringer er det gjort vurderinger av endring i anbefalt tilført mengde nitrogengjødsel og effekt på beregnet utslipp av lystgass, omregnet til CO₂-ekvivalenter. Hovedmålet i denne utredningen er effekter som rapporteres i arealbrukssektoren, men fordi noen driftstiltak også kan ha effekter for utslippsberegninger i jordbrukssektoren er det gjort noen slike vurderinger. Det må understrekes at om en endring f.eks reduksjon av nitrogentilførsel gjøres på mineraljord eller på drenert organisk jord, så vil det ha den samme effekten i det nasjonale klimagassregnskapet for jordbrukssektoren.

I kapittel 6 er det sammenfattet flere vurderinger av de enkelte tiltakene til en samletabell. Her er det gitt tekstlige beskrivelser av mulige effekter, både positive og negative. I tabellen er det gjort vurderinger av effekt på klimagasser, avling, biodiversitet, type areal og omfang, samt gjennomførbarhet. Tabellen oppsummerer vurderinger basert på gjennomført litteraturgjennomgang og vurderinger fra prosjektgruppa. Vurdering av usikkerheter inngår. Tabellen illustrerer også at det kan være mange påvirkninger av et tiltak som er aktuelle å ta inn i en helhetsanalyse når en skal gjøre vurderinger og gi eventuelle anbefalinger. Vi vil understreke at gjennomføring av et tiltak i stor grad vil være avhengig også av kostnader og virkemidler. Dette har ikke vært inkludert i dette oppdraget. Men det er gitt en kort omtale av noen barrierer.

Det var ønskelig å gjøre en analyse og angi effekter på klimagassutslipp fremskrevet i tid. På bakgrunn av usikker dokumentasjon av effekter av tiltak, usikre arealestimater og mangel på godkjent metodikk og andre forhold har vi ikke funnet grunnlag for slike tidsserier. Det er gitt resultater for mulige effekter på klimagassutslipp med metodikk beskrevet i dette kapitlet, samtidig som vi har vektlagt å gi mer utfyllende vurderinger av mulighet for å gjennomføre tiltakene.

3 Tiltak for å redusere utslepp frå drenert organisk jord i Norge

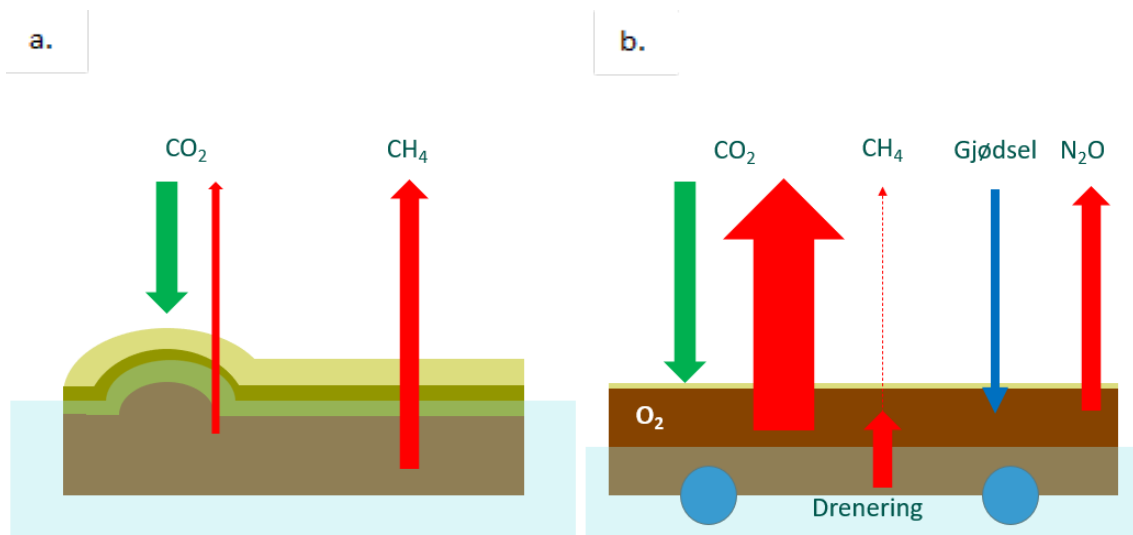
3.1 Innledning

Myr dyrking er ikkje-fornybart, og gjev ei relativt kortvarig jordbruksdrift før ein er nøydd grøfta myra om igjen eller forlata henne. Med ein gong urørt myr vert drenert, vil omdanning av det organiske materialet og myrsynking føra til endringar i dei fysiske eigenskapane til torva, og myrsvinnet gjer at jordoverflata nærmar seg det nye grunnvassnivå som dreneringa har gjeve. På lenger sikt vil meir seintverkande omdanning av torva bruka opp det lagra karbonet, heilt til ein anten sit att med mineraljord, eller det ikkje lenger er mogeleg å drenera djupare, og området vert for vått for moderne jordbruk som ikkje er tilpassa desse tilhøva.

Gjenfukting av dyrka myr har blitt tilrådd som ein effektiv strategi for å redusera drivhusgassutslepp (Leifeld og Menichetti, 2018). Samstundes er det - som dette oppdraget syner - interesse for å identifisera korleis allereie oppdyrka myrreal kan dyrkast vidare, samtidig som potensialet for global oppvarming vert redusert.

I dette kapitelet gjer me (basert på litteraturgjennomgang) eit overblikk over metodar for å forvalta dyrka myr for å redusera utsleppa og forbetra den berekraftige forvaltinga av torv som ein ressurs. Hovudmålet er å beskrive dei direkte effektane på drivhusgass-utslepp frå dei ulike metodane, men me vil og gje nokre vurderingar av kor eigna dei kunne vera å gjennomføra i Noreg.

Utsleppa frå ei myr kjem i hovudsak frå tre viktige drivhusgassar: CO_2 står bak dei største utsleppa frå myr, og er resultatet av respirasjon, primært frå mikroorganismar. Metan (CH_4) og lystgass (N_2O) er òg viktige drivhusgassar. Som hovudregel er CH_4 -utsleppa frå grøfta myr låge, då metan lett vert brote ned i lag der det er oksygen (Figur 3.1. b). Unntaket vil vera kanalar og opne grøfter der vatnet står nærare overflata. Metodikk for berekning av kjeldene til utslepp frå drenert organisk jord (IPCC 2014).



Figur 3.1. Stilisert framstilling av drivhusgassbalansen til a. Urørt myr, og b. Drenert myr, inklusiv gjødsling som påverka N_2O utslepp saman med andre faktorar. Figuren viser ikkje utslepp av CH_4 frå grøfter.

3.2 Restaurering

Fleire land har innført tiltak og verkemiddel for restaurering av dyrka organisk jord (Miljødirektoratet, 2023).

Når drenert organisk jord vert restaurert, går ho ut av jordbruksproduksjon. Drenert organisk jord kan også gå ut av drift av ulike grunnar som til dømes vanskar med jordbruksdrift av di jorda har blitt for grunn (myrsynking), dreneringsutfordringar eller andre driftsmessige grunnar.

Drenert organisk jordbruksjord som går ut av drift utan restaureringstiltak, kan vera ei viktig kjelde til drivhusgassar i norsk jordbruk (Regina mfl., 2015). Sjølv om det å leggja jorda brakk fører til mindre jordbruksaktivitet og ingen tilførsle av nitrogengjødsel, kan den tidlegare bruken ha ført til framleis fungerande drenering og eit høgre næringsinnhald. Slike tilhøve kan føra til framleis høgre drivhusgassutslepp og ein hurtigare nedgang i organisk karbon. Det er likevel mykje uvisse kring moglege drivhusgassutslepp frå jord ute av drift, fordi dei avheng av staden dei ligg, og kva som har vore gjort der.

Målet med myrrestaureringa er å etablera sjølv-regulerande økosystemtenester gjennom å gjenetablera eit plantesamfunn tilsvarande uforstyrra myr. Det viktigaste aspektet for å oppnå dette er å gjenetablera nøkkelartar for myr, der torvmosar er dei viktigaste (Rocheft, 2000; Rydin og Jeglum., 2013; Oke og Hager., 2020). Torvmosar veks i relativt næringsfattige miljø med høgt vassnivå. Myr dominert av torvmosar er rekna for å ha låge utslepp og høgt potensial for langsiktig karbonlagring. Målet med restaurering bør difor vera å leggja tilhøva til rette for at plantesamfunn som liknar uforstyrra myr kan etablera seg. Å få til dette i oppdyrka myr kan vera vanskeleg, på grunn av tidlegare dyrkingshistorie, og vanskar med å gjenoppretta vasstilhøva som var i myra før dyrking (Robroek mfl., 2009; Harpenslager mfl., 2015).

Å høgna vassnivået krev at eksisterande drenering vert blokkert. Den enklaste løysinga er å tetta att grøftene med torv frå myra. Dette kan vera vanskeleg dersom jordet som skal restaurerast grenser til eit jorde som krev framleis drenering. Om området ikkje er i nærleiken av jorde som aktivt er i bruk, er dette ein relativt enkel framgangsmåte, dersom det er flatt. Det er viktig at blokkeringa av dreneringa gjev eit høgt, relativt stabil vassnivå. Eit stabilt vassnivå kan vera vanskeleg å få til på nokre jorde og i nokre typar klima. Eit vassnivå som varierer mykje kan føra til jamleg flaum, som kan gjera det vanskelegare for tilpassa plantesamfunn å etablera seg, og i alle fall på kort sikt auka utsleppa av CH₄ og gje større lekkasje av næringsstoff (Harpenslager mfl., 2015; Kløve mfl., 2017). Bakkar kan gjera det naudsynt å blokkera fleira stader, for å sikra vasslagring både høgt og lågt i bakken. Dette kan vera vanskelegare dess brattare bakkane er. For myr som er danna på grunn av sigevatn er det viktig å gjeninnføra vassføringa som førte til myrdanninga. Korvidt dette er mogleg, kan vera påverka av behov for drenering på nærliggjande jorde, som ikkje treng vera organisk jord.



Figur 3.2. Blokkering av grøfter. Grøfta er blokkert med materiale frå myra. (Bilete: Simon Weldon).

Den tidlegare gjødslingshistorikken til den dyrka myra kan òg vera eit hinder for restaurering. Høgt næringsinnhald kan bidra til vidare N_2O -utslepp, gjera det vanskelegare for nøkkelartar som torvmose å etablera seg, og føra til ureining nedstraums (Harpenslager mfl., 2015). Høgre næringsinnhald kan også resultera i at karplantar dominerer og utkonkurrerer torvmosane og gjera at det går treigare å gjenetablere myrøkosystemet (Berendse mfl., 2001). Det kan difor vera gunstig å utvikla ein strategi for å redusera næringsinnhaldet i eit område før restaurering. Harpenslager mfl., (2015) argumenterte for at ein viktig metode var å fjerna matjorda for å redusera næringsinnhaldet i dyrka torvjord for at restaureringa skulle gå fortare, og utsleppa frå nyleg gjenfukta områda skulle vera lågare. Den potensielle ulempa med denne metode er at det er uvisst kva kortsiktige konsekvensar ei slik forstyrning vil ha på karbontap, dei økonomiske og karbonmessige kostnadene knytte til arbeidet og kva ein gjer med den fjerna næringsrike torva. Ein alternativ strategi er å halda fram med innhausting i området i nokre få år til, men utan å gjødsle. Torva vil bli mindre næringsrik ved å fjerna avlingar, samtidig som området framleis kan ha ein viss økonomisk verdi for bonden. Nøkkelutfordringa her er vassnivået, som kan gjera det vanskelegare å driva jordbruk og innhausting. For veldrenerte område kan det vera mogeleg å halda på dreneringa medan ein fjernar næringsstoff gjennom jordbruksaktivitet. Ulempa ved dette er eit større karbontap på mellomlang sikt medan jorda er veldrenert og blir tappa for næring.

IPCC har utsleppsfaktorar for både næringsfattig og næringsrik myr, i tillegg til gjenfukting av myr (IPCC wetlands supplement 2013). Tier 1 faktorane, som er basert på større gjennomgang av målingar i forskingslitteraturen, viser klare fordelar ved gjenfukting og ein skilnad i utsleppspotensialet mellom næringsrik og næringsfattig myr. Når det kjem til Noreg, inneheld desse tala stor uvisse. For eksempel veit me ikkje kor lenge ei myr vil halda fram som ei viktig utsleppskjelde etter gjenfukting. Frå dei få

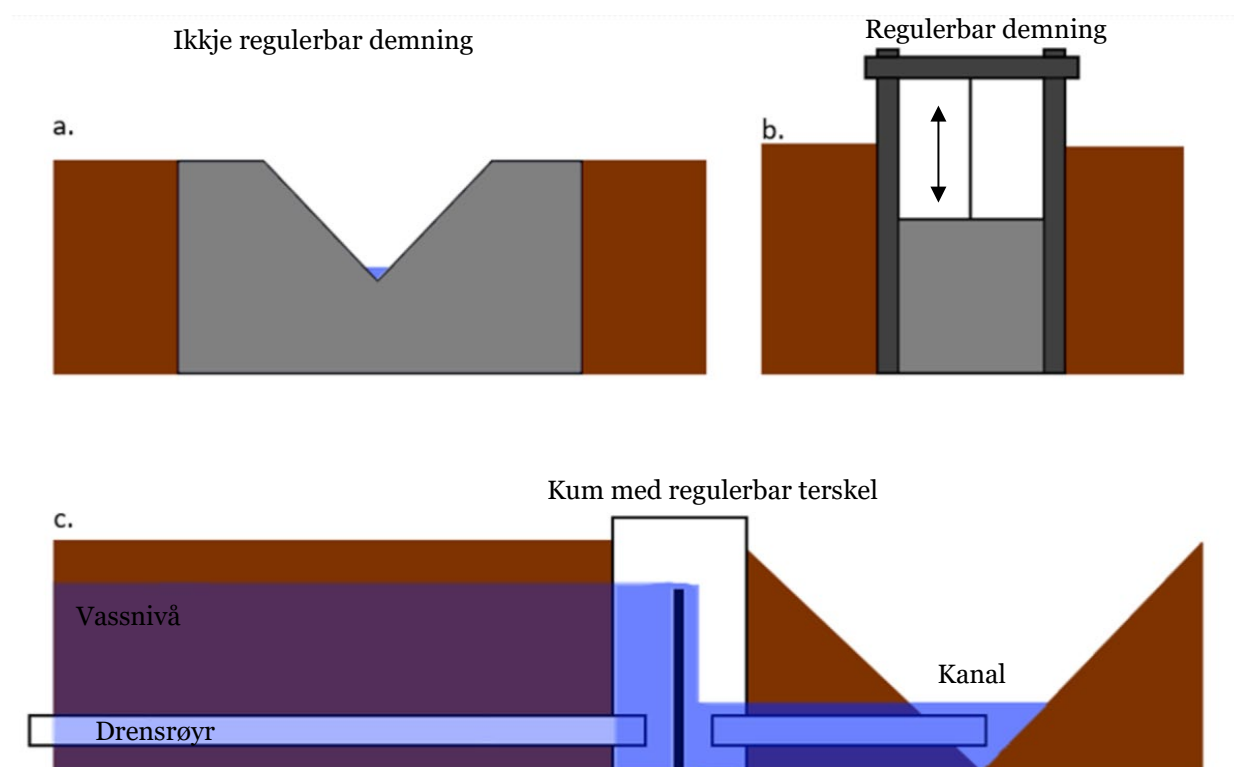
publiserte data som er tilgjengelege for myr i Noreg, ser det ut som dyrka myr søkk seinare enn i andre land (Pronger mfl., 2014). Me har lite data frå myr som er ute av drift eller restaurert, så det er vanskeleg å seia om desse metodane resulterer i endringar som er samanliknbare med dei endringane som vert føreslege av Tier 1 faktorane til IPCC. Data frå ei tidlegare dyrka myr teken ut av drift på Smøla, synest å visa at det er ein reduksjon i utsleppspotensial, men at denne prosessen er langsam og at utsleppspotensial framleis er klart høgre enn for uforstyrtra myr sjølv etter 80 år ute av drift (Weldon og Grønlund., 2016).

For å støtta opp under klimaeffekten av slike tiltak, trengst meir data for å finna ut korleis dette best kan gjerast ved norske forhold, der stadspesifikke tilhøve som torv, klima og andre tilhøve som ikkje nødvendigvis blir godt nok dekkja av kunnskapen me har frå undersøkte felt i andre nordiske land.

3.3 Regulering av vassnivået

Målet med å kontrollera vassnivået er å få meir fuktighet øvst i dyrka myr. Dette reduserer oksygendiffusjonen og difor går nedbrytinga av torva seinare. Utfordringa med vassnivåkontroll er å halda jorda delvis metta med vatn, for å redusera omdanninga og avgrensa metanproduksjonen, men samtidig tillata tilstrekkeleg drenering når jordbruksføremål krev det. På grunn av den sterke samanhengen mellom nedbryting av torv og vassnivået (Evans mfl., 2021), er ulike metodar for å regulera vassnivået sentral i alle føreslegne metodar for forvaltinga av dyrka myr.

Det går an å regulera vassnivået ved kontinuerleg energibruk, til dømes ved å pumpa vatn inn, eller med metodar som berre krev energi når ein endrar nivået.



Figur 3.3. Skjematisk presentasjon for regulering av vassnivået. Alle systema kan tilpassast for å regulera vassnivået. Ved å bruka desse teknikkane er det mogleg å regulera kor sterk dreneringa er, for å få tilhøve som høver til anten lite nedbryting eller for jordbruksdrift.

Det går an å regulera vassnivået på måtar som berre krev energi når ein endrar nivået. Ein regulerbar terskel i ein kum vil demma opp vatnet innanfor terskelen (Figur 3.3 c), slik at det kan stå høgre i periodar kor dette går overeins med jordbruksdrift. Ein kan òg nytta overlaup (Figur 3.3 a) eller enkle demningssystem (Figur 3.3 b) for å regulera kor mykje vatn som slepp ut frå jordet.

I tillegg til demningar for å regulera vassnivået gjennom grøftesystem kan ein også vurdere undergrunnsvatning. Undergrunnsvatning og kontrollert drenering er sett på som moglege løysingar for å høgna vassnivået om sumaren, med mål om å redusere CO₂-utslepp (Querner mfl., 2012). Undergrunnsvatning plasserer røyr for drenering og vatning om lag 70 cm under jorda, og minst 10 cm under vassnivået i grøfta.

Det er avgrensa med studiar om denne metoden, men ein fersk studie syner at for drenert myr i Nederland har ikkje undergrunnsvatninga hatt nokon effekt på utsleppa av CO₂, lystgass eller metan (Weideveld mfl., 2021). Studien deira synte at undergrunnsvatninga ikkje påverka fukta i toppjorda, men snarare jorda under vatningsrøyra.

Utfordringa med alle formar for regulert drenering er å balansere vassnivået opp mot jordbruksaktiviteten og vêret. Målet med regulert drenering er som regel å halda vassnivået innanfor visse grenser, der vasspegelen er so høg som råd utan at det går ut over avlinga, men regulera vasstanden ned for å gjere jorda køyrbar når det trengst for jordbruksaktivitetar. Kor variabelt klimaet er, kan påverka kor effektive desse metodane er. Effektiv bruk av regulerbar drenering krev ein føreseieleg relasjon mellom klima og grunnvasstand, slik at det går an å vita kor lang tid det går frå ei endring i dreneringstilstanden til desse endringane har effekt.

Det er studiar som ser på bruk av aktive dreneringssystem som kombinerer lukka grøfter og undergrunnsvatning med vassnivåregulering via system for kontrollert drenering. Slike metodar gjer det mogleg både å manuelt høgna vasspegelen ved å bruke brønningar og nærliggjande vasskjelder og å senka vassnivået når det er naudsynt, for å redusere verknaden av jordbruksaktiviteten.

3.3.1 Kor eigna er tiltaket i Noreg?

Me veit ikkje kor veleigna regulering av vassnivået er i Noreg. Hovudutfordringa for jordbruksdrifta vil vera i kva grad ein klarar å sikra at jorda er eigna for køyring til dømes ved innhausting (Schroeder mfl., 2015). I 2022 gjorde mykje nedbør at grovforavlinga på Vestlandet var på 60–70 % av gjennomsnittet (www.landbruksdirektoratet.no/). Grunnen til den låge avlinga var utfordringar med innhaustinga grunna høgt vassinnhald i jorda. Våt jord er vanskeleg å driva med tradisjonelt utstyr og fører til skadeleg jordpakking. Desse problema er størst for kystområde der det regnar mykje. Avlingsskaden gjeld alle jordtypar, men jord med mykje organisk materiale vil ofte få størst utfordringar i slike tilhøve. Organisk jord har som regel dårlegare infiltrasjon av vatn og dårlegare bereevne for tunge maskinar. Avlingar som ikkje vert hausta inn vert ikkje mat eller fôr men vert liggjande å rotne. Denne rotninga vil sleppa ut klimagassar. Kor godt ein klarar å tilpassa reguleringa av vassnivået, vil òg påverka den totale nytteverdien til metoden.

Fordi nedbryting av organisk materiale er avhengig av jordtemperatur, er det til dømes rapportert at 60–70% av omdanninga i Nord-Vest Tyskland skjedde i sumarmånadene (Höper, 2002). Det er difor mindre å vinna på å setja eit høgt vassnivå utanom vekstsesongen.

I Noreg er det ei utfordring at vêret er uføreseieleg, slik at det kan vera vanskeleg å tilpassa grunnvasskontrollen til naudsynte onner med gjødsling og innhausting. Før ein skal ut på jordet, må ein regulere ned vassnivået for å få ei tørrare og køyrbar jord. Dette krev opphaldsvêr i perioden frå ein regulerer vassnivået ned til ein har vore ute på jordet. I område med mykje nedbør i veksetida og jord med høgt innhald av organisk materiale, vil det truleg gå noko meir tid frå ein har endra dreneringsintensiteten til ein har endra fukta i toppjorda. På den andre sida, i område med jamleg tørke, kan det vera naudsynt med metodar for å vatna torva. Vatninga vil det vera knytt ein del energiforbruk til, av di det kan vera naudsynt å pumpa vatn, som igjen vil kunna føra til ein del klimagassutslepp.

Kor lenge det vil vera mogleg å høgna vassnivået vil vera avhengig av kva den dyrka veksten vil tola, og kor ofte ein treng køyrbar jord i laupet av vekstsesongen. Åkerkulturar vil ofte krevja relativt lågt vassnivå for å ikkje skada avlinga. Difor vil det kanskje berre vera mogleg å høgna vasspegelen utanom veksetida. I eng er ei god avling avhengig av at jorda er køyrbar til våronna, til slåttane og til gjødsling etter slåttane. Korleis ein regulerer vassnivået under ei eng vil òg koma an på kva ein skal nytta avlinga til. Fôr til mjølkekyr krev høg kvalitet, sjølv om dei òg treng ein del meir fiberrikt fôr. Fôr til mjølkekyr vil ofte vera ganske intensivt produsert med 2-3 slåttar hausta til riktig tid, og gjerne påkøyrd husdyrgjødsel og mineralgjødsel i separate køyringar fleire gongar gjennom veksetida. Ammekyr og sauehald krev i mindre grad fôr av like god kvalitet, og enga er difor gjerne ikkje like intensivt drive. Kor ofte og kor lenge det vil vera mogleg for bonden å oppretthalda eit høgt grunnvassnivå vil difor vera avhengig av kva slags avling ho ynskjer. Det vil vera mogleg å planleggja for ein tidleg fyrsteslått med god kvalitet, og etterpå regulera opp grunnvatnet. Då kan ein gjerne få ein andreslått i ein tørr periode, sjølv om kvaliteten av denne vil vera meir usikker.

Kor godt det vil fungera å regulera vassnivået vil avhenga av kor sterk samanheng det er mellom jordfukta i toppjorda og grunnvatnet. Sidan grunnvassnivået ikkje responderer på endringar i reguleringa med ein gong, og responsen vil vera treigare i periodar med høgre nedbør, vil regulering av grunnvatnet krevja pålitelege vêrmeldingar og kjennskap til korleis vêret påverkar både grunnvatnet og jordfukta i toppjorda (Ikonen mfl., 2023).

For å bruka desse metodane i Noreg, må me utvikla metodikk som stadfestar kor effektive desse metodane er under ulike vêrtilhøve, myrtypar og jordbrukssystem. I Noreg er det ikkje nok målingar av klimagassutslepp frå dyrka myr til å gjere dette i dag, og det er uvisst om utsleppsbalansane me finn i internasjonal litteratur er tilpassa norsk jord og klima.

Det er difor vanskeleg å slå fast kor mykje kontrollert vassnivå vil påverka utsleppa. Til dømes er det mange område i Noreg kor det er sopass mykje nedbør at den organiske jorda ofte vert vassmetta eller i det minste vert svært fuktig i toppjorda. For å finna ut kor mykje me kan redusera utsleppa med kontrollert drenering, vil det vera naudsynt å kalibrera modellar som viser jordfukta over heile vekstsesongen for ulik organisk jord og klima. Slik vil det gå an å estimera den sannsynlege klimavinsten gjennom vekstsesongen for ei gjeven avling og dyrkingssystem.

Kontrollert drenering kan vera meir utfordrande i område med mykje nedbør i laupet av vekstsesongen, i område med myrar i bakkete område og i myrar med svært høgt innhald av organisk materiale. Metodane kan kanskje vere meir praktiske i område der det er vanlegare med tørke, og i grunnare, flate og relativt veldrenerte myrar med meir moderat innhald av organisk materiale. Dette har me ikkje harr grunnlag for å vurdere nærare.

3.4 Leggja om frå åker til eng

Åkerkulturar på myr inkluderer både grønsaker og korn. Grønsaksproduksjon er vanlegast rett etter dreneringa når både vassleiingsevna til torva og dreneringstilstanden til den dyrka myra er mest laglege, og når dreneringsdjupna er størst. Det vert til vanleg ikkje dyrka matkorn på myr (Farstad 2020), truleg fordi myrjorda er kald om våren og generelt ei meir vanskeleg jord å arbeida med. Etter kvart som myra søkk, og dreneringsintensiteten minskar, minskar òg kor eigna jorda er for grønsaker og korn, og engdyrking vert kanskje den einaste passande jordbruksproduksjonen (Løddestøl 1955). Difor vil grønsaksdyrking på myr krevja periodisk vedlikehald eller ny drenering.

Åkerdrift vil gje høgre økonomisk avkastning enn engdrift, men krev veldrenerte jorde. Då vert den maksimale djupna det går å leggja dreneringa ein viktig faktor for kor lenge det går an å driva åkerkulturar på myr (Goetz og Zilberman., 1995). Sidan dyrking av korn og grønsaker krev betre drenering, og meir intensiv drift, inklusiv hyppigare jordarbeiding, fører åkerkultur til raskare tap av torva (Sorteberg., 1983). Det er likevel ikkje funne gjennomgåande skilnader i klimagassutsleppa

mellom åker og eng (Kløve mfl., 2017). Kanskje speglar dette den store variasjonen i jordbrukssystem, klimaregionar og eksperimentelle oppsett. Til dømes er det mange studiar som ikkje kontrollerer vassnivået eller skilnader i N-gjødsling til ulike vekstar. Dette er grunnleggjande viktige faktorar som styrer klimagassutsleppa frå dyrka myr. Sidan det ikkje er målt skilnader i klimagassutsleppa, vil me gå ut frå at den moglege klimagevinsten frå å endra frå åker- til engdrift i hovudsak vil vera effekten av mindre jordarbeiding og moglegheita for eit høgare vassnivå. Denne effekten er venta å mellom anna inkludera mindre erosjon av organisk materiale.

Som hovudregel vil åkerdrift over tid gå over til varig eng etter kvart som ny og djupare drenering anten vert uøkonomisk eller umogleg på grunn av det generelle vassnivået i området, eller på grunn av steinryggar eller andre grenser sette av den lokale geologien. I slike tilfelle vil jordet vanlegvis vera vått. Legg ein om ein veldrenert åker til eng, bør dette bli kombinert med å heva grunnvatnet (sjå kontrollert drenering) om ein skal få reduserte klimagassutslepp.

3.4.1 Kor eigna er tiltaket i Noreg?

Det meste av den dyrka myra er alt eng (Kapittel4). Forbodet mot nydyrking av myr vil truleg føra til at ein endå mindre del av myra blir dyrka som åker, som fylgje av myrsynking og dreneringsutfordringar. Der det vil vera mogleg med åkerdrift på lang sikt, er truleg veldrenert jord med torv over mineraljord der torva med tida blir mineralisert bort til det er ei mineraljord som står att. Skal ein leggja veldrenert åker om til eng, må ein vurdere om det er mogleg å endra dreneringa for heva grunnvatnet dersom målet er å redusera utsleppa. Kor intensivt enga blir driven, vil òg påverka utsleppa.

Dei totale utsleppa frå å endra produksjon bør òg vurdere utsleppa for heile verdikjeda. Større avlingar og auka nitrogengjødsling gjer at me vil venta at dei gjødsel-induserte utsleppa er større frå eng enn frå åker, men me vil på den andre sida forventa meir næringsavrenning og meir erosjon frå åker. Ved omgraving eller påkøyning av mineralmassar vil innhaldet av organisk materiale gå sterkt ned. Dette gjer at omdanning av organisk materiale i mindre grad kan gje nitrogen til plantane og det kan vera naudsynt med sterkare nitrogengjødsling for å oppnå same avling. Det er gjort nokre døme på endringar i utslepp per hektar ved ulik drift, og desse er vist i Tabell 6.3.

3.5 Paludikultur

Paludikultur er teknikkar for å dyrka jordbruksvekstar på drenert organisk jord med høgt vassnivå med mål om å minimera karbon-tapet og å redusera utsleppa frå dyrka organisk jord (Tanneberger og Wichtmann., 2011). Høgt vassinnhald er ikkje optimalt for jordbruksvekstar, og dette kan føra til reduserte avlingar. Men det finst vekstar som er, eller kan verta betre tilpassa våte tilhøve. Paludikultur handlar om å utvikla kunnskap og plantemateriale som kan gje interessant jordbruksdrift på svært våt jord. Mange vekstar har blitt prøvd ut, og det finst ei uttømmende liste i [EU Common agricultural Policy](#). Universitetet i Greifswald har ein global database med ei liste over plantar som potensielt kan nyttast i paludikultur (Able mfl., 2013). Tiltaket vert i stadig større grad anerkjend av mange som ei potensielt viktig løysing, som tillet vidare dyrking av dyrka myrområde samstundes som ein minimerer utsleppa (Wichmann., 2017; Ziegler mfl., 2021).

Paludikultur for å redusera klimagassutsleppa av myr dyrking er eit ganske nytt tema. Tidlegare har paludikultur vore sett på som eit alternativ for å få økonomisk utbytte av myrar der drenering ville vore for dyrt eller vanskeleg. Det er forska på strandrøyr som eit alternativt fôrgras i marginale område (Woods og Clark., 1975). I mange land finst det også tradisjonelle landbrukspraksisar for svært våte område. I Storbritannia var sivdyrking ei viktig kjelde for takmateriale. Det er lang tradisjon for myrslått både i Noreg og andre europeiske land (Klimkowska mfl., 2007; Lyngstad mfl., 2018), og myrplantane er blitt brukt både som fôr og strø. Utfordringa ved å fastslå utsleppa frå paludikultur-vekstar er at det er få forsøksresultat, og lite kunnskap om variasjonen og uvisse i korleis desse

vekstane påverkar utslepp. Mange plantar tilpassa vassjuk jord har mekanismar for å gje oksygen til røtene, men desse kan òg vera kanalar for metanutslepp. Plantetransporterte metanutslepp frå slike kanalar er ei viktig kjelde til metanutslepp frå myr (Korrensalo mfl., 2022). Dette gjeld òg mange artar som høver i paludikultur, og dette kan føra til store metanutslepp (Kandel mfl., 2020). Nitrogengjødsling kan òg føra til større lystgassutslepp.

Hittil er det ganske få studier som har sett på klimaeffekten av paludikultur, men resultata er lovande. Oversiktsartiklar syner at paludikultur mange stader kan vera eit alternativ som gjev sikkert lågare utslepp samanlikna med konvensjonell myr dyrking (Tanneberger mfl., 2022; Lahtinen mfl., 2022; Ziegler mfl., 2023).

Oversiktsartiklane syner at å leggja om til nye vekstar og ny jordbruksdrift krev praktisk og økonomisk tilpassing. I våte dyrkingssystem kan det vere behov for investeringar for å optimalisera avlingane, prosessera og lagra dei so vel som å marknadsføra sluttproduktet. Til dømes kan våte tilhøve ved paludikultur krevja innkjøp av køyretey som er tilpassa å køyra på våt jord med minst mogleg marktrykk (Schroder mfl., 2015). Nokre paludikultur-vekstar kan krevja heilt nye marknader,. Det er ikkje sikkert at nye matvekstar tilpassa våte tilhøve har like høg kvalitet, noko som kan redusera verdien av avlinga. Den totale klimaeffekten av nye dyrkingssystema må òg taka omsyn til sluttproduktet og heile verdikjeda. Nokre paludikulturprodukt har lenger opphaldstid for karbonet som, til dømes, byggjemateriale (Lahtinen mfl., 2022), som vil føra til mykje større karbonlagringspotensiale. Alternativt kan bioenergivekstar redusera etterspurnaden etter fossil olje og gass. I vurderingar av paludikultur, må ein taka omsyn til dei sosioøkonomiske utfordringane ved å etablere eit nytt dyrkingssystem og ta omsyn til korleis ei endra verdikjede påverkar det totale klimagassutsleppet. Det er ikkje gjort slike vurderingar for denne rapporten, men vert likevel nemnt hersom del frå litteraturgjennomgangen.

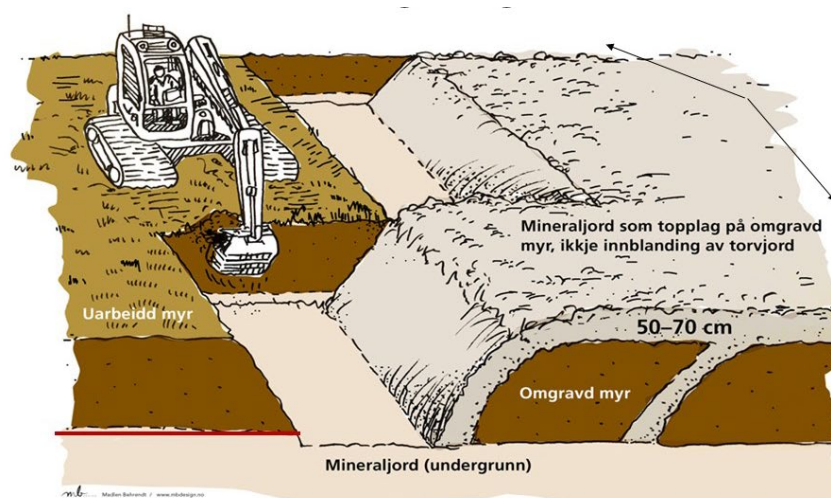
3.5.1 Kor eigna er tiltaket i Noreg?

Som nemnt er ikkje paludikultur nytt i Noreg. I tillegg til dyrking av plantar som toler vassjuk jord på myrslåttar, har grøfting av myr vore ei utfordring, særleg på Vestlandet. Store nedbørsmengder og humifisert vanskeleg drenerbart organisk materiale har gjort det vanskeleg å dyrka tradisjonelle vekstar. Tidlegare studier har undersøkt engdyrking med større mengder artar som toler fuktige tilhøve, slik som strandrøyr. Det finst ein norsk kultivar som i hovudsak er nytta i langvarig eng (Havstad., 2018). Utfordringa med strandrøyr, som eit fôrgras, er at det tapar seg raskt i kvalitet med utsett hausting. I område med mykje nedbør har ein ofte korte haustevindauge, og klarer dermed ikkje å hausta fôret på rett utviklingstrinn og med god nok kvalitet. Som nemnt, er dette ofte eit problem med moderne, ofte tunge maskinar på beresvak organisk jord. Dette kan vera mindre viktig om ein nyttar strandrøyr til bioraffinering for protein eller biodrivstoff. Paludikultur kan føresetja nye maskinar som lette traktorar for å letta drift av vassjuk jord (Schroeder mfl., 2015). Kontrollert drenering kan òg vera til hjelp i nokre område, der det vil vera å mogleg å påliteleg senka vasspegelen før hausting.

I kva grad paludikultur kan passa i Noreg, vil koma an på om gardane kan leggja om til eit nytt dyrkingssystem. Paludikultur kan vera eit interessant alternativt i område der det er vanskeleg å kontrollere vassnivå. Det er uklårt kor store utsleppa frå desse områda er, grunna ei i utgangspunktet vassjuk jord. Difor er det uvisst kor mykje det er å tena på paludikultur i desse områda. Men den økonomiske risikoen for avlingssvikt kan vera ein stor nok motivasjon til å prøva ut desse teknikkane. Bøndene må finna gode måtar å hausta vassjuk organisk jord, som kan krevja nye investeringar. I kva grad desse investeringane kan kasta av seg, vil truleg koma an på kor mykje organisk jord som er på garden, kor viktige desse er for den totale gardsøkonomien og i kva grad det finst subsidieordningar.

3.6 Omgraving

Omgraving oppstod fyrst som ein metode for å betra dreneringstilstanden og dei jordfysiske eigenskapane til dyrka myr, og for å redusera effekten av myrsynking (Haraldsen mfl., 1995). Omgraving er som regel kombinert med profilering for å betra overflateavrenninga og tillata raskare drenering om våren. Metoden grev ut mineraljord under torva, og plasserer dette som ei toppjord over det organiske materialet i eit 50–100 cm tjukt lag. Det er ofte skråstilte lag der vatnet kan drenera til undergrunnen (Figur 3.4). Det er nytta ulike variantar av omgraving alt etter kva som er best eigna på den aktuelle staden. Laget med mineraljord bør vera so tjukt at det underliggjande torvlaget ikkje vert påverka av jordarbeiding eller andre operasjonar.



Figur 3.4. Illustrasjon av metoden med omgraving

Omgraving er forventa å gje den nedgravne torva betre kontakt med grunnvatnet, slik at vassinnhaldet vert konsistent høgt. Dette reduserer tilgangen på oksygen, og vernar soleis organisk materiale frå rask, aerob nedbryting. Sjølv om myrar er vortne omgravne sidan 1980-talet er det publisert relativt lite forskning som undersøker om metoden faktisk reduserer nedbrytinga av torva. Eit nyleg studie frå Sveits skildrar eit forsøk der om lag 40 cm mineraljord var plassert over ei organisk jord, noko som ga lågare CO₂-utslepp enn ei drenert organisk jord ved sidan av (Wang mfl., 2021). Denne metoden er ikkje identisk med omgraving, sidan han manglar dei skråstilte laga, men syner at det er potensiale for at å dekkja til torva kan påverka CO₂-utsleppa.

Omgraving kan òg påverka utsleppa av andre drivhusgassar enn CO₂. Utsleppa av lystgass kan bli reduserte ved å heva pH i overflata, og betra dreneringa. Metan er ofte ikkje rekna som ein viktig drivhusgass frå drenert jord grunna eit stort potensiale for nedbryting av metan i aerob toppjord, men (periodevis) vassjuk jord og opne grøfter vil framleis gje nettoutslepp av metan (Tiermeyer mfl., 2016). Den betra dreneringa som følgjer av omgraving, aukar jordvolumet som kan bryta ned metan. Det er målt utslepp av metan og lystgass frå konvensjonelt drenert dyrka myr og omgraven myr over 2 år i Noreg (Hansen mfl., 2016, Dörsch mfl., 2017, Rivedal mfl., 2017a). Utsleppa av metan var 200 og 140 kg karbon frå CH₄ pr ha frå det konvensjonelt drenerte feltet. Frå det omgravne feltet var utsleppet mindre, berre 1,0 kg karbon frå CH₄ pr ha i 2015 og ei netto nedbryting på 1,0 kg karbon frå CH₄ pr ha i 2016. Tilsvarande vart lystgassutsleppa reduserte frå 4,25 og 9,50 kg nitrogen frå N₂O pr ha frå det konvensjonelt drenerte feltet til 3,60 og 3,20 kg nitrogen frå N₂O pr ha frå det omgravne feltet i

høvesvis 2015 og 2016. I eit forsøksfelt i Sveits målte forskarane $20,5 \pm 2,7$ kg nitrogen frå N_2O pr ha pr år frå konvensjonelt drenert torv, samanlikna med $2,3 \pm 0,4$ kg nitrogen pr ha pr år frå eit tilsvarende felt under om lag 40 cm mineraljord (Wang mfl., 2022). Utsleppa av lystgass og metan ser soleis ut til å gå ned etter omgraving.

I tillegg til at omgravinga kan redusere utsleppa ved å verna torv frå nedbryting, vil den tidlegare nedgravne mineraljorda vera karbonfattig, og ha potensiale til å lagre meir karbon. Dette er funne på Sortland, der innhaldet av karbon blei målt i 1993 og 2017. Her var det ein auke i jordkarbon på kring $25\text{--}30$ kg C daa^{-1} år $^{-1}$ i dei øvste 20 cm over 25 år (Upubliserte data frå Øpstad, S. NIBIO Fureneset). Den tidlegare karbonfattige jorda som er heva til overflata vil med tida kunne nå ei jamvekt, der nedbrytinga av organisk materiale og difor karbonutsleppet kan bli like stor som fangsten. Vi har ikkje dokumentasjon av kor lang tid det kan ta for å nå ei slik jamvekt. Det er lite truleg at det vert noko stor auke i karbonlagring etter at jorda når denne jamvekta

Ved vurdering av tiltaket må ein og ta inn karbontap grunna forstyrringar som fylgje av sjølve omgravinga. Det vil dessutan òg vera utslepp knytt til energibruk frå maskiner ved omgravinga.

3.6.1 Kor eigna er tiltaket i Noreg?

Berre ein liten del av allereie grøfta myr som blir grøfta om att, blir omgraven kvart år (Tabell 3.1). Eit hinder for denne metoden er at han berre fungerer der torv ligg over mineraljord, mineraljorda må vera brukande som toppjord etter utgravinga, og torva kan ikkje vera so djup at det vert vanskeleg å grava mineraljorda fram. Det pågåande prosjektet *Peat Improve* (2021-2025) inkluderer arbeid for å kartleggja arealet kor metoden potensielt kan nyttast. Det vil vera naudsynt å vita om omgraving er passande etter region, undergrunnsjord og andre tilhøve i felt.

Tabell 3.1. Statistikk over ny drenering på allereie dyrka myr frå 2013–2022. Kjelde: Landbruksdirektoratet

År	Systematisk røyrgrøfting (daa)	Omgraving (daa)*	Profilering (daa)
2013	46030	1300	1730
2014	48570	1590	2960
2015	27560	1250	1170
2016	23520	700	1510
2017	51680	660	2650
2018	38360	1000	2280
2019	30770	890	4480
2020	33160	1050	2010
2021	24010	740	1840
2022	26720	420	1220
Totalt 10 år	350380	9600	22250

*All omgraving er gjort på torvjord. Størst areal drenert med omgraving er i Møre og Romsdal, Trøndelag, Innlandet og Nordland (Øpstad mfl., upublisert).

Ei anna utfordring er kostnadene. Dyrka myr er ofte sett på som marginale areal, og har difor relativt liten økonomisk verdi. Aukande press på landbruket i Noreg og utfordringar frå meir ekstremvær, gjer

at kostnadene knytte til omgraving kan verta lettare å forsvare. I andre land med større jordreservar vil truleg omgraving halda fram med å vera upraktisk i eit kost-nytte-perspektiv. I Noreg, på den andre sida, kan tiltaket vera viktig for å ikkje berre taka vare på organisk jordkarbon, redusera utsleppa frå dyrka jord, men òg styrka matproduksjonen i område med avgrensa jordressursar.

3.7 Påkøyring av eit mineraljordlag over torvjord

Omgraving krev ei passande mineraljord under eit torvlag som ikkje er alt for djupt, men det vil òg vera mogleg å henta inn mineraljordlaget utanfrå jordet. Dette har i mange land vore ein metode for å betra dei jordfysiske eigenskapane til torvjord. Til dømes vart eit myrområde på Hokkaido i Japan dekt med mineraljord transportert frå fjellet via ei kabelbane (Naser mfl., 2018). I Sveits har dei òg undersøkt effekten av å dekkja torv med kring 40 cm mineraljord (Wang mfl., 2021) for å redusera klimagassutsleppa frå dyrka myr. Me har ikkje studier av tiltaket i Noreg, men det er praktisert her i landet og. Data frå jordsmonnkartlegginga tilseier at om lag 10 000 dekar av det som til no er kartlagt er påfylt mineraljord over torv, fordelt på om lag 9000 dekar med mindre enn 30 cm påfylt mineraljord over torv, og 1000 dekar der det påfylte mineraljordlaget er mellom 30 og 100 cm tjukt. Påfylt mineraljord over torv fordeler seg jamt ut over dei areala som er kartlagt. Ein kan ikkje sjå bort i frå at noko av det som er kartlagt som påfylt mineraljord over torv i realiteten dreier seg om omgravn myr.

Denne metoden liknar i stor grad på omgraving når det gjeld kva effekt me ventar det vil ha på utsleppa. Skilnadene kjem av at metoden er uavhengig av jorda under torva, at han ikkje forstyrrar torva like mykje og at han ikkje inkluderer skråstilte lag mineraljord for å betre kontakten med underliggjande mineraljord. Det er ikkje forskning som samanliknar desse metodane, og me veit soleis ikkje kva effekten av desse skilnadene vil vera. Det vil mest sannsynleg ha ulik effekt på vassflyten i undergrunnsjorda, som i nokre tilfelle og for visse mineraljordtypar kan ha konsekvensar for kor effektive desse metodane er for å redusera klimagassutsleppa og for å betra dei jordfysiske eigenskapane til jorda.

Det største hinderet for denne metoden er om det finst passande mineralmassar i nærleiken. Det er dyrt å frakta mineraljord, det kostar pengar og fører til utslepp. Det kan vera utslepp knytt til å flytta mineralmassar i utbyggingsprosjekt, og dette må med i reknestykket når ein reknar på utsleppsreduksjonar frå å leggja mineraljord over dyrka myr. Dei kjemiske og fysiske eigenskapane til mineralmassane er òg viktige for å avgjera om dei kan fungera som ei toppjord.

3.7.1 Kor eigna er tiltaket i Noreg?

Det er stort rom for gjenbruk av mineraljord frå utbyggingsprosjekt. Kor mykje mineraljord som er deponert kvart år er ukjend, men det er store mengder (Miljødirektoratet, 2021). Delar av denne jorda ville truleg vore brukande til landbruksføremål. Det vil krevja nøye planleggjing og undersøkingar for å koplare regionale utbyggingsprosjekt med lokale gardsressursar. Men ein må vera på vakt for potensielle miljøproblem frå slike prosjekt, der dei totale utsleppa kan verta større enn i dag, eller der ein øydelegg matjord ved å køyra på mineralmassar som anten er ubrukelege for landbruk eller forureina.

Det kan vera lovhinder knytt til å flytta mineralmassar frå utbyggingsprosjekt. Å flytta mineralmassar frå ein stad til ein annan er dekt av reguleringar, mellom anna om kor reine mineralmassane er. Utgravne massar kan verta klassifiserte som forureina, og difor ikkje brukande for landbruket, anten av di dei er faktisk forureina eller av di bakgrunnsverdiane i jorda er høgre enn grenseverdiane for forureina grunn. Massar henta utanfrå eigedommen kan òg innehalda skadelege artar som ikkje var til stades før (Torsteinsen mfl., 2022). Det kan òg vera problematisk om kornfordeling av mineraljorda er upassande, og det må vera store nok areal til både oppsamling og potensielt prosessering av

mineralmateriale, slik at dei kan bli lagt ut som ein dugande toppjord. “Jordmasser fra problem til ressurs” (Torsteinsen, 2022) gjev retningslinjer for korleis best flytta overskotsjord frå utviklingsprosjekt.

3.8 Innblanding av mineraljord i torvlaget

Omgraving og påkøyning av mineraljord lagar nye jordsjikt over torva, men det er òg mogleg å køyra på mindre mengder mineralmateriale for å endra eigenskapane til allereie eksisterande matjord. Vanlegvis er det då snakk om 1–10 cm mineraljord (Hestetun, 1976), anten innarbeidd med ein gong eller ved jordarbeiding etter nokre år (Hovd, 1938, Hestetun, 1976). Dette er ein gamal metode, som har vore nytta og tilrådd minst attende til 1910 (Hasund, 1910). Metoden er kjend for å betra jordfysiske eigenskapar (Sognnes mfl., 2006), produktivitet (Hovd, 1938, Sognnes, 2006) og auka overflatetemperaturen om våren (Celius, 1967), noko som kan gje tidlegare vekststart. Betra jordfysiske eigenskapar og temperatur kan gjera at jorda ikkje treng å verta jordarbeidd like ofte, då jorda vert mindre utsett for både pakking og vinterskade.. Påkøyning av eit tynt lag mineralmaterialar har redusert CO₂-utslepp i Sverige (Berglund mfl., 2019), medan effekten på lystgassutslepp var inkonsistent på Fureneset i Vestland (Hovlandsdal, 2011). I Noreg har det vore forsøk med ulike slag mineraljord og med skjelsand (Hestetun, 1976, Sognnes mfl., 2006). Den norske litteraturen viser ikkje større myrsynking ved iblanding av mineraljord, og Lende-Njaa (1914) meinte at det moglegvis reduserte synkinga. Det at det manglar data gjer at det er vanskeleg å vurdere om metoden er tilrådeleg for å redusere klimagassutslepp. Ei forbetring av jordfysiske eigenskapar kan til ein viss grad motverka negative konsekvensar av ein høg vasspegel. Difor er det viktig å sjå metoden i samanheng med metodar for å heva vasspegelen og med ulike dyrkingssystem.

Til liks med å køyra på eit tjukt lag mineraljord, er denne metoden avhengig av tilkøyrde massar. Dette byr på dei same utfordringane kva gjeld kvaliteten til mineralmassane, kor langt ein må køyra massane og risikoen med at det kan fylgje med skadelege artar. Utsleppa knytte til transport vil vera mindre av di det er snakk om mindre massar per dekar.

3.8.1 Kor eigna er tiltaket i Noreg?

Det manglar data for metoden, og me kan difor ikkje seia om metoden eigner seg for å kutta utslepp frå dyrka myr. Kombinert med kontrollert drenering kan nok metoden uansett vera nyttig, der dei betra jordfysiske eigenskapane frå mineralmaterialet kan halda jorda køyrbar sjølv ved ein høgare vassnivå. Metoden krev meir undersøkingar for å undersøkje eventuelle effektar på utslepp.

3.9 Kalking

Kalking tilfører kalsiumkarbonat, kalsiumoksid eller meir komplekse material som skjelsand for å auka pH i jorda. Auka pH er kjend for å betra både planteveksten og jordstrukturen. Både for høg og for låg pH vil redusere tilgjenge på plantenæringsstoff, og særleg i mineraljord vil låg pH auka faren for aluminium-forgifting. Både nedbørsoverskot og mineralgjødsel vil over tid føra til nedgang i pH (Nesheim, 2013). Kalking fører til utslepp av CO₂ frå karbonatet, men dette er som regel ein liten del av totalutsleppa frå jorda (Biasi, mfl., 2008). Dette er heller ikkje eit utslepp som er spesifikt for torvjord.

I hovudsak vil kalking redusere klimagassutsleppa frå eng. Dette er i hovudsak på grunn av mindre utslepp av lystgass og metan, av di høgare pH legg betre til rette for mikrobielle prosessar som omdannar desse gassane til N₂ og CO₂ (Abdalla, 2022). Ved pH under 6 er det større potensiale for lystgassutslepp (Liu, 2010), og me har sett reduksjon i lystgassutslepp frå myr som ein varig verknad av å kalka torvjord på Fureneset (Hovlandsdal, 2011).

Effekten av kalking på CO₂-utslepp er meir uviss, av di kalkinga hjelper motstridande prosessar (Paradelo mfl., 2015). Kalking er kjend for å auka mikrobiell aktivitet og respirasjon, som vil auka omdanninga av organisk materiale. På den andre sida, vil kalking føra til meir plantevekst, og soleis karbonlagring via fotosyntese. Den betra jordstrukturen kan verna delar av det organiske materialet frå omdanning, og kalsium kan stabilisera det organiske materialet og hindra nedbryting (Deru mfl., 2021). Mykje av kunnskapen vår om kalking og organisk materiale i jord kjem frå mineraljord, og prosessane vil truleg hella meir mot nedbryting i svært organisk jord (Paradelo mfl., 2015). Dette er understøtta av tyske resultat, der myrsynkinga er større i kalkrike enn i sure myrar (Höper., 2002). Sjølv om auka omdanning og soleis utslepp er det vanlegaste resultatet av kalking, er resultatet varierende (Biasi mfl., 2008).

Det er mange myrforsøk i eldre norsk litteratur der kalking var med som forsøksfaktor, men me har ikkje funne diskusjonar om ei større myrsynking i kalka jord. Dette kan vera av di kalking hadde lite effekt på omdanninga i jorda, eller av di forsøksoppsettet ikkje var eigna for å svara på slike spørsmål

3.9.1 Kor eigna er tiltaket i Noreg?

Kalking kan redusera lystgassutslepp. Effekten på CO₂ er mindre sikker, men me vil forventast at utsleppa oftast aukar. Dei spesifikke økosystemeigenskapane som avgjer om kalkinga aukar CO₂-utsleppa eller ikkje er ikkje kjende (Biasi mfl., 2008). Nettoeffekten er uviss, og vil i stor grad vera avhengig av effekten på CO₂-utslepp. Manglande tilgang på andre næringsstoff kan redusera eller reversera effekten pH har på mikrobiell omdanning (Deru mfl., 2021), men vil òg hindra planteveksten. Kraftig kalking av myr kan ha langvarige effektar på jordkjemien i myra, og kan påverka moglegheita til å restaurera myra til eit økosystem som liknar ein naturleg tilstand (Harpenslager mfl., 2015).

Sjølv om det er vanleg å kalka jordbruksjord, er mengdene mindre enn det som er naudsynt for å oppretthalda pH (Nesheim, 2013, Mattilsynet, 2021). Det vil vera viktig å oppretthalda og auka det noverande kalkingsnivået, både for produktivitet og for å redusera potensialet for lystgassutslepp. Ei betre forståing korleis kalking påverkar CO₂ langs heile verdikjeda vil krevja meir forskning.

4 Areal som er teknisk eigna for gjennomføring av tiltak

Det er to ulike kartgrunnlag som kan fortelje oss kor mykje av den dyrka jorda som er organisk jord og kvar den ligg. Den eine kjelda er arealressurskartet AR5, og den andre er jordsmonnkarta. Begge kartseriane er basert på feltarbeid der kvar kartfigur er oppsøkt i felt og undersøkt med høvesvis jordspyd (AR5) og jordbor (jordsmonnkartlegginga).

4.1 Om arealressurskartet AR5

Arealressurskartet AR5 er eit heildekkande kartdatasett som skildrar arealressursane ut frå produksjonsgrunnlaget for jord- og skogbruk. Det er vårt nasjonale klassifikasjonssystem for markslag, og har sitt opphav i markslagskartlegginga som blei gjort i samband med etablering av økonomisk kartverk. Kartlegginga blei utført gjennom omfattande feltarbeid landet over frå slutten av 60-tallet til midt på 80-tallet (Markslagsklassifikasjon i økonomisk kartverk, Einevoll 1980). Markslagskartet frå økonomisk kartverk blei i 2008 forenkla og vidareført til arealressurskartet AR5. (AR5 klassifikasjonssystem, Ahlstrøm mfl., 2019)

Arealressurskartet AR5 blir oppdatert i samarbeid mellom kommunane og NIBIO. Kommunane har ansvaret for det løpande ajourhaldet av kartet, og skal fange opp dei endringane dei får kjennskap til gjennom alminneleg saksbehandling, slik som for eksempel nydyrking og utbygging. I tillegg til dette blir kartet ajourført av NIBIO med nokre års mellomrom, basert på nye flybilder.

I AR5 er alt landareal delt inn i arealtypar etter kriterie for vegetasjon og kulturpåverknad. Vidare er areala tildelt eigenskapar for skogbonitet, treslag og grunnforhold alt etter kva som er relevant for arealtypen. Definisjonar av arealtypeane er uendra frå markslagskartlegginga. Jordbruksarealet er delt i tre arealtypar etter graden av oppdyrking, og viser areal som er dyrka opp og som enten er i bruk eller er i slik stand at dei kan brukast til jordbruksproduksjon.

4.1.1 Arealtypar

Jordbruksarealet er delt i tre arealtypar:

Fulldyrka jord: Jordbruksareal som er dyrka til vanlig pløydjupne, og kan nyttast til åkervekstar eller til eng, og som kan fornyast ved pløying.²

Overflatedyrka jord: Jordbruksareal som for det meste er rydda og jamna i overflata, slik at maskinell hausting er mogleg.

Innmarksbeite: Jordbruksareal som kan nyttast som beite, men som ikkje kan haustast maskinelt. Minst 50% av arealet skal vere dekt av kulturgras eller beitetålande urter.

² I den nasjonale klimarekneskapen er det fulldyrka jord som vert rapportert som dyrka mark, medan overflatedyrka jord og innmarksbeite i hovudsak vert rapportert som beite.

Vidare er landarealet delt i desse fem arealtypepane:

Skog: Areal med minst 6 tre pr. dekar som er eller kan bli 5 m. høge, og som er jamt fordelt på arealet. Skog med forventa årleg tilvekst på meir enn 0,1 m³ pr. dekar og år blir rekna som produktiv skog.

Myr: Areal med myrvegetasjon og minst 30 cm. torvlag.

Åpen fastmark: Areal som ikkje er myr, og som heller ikkje er jordbruksareal, skog, bebygd eller samferdsel

Bebygd: Areal som er utbygd eller i vesentleg grad opparbeida, samt tilstøytane areal som i funksjon er nært knytt til bygningane.

Samferdsel: Areal med anlegg som er brukt til samferdsel.

Arealtypepane er bestemt etter tilstanden på arealet, og viser ikkje nødvendigvis aktuell bruk til ei kvar tid. For jordbruksareala betyr det at areal som er dyrka opp og er i en slik stand at dei kan brukast til jordbruksproduksjon, vil bli klassifisert som jordbruksareal sjølv om dei ikkje er i drift. Areal blir klassifisert som jordbruksareal heilt til det har skjedd ei meir permanent endring av tilstanden, enten at arealet er grodd igjen slik at det må ryddast med anna enn vanlig jordbruksreiskap før det kan drivast igjen, eller at det er gjort tekniske inngrep på arealet. (Ahlstrøm, Bjørkelo, & Fadnes, 2019).

4.1.2 Grunnforhold

Eigenskapen grunnforhold angir om arealet har mineraljord eller organisk jord, om det er grunnlendt, fjell i dagen eller menneskeleg opparbeida og lite biologisk produktivt areal:

Organisk jordlag: Areal som har eit organisk jordlag (minimum 20 % organisk karbon) tjukkare enn 30 cm på myr og i skog og tjukkare enn 20 cm på jordbruksareal.

Jorddekt: Mineraljord der meir enn 50 % har større jorddjupne enn 30 cm.

Grunnlendt: Areal der meir enn 50 % har mindre jorddjupne enn 30 cm, men som ikkje kan klassifiserast som fjell i dagen.

Fjell i dagen: Areal der meir enn 50 % er bart fjell og mindre enn 10 % har jord djupare enn 30 cm.

Konstruert: Areal som er sterkt menneskepåverka og lite biologisk produktivt.

4.1.3 Dyrka myr i AR5

I følge arealressurskartet AR5 er om lag 6 % av jordbruksarealet i Norge å rekne som dyrka myr. I AR5 vert dyrka jord med meir enn 20 cm tjukt lag med organisk jord registrert som dyrka myr. Men det er ikkje registrert noko meir opplysningar om djupna på det organiske jordlaget, så ut i frå AR5 veit vi ikkje kvar det er djup organisk jord og kvar det berre er det øvste jordlaget som er organisk.

Under kartlegginga av markslag så var grunnforhold jorddekt sett på som normalverdi og ikkje registrert eksplisitt i kartet. Det betyr at organisk jord nok berre er registrert der kartleggaren var sikker, og har påvist eit organisk jordlag på minst 20 cm. Ein kan difor ikkje sjå bort i frå at noko dyrka myr ikkje vart fanga opp under feltarbeidet, og at dyrka myr dermed er underrepresentert i datasettet.

På den andre sida er det mellom 40 og 60 år sidan feltarbeidet vart gjort, og det er i liten grad gjort noko ny markslagskartlegging av areala i felt etter den tid. Det betyr at myrsynking som følge av jordbruksdrift kan gjere at ein del av det som vart kartlagt som dyrka myr ikkje lenger har eit organisk jordlag på minst 20 cm. Undersøkingar frå dyrka myr fleire stader i landet tilseier at synginga kan utgjere over 1 cm årleg (Grønlund mfl., 2008). På den andre sida er det under fotogrammetrisk oppdatering av AR5 brukt opplysningar frå jordsmonnkartlegginga, og i mange kommunar er areal som er registrert med organiske jordlag i jordsmonnkarta lagt inn som dyrka myr i AR5. Det er

vanskeleg å vite kor mykje som er endra til dyrka myr i AR5 basert på jordsmonnkart, difor er det også vanskeleg å kvantifisere reduksjon av areal med dyrka myr som følge av myrsynking.

4.2 Om jordsmonnkart

Jordsmonnkartlegging går ut på å dokumentere og stadfeste eigenskapane til jorda. Jordsmonnet blir skildra ved hjelp av eit klassifikasjonssystem. I tillegg blir enkelte andre relevante stadeigne eigenskapar registrert. Grenser mellom forskjellige kartfigurar blir fastsett i samsvar med ein kartleggingsmetode som gjeld for heile landet. Registreringsarbeidet skjer i all hovudsak ute på jordbruksarealet. Basert på jordtypene og andre relevante stadeigne eigenskapar blir det i etterkant gjort modellbaserte beregningar av jordkvalitet, driftstekniske begrensingar, potensial for dyrking av korn, gras og grønsaker, tekstur i plogsjiktet, osb. (Beskrivelse av metoder for klassifisering og avgrensning av jordsmonn, Forsberg mfl., 2018).

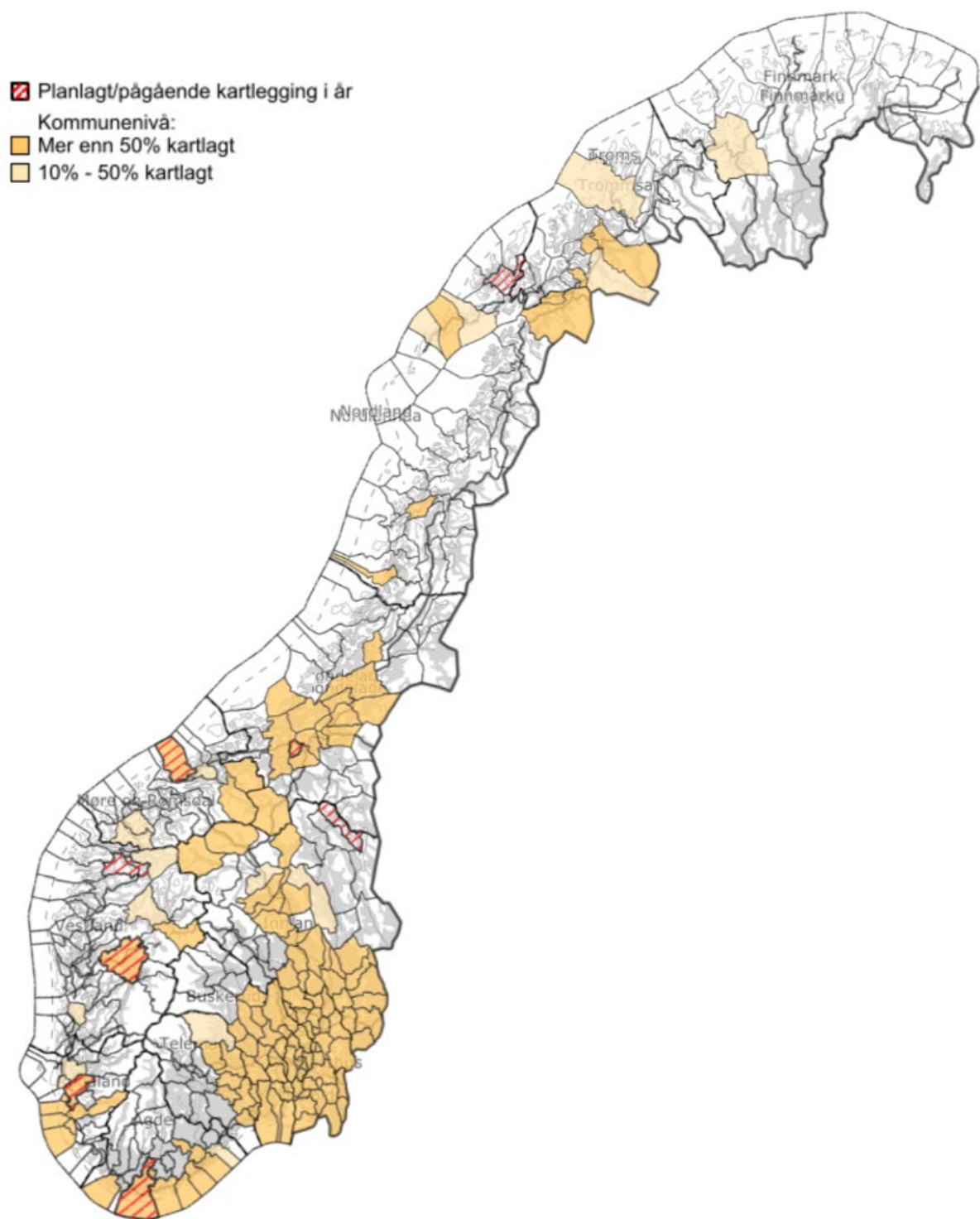
Jordsmonnskarta inneheld opplysningar både om djupne på det organiske jordlaget, kva type organisk jord det er og til ein viss grad kva type mineraljord som eventuelt ligg under denne.

Jordsmonnkartlegginga starta for alvor opp på starten av 90-talet, kort tid etter at markslagskartlegginga var fullført. Til no er rundt 60 % av fulldyrka og overflatedyrka jord i landet kartlagt. Jordsmonnskarta dekker det meste av Austlandet, Trøndelag og Jæren, ellers er dekninga heller sporadisk. For å bøte på dette, er det gjort ei landsdekkande arealrepresentativ utvalsbasert jordsmonnkartlegging som gjev statistikk på landsbasis og ned på landsdelsnivå (Lågbu mfl., 2018). Den viser i overkant av 703 000 dekar dyrka myr med meir enn 40 cm tjukt lag med organisk jord og i tillegg 267 300 dekar mineraljord med organisk jordlag på 20 – 40 cm.

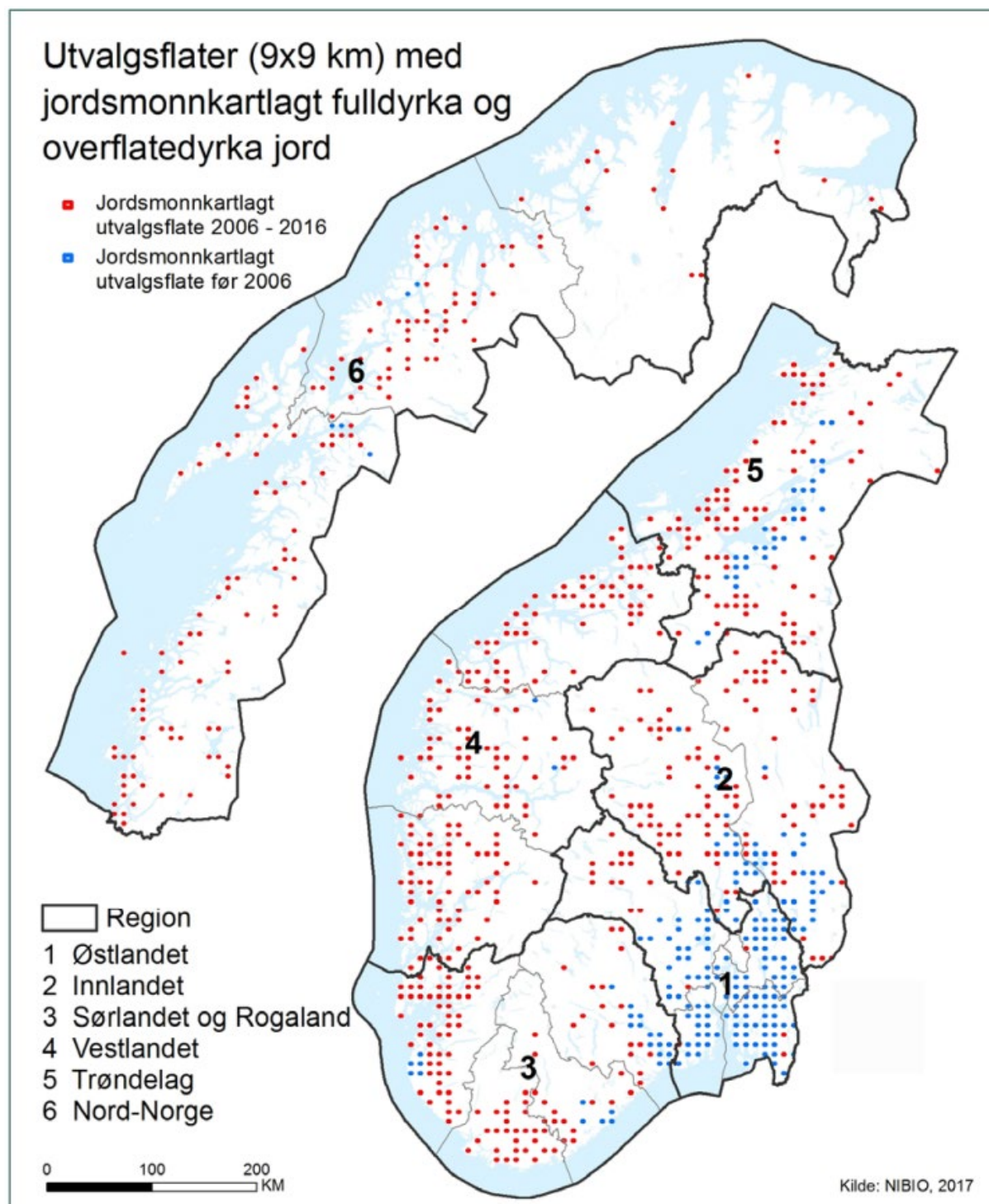
Den utvalsbaserte jordsmonnkartlegginga tilseier altså at andelen av fulldyrka og overflatedyrka jord som har minst 20 cm organisk jordlag totalt sett er noko høgare enn det vi finn i AR5. Resultat frå utvalskartlegginga tilseier at totalt 11 % av fulldyrka og overflatedyrka jord i Norge kan reknast som dyrka myr, fordelt på 4 % med djupne over 1 m, 4 % med djupne frå 1 m til 40 cm, og 3 % med djupne mellom 20 og 40 cm. Fordelinga viser som venta at andelen dyrka myr er høgast langs kysten, og dermed i dei områda der grasdyrkinga dominerer. Andelen djup myr er høgare sør i landet. Ein årsak til det kan vere at torvdanninga går seinare jo lenger nord ein kjem.

Tabell 4.1 Fordeling dyrka myr frå utvalskartlegging, andel av dyrka jord i prosent (Lågbu mfl., 2018)

Dybde på organisk jordlag	Øst- landet	Inn- landet	Sørlandet og Rogaland	Vest- landet	Trøndelag	Nord- Norge	Heile landet
Djup organisk jord (over 1 m)	1	3	6	8	5	5	4
Grunn organisk jord (0,4–1 m)	1	1	5	8	5	8	4
Mineraljord med organisk overflatesjikt (0,2–0,4 m)	1	1	3	6	3	9	3
Sum	3	5	14	22	13	22	11



Figur 4.1 Dekning av jordsmonnkart pr. 2023



Figur 4.2 Regioninndeling og utvalsflatene som er brukt for utvalgsbasert jordsmonnkartlegging

4.3 Kor mykje dyrka myr har vi?

Med dyrka myr i denne samanheng meiner vi i prinsippet både fulldyrka jord, overflatedyrka jord og innmarksbeite. Men innmarksbeite på organisk jord er det svært lite av.

Arealressurskartet AR5 og den utvalgsbaserte jordsmonnkartlegginga gjev noko ulike tal. Basert på data frå den utvalgsbaserte jordsmonnkartlegging ser vi at 4 % av fulldyrka og overflatedyrka jord er djup organisk jord, 4 % er organisk jord med 0,4–1 m djupne og 3 % har organisk jordlag på 20–40 cm.

Om vi legg til grunn ei myrsynking på 1 cm årleg, samt at markslagskartlegginga er 40 år gammal, så kan ein forvente at ein del av det som i si tid var kartlagt som dyrka myr, ikkje lenger har torvlag på over 20 cm. Men på den andre sida er det i større grad djup myr som vart registrert som dyrka myr under markslagskartlegginga, slik at fordelinga frå utvalskartlegginga ikkje er heilt representativ for dyrka myr i AR5. Samanlikning av dyrka myr i AR5 med jordsmonnkart i dei områda som har det, stadfester dette. Det er i stor grad område der jordsmonnkarta viser meir enn 40 cm organisk jord som er registrert som dyrka myr i AR5.

Utvalsundersøkinga frå jordsmonnkartlegging tyder også på at dyrka myr er underrepresentert i AR5, slik det er nevnt i kap. 3.1.3. Tala frå utvalskartlegginga tilseier at vi har til saman rundt 703 000 dekar dyrka myr med meir enn 40 cm torvlag, og ytterlegare 267 000 dekar med torvlag på 20–40 cm. Denne utvalskartlegginga er også nyare enn markslagskartlegginga, og feltarbeidet vart gjort i perioden 2006–2016.

Desse faktorane i sum tilseier at totalt areal dyrka myr frå AR5 truleg gjev eit høveleg, om enn noko lågt estimat på andel dyrka myr for heile landet. Sidan jordsmonnkarta berre dekker delar av landet kan vi ikkje bruke jordsmonnkart for å gjere beregningar opp mot andre kartdata på nasjonalt nivå. Difor bruker vi dyrka myr frå AR5 som utgangspunkt for landsdekkande beregningar. For planlegging og vurdering av tiltak i konkrete område vil vi anbefale at ein bruker jordsmonnkart der dei er tilgjengeleg.

I Norge er det vanleg å operere med arealtal oppgitt i dekar eller kvadratkilometer. Men i klimagassrekneskap vert det brukt hektar som eining. Difor viser vi arealtal både i dekar og hektar.

Tabell 4.2 Dyrka myr fordelt på arealtypar frå AR5.

Arealtype	Hektar ¹	Prosent
Fulldyrka	60 008	91 %
Overflatedyrka	4 954	8 %
Innmarksbeite	660	1 %
Sum	65 622	100 %

¹. Vi presenterer areal i hektar for å gjere det lettare å samanlikne med fluksverdiane etter IPCC sine retningslinjer. Eitt hektar er ti dekar.

Andel av jordbruksarealet som er dyrka myr er ujamnt fordelt i landet. Høgast andel dyrka myr finn vi i Agder og Nordland, medan Viken, Vestfold og Telemark har lågast andel dyrka myr.

Tabell 4.3 Andel dyrka myr fordelt på fylke, basert på AR5.

Fylke	Jordbruks-areal hektar ¹	Dyrka myr hektar ¹	Andel prosent
Oslo	960	6	0,6 %
Rogaland	106 681	8 744	8,2 %
Møre og Romsdal	61 938	6 023	9,7 %
Nordland	74 916	9 263	12,4 %
Viken	219 419	3 130	1,4 %
Innlandet	223 626	8 986	4,0 %
Vestfold og Telemark	71 735	1 889	2,6 %
Agder	37 748	5 618	14,9 %
Vestland	102 815	6 578	6,4 %
Trøndelag	181 317	11 557	6,4 %
Troms og Finnmark	53 788	3 830	7,1 %
Sum	1 134 943	65 622	5,8 %

¹Vi presenterer areal i hektar for å gjøre det lettere å samanlikne med fluksverdiane etter IPCC sine retningslinjer. Eitt hektar er ti dekar.

Oversiktene over dyrka myr frå AR5 og utvalskartlegginga viser ulike tal. Dette tilseier at estimata for areal med dyrka myr er usikre. I område utan jordsmonnkart veit vi heller ikkje kva areal av dyrka myr som er djup og grunn. Vidare veit vi ikkje kor mykje av den dyrka myra som er gått ut av drift. Dette har innverknad når ein skal vurdere areal som kan vera eigna til ulike tiltak. Sidan oversikten over areal er usikker, så har vi valgt å angi ulike arealestimat på landsbasis og ikkje ned på kommunenivå.

I dei neste underkapitla er det gjort arealvurderingar av nokre tiltak som er omtalte i kapittel 3. Kor godt eigna de ulike areala er for tiltak er avhengig av stadeigne tilhøve. Her meiner vi nedbør og helling vil vere sentrale tilhøve. I tillegg kjem aktive tiltak med til dømes omgraving, påfylling av jord og driftsmessige agronomiske tilhøve.

4.4 Arealoversikt over nedbørsmengd på dyrka myr

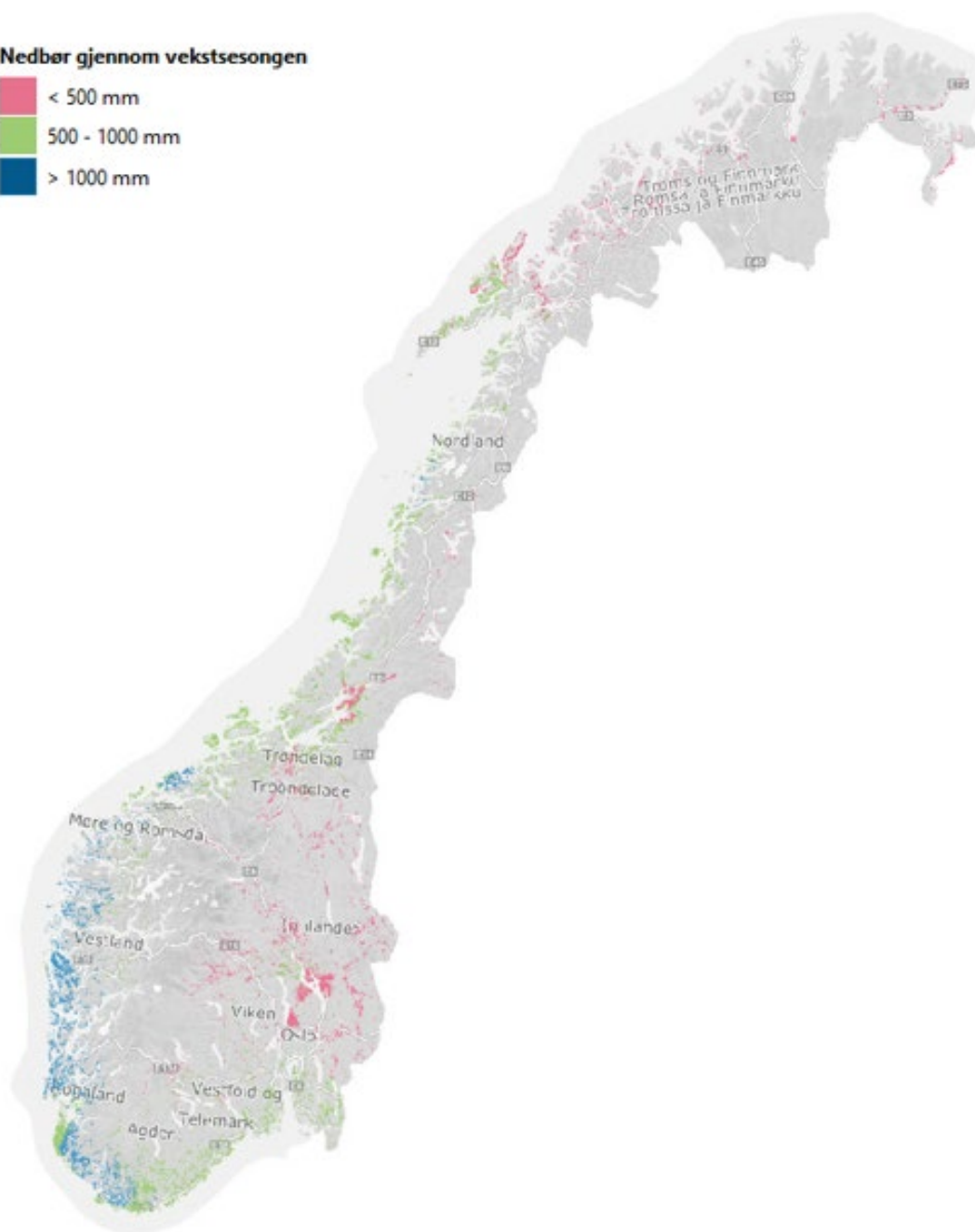
Heving av grunnvassnivå kan vere eit aktuelt tiltak for å redusere klimagassutslepp frå dyrka myr. Men i område med høg nedbør gjennom vekstsesongen vil truleg vassnivået vere høgt sjølv om ein ikkje gjer tiltak for å oppnå dette. Det vil òg vere vanskelegare å få til ein påliteleg nedtapping av grunnvatnet i område med høg nedbør gjennom vekstsesongen. I motsett ende kan det i område med lite nedbør vere vanskeleg å sikre høgt nok vassnivå gjennom vekstsesongen, trass i at ein regulerer grøftene. Tiltaket vil difor truleg vere mest realistisk å gjennomføre i område med middels høg nedbør. Kor mange dekar ein kan rekne med har høveleg med nedbør vil avhenge sterkt av kva ein rekner som for mykje eller for lite nedbør. Vi mangler data for å seie noko om kva som skal reknast som for høg eller for lav nedbør til å kunne gjennomføre tiltaket. Men for å få ei viss oversikt over korleis nedbørsmengda er fordelt på dyrka myr har vi delt inn nedbørsmengda i tre klassar som vist i Tabell 3.4. Tala er basert på interpolerte nedbørsmålingar frå perioden 1981–2015, kobla mot areal med dyrka myr frå AR5 (Tabell 3.4).

Tabell 4.4 Areal av dyrka myr (frå AR5) etter nedbør i vekstsesongen.

Nedbør	hektar ¹	prosent
< 500 mm	19 202	29 %
500–1000 mm	32 630	50 %
> 1000 mm	13 790	21 %
Sum	65 622	100 %

1. Vi presenterer areal i hektar for å gjøre det lettere å samanlikne med fluksverdiane etter IPCC sine retningslinjer. Eitt hektar er ti dekar.

Nedbør gjennom vekstsesongen

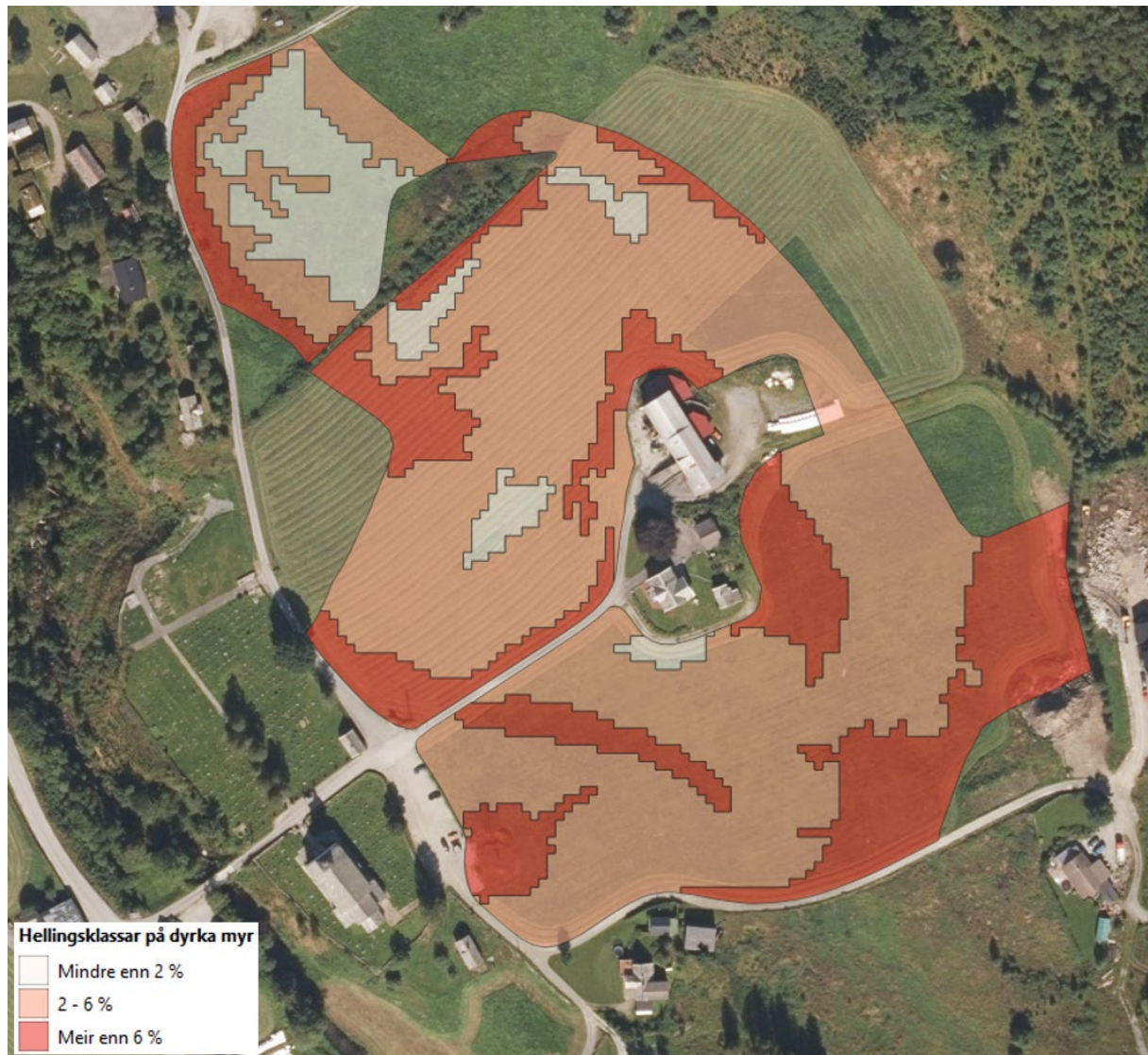


Figur 4.3 Nedbør gjennom vekstsesongen vist på areal med dyrka myr i AR5.

4.5 Arealoversikt over hellingsgrad på dyrka myr

For dyrka myr som ligg i hellande terreng kan ein ikkje like lett kontrollere grunnvassnivået ved å tette utløpet. For å finne hellingsgrad på dyrka myr (Tabell 3.5) har vi brukt ein digital terrengmodell.

Helling er beregna etter same metode som er brukt ved jordsmonnkartlegginga, og fylgjer dermed same klasseinndeling som denne. Der er hellinga delt i mindre enn 2 %, 2-6% og over 6%. 2 % helling tilsvarer 2 cm stigning pr. meter, eller 1,15°. 6 % helling tilsvarer 6 cm stigning pr. meter, eller 3,43°.



Figur 4.4 Døme på inndeling i hellingsklassar på dyrka myr.

Tabell 4.5 Hellingsgrad på dyrka myr etter klasseinndeling som ved jordsmonnkartlegging.

Helling	Hektar ¹	Prosent
0–2 %	16 637	25 %
2–6 %	30 206	46 %
over 6 %	18 779	29 %
Sum	65 622	100 %

¹ Vi presenterer areal i hektar for å gjere det lettare å samanlikne med fluksverdiane etter IPCC sine retningslinjer. Eitt hektar er ti dekar.

Det er naturlegvis lettast å kontrollere vassnivået på myr med helling mindre enn 2%. Dette gjeld i overkant av over 166 000 dekar, altså om lag 25% av dyrka myr i landet.

Men det finnest teknikkar som gjer det mogleg å heve vassnivået også i noko meir hellande terreng. Dette vil riktig nok vere meir omfattande og kostnadskrevjande tiltak.

Heving av vassnivå vil fyrst og fremst vere eigna som tiltak på relativt flate myrreal i område med middels høg nedbør. Med lite nedbør gjennom vekstsesongen vil det truleg vere vanskeleg å sikre høgt nok vassnivå gjennom heile sesongen, og i område med høg nedbør vil det vere fare for oversvømming i periodar med intens nedbør dersom ein forsøker å halde eit jamt høgt vassnivå.

Om vi held hellingsklassane på dyrka myr opp mot nedbørsmålingane finn vi (Tabell 4.6) at 86 159 dekar dyrka myr i område der nedbør gjennom vekstsesongen er mellom 500 og 1000 mm og har helling under 2 % og ytterlegare 151 917 dekar som har helling på mellom 2 og 6 %. Vi vil dermed anslå at heving av grunnvassnivå kan vere aktuelt tiltak for opp mot rundt 238 000 dekar, eller rundt 36 % av dyrka myr i landet. Dette estimatet er usikkert, spesielt sidan vi mangler haldepunkt for å seie kor mykje nedbør ein kan handtere i eit system med heving av vassnivået.

Spesielt kysten frå Vest-Agder til og med Møre og Romsdal vil vere lite eigna for slikt tiltak.

Tabell 4.6 Dyrka myr fordelt på hellingsklassar og nedbørsintensitet.

Nedbør	Helling < 2 %	Helling 2–6 %	Helling > 6 %	Sum
< 500 mm	5 828	8 773	4 616	19 217
500–1000 mm	8 616	15 192	8 811	32 619
> 1000 mm	2 235	6 280	5 270	13 786
Sum	16 679	30 245	18 698	65 622

¹ Vi presenterer areal i hektar for å gjere det lettare å samanlikne med fluksverdiane etter IPCC sine retningslinjer. Eitt hektar er ti dekar.

Tabell 4.7 Dyrka myr fordelt på hellingsklassar og nedbørsintensitet, andel i prosent

Nedbør	Helling < 2 %	Helling 2–6 %	Helling > 6 %	Sum
< 500 mm	9 %	13 %	7 %	29 %
500–1000 mm	13 %	23 %	13 %	50 %
> 1000 mm	3 %	10 %	8 %	21 %
Sum	25 %	46 %	28 %	100 %

I desse oversiktene er det ikkje teke omsyn til om det er praktisk å gjennomføre tiltaka, om det finst tilgjengeleg metodikk, rådgevingmateriale, samt kostnader knytt til tiltaka. Desse tala er berre basert på vurderingar av nedbør og helling.

4.6 Omgraving

Omgraving er ein alternativ måte for dyrking og drenering av myr med 40–150 cm tjukt torvlag med drenerande mineraljord under. Omgraving som dreneringsmåte er også aktuell å bruke på tidlegare grøfta myr der dreneringstilstanden ikkje lenger er god nok. Metoden går ut på at mineraljord blir lagt som topplag på myra (50–100 cm tjukt) og i skråstilte lag der vatn kan drenere til undergrunnsjorda. På denne måten er det organiske materialet i myra betre beskytta mot nedbryting.

Vi manglar gode data på kor stor del av den dyrka myra som er egna for slik omgraving. Prosjektet PeatImprove (2021–2025) forsøker å kome nærare eit svar på dette. Her blir markslagskart og jordsmonnkart kombinert med kvartærgeologiske kart frå NGU for å skilje mellom areal som er eigna, ueigna og usikkert eigna. Resultata frå PeatImprove vil truleg kunne gje grunnlag for å vita meir om kor store areal som er eigna for omgraving, og korleis dette er fordelt mellom ulike regionar, samt gje betre kunnskap om undergrunnsjord og andre tilhøve i felt.

4.7 Påfylling

Påfylling av mineralmassar over dyrka myr fungerer litt på same måte som omgraving, men her er ein ikkje avhengig av verken passeleg tjukkeleik på torvlaget eller at det er eigna massar under torvlaget. Ein er derimot avhengig av å få tilkøyrte eigna massar andre stader i frå. Kor stor del av dyrka myr som er eigna for påfylling er dermed fyrst og fremst avgrensa av tilgangen på eigna mineralmassar, og kostnadene knytt til dette. Vi har derfor ikkje noko grunnlag for å gje eit estimat for areal i denne rapporten. Det vil krevje tilleggsvurderingar.

I Bergensområdet kan frakt og sortering av mineralmateriale frå utbyggingsprosjekt vera om lag like dyrt som kostnadene ved deponering (Magnussen mfl., 2022). For 1000 tonn er dette estimert å kosta kring 300–500 000 kr. Dette svarar til ei mineraldekke på i underkant av 75 cm per dekar. Torsteinsen mfl., (2022) meiner òg at flytting av matjord fort kostar kring 300–400 000 kr per dekar dersom det skal gjerast skikkeleg. Det er sannsynleg at kostnadene ved påfylling av mineralmassar ofte vil vera om lag like store som kostnadene ved deponering, dersom det finst entreprenørar med god kjennskap til jord og jordflytting i området. I ein del tilfelle finst det lokale massar på same bruket, eller frå nærliggjande massetak. Då kan kostnadene bli mindre, men det er ikkje innsparing på deponeringskostnader. Det kan likevel kasta godt nok av seg til at bønder vel å gjennomføra påfyllingstiltak, òg med dagens regelverk (Rivedal, 2020).

4.8 Produksjonsformer på dyrka myr

Sidan innføring av kanaliseringspolitikken på 1950-talet er stadig meir av kornproduksjonen vorten konsentrert om austlandsområdet og Trøndelag, medan grovfôrproduksjonen er flytta til dei områda som er mindre eigna for kornproduksjon. Dermed er det allereie grovfôrproduksjon som dominerer i dei områda i landet med høgast andel dyrka myr. Det betyr også at ein del dyrka myr som ligg i «kornområda» er brukt til kornproduksjon og til annan open-åker-produksjon.

Utbetalingane av produksjonstilskot viser kor mykje av ulike vekstar som vert produsert på dei ulike eigedomane. Men dei seier ikkje noko om kvar på eigedomen dei ulike produksjonane skjer, og dermed heller ikkje kva del av produksjonen som skjer på dyrka myr og kva som skjer på mineraljord. Fylgjeleg kan vi ikkje seie sikkert kor store areal av dyrka myr som er brukt til dei ulike vekstgruppene. Med eit system der gardbrukarane kartfester kva areal dei søker om tilskot for, ville det derimot vere mogleg å finne kva teigar og skifte som er i drift og kva dei vert brukt til frå år til år.

I gjødselplanane tek gardbrukarane omsyn til om dei dyrkar på mineraljord eller organisk jord. Desse planane kunne dermed også gitt opplysningar om driftsformer på dyrka myr, men planane er dessverre ikkje offentleg tilgjengelege.

4.8.1 Veksttype basert på satellittdata

Som alternativ til tal frå produksjonstilskot kan vi bruke satellittdata for å identifisere ulike vekstgrupper. Men her er det også fleire utfordringar og ein viss usikkerheit. NIBIO har berekna veksttype på jordbruksareal basert på satellittdata gjennom ein heil vekstsesong. Denne modellen, som vert kalla JordbrukSat, er eit nasjonalt vektorkart som viser den geografiske fordelinga av ulike veksttypar på jordbruksareal, samt jordbruksareal som er nedbygd. Kartet viser jordbruksareal i seks klassar og er framstilt frå satellittbilete og offentlege kartdata ved bruk av maskinlæring.

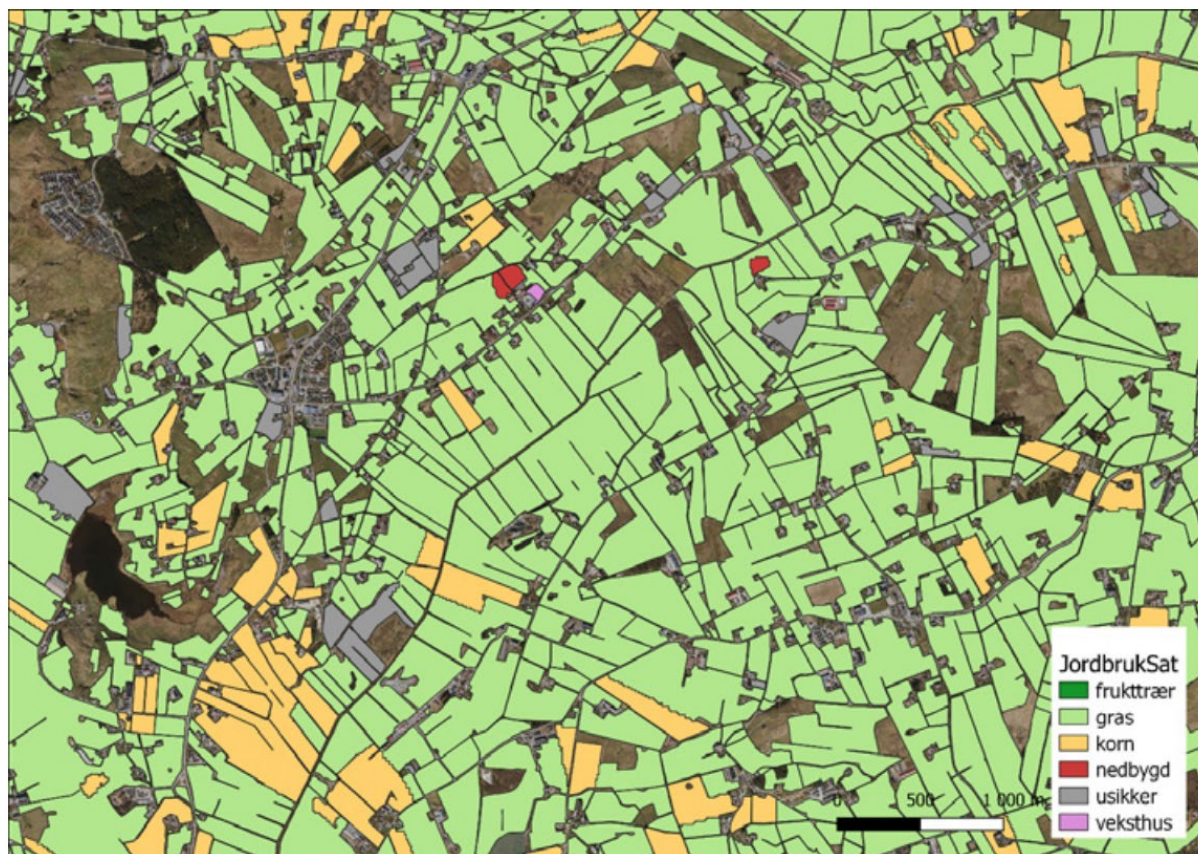
Som alternativ til data frå produksjonstilskot har vi sett på korleis dyrka myr frå AR5 er fordelt på dei ulike kategoriane frå modellen JordbrukSat.

I JordbrukSat 2021 er jordbruksarealet delt inn i seks klassar (Tabell 3.9) Veksttypar (produksjonar) er delt tre klassar (gras, korn og frukttre), nedbygd areal i to klassar (nedbygd og veksthus), medan ein klasse dekkjer areal med usikker tolking. Kartet har blitt framstilt ved hjelp av satellittdata frå Sentinel-2 samla inn over vekstsesongen i 2021. I tillegg er det brukt data frå flyboren laser (hoydedata.no) for å skilje frukttre frå andre jordbruksvekstar.

Tabell 4.8 Klassar av jordbruksareal frå JordbrukSat 2021

Klasse	Forklaring
Gras	Grasproduksjon (slått)
Korn	Kornproduksjon
Veksthus	Produksjon av planter
Nedbygd	Bygninger og veiarealer
Frukttrær	Plantasjer med frukttrær
Usikker	Arealer med usikker prediksjon

Modellen treff relativt godt på kornproduksjon og på gras til slått. Men for andre produksjonar er det større usikkerheit. Eng til beite vil for eksempel ofte bli plassert i kategorien «arealer med usikker prediksjon», sidan ein ikkje vil sjå dei typiske endringane i bilderefleksjon som følger av slått eller innhausting.



Figur 4.5. Eksempel bilde med prediksjoner av produksjon fra JordbrukSat

Kobling av JordbrukSat mot AR5 viser at 85 % av fulldyrka myr blei brukt til grasproduksjon i 2021, og 10 % blei brukt til kornproduksjon (Tabell .10).

Tabell 4.9 Fordeling av veksttype fra JordbrukSat på fulldyrka myr.

Klasse	Areal (hektar) ¹	Andel (%)
Gras	49 407	85 %
Korn	5 932	10 %
Veksthus	2	0 %
Nedbygd	22	0 %
Frukttrær	2	0 %
Usikker	3 057	5 %
Sum	58 422	100 %

¹ Vi presenterer areal i hektar for å gjøre det lettere å samanlikne med fluksverdiane etter IPCC sine retningslinjer. Eitt hektar er ti dekar.

4.8.2 Produksjon av grønnsaker på dyrka myr

Som tala frå JordbrukSat stadfester, er dyrka myr i hovudsak brukt til grasproduksjon, men andre produksjonsformer førekjem også. Myrjord er til dømes egna til dyrking av nokre rotgrønnsaker, som gulrot og kålrot. Tal frå søknader om produksjonstilskot tilseier at desse produksjonane dekker under 1 % av jordbruksarealet i landet. Desse vekstgruppene er ikkje mogleg å identifisere gjennom JordbrukSat. På den andre sida veit vi at det totalt vert dyrka gulrot på rundt 12 000 dekar i Norge. Om vi legg til grunn at andelen av jordbruksarealet som er dyrka myr er 7 %, så tilseier dette at i underkant av 900 dekar dyrka myr vert brukt til produksjon av gulrot. Men undersøkingar opp mot tal frå produksjonstilskot tilseier at det vert dyrka noko meir gulrot på eigedomar som har høg andel dyrka myr. Fylgjeleg kan vi truleg rekne med at det vert dyrka gulrot på noko meir enn 900 dekar dyrka myr.

4.8.3 Andre produksjonsformer på dyrka myr

Dyrka myr vil vere lite eigna til beite for storfe då den har dårleg bæreevne. Dette vil spesielt vere vanskeleg i kombinasjon med heving av vassnivået. Omgravd og påfylt myr er brukt til korndyrking og til åkerkulturar. Særleg i Hedmark kan ein finne døme på dette, men omfanget er uvisst.

4.9 Restaurering av dyrka myr som er ute av bruk

Restaurering av dyrka myr som ikkje lenger er i bruk kan vere eit tiltak som har mindre konsekvensar for jordbruket. Basert på AR5 og tal frå produksjonstilskot vil vi her forsøke å gje eit anslag på kor mykje dyrka myr som er ute av bruk. Det er ikkje alt jordbruksareal i AR5 som er i drift. I AR5 er jordbruksareal definert som areal som er dyrka opp og som enten er i bruk til jordbruksproduksjon eller er i slik stand at det kan brukast til jordbruksproduksjon utan større tiltak. Areal ute av bruk skal altså vere klassifisert som jordbruksareal heilt til det er grodd igjen eller er forsumpa og må grøftast opp igjen på nytt.

Tala frå søknader om produksjonstilskot kan seie noko om kor stor del av jordbruksarealet i AR5 som er i drift. Tala viser at det berre er utbetalt tilskot på rundt 87 % av jordbruksarealet. Men areal kan også vere i drift utan at det er utbetalt tilskot. Dei kan vere i drift til ei produksjonsform som gjev rett på tilskot, men av ulike grunnar ikkje vere omsøkt eller at søknaden er avslått, eller dei kan vere i drift til produksjon som ikkje gjev rett på tilskot, som til dømes hestehald. Det kan også vere etterslep i oppdateringa av AR5, slik at arealet har grodd igjen utan at det er fanga opp i AR5 enno.

Vi manglar gode tal på kor stor del av areal utan produksjonstilskot som faktisk er ute av drift. Om vi legg til grunn at areal utan utbetalt produksjonstilskot er jamt fordelt på mineraljord og organisk jord vil det vere i overkant av 85 000 dekar dyrka myr som det ikkje vere utbetalt produksjonstilskot for. Undersøking utført av statsforvaltaren i Vestfold og Telemark tilseier at berre rundt 1/4 av areala som det ikkje er utbetalt tilskot for faktisk var ute av drift (Aasmundsen og Vale, 2022). Om vi legg til grunn at denne fordelinga også gjeld på landsbasis, så tilseier det at drygt 3% av jordbruksarealet på landsbasis er ute av drift. Gjennom å sjå på andel dyrka myr på eigedomane som det ikkje er utbetalt produksjonstilskot, så finn vi at eigedomar med dyrka myr ikkje er signifikant overrepresentert. Med desse forutsetningane kan vi rekne at over 21 000 dekar dyrka myr er ute av bruk på landsbasis. Men både andelen dyrka myr og andelen jordbruksareal ute av bruk varierer sterkt mellom landsdelane. Størst andel jordbruksareal ute av bruk finn vi langs kysten, særleg i fylka Vestland, Møre og Romsdal, Nordland og Troms og Finnmark. Det er også i desse fylka vi ein høgare andel dyrka myr, jamfør Tabell 3.3. Dette tilseier at det truleg er meir enn 21 000 dekar dyrka myr som er ute av bruk. Om vi i tillegg legg til grunn at dyrka myr er noko underrepresentert i kartet, kan vi bruke eit konservativt anslag på 25 000 dekar.

4.10 Oppsummert, areal eigna for tiltak

Vi har identifisert eitt tiltak for å redusere utslepp av klimagassar med fortsatt drift, nemleg heving av vassnivå. Nedbørsmengd og helling gjer at berre delar av drenert organisk jordbruksjord kan eigne seg for dette tiltaket. I tillegg er ein del drenert organisk jordbruksjord ute av drift og kan restaurerast utan store konsekvensar for jordbruksproduksjonen.

Tabell 4. Areal eigna for tiltak for å redusere klimagassutslepp frå drenert organisk jordbruksjord

Tiltak	Areal i hektar ¹	Andel i prosent
Drenert organisk jordbruksjord	65 622	
Fortsatt drift, heving av vassnivå	23 800	36
Ute av drift, restaurere	2 500	4

¹ Vi presenterer areal i hektar for å gjere det lettare å samanlikne med fluksverdiane etter IPCC sine retningslinjer. Eitt hektar er ti dekar.

5 Klimagassutslipp knyttet til drenert organisk jord

Norge er forpliktet til å rapportere klimagassutslipp til både FN under Klimakonvensjonen og Parisavtalen, til ESA under klimaavtalen til EU og til Stortinget under klimaloven. Årlige klimagassutslipp rapporteres i det nasjonale klimagassregnskapet, såkalt National Inventory Report (NIR, rapporten for 2023 forkortes til NIR2023) (Miljødirektoratet mfl., 2023). Klimagassregnskapet er et samarbeid mellom Miljødirektoratet, SSB og NIBIO. NIBIO har ansvaret for arealbrukssektoren i det nasjonale klimagassregnskapet, hvor det rapporteres utslipp og opptak knyttet til arealbruk, mens SSB har ansvaret for jordbrukssektoren hvor alle jordbruksrelaterte utslipp blir rapportert, blant annet lystgassutslipp fra drenert organisk jordbruksjord. Det rapporteres hvert år for årene 1990 til 2 år før rapporteringsåret. Dvs. at i NIR2023 ble det rapportert for 1990-2021.

Klimagassutslipp i det nasjonale klimagassregnskapet beregnes ved bruk av metodikk utviklet av FNs klimapanel (IPCC). Retningslinjene som følges, er i hovedsak beskrevet i «2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories» (IPCC, 2006), i tillegg brukes «2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories» som har oppdatert utslippsfaktorer der hvor det er ny forskning tilgjengelig (IPCC, 2019). Det har senere kommet supplement og forbedringer. Blant annet brukes «2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands» til metodikk knyttet til drenert organisk jord (IPCC, 2014). Metodikken vil ofte bestå av at det er en utslippsfaktor som ganges med aktivitetsdata. Aktivitetsdata er i arealbrukssektoren stort sett areal. Metodikkene kategoriseres i 3 nivåer, såkalte Tier. En Tier 1 metodikk benytter seg av standard utslippsfaktorer beskrevet i retningslinjene til IPCC. Dersom en har tilstrekkelig med nasjonale data kan landene utvikle Tier 2 metodikker hvor en benytter seg av nasjonale eller regionale utslippsfaktorer. I en Tier 3 metodikk brukes målinger og/eller modeller istedenfor utslippsfaktorer. Tier 3 åpner således i mye større grad for både å ta inn lokale forhold og effekter av ulike tiltak og forvaltningspraksiser.

Landarealet deles inn i seks arealbrukskategorier; skog, beite, dyrket mark, vann og myr, utbygd areal og annen utmark. Arealet for hver kategori beregnes basert på data fra Landsskogtakseringen (som, tross navnet, dekker all arealbruk). I denne rapporten er det kun arealbrukskategoriene dyrket mark og beite som omtales. Beite deles i to underkategorier; aktivt beitet innmark og åpen og glissent tresatt utmark på mineraljord. Den siste underkategorien er per definisjon på mineraljord, og er dermed ikke aktuell her.

5.1 Nåværende metodikk

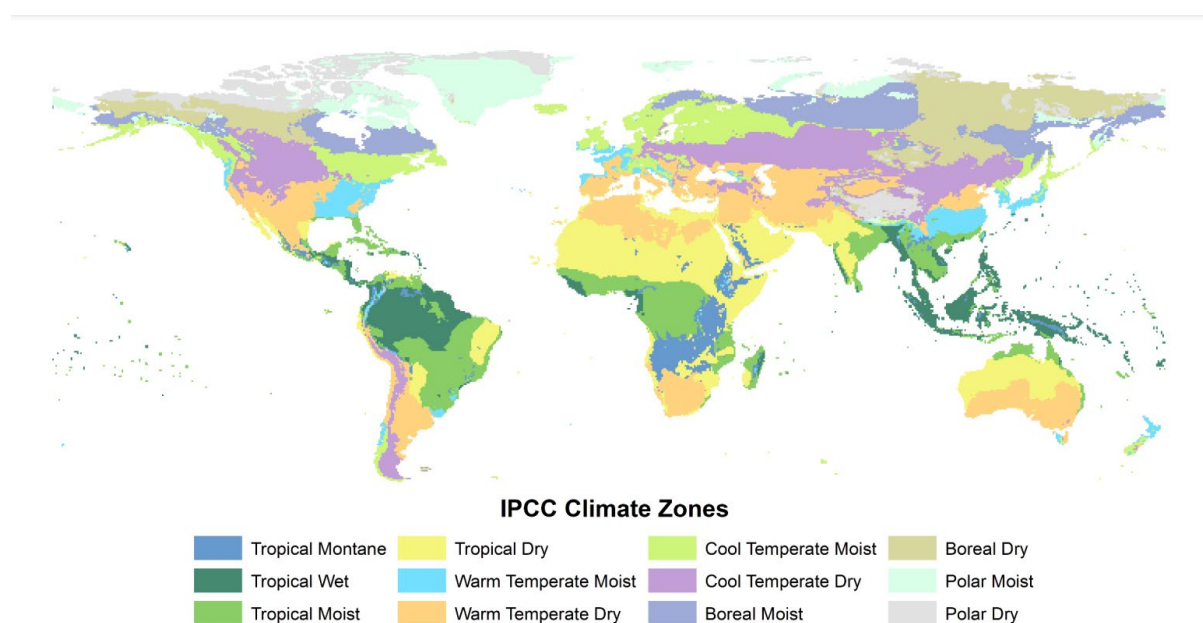
Utslipp fra dyrket mark og beite på drenert organisk jord rapporteres i arealbrukssektoren (CO_2 og CH_4) og i jordbrukssektoren (N_2O). Det benyttes en Tier 1 metodikk. Utslippsfaktorene for dyrket mark og aktivt beitet innmark er litt forskjellige, dette er oppsummert i Tabell 5.1. Metanutslipp beregnes ulikt for det drenerte arealet og fra grøftene. Lystgassutslipp som oppstår når det organiske materiale i jorda brytes ned og mineraliseres beskrives her. Øvrige lystgassutslipp, som utslipp knyttet til gjødsling kommer i tillegg og blir ikke beskrevet nærmere her.

Tabell 5.1 Utslipp fra drenert organisk jord, basert på IPCC sin 2013 Wetland supplement. Tallene er en sammenstilling mellom tabell 2.1, tabell 2.3 og tabell 2.4. Tall i parentes er konfidensintervall på 95 %.

Kilde	Beite	Dyrka mark
CO ₂ (tonn ha ⁻¹ år ⁻¹)	13,2 (6,6 – 19,8)	29,0 (23,8 – 34,5)
N ₂ O (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)	5,0 (1,76 – 8,5)	40,9 (25,8 – 56,6)
CH ₄ (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)	39 (-2,9 – 81)	0 (-2,8 – 2,8)
CH ₄ for grøfter (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)	527 (285 – 769)	1165 (335 – 1995)
Prosent grøft	5 %	5 %

Med Tier 1 metodikken som anvendes i dag fanges ikke utslippseffekter av eventuelle tiltak som gjøres opp, da det benyttes samme faktor for alt areal. Dyrket mark er arealer som er pløybare. Selv om arealene tas ut av drift eller brukes til beite vil det fortsatt defineres som dyrket mark, og ha utslippsfaktor som dyrket mark, så lenge det fortsatt kan pløyes. Beite, mer spesifikt aktivt beitet innmark defineres som arealer hvor det foregår aktiv beiting og hvor det er minst 50 % gressdekt, men det ikke er mulig å pløye arealene. Restaurering på jordbruksarealer fanges ikke opp i Landskogtakseringen sine registreringer per nå, metodikken slik den er beskrevet i IPCC Wetlands supplement (IPCC, 2014) er beskrevet i kapittel 5.3 Gjenfukting.

Utslippsfaktorene fra IPCC deles i klimasoner (Figur 5.1). Det er ikke alltid utslippsfaktorene er like fininndelt, f.eks. er utslippsfaktorene fra Tabell 5.1 oppgitt samlet for borealt og temperert klima. Tabell 5.2 er delt opp i temperert og borealt klima, men heller ikke her er det tatt hensyn til om det varmt eller kaldt temperert og heller ikke om det er tørt eller fuktig. De samme utslippsfaktorene vil derfor brukes over store deler av Europa. Siden det er få studier fra norske forhold, er det vanskelig å si hvor godt faktoren treffer, det er dermed sannsynlig at med flere norske studier vil denne faktoren kunne endres. I Tyskland har det blitt utviklet en Tier 2 metodikk, som er basert på en forenklet Tier 3 modellering (Tiemeyer mfl., 2020). Utslippsfaktorene som benyttes i Tyskland på dyrket mark er høyere enn de som benyttes i IPCC for tempererte områder, med unntak av N₂O.



Figur 5.1 Klimasoner fra IPCC 2019 refinement (IPCC, 2019).

5.2 En Tier 2- eller Tier 3-metodikk

Som omtalt over vil ikke metodikken, slik den er i dag, kunne fange opp effekter av eventuelle tiltak. For at dette skal være mulig, må en Tier 2 eller Tier 3 utvikles.

For å kunne utvikle en Tier 2-metodikk er det nødvendig med tilstrekkelig med nasjonale data til å utvikle en nasjonal, eventuelt også stratifiserte nasjonale, faktorer. Videre vil det også være nødvendig med aktivitetsdata som fanger opp omfanget av de enkelte tiltakene. Her er det viktig at vi er oppmerksomme på at det er en historisk tidsserie som går tilbake til 1990. Om det implementeres nye tiltak, vil man kunne legge til grunn at i starten av tidsserien var omfanget av tiltaket neglisjerbart slik at det da blir enklere å beregne.

Veksttype baserer seg på statistikk fra søknader om produksjonstilskudd. Denne statistikken oppgir ikke hvor vidt det er mineraljord eller organisk jord det produseres på. Dyrket mark på mineraljord utgjør rundt 93% av arealene. Selv om det er knyttet en viss usikkerhet til hva som er dyrket på organisk jord og hva som er dyrket på mineraljord, så utgjør mineraljord en så stor andel at det antas at fordelingen av veksttype på hele arealet og på mineraljord er noenlunde sammenfallende. Siden andelen organisk jord kun er på 7%, kan det ikke uten videre gjøres samme antagelse om fordelingen av veksttype på organisk jord. Danmark f.eks. differensierer mellom blant annet ettårige vekster, varige enger og flater ute av drift (Nielsen mfl., 2023). I tillegg tar de hensyn til karboninnhold. Det har blitt gjort en omfattende kartlegging av den organiske jorda, men der det mangler kartlegging, har Tier 1 metodikken fra IPCC blitt tatt i bruk. Utslippsfaktorene som brukes i Danmark er både lavere og høyere enn de som brukes i Tier 1 metodikken, avhengig av karboninnhold.

Teknisk beregningsutvalg for klimagassutslipp i jordbruket (TBU jordbruk, 2019) peker på mulighetene for å forbedre arealinformasjonen knyttet til utslippsberegninger for jordbruksrelaterte utslipp. I rapporten ble det beskrevet muligheter for forbedring av aktivitetsdata ved kartfesting av arealer med produksjonstilskudd.

Dette vil kunne gi et bedre bilde på hvilken veksttype fordeling som foregår på hvilken jordtype, og dermed gi en mulighet til å differensiere utslippsberegningen og i tillegg differensiere mellom organisk jord og mineraljord. I rapporten (TBU jordbruk, 2019) ble det referert at dette også er vurdert tidligere med bla. nytteverdi i forhold til kostnader. Det ble også omtalt mulige alternativer med flyfotosjekk koblet til Landskogtakseringen og utvidet spørsmål ved Landbrukstelling.

En Tier 3-metodikk hvor det benyttes en modell kan i større grad enn en Tier 2 metodikk ta inn lokale forhold og for eksempel tiltakseffekter. En modell må kalibreres og valideres mot norske forhold. Det vil si at modellen kan bygges på internasjonal forskning, men det er nødvendig å sammenligne dette med tall fra norske forhold.

5.3 Gjenfukting

Gjenfukting gjøres ved å heve vannstanden på drenert organisk jord ved å plugge grøftene på et areal. Dette kan gjøres blant annet når det er ønske om å restaurere eller endre driftpraksis, f.eks. for å drive med paludikultur (IPCC, 2014).

Per nå blir ikke gjenfukting rapportert i det nasjonale klimagassregnskapet. Gjenfukting av tidligere dyrket myr har til nå ikke blitt gjennomført i særlig grad. På jordbruksarealer vil plugging av grøfter heller ikke registreres i Landsskogtakseringen, og det mangler derfor aktivitetsdata fra disse arealene. Restaurering har hatt økende fokus de senere årene.

I IPCC sitt Wetland supplement beskrives en metodikk for hvordan utslipp knyttet til gjenfukting bør beregnes (IPCC, 2014). Vi beskriver her en Tier 1-metodikk. En ev. Tier 2 ville sett tilsvarende ut, bare med nasjonale faktorer.

Å gjenfukte vil sannsynligvis ikke fjerne utslippene helt, men redusere dem kraftig. På et gjenfuktet areal vil det være utslipp av CO₂ og CH₄. Utslipp fra N₂O vil være neglisjerbart (IPCC, 2014).

Utslippsfaktorene er delt i boreale, tempererte og tropiske klimasoner. Kun tempererte og boreale klimasoner er aktuelle for Norge. I tillegg er CO₂-utslipp og metanutslipp delt opp i utslipp fra næringsrik og næringsfattig myr. Informasjon om næringstilstand fra myrene vil derfor være nyttig for å få mer nøyaktige beregninger. IPCC påpeker at det er mest næringsfattige myrer i boreale strøk, mens det i tempererte strøk er mer utbredt med næringsrike myrer. Dersom informasjon om næringstilstand ikke er tilgjengelig, anbefales det å anta at det er næringsrik myr i tempererte strøk og næringsfattig myr i boreale strøk. Her er det også viktig å påpeke at i tempererte strøk vil næringsrike myrer ha et netto utslipp av CO₂. Dette utslippet vil være lavere enn om det ikke gjenfuktes. For lystgass antas det neglisjerbare utslipp.

Tabell 5.2 Oversikt over utslipp knyttet til gjenfukting av drenert organisk jord. Positive verdier er utslipp, mens negative verdier er opptak. Tallene er hentet fra IPCC Wetland supplement (IPCC, 2014). Konfidensintervall på 95 % er oppgitt i parentes.

Kilde	Klimasone	Næringsstatus	Utslippsfaktorer
CO ₂ utslipp t ha ⁻¹ år ⁻¹	Boreal	Næringsfattig	-1,28 (-2,16 - 0,33)
		Næringsrik	-2,02 (-2,82 - 1,25)
	Temperert	Næringsfattig	-0,84 (-2,35 - 0,66)
		Næringsrik	1,83 (-2,60 - 6,27)
CH ₄ kg ha ⁻¹ år ⁻¹	Boreal	Næringsfattig	55 (0,7 - 328)
		Næringsrik	183 (0 - 657)
	Temperert	Næringsfattig	123 (4 - 593)
		Næringsrik	288 (9 - 179)

6 Vurdering av tiltak for norske forhold

Dette kapitlet gir en samlet vurdering av de ulike tiltak som er vurdert som aktuelle for norske forhold. Det er basert på litteraturgjennomgangen i kapittel 3 og vurdering av arealomfang i kapittel 4. Det er ikke implementert metodikk i det nasjonale klimagassregnskapet (kapittel 5) som inkluderer tiltakseffekter per i dag. Det kreves et forbedret kunnskapsgrunnlag for en slik metodeutvikling (Tier 2 eller Tier 3). I dette kapitlet er det derfor gjort vurderinger av tiltakene basert på en forenklet metodikk som er beskrevet i kapittel 2. Den tar utgangspunkt i regulering av vannstanden og beregner utslipp basert på dette. Regulering av vannstand er vurdert for ulike veksttyper, paludikultur og for restaurering. Videre er det gjort vurderinger av tiltak der også andre faktorer enn vannivå har stor effekt på utslipp, som tilførsel av mineralmateriale på drenert organisk jord. Det er også presentert noen beregninger som illustrerer effekt av endret nitrogengjødsling ved ulike driftsendringer. Til slutt i kapitlet er det gitt en skjematisk oversikt over noen mulige effekter av de ulike tiltak.

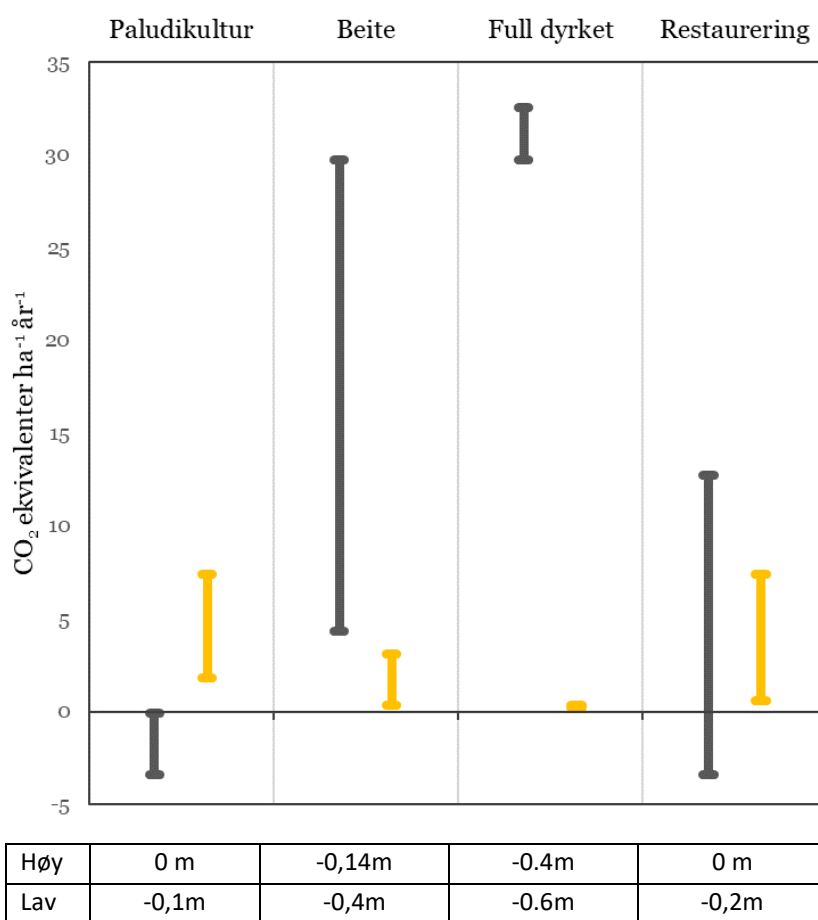
6.1 Beregning av effekter

Som beskrevet bla. i kapittel 3 er det for flere tiltak begrenset dokumentasjon av effekten av tiltakene på klimagassutslippene. Det er få studier fra norske forhold av tiltak på drenert organisk jord på klimagassutslipp. I dette kapittel gis en vurdering av mulig effekter av de forskjellige tiltakene på klimagassbalansen basert på metodene beskrevet i kapittel 2. Fordi det er mangler ved kunnskapsgrunnlaget både for arealer, effekter på klimagassutslipp og metodikk for beregning i det nasjonale klimagassregnskapet, så har vi ikke gjort årlige beregninger av mulige utslippsreduksjoner frem i tid fra 2025- 2035.

6.1.1 Klimagassberegninger basert på kontroll av vannivå

Basert på litteraturgjennomgangen ble det funnet at regulering av vannivå var den mest avgjørende faktoren for å oppnå en viss effekt på klimagassbalansen av myr (Tiemeyer mfl., 2020; Evans mfl., 2021; Ma mfl., 2022; Koch mfl., 2023). Et høyt og relativt stabilt vannivå er avgjørende for å lykkes med restaurering og paludikultur. For de andre dyrkingsmetodene er vannivå også viktig for å få god avling eller å sikre at det er mulig å kjøre på jorda for å gjødsle eller høste fangsten.

Vi har valgt å bruke metodikken basert på forhold mellom vannivå og drivhusgassene CO₂ og CH₄ for å estimere mulig effekt av de utvalgte tiltakene (se metodekapittel 2.4 og 3.3). I figur 6.1 har vi angitt utslippspotensial i forhold til en variasjon mellom høyeste og laveste vannivå som er antatt best tilpasset de ulike tiltakene. De aktuelle vannivå er basert på Buschmann mfl., (2020), men det er svært viktig å presisere at det i realiteten varierer og både høyere og lavere vannivå kan forekomme i alle de veksttypene som er vurdert. Vi har valgt å ikke ta med utslippsfaktorer relatert til hverken CH₄ fra grøfter eller tap av karbon via løst organisk materiale (DOC) i tiltakseffekten, da det finnes svært lite data om hvordan tiltakene vil forandre på disse utslippskildene (kapittel 2.). Dette forutsettes derfor uendret. Det er gjort vurderinger basert på regulering med ulikt vannivå på utslipp av klimagasser for disse kategorier: paludikultur, beite (gress), fulldyrket areal og restaurering.



Figur 6.1. (Svart) CO₂ Utslippspotensial for paludikultur, beite, fulldyrket og restaurering basert på mulig variasjon mellom et høyt og lavt vannivå estimert ved bruk av modellen som bruker NEP (netto økosystemproduktivitet). (Gul) CH₄ i CO₂ ekvivalenter basert på modellen. Forslagene til vannivå for de forskjellige tiltakene er basert på Buschmann mfl., (2020) og presentert som høye og lave verdier i tabell under figuren.

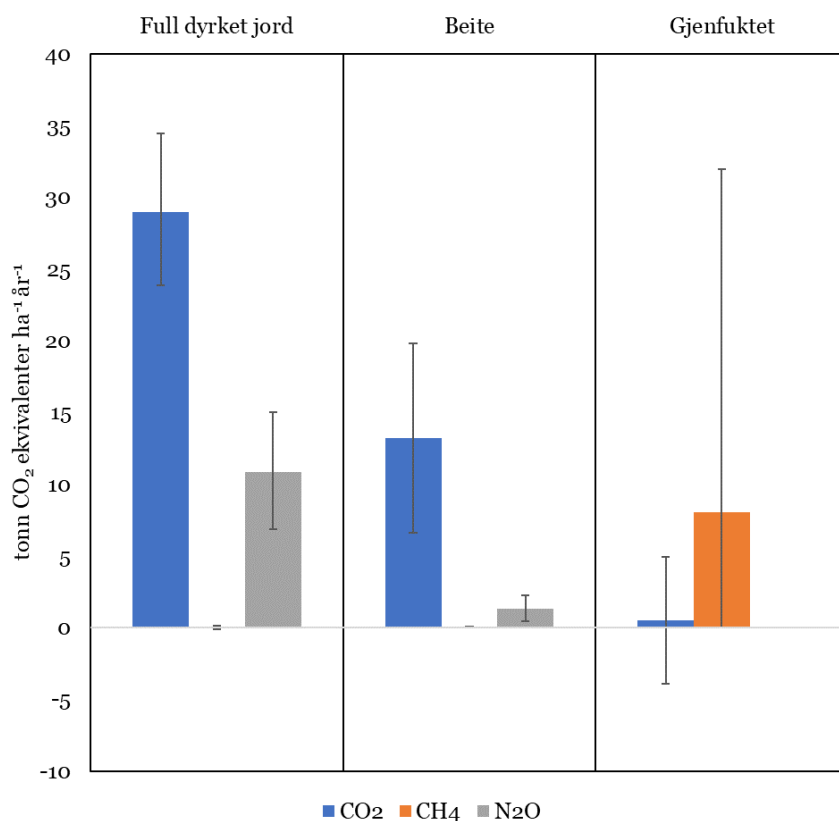
6.1.1.1 Valg av vekster

Valg av vekst er ofte styrt av dreneringsforholdene. I Norge klassifiseres (kapittel 4) dyrket organisk jord på grunnlag av om et jorde kan pløyes (fulldyrket) eller om det ikke kan pløyes (innmarksbeite og overflatedyrket jord). Det dyrkes eng på mesteparten av arealet med drenert organisk jord.

Kornproduksjon på dyrket organisk jord utgjør 10% av den totale produksjonen, og grønnsaksproduksjon en enda mindre del (se tabell 4.9). Her antar vi at fulldyrket organisk jord inkluderer både grønnsaker, korn og eng. Det lavere vannivået for fulldyrket jord er en anbefaling basert på antakelsen om at jorder som krever regelmessig jordarbeiding, gjødsling og innhøsting krever et gjennomgående lavere vannivå enn jorder som drives relativt minimalt.

Forskjellene i vannivå som vi har brukt i beregningene for disse veksttypene, er et grovt anslag basert på Buschmann mfl. (2020). Figur 6.1 viser at det å holde et høyt vannivå er viktig for å unngå utslipp av CO₂. Den eksponentielle økningen i CO₂ utslipp ved grunnvannsdybder mellom 10 og 30 cm som modellen vår beskriver, betyr at det kan ha store konsekvenser for klimagassbalansen å opprettholde et høyt vannivå i dette området. Dette er mulig å se når man sammenligner det teoretiske spennet i utvalgte grunnvannsdybder mellom beite og fulldyrka jord. Det er beregnet vannivå mellom fra 0,4-0,6 m for fulldyrket, mens det for beite som er antatt å kunne tolerere mer fuktighet, er beregnet med

variasjoner mellom 0,14- 0,6 m dybde. Dersom man kan opprettholde et høyt vannivå kan det gå på bekostning av det som er mulig for praktisk og dyrkingsmessig drift av arealene (omtalt i kapittel 3). I den nasjonale rapporteringen til klimagassregnskapet brukes en Tier -1 tilnærming som ikke differensierer etter ulike veksttyper innenfor kategorien fulldyrket jord.



Figur 6.2 Viser IPCC sine utslippsfaktorer for CO₂ (Grå), N₂O (Blå) og CH₄ (Gul) med 95% konfidensintervall (IPCC 2014). Verdiene er de som er relevante for bruk i klimagassregnskapet i Norge. Paludikultur kan omfattes av faktorene for restaurering, men det må også tas hensyn til utslipp fra gjødsling.

6.1.1.2 Paludikultur

Paludikultur beskrives i IPCC (2014) som gjenfukting og har utslippsfaktorer som er oppgitt i Tabell 5.2 og vist i Figur 6.2. I vår modellering har vi brukt verdier for grunnvannsdyp basert på anbefalinger fra Buschmann mfl. (2020) Figur 6.1. Våre estimer tyder på at det totale utslippspotensialet er lavere enn for restaurering. Dette er helt og holdent en funksjon av det valgte grunnvannsnivået, der det antas at det i paludikultur vil være et større behov for høyere grunnvannsnivå for å dekke behovene til den fuktighetsavhengige avlingen. Estimaten vi foreslår tilsvarer estimatene fra IPCC (2014) Figur 6.2.

Usikkerhetene rundt den totale klimaeffekten av paludikultur er bl.a. basert på hvilken veksttype som dyrkes. Paludikultur omfatter både dyrking av torvmoser til bruk i vekstmedier, og dyrking av siv og starr, noe som påvirker balansen av CH₄ på grunn av forskjell i plantetransport (Strack mfl., 2017; Lahtinen mfl., 2022; og se Kapittel 1.3) og balansen i CO₂ ved forskjellene av produktivitet (biomasseproduksjon; Lahtinen mfl., 2022). Forskjellig gjødselbehov til vekstene vil også påvirke N₂O-balansen som er beregnet som en del av den totale nitrogen tilførselen. Karbonbalansen kan også

påvirkes av hva vekstene som dyrkes brukes til. Vekster brukt til bygningsmaterialer f.eks. takteking kan fungere som karbonlager, mens for vekster som blir brukt til mat og fôr vil karbonet frigis igjen samme år. Slike totaleffekter har vi ikke gått nærmere inn på her.

6.1.1.3 Restaurering

Det opprinnelige målet med restaurering er i prinsippet det samme som for paludikultur. Det vil si å heve vannstanden for å bremse nedbrytningen av torven. I paludikultur vil den dyrka veksten og krav til innhøsting til en viss grad ha noe å si om dybden på vannspeilet, og noen vekster krever våtere forhold. Flere studier (Tiemeyer mfl., 2020; Evans mfl., 2021) fraråder å heve vannivået helt til overflaten fordi man vil kunne få et vesentlig utslipp av CH_4 . Av denne grunn antar vi at verdiene vi bruker for vannivå til restaurering bør ha et annet intervall enn ved paludikultur, noe som resulterer i et større oppvarmingspotensial³ ved restaurering enn for paludikultur basert på modellen vår. Siden dette er en forenkling, viser verdiene i realiteten bare at det er et stort potensial for høyere utslipp selv ved relativt høyt vannivå. Dette tydeliggjør hvor viktig kontroll av vannivå kan være, og hvor viktig det er å ha god kontroll på dreneringen, selv for jorder der målet er å avslutte driften og tillate økologisk restaurering.

Det høye potensialet for CH_4 utslipp ved høyere vannstand kan til noen grad motvirke den reduksjonen man får i CO_2 tap på grunn av at CH_4 har et høyere oppvarmingspotensial som klimagass. Det er stor usikkerhet i estimatene for CH_4 både for IPCC sine tall og ved modellering (kapittel 2). Det finnes også andre faktorer som har betydning for CH_4 utslipp som for eksempel interaksjon med planter (Strack mfl., 2017). En mulighet for å holde utslipp lave, er å sikre at man ikke gjenfukter til over overflaten (Evans mfl., 2021). Høye utslipp på grunn av ekstremt høyt vannivå er også funnet ved overgangen til åpne grøfter. Her er også vegetasjonstype og dekning en viktig årsak til store forskjeller i CH_4 utslippspotensial (Rissanen mfl., 2023).

6.1.2 Tiltak der effektene ikke kan estimeres ut fra vannivå.

Flere av tiltakene vil påvirke utslippspotensialet gjennom andre effekter enn vannivåeffekten. Dette inkluderer omgraving, der mineraljord graves opp fra under det organiske jordlaget og tilførsel av mineralske masser som et topplag der mineraljord er transportert fra et annet sted og lagt som dekke over den organiske jorda. Et lignende, men mindre omfattende inngrep, er å blande mineraljord med den organiske jorda for å gjøre jordet kjørbart når vannivået er høyt.

Dersom slike tiltak skal ha effekt på utslipp, er det en forutsetning at vannivået holdes høyt og at den organiske jorda holdes konstant fuktig for å holde ute oksygen. Hvis dette er oppfylt, er det mulig at man får en reduksjon i nedbrytning av torv som tilsvarende forhold som i en restaurert myr. Men vi kan ikke bruke de matematiske sammenhengene mellom vannivå og utslipp, slik som beskrevet over. Det skyldes for det første at det ved tildekking med mineralmasser ikke lenger vil være planter som vokser i torvlaget og derfor blir ikke opptaket av karbon det samme som før. For det andre vil god tilgang på oksygen og et godt strukturert minerallag på toppen føre til oksidering av metan og dermed lave CH_4 utslipp. Effekten på CH_4 er omtrent den samme som for et vannivå som ikke er helt i overflaten på vanlig dyrka myr.

³ Oppvarmingspotensial tas hensyn til at noen drivhusgasser (CH_4 , N_2O) har en sterkere effekt på klima enn CO_2 . Det kan betyr at det blir mindre totalt utslipp, men at utslippet har større betydning for klima balansen.

Med et dominerende preg av mineraljord på toppen kan det være mest hensiktsmessig å bruke utslippsfaktorer for mineraljord når man skal beregne CO₂-utslipp. Men metoden for mineraljord baserer seg på endringsfaktorer i karbonlageret i jorda (Stock change factors). Metodikken som brukes til å beregne endringer i karbonlager i mineraljord baserer seg på at det ved endringer i forvaltningspraksis beregnes en årlig endring ved en endringsfaktor⁴. Endringen regnes med å vare i inntil 20 år (eller til forvaltningspraksisen opphører), og etter dette er det regnet med at en ny likevekt har oppstått. I dag mangler vi nok data om klimagassutslipp fra studier som har klart å vise effekten og derfor er det vanskelig å si om begravd torv blir jevnt holdt fuktig under minerallaget, slik at det ikke brytes ned. Resultatene fra de få studiene som er gjort, er lovende og viser av det er en sterk reduksjon i klimagasser (kapittel 3.6 – 3.7). Men dette er et for lite datagrunnlag og det er derfor behov for flere resultater før vi kan vurdere om metodene er så effektive som disse foreløpige resultater antyder. Det er også viktig å peke på at klimagassbalansen av metodene må ses i kontekst av utslipp fra hele prosessen inkludert flytting av massene og mekanisk arbeid. Dette er ikke beregnet i denne utredningen.

6.1.3 Hvor kan vi gjennomføre disse tiltakene

I kapittel 4 er det gjort vurderinger av arealomfang av drenert organisk jord og muligheter for teknisk egnethet for tiltak vurdert i denne rapporten. Kapitlet beskriver også usikkerheter ved datagrunnlaget. Det ble vurdert at om lag 36 % av arealet ut fra helling og nedbørforhold kan være egnet for regulering av vannivå.

I teorien kan endring av dagens driftsform til paludikultur, tilførsel av mineraljord, og restaurering skje hvor som helst i landet. Det er også mulig å endre fra kornproduksjon til eng på all dyrka myr. Basert på tall fra JordbrukSat er det bare 10 % av arealene med dyrka myr som er i bruk til kornproduksjon. Det kan være mulig å oppnå reduksjon i klimagassutslippene ved å endre driftssystem dersom det samtidig er mulig å opprettholde et vannivå som er høyere enn 30 cm deler av året. Det kan også bli en reduksjon i lystgassutslipp ved bruk av mindre mengde nitrogengjødsel, men dette kan også ha som konsekvens at avlingsnivå reduseres. Fordi innhenta statistikk om veksttype og jordtype (mineraljord, organisk jord) ikke er koblet, er det ikke mulig i dag å beregne arealomfang av effekten. For å beregne effekt av veksttype på arealstatistikken trenger vi en tilgang på data som kan georefereres ned til feltnivå. Samtidige trenger vi data om hvordan ulike vannivå kan påvirke avling for å optimalisere vannivå mot vekst. For at metodikken skal være praktisk å ta i bruk for bonden må det utvikles gode metoder for å styre vannivå på en måte som gjør det mulig å gjennomføre praktisk arbeid på arealene når det trengs.

For flere tiltak er det en betingelse at man kan opprettholde en høy vannstand hele året. For paludikultur har de ulike veksttyper ulike krav til vannivå som det må tas hensyn til om man skal bruke paludikultur. For restaurering vil en ved vurdering av vannivå ta hensyn til behovet for økologisk restaurering og ønske om å redusere utslippspotensialet for metan. Vi har vurdert både nedbørsmengde og helning som mulige utfordringer for å sikre et stabilt, jevnt og høyt vannivå. Høy og middels nedbør rundt i landet er mindre utfordrende for paludikultur enn områder som kan være utsatt for tørke. Helling kan være en noe mer krevende faktor å kontrollere enn nedbørsmengden på grunn av at det blir praktisk vanskeligere å sikre et høyt, jevnt og stabilt vannivå, særlig hvis det er krav om at vannivået må holde seg ved overflaten for å støtte en gitt type paludikultur vekst. For

⁴ verdier over 1 gir opptak, verdier under 1 gir utslipp, 1 gir ingen endring

restaurering er det like viktig at vannivået holdes høyt, men det kan hende at man sørger for å optimalisere vannivået for å redusere potensialet for metanutslipp. Til tross for at det finnes teknisk løsninger for å opprettholde et høyt vannivå på jorder med bratt helning (Quinty og Rochefort., 2003) kan kostnader og praktiske utfordringer begrense hvor man anbefaler og prioriterer paludikultur og restaurering.

For restaurering kan det også legges vekt på en lokal vurdering som ikke er lett å gjøre bare ut fra dagens kartinformasjon der man kan prioritere å restaurere organisk jord som er i nærheten av eksisterende urørt myr. Det er fordi nærheten til et område dominert av de plantene man ønsker skal utvikle seg på det restaurerte området kan være viktig for å sikre en raskere tilbakeføring til torvmosedominert myr. Det kan være spesielt viktig for å unngå en restaurert myr dominert av karplanter som kan føre til et høyt utslippspotensial for metan (Strack., 2017).

For å identifisere hvilke produktive arealer som kan prioriteres for restaurering, må man ta hensyn til en lang rekke faktorer. I denne rapporten har vi imidlertid også identifisert areal med oppdyrket organisk jord som ikke lenger er registrert som i bruk som aktivt dyrket mark. Disse arealene kan betraktes som nedlagte og utgjør ca. 21 000 dekar i Norge. Tilstanden til disse lokalitetene er høyst usikker, men det er en mulighet for at det fortsatt finnes et betydelig organisk lag og at det i det minste finnes et delvis fungerende dreneringssystem. Derfor kan disse lokalitetene fortsatt representere et betydelig utslipp og være ideelle kandidater for restaurering.

Som vi har omtalt tidligere, ventes det at prosjektet Peat Improve vil komme med estimer på arealer som er egnet for omgraving. Ved vurdering av tiltaket må en også ta inn karbontap på grunn av forstyrrelser som følge av selve omgravingen. Det vil dessuten òg være utslipp knytt til energibruk fra maskiner ved omgraving.

Påfylling av mineraljordlag over torvlaget har et mye bredere bruksområde og kan i utgangspunktet som nevnt brukes overalt. Begrensningene ved denne metoden ligger på det praktiske og økonomiske. For at tiltaket skal ha forventet effekt, krever det at det er mulig å opprettholde et vannmettet torvlag under mineraljordlaget, så områder med bratt helning kan også her være mindre egnet.

6.1.4 Effekter av endret gjødslingspraksis.

Endringer i hvilken vekst som blir dyrket på et jorde (fra grønnsaker til gras) eller endring til beite vil ikke føre til at jorda går fra dyrka mark (fulldyrket) til beite i arealbrukssektoren. Fulldyrket areal er vurdert i forhold til om arealet kan pløyes, men ikke til hvilken vekst som dyrkes det enkelte år. Men vekstvalget vil kunne påvirke gjødslingsbehovet. Siden det er knyttet lystgass utslipp til nitrogengjødsling, vil dette vil føre til endringer i beregnet lystgassutslipp i klimagassregnskapet for jordbrukssektoren.

SSB kartla gjødselbruken i 2018 (Kolle og Olguz-Aliper, 2020), og kom fram til en gjødselbruk som ligger rundt 1 kg nitrogen/daa over anbefalingene for korn, gulrot og potet. Dette er i gjennomsnitt for hele landet uavhengig av jordtype. For fulldyrka eng ble det i gjennomsnitt gjødsla med 18,3 kg N/daa i 2018, men disse tallene er ikke delt opp etter hvor intensivt drevet enga er, hvor mange slåtter som er tatt, eller jordtype. Det ligger ulike jordbrukspraksiser og gjødslingsbehov bak gjennomsnittene, men de viser et samsvar mellom gjødslingshandboka til NIBIO og kartlagt praksis.

Siden kartleggingen var i tørkeåret 2018, kan gjødseelnivået være påvirket av tørken. Dette vil særlig gjelde gjødsel som var planlagt gitt ut over sommeren, og særlig påvirke Østlandet.

Større avlinger og økt nitrogengjødsling gjør at vi vil forvente større beregnet utslipp fra eng enn fra åker. På den andre sida vil vi forvente mer næringsavrenning og erosjon fra åker. En omlegging fra eng til åker er venta å ha motsatte men like store konsekvenser. Ved omgraving eller påkjøring av mineralmasser vil nedbrytning av det organisk materiale avta mye, og derfor vil jorda i mindre grad

kunne bidra med nitrogen fra det organiske materialet. Korreksjonstabellene i gjødselplanlegging (eks NIBIO gjødselhåndbok) vil derfor anbefale sterkere nitrogengjødsling. Dette er lagt til grunn ved beregninger i tabell 6.2.

Det er viktig å presisere at endring i gjødsling i klimagassregnskapet fra jordbrukssektoren vil være den samme om en endrer gjødsling på mineraljord eller på drenert organisk jord. Lystgass regnes i prosent av tilført mengde nitrogen gjødsel. Vi har likevel valgt å omtale noen alternativer for gjødsling. Generelt vil redusert gjødsling kunne gi lavere avling og dermed mindre lønnsomhet for bonden. I en slik situasjon ville en også kunne vurdere behov for mindre intensiv drift og endringer i vekster. Vi har ikke gjennomført noen videre vurderinger og analyser av dette i denne rapporten – bare gitt oversikt over endringer i intensitet, gjødslingsnivå og utslipp av lystgass.

Tabell 6.1. Driftsendringer, endringer i gjødselbehov og endring i beregnet lystgassutslipp.

Driftsendring på dyrka organisk jord	Gjødselbehov (kg N daa ⁻¹)		Endring i N ₂ O utslipp (kg CO ₂ -ekv. ha ⁻¹)
	før drifts endringer	etter drifts endringer	
Korn til intensiv eng (3 slåttar)	8,1	21	671
Korn til ekstensiv eng (3 slåttar)	8,1	16	411
Gulrot til intensiv eng (3 slåttar)	6	21	780
Gulrot til ekstensiv eng (3 slåttar)	6	16	520
Intensivt til ekstensiv eng (3 slåttar)	21	16	-260
Intensivt til ekstensiv eng (2 slåttar)	16	12	-208
Intensivt til ekstensiv eng (3 til 2 slåttar)	21	12	-468

Endringene i utslipp er relativt til gjødslinga før driftsendring. Positive tall betyr større utslipp og negative tall er reduserte utslipp. Utslipp er beregnet etter kapittel 2, der ett kg N gir 5,2 kg CO₂-ekvivalenter. Det er vanlig å regne jordbruksarealer og gjødselbehovet pr dekar, men klimagassutslipp beregnes internasjonalt pr hektar, og det er derfor gjort her. Ett hektar er ti dekar.

I tabell 6.1 og 6.2 er det vist et utvalg av aktuelle driftsendringer, og hvilke endringer i lystgassutslipp disse vil kunne medføre. Tre slåtter vil være mest aktuelt i relativt mildt klima: på Vestlandet og i lavlandet på Østlandet og i Trøndelag. Men også her vil mange bønder kunne velge et opplegg med 2 slåtter. Gjødselbehov før og etter driftsendring er basert på normgjødsling for en normavling i gjødslingshåndboka til NIBIO. Bonden vil vente større avlinger og bedre førkvalitet fra ei intensivt drevet eng enn ei ekstensivt drevet eng, og gjødsler derfor kraftigere selv ved like mange slåtter.

Tabell 6.2. Beregning av hvordan endringer i gjødselbehov ved ulike driftsintensiteter påvirker utslipp av lystgass ved påføring av mineraljord som topplag over dyrka organisk jord.

Fra dyrka organisk jord til mineraljord	Gjødselbehov (kg N daa ⁻¹)		Endring i N ₂ O utslipp (kg CO ₂ -ekv. ha ⁻¹)
	før drifts endringer	etter drifts endringer	
2 slåttar, intensivt	16	19	156
3 slåttar, intensivt	21	24	156
2 slåttar, ekstensivt	12	15	156

Endringene i utslipp er relativt til gjødslinga før driftsendring. Positive tall betyr større utslipp og negative tall er reduserte utslipp. Endringene fra torvjord til mineraljord gjelder ved tiltakene «omgraving» og «påkjøring av mineraljordlag». Utslipp er beregnet etter kapittel 2, der ett kg N gir 5,2 kg CO₂-ekvivalenter. Det er vanlig å regne jordbruksarealer og gjødselbehovet pr dekar, men klimagassutslipp beregnes internasjonalt pr hektar, og det er derfor gjort her. Ett hektar er ti dekar.

6.2 Tiltak – Oversikt over nokre forventa effektar

I oppdraget skulle en og vurdere positive og negative verknader av tiltak, vurdere kor varige effektane er og kven som vert berørt. Vurderingane skulle inkludere verknader for naturmangfald, arealbruk, avlingar og ulike produksjonar i ulike regionar. Økonomiske analysar var ikkje inkluderte. I rapporten har vi ikkje gjort detaljerte vurderingar av alle desse tema. Verknad på klimagassutslepp og arealvurderingar er meir grundig gjennomgått. Vi har utarbeid ei skjematisk oversikt over nokre effektar av tiltaka som er vurderte, I tabell 6.3 er dei ulike tiltaka sette opp, og vurdert etter forventa effektar. I tillegg er det teke med venta effekt av at myr går ut av drift utan at tiltak vert sett i verk. Dette vil kunna skje på marginale areal dersom det er nok anna jordbruksjord tilgjengeleg for produksjon, og også på betre areal med drenert organisk jord ved bruksnedleggjing.

I tabellen er det angitt kva klimagassutslepp dei vil redusere eller auka, og korleis tiltaka slår ut på faktorar som avling, biodiversitet og myrsvinn. Effektane på klimagassutslepp, avling og myrsvinn er kvalitativt vurdert på bakgrunn av litteraturgjennomgang i kapittel 3. Biodiversiteten er i hovudsak vurdert etter skjønn, og me har berre vurdert plantar. Plantesetnaden vil i hovudsak vera kulturvekstar (og eventuelt -ugras), og desse vil som regel vera heilt andre plantar enn dei me finn på ei naturleg myr. Vurderinga av vassnivå for dei enkelte tiltaka er gjort på grunnlag av verdiar i litteraturen og fagleg skjønn, og vil i periodar vera både høgre og lågare enn tabellverdien.

Basert på vurderingar i kapittel 4 er det gjort anslag på kva slags areal som kan vera eigna for dei ulike tiltaka, og kor store desse areala er. Dette vert òg i stor grad kvalitative vurderingar der kapittel 4 omtalar usikkerheiter.

For restaurering er det i tabellen satt opp at det i prinsippet kan vera mogleg å restaurera all drenert organisk jord. Men om ein tek omsyn til topografi og andre høve so vert vurderingane at ikkje alt areal er eiga. I vurderingane i denne rapporten har vi vurdert tilgjengelege areal for regulering av vassnivå baserte på helling og nedbørforhold. I kva grad dei ulike tiltaka er moglege å gjennomføra, vil vera avhengig av kostnader, verkemiddel, teknologi og reguleringar so vel som kor store areal det er snakk om. Nokre slike tema er lista opp i tabellen under føresetnader og under anna informasjon, men er ikkje drøfta vidare. Det er også gjeve noko omtale i kapittel 6.3 om vurderingar aktuelle for eit vidare analysearbeid.

6.3 Andre vurderinger

Tabell 6.3 gir kun en skjematisk og kvalitativ oversikt over noen mulige effekter av de ulike tiltak. Det er behov for mer detaljerte analyser av totaleffekter. For flere av tiltakene kan det være ulike målkonflikter som må avveies. Det er ikke gjort privat- og samfunnsøkonomiske analyser av tiltakene. Vi peker her på noen forhold som kan være aktuelle for videre analyser:

Tiltak som fører til at den drenerte organiske jorda går ut av jordbruksproduksjon (som restaurering) vil ha effekt på den enkelte bondes driftsmuligheter og økonomi. For samfunnsøkonomiske analyser er det aktuelt å vurdere effektene på klimagassutslipp sammen med konsekvenser for matproduksjon, sysselsetting, oppfylling av landbrukspolitiske mål. Dersom en legger ned produksjon i et område, eventuelt øker den i et annet område, vil det ha en rekke konsekvenser. Det vil også være behov for å vurdere aktuelle virkemidler.

For den enkelte gårdbruker kan det – i tillegg til virkemidler - være aktuelt å vurdere om det er andre tilgjengelige areal i området for produksjon, areal for nydyrking, muligheter for økt produksjon på eksisterende areal. Det kan gjøres noen vurderinger basert på en forutsetning om å opprettholde produksjon, og så vil det være andre vurderinger og konsekvenser (for gårdbrukeren) dersom areal tas ut av produksjon uten å erstattes.

Dersom det i fremtiden skulle bli et arealoverskudd på jordbruksjord etter f.eks. forbrukernes endringer i kosthold (Klimautvalget, 2050) så vil det kunne gi behov for å vurdere bruken av norske jordbruksarealer (mineraljord og drenert organisk jord) for ulike produksjoner. Det vil gi behov for helhetlige konsekvensutredninger.

Restaurering vil være enklest å gjennomføre i områder der det ikke er målkonflikter med matproduksjon eller næringsgrunnlag. Det kan derfor være aktuelt å vurdere areal som er ute av drift, og således ikke bidrar til matproduksjon og sysselsetting, og areal som det kan være mulig å erstatte med eventuelt annet areal i området. Da vil det være behov for å vurdere de lokale muligheter, ressurser og begrensninger. Dersom en skal vurdere å ta areal ut av produksjon i forhold nydyrking må en også inkludere miljøeffektene ved eventuell nydyrking.

Tiltak der en fortsatt har jordbruksdrift på arealene vil også ha økonomiske konsekvenser. Ulike produksjoner har ulike avlingsnivå og økonomisk verdi. Grønnsaker har ofte større avling og større økonomisk verdi og en endring fra åker til eng kan da gi mindre utbytte. Avlinger fra eng kan være høyere enn fra korn fordi det høstes flere ganger, men den økonomiske verdien kan være lavere. Grasdyrking kan imidlertid tåle et høyere vannivå enn grønnsaker og således gi produksjonsmuligheter. Dette illustrerer at det er mange forhold å inkludere i en helhetsvurdering der økonomiske konsekvenser også inngår.

Å legge om til nye vekster og jordbruksdrift f.eks. ved paludikultur kan gi behov for både praktisk og økonomisk tilpassing. Det kan være behov for investeringer, teknologisk utvikling, utvikling av verdikjede og marked for nye produkter. Dersom større arealer med drenert organisk jord myr eventuelt skal legges om til paludikultur, må en ta hensyn til sosioøkonomiske utfordringer ved å etablere et nytt dyrkingssystem og hvordan hele verdikjeden vil kunne påvirke de totale klimagassutslippene.

6.4 Barrierer

Barrierer er definert i Miljødirektoratet (2023). Det er mulig å gjøre noen vurderinger av ulike barrierer særlig for praktisk gjennomføring av tiltakene og kunnskapshull, men det blir mangelfullt uten en samfunnsvitenskapelig og økonomisk vurdering. I denne utredningen inngår ikke økonomiske vurderinger (privat og samfunnsøkonomiske). Det kan inngå i videre utredning dersom opsjonsavtale for oppdraget utløses. Vi vil kun kort omtale noen tema som er relevante for en barriereanalyse.

Det kan være ulike barrierer om areal tas ut av drift eller om det fortsatt har jordbruksdrift. Det kan være nyttig å vurdere barrierer, virkemidler og konsekvenser av virkemidler i en samlet analyse,

6.4.1 Administrative barrierer

Det finnes per i dag ikke spesielle virkemidler for gjennomføring av tiltak på drenert organisk jord. Det er regelverk for tillatelser om nydyrking av myr. Nydyrking er ikke inkludert i dette oppdraget. Det er gjennomført og pågår restaurering av myr som ikke er oppdyrket, men ingen spesielle virkemidler for restaurering av drenert organisk jordbruksjord.

Det gis tilskudd til drenering av jordbruksareal som tidligere er drenert og der kostnader til omgraving av oppdyrket myr kan inngå i kostnadsoverslaget.

I enkelte tilfeller har terrengendring ved omgraving eller påfylling av mineralmateriale vært søknadspliktig, og dette kan være en administrativ barriere.

6.4.2 Kostnadsbarrierer

Areal som tas ut av drift – restaurering- kan føre til økte foretaksøkonomiske kostnader for bonden dersom det fører til redusert produksjon. En redusert fôrproduksjon må da vurderes erstattet ved for eksempel økt innkjøp av fôr, økt nydyrking av mineraljord eller økt intensivering av annet areal eller nedskalering av produksjon.

På areal ved fortsatt jordbruksdrift- kan også kostnader være en barriere. Omgraving og påfylling av mineraljord har ekstrakostnader med transport og gravearbeider på stedet. Det foreligger sparsomt med dokumentasjon av slike kostnader.

I utredningen er regulering av vannivå en sentral forutsetning ved beregninga av utslipp. Det er behov både for kunnskap om metodikk for å gjennomføre slik regulering og kostnader med teknologien. Det foreligger ikke kostnadsvurderinger av metoder for slik regulering.

6.4.3 Mangel på kunnskap

Mangel på kunnskap er koblet til punktet om mangel på tilgjengelig teknologi. Utredningen har vektlagt at det er stor usikkerhet og mangel på dokumentasjon både om utslippseffekter og tilgjengelige arealer, kostnader og virkemidler. Forutsetning for å kunne utarbeide virkemidler er et godt kunnskapsgrunnlag. For at ny kunnskap skal tas i bruk er en også avhengig av at rådgivningstjenesten har kunnskap om tiltak, effekter og praktisk gjennomførbarhet. Tiltak trenger utprøving i praksis for tilpasning til lokale og driftsmessige forhold.

For flere tiltak i rapporten er det ikke utarbeidet beskrivelser av hvordan tiltak kan gjennomføres og tekniske retningslinjer for utførelse. Det er tilgjengelig teknologi for å tilføre mineraljord over drenert organisk jord. Det er imidlertid behov for retningslinjer for hvordan dette kan gjøres, tykkelse på lag og type mineralmateriale i forhold til bæreevne, utslippsreduksjoner og kostnader. Ved å legge mineral jord på toppen av dyrket myr må man ha tilgang på riktige masser som kan bli godkjent for bruk til matjord. Samtidig må man bygge et jordlag som har egenskaper som er viktig for et fornybart matjordlag ved å redusere tap og forbruk av næringsstoffer og tåler tørke og jordarbeiding uten betydelig tap av struktur. Å tilpasse et jordsmonn som er konstruert av forskjellige tilgjengelig masser har større potensial som klima løsning enn å flytte jord fra eksisterende jordsmonn,

Det har ikke vært praksis med paludikultur i Norge, men det er økende kunnskap internasjonalt om forskjellige veksttyper som også kan ha potensial til å utvikles i Norge. Det er praktiske utfordringer med jordbruksdrift på gjenfuktet myr og behov for kunnskap og veiledning om praktisk gjennomføring. I tillegg til behov for kunnskap kan det også være kostnadsbarrierer med investering i verktøy og utstyr for å ta i bruk i disse nye vekst typer og metoder i Norge.

6.4.4 Adferdsbarrierer

Vi har ikke inkludert adferdsbarrierer i omtalen her. Det er også koblet til de økonomiske vurderinger med vurdering av kostnader og tilgjengelige virkemidler. Usikkerhet om effekter av tiltak og praktisk gjennomførbarhet spiller også inn.

Tabell 6.3. Kvalitativ vurdering av ulike tiltak. Fargane syner desse kvalitative vurderingane: Grøn = positiv endring, oransje = negativ endring, gul = ukjend eller ingen effekt.

Tiltak	Beregna effekt på utslepp av CO ₂ , metan og lystgass ¹	Effekt på biodiversitet	Effekt på avling	Reduksjon av myrsvinn	Relevans for Noreg	Vassnivå for både avling og reduserte utslepp	Kva slag og kor stort areal er eigna?	Anna	Føresetnad for gjennomføring
Areal ute av drift	20 t CO ₂ ekv. ha ⁻¹ år ⁻¹ Bererekna som gras utan gjødsling. Stor usikkerheit på grunn av ukjente forhold.	Dersom arealet har vore ute av drift i lenger tid, kan det ha utvikla seg eit semi-naturleg økosystem.	Ikkje endringar, ikkje produksjon	Usikker	Ja.	Usikker	Ukjend	Areal ute av drift gjev ikkje avling, men kan framleis ha utslepp.	Dagens areal ute av drift-Ikkje planlagt som klimatiltak
Kontrollert vassnivå	Burde brukas i alle tiltaka. Effekt er avhengig av hvor høyt man holder vann nivå.	Ingen effekt venta	Mengd og/eller kvalitet kan verta reduserte Auka risiko for avlingssvikt	Stort potensiale	Svært relevant. Kan i teorien praktiserast overalt. For mykje eller for lite nedbør ei utfordring.	5 til 30 cm utanom onner	25 % av dyrka myr har < 2 % helling 29 % av dyrka myr har mindre enn 500 mm nedbør i veksetida. 10 % av myr oppfyller begge vilkåra, og kan truleg eigna seg godt.	Kan vera meir utfordrande i område med mykje nedbør i veksetida. Nærliggjande jorde kan gjera tiltaket meir utfordrande Avhengig av den lokale hydrologien. Kan vera dyrare og vanskelegare ved større helling.	Avhengig av agronomiske behov, lokal hydrologi og helling.

Tiltak	Beregna effekt på utslepp av CO ₂ , metan og lystgass ¹	Effekt på biodiversitet	Effekt på avling	Reduksjon av myrsvinn	Relevans for Noreg	Vassnivå for både avling og reduserte utslepp	Kva slag og kor stort areal er eigna?	Anna	Føresetnad for gjennomføring
Gjenfukting/ restaurering	9 t CO₂ ekv. ha⁻¹ år⁻¹ Stor usikkerhet på grunnen av CH₄ utslipp som blir påvirket av plante utvikling og næringsstatus (næringsfattig eller næringsrik)	Utvikling mot eit halv-naturleg økosystem. Målet er eit økosystem tilsvarande urørt myr	Tap av avling	Stort potensiale	Svært relevant. Kan i teorien praktiserast overalt. Mogleg fokus relativt flate område med sikker nedbør	Ikkje regulert	Mogleg å restaurera alle myrområde Areal ute av drift Marginale område	Tap av jordbruksområde. Avhenger av nærliggjande landområde og bruken deira. Kan vera naudsynt å redusera næringsinnhaldet for å sikra reduserte utslepp og få utvikling mot eit semi-naturleg økosystem Subsidie vil gjera restaurering meir interessant for grunneigar	Avhengig av næringstatus, lokal hydrologi, nærleiken til eksisterande intakte myr- økosystem og helling.

Tiltak	Beregna effekt på utslepp av CO ₂ , metan og lystgass ¹	Effekt på biodiversitet	Effekt på avling	Reduksjon av myrsvinn	Relevans for Noreg	Vassnivå for både avling og reduserte utslepp	Kva slag og kor stort areal er eigna?	Anna	Føresetnad for gjennomføring
Valg av vekst type	Utslep frå lav vannivå (-0.6m): 44 t CO₂ ekv. ha⁻¹ år⁻¹ Utslep frå høy vannivå (-0.14): 9 t CO₂ ekv. ha⁻¹ år⁻¹ Lystgass frå gjødsling - beregnes separat.	Svakt positive. Varig eng legg til rette for fleire kultur-planter og truleg mindre bruk av plantevernmidde l	Nedgang i verdien på avlinga	Moderat til lite	Svært relevant for 10 % av areala	14 til 60cm	Om lag utgjør korn 10 % av dyrka myr	Mindre åkerbruk Auka eng produksjon (legg til rette for drøvttyggjarar) Kan leggja til rette for regulert vassnivå.	Avhengig av drenerings-forhold og økonomiske føresetnader.
Paludikultur	3 t CO₂ ekv. ha⁻¹ år⁻¹ Større usikkerheit enn restaurering på grunna veksttype. Utslepp frå lystgass dersom det gjødsles med nitrogen	Positiv til uviss. Avhengig av kva vekst(ar) som er dyrka, og om dei liknar det naturlege myr-økosystemet i området.	Verdien av avlinga er uviss og truleg variabel. Endring frå produksjon av mat til ikkje-mat-vekstar.	Stort potensiale	Svært relevant, men krev meir utvikling.	0 til 10 cm	Overalt der det vil vera mogleg å sikra eit stabilt høgt vassnivå: 25 % av dyrka myr har mindre enn 2 % helling.	Krev nye marknader. Kan gje redusert matproduksjon. Nokre produkt har stort potensiale for karbonlagring (t.d. bygningsmateriale) Kan krevja nye kapitalinvesteringar.	Avhengig av økonomiske og agronomiske behov, lokal hydrologi og helling.

Tiltak	Beregna effekt på utslipp av CO ₂ , metan og lystgass ¹	Effekt på biodiversitet	Effekt på avling	Reduksjon av myrsvinn	Relevans for Noreg	Vassnivå for både avling og reduserte utslipp	Kva slag og kor stort areal er eigna?	Anna	Føresetnad for gjennomføring
Omgraving	Mulig null netto utslipp av CO ₂ og CH ₄ Teoretisk beregnes som mineral jord. Lystgass: største utslipp Stor usikkerhet på grunn av manglende dokumentasjon	Ingen effekt venta	Positiv	For lite kunnskap men mogleg stort potensiale	Relevant ein del stader. Krev spesielle tilhøve.	Må vera høgre enn det nedgravne organiske laget. >40cm	Uviss. Pågåande undersøkingar Prosjekt: Peatimprove. Ikkje brukande for myr over fjell, over kvikkleire eller djup myr.	Mogleg karbonfangst om mineral-toppjorda i utgangspunktet har lite organisk materiale. Gjer det vanskeleg å restaurera seinare	Avhengig av underliggjande mineraljord som eignar seg som jordbruksjord.
Påkøyring av mineraljord-lag over torvjorda	Mulig null netto utslipp av CO ₂ og CH ₄ Teoretisk beregnes som mineral jord. Lystgass: største utslipp Stor usikkerhet på grunn av manglende dokumentasjon	Auka spreidingsfare for framande artar	Positiv	For lite kunnskap men mogleg stort potensiale	Svært relevant, mogleg overalt	Må vera høgre enn det nedgravne organiske laget. >40cm	Krev tilgjenge til passande mineralmassar Høver i område kor omgraving ikkje er mogleg.	Karbonkostnad frå massetransport Mogleg karbonfangst om mineral-toppjorda i utgangspunktet har lite organisk materiale. Gjer det vanskeleg å restaurera seinare.	Avhengig av tilgang til mineralmassar som eignar seg som jordbruksjord

Tiltak	Beregna effekt på utslepp av CO ₂ , metan og lystgass ¹	Effekt på biodiversitet	Effekt på avling	Reduksjon av myrsvinn	Relevans for Noreg	Vassnivå for både avling og reduserte utslepp	Kva slag og kor stort areal er eigna?	Anna	Føresetnad for gjennomføring
Iblanding av mineraljord	Ingen klar tall. I verste fall lik utslipp som før tiltaket. Stor kunnskapsmangel	Auka spreiingsfare for framande artar	Positiv	Moderat til lite	Svært relevant, mogleg overalt	30–50 cm	Krev tilgjenge til passande mineralmassar	Betrar dei jordfysiske eigenskapane, som kan tillata høgre vassnivå Gjer det vanskelegare å restaurera seinare, om mindre enn med tjukkare massar	Avhengig av tilgang til mineralmassar som eignar seg jordbruksjord
Kalking	Ingen klare effektar. I verste fall lik utslepp som før tiltaket. Stor kunnskapsmangel	Randsonene til jordet kan verta påverka. Ingen relevant endring på jordet.	Positiv	Effekten på karbon- lagring - variabel	Vedlikehalds- kalking: svært relevant. Auka pH: relevant nokre stader	30–50 cm	Uvisst område: auka pH der dette ikkje vil auka myrsvinn Vedlikehalds- kalking overalt	Auka pH kan gjera det vanskelegare om det seinare er ynskje om restaurering.	Avhengig av tilgang til kalk

Fargane syner desse kvalitative vurderingane: Grøn = positiv endring, oransje = negativ endring, gul = ukjend eller ingen effekt.

¹Berekningar gjort ved å summe opp alle fluksane avhengig av vann nivå det inkludere CO₂, CH₄ og lyst gas frå nedbryting av torv. Lystgass frå gjødsling er ikkje inkludert her.

7 Oppsummering

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag for Miljødirektoratet og gir et kunnskapsgrunnlag om mulige tiltak for å redusere klimagassutslipp fra drenert organisk jordbruksjord. I bestillingen var det ønsket at kunnskapsgrunnlaget skulle inneholde både muligheter for å restaurere organisk jord drenert for jordbruksformål og mulige metoder for å redusere utslipp uten at jorda tas ut av jordbruksdrift. I det følgende gis det en kort oversikt over de spesifiserte tema utredningen skulle vurdere. For tiltakene er det gitt punktvis oversikter, mens de ulike kapitler gir mer detaljerte beskrivelser.

7.1 Hvilke tiltak egner seg for å redusere utslipp fra drenert organisk jordbruksjord i Norge?

Basert på blant annet litteraturgjennomgang er det identifisert flere tiltak som kan være egnet til bruk i Norge, men det er noen få vi har vurdert til å ha større teoretisk potensial for å kunne redusere klimagassutslipp fra drenert organisk jord. Av tiltakene som er vurdert og beskrevet i rapporten er de følgende ventet å ha størst potensial (Tabell 7.1):

Tabell 7.1. Hoved tiltakene som ble identifisert med størst potensial for å redusere drivhus gas utslipp fra kultivert organisk jord.

Tiltak	Kort beskrivelse
Restaurering	Tilbakeføre tidligere drenert og dyrka organisk jord til et økosystem som fungerer lignende som urørt myr
Paludikultur	Opprettholde et høyt vannivå og dyrke planter som tåler fuktige forhold
Omgraving	Grave opp og legge mineraljord fra undergrunnen oppå den oppdyrka myrjorda
Dekking med mineraljord	Dekke dyrka organisk jord med et lag av mineralmasser hentet utenfor arealet

I rapporten er det også gjort vurderinger for fortsatt jordbruksdrift med ulike jordbruksvekster, antall høstinger, gjødslingsnivå og endringer fra åker til eng eller til beite. Dette gir effekter på lystgassutslipp som rapporteres i klimagassregnskapet for jordbrukssektoren.

7.2 Hvor store arealer drenert organisk jordbruksjord er teknisk egnet for gjennomføring av de ulike tiltak og hvordan fordeler de seg geografisk?

Det gjort vurderinger av tilgjengelige kartgrunnlag og hvilke usikkerheter som ligger i disse, primært i arealressurskartet AR5 og i jordsmonnkartene. Gjennomgangen viser at areal med drenert organisk jordbruksjord trolig er underrepresentert i det landsdekkende kartgrunnlaget (AR5). Dermed kan vi anta at beregningene av areal egnet for tiltak på landsbasis også er noe lave.

Teoretisk sett ble det vurdert at restaurering, paludikultur og dekking med mineraljord kan skje hvor som helst der det er drenert organisk jord. For alle tiltakene er det mulighetene for å sikre et vannivå nær jordoverflata som er avgjørende for å oppnå en effektiv reduksjon. Vi antar at dette kan være utfordrende i hellende terreng, og i områder enten med mye nedbør eller i områder som i perioder er

utsatt for tørke. Derfor er det laget oversikt basert på kombinasjon av helling og nedbørsforhold, og på den måten gitt anslag på nasjonalt nivå over areal hvor heving av vannivå kan være egnet tiltak. Vi har estimert at heving av vannivå kan være aktuelt tiltak for opp mot rundt 238 000 dekar, eller rundt 36 % av dyrka myr i landet. Det er basert på en forutsetning om areal med helling mindre enn 6 % og hvor nedbør gjennom vekstsesongen ligger på mellom 500 og 1000 mm. Dette estimatet er usikkert, spesielt siden vi mangler holdepunkt for både hvor mye og lite nedbør en kan håndtere i et system med heving av vannivå, samt hvor stor helling en kan håndtere. Arealestimatet i dekar antas å være lavt, men andelen i prosent av drenert organisk jordbruksjord vil trolig være den samme. Tiltak med heving av vannivå vil være best egnet i ytre strøk av Østlandet og i Trøndelag, mens areal langs vestlandskysten er mindre egnet grunnet høy nedbør, og indre strøk av Østlandet grunnet lite nedbør. Vi har ikke fordelt arealet som er vurdert aktuelt for å regulere vannivå ned på konkret regioner og enkelte landbrukseiendommene, dette grunnet usikkerheten som ligger i kartgrunnlaget.

Omgraving begrenses av tilgang til areal med drenert organisk jord med en undergrunn av mineraljord som er av tilstrekkelig kvalitet til å kunne brukes som jordbruksjord. Det pågår også andre prosjekt i NIBIO som tar for seg vurdering av hvilke og hvor mye areal som egnet for omgraving. Å dekke med mineraljord som har blitt tilført fra andre områder har ikke de samme begrensninger for egnet areal og kan derfor være en mer fleksibel metode. Tilførsel av mineraljord er avhengig av en rekke forhold, som kostnader og tilgang på egnede masser. Dette har vi ikke vurdert i dette oppdraget.

Restaurering av dyrka myr som er ute av drift er et tiltak uten store konsekvenser for matproduksjonen. Basert på utbetalt produksjonstilskudd, eller snarere mangel på dette, er det anslått at minst 25 000 dekar dyrka myr er ute av drift.

7.2.1 Hvor stort er potensialet for disse tiltakene på kort og lang sikt, og om mulig beregne klimaeffekten frem mot 2030, 2035 og 2050.

Da vi ikke kan peke på hvor stort areal som er tilgjengelig for de enkelte tiltakene, men kun har vurdert et samlet areal egnet for å regulere vannivå kan vi heller ikke angi potensialet på kort og lang sikt. Utredningen viser at det er usikkerheter både rundt arealomfang, effekt av tiltakene og godkjente beregningsmetoder. På bakgrunn av dette har vi ikke funnet grunnlag for å komme med forsvarlige beregninger og tidsserier av den samlede klimaeffekten fram mot 2030, 2035 eller 2050. Effekten vil også være avhengig av hvor raskt det er mulig å finne egnede areal og implementere tiltakene hos gårdbrukerne. Det må understrekes at det for de enkelte tiltak ikke er vurdert kostnader (privat -og samfunnsmessige), virkemidler, praktisk gjennomførbarhet og teknologiske muligheter.

Det er gjort beregninger (basert på modellresultater) av effekten av å regulere vannivå (høyt og lavt) på klimagassutslippene for restaurering, paludikultur og veksttyper. Det er imidlertid ikke koblet med arealer for hvert av disse tiltakene (Tabell 7.2).

Tabell 7.2. Viser sammendrag av fluks potensial for CO₂ utslipp (t CO₂ ekv. ha⁻¹ år⁻¹)¹ basert på foreslått spenn i vann nivå. Tallene inkluderer ikke forventet utslipp fra lystgass som en konsekvens av gjødsling.

Tiltak	Beregnet gjennomsnitts estimat for årlig utslipp (høyt - lavt vannnivå). (t CO ₂ ekv. ha ⁻¹ år ⁻¹) ¹	Notat
Areal ute av drift	20 (4 – 30)	Bereregnet som gras uten gjødsling. Stor usikkerhet på grunn av ukjente forhold.
Gjenfukting/ restaurering	9 (9 – 31)	Stor usikkerhet på grunn av CH ₄ utslipp som blir påvirket av planteutvikling og næringsstatus (næringsfattig eller næringsrik)
Valg av veksttype	Utslipp ved høyt vannnivå (- 0.14): 9 Utslipp ved lavt vannnivå (- 0.6m): 44	Lystgass fra gjødsling - beregnes separat.
Paludikultur	3 (4 – 2)	Større usikkerhet enn restaurering på grunn av ulike veksttyper. Utslepp fra lystgass dersom det gjødsles med nitrogen
Omgraving	Mulig netto null utslipp av CO ₂ og CH ₄	Teoretisk beregnes som mineral jord. Lystgass, største utslipp Stor usikkerhet på grunn av manglende dokumentasjon
Påkjøring av mineraljord- lag over torvjorda	Mulig netto null utslipp av CO ₂ og CH ₄	Teoretisk beregnes som mineral jord.
Iblanding av mineraljord	Ingen klare tall på effekter. I verste fall like utslipp som før tiltaket. Stor kunnskapsmangel	Lystgass, største utslipp Stor usikkerhet på grunn av manglende dokumentasjon
Kalking	Stor kunnskapsmangel	Ingen klare effekter. I verste fall like utslipp som før tiltaket.

¹ estimatene er beregnet fra modellen vi presenterer i rapporten med lystgassutslipp for areal hentet fra IPCC (2014). Lystgass utslipp som konsekvens av gjødsling er ikke tatt med i beregning og kommer i tillegg for de tiltakene der det fortsatt forventes gjødsling.

7.2.2 Hva er de positive og negative virkningene av tiltakene og hvor varige er tiltakene?

7.2.2.1 Restaurering

Sammendrag

Målet med restaurering – å opprette et selvregulerende økosystem som etter hvert vil levere de samme økosystems tjenester som urørt myr.

Positivt	Negativt
• Stor reduksjon i drivhusgass utslipp. • Bidra til en økning i biodiversitet på landskapsskala. • Tilbakeføre viktige økosystemtjenester som for eksempel vannlagring og karbonlagring. • Ved en vellykket prosess blir området selvregulerende. • Positiv gjenbruk av områder med lav økonomisk verdi eller som allerede nedlagt.	• Redusere matproduksjonspotensial. • Kan redusere inntjeningspotensial for bonden. • Svart høy vannstand kan føre til høyere metan utslipp. • Høyt næringsinnhold i myra på grunn av tidligere kultivering kan hemme restaurering og føre til forurensing. • Forekomst av visse planter kan føre til økt metan produksjon.

Varighet

På ubestemt tid – med mindre disse arealene blir tatt i bruk igjen eller påvirket av utviklingsprosjekter er det ingen grunn til at disse restaurerte myrene skulle forstyes. Ved selvregulerende prosesser er det lite behov for innsats over lang tid.

7.2.2.2 Paludikultur

Sammendrag

Paludikultur omfattes av en lang rekke forskjellige praksiser og vekster. Hovedoppfatning er at det er jordbruk med høy vannstand.

Positivt	Negativt
• Muligheter for å skape verdi fra jordbruksareal samtidig som man reduserer klimagassutslippet. • Skaper nye muligheter innen bioøkonomi ved hjelp av nye veksttyper og verdikjeder • Kan støtte truede industrier, som for eksempel torvprodusenter, med fornybare prosesser, ved å dyrke torvmoser. • Kan etter hvert bli tilbakeført til restaurert myr.	• Risiko for at man reduserer utslippene minimalt ved en dårlig prosess – behov for standard og metodeutvikling – samt verifisering og oversikt • Kan kreve nyinvestering i tilpasset utstyr for å støtte jordbruk på fuktig organisk jord – fortsatt de samme utfordringene ved å kjøre på bæresvak grunn. • Krever verdikjeder for å ta imot nye produkter – kanskje behov for nye reguleringer. Revidere denne tekst

Varighet

Usikker – Ved betydelig investering av enkelte bønder er det noe sikkerhet på kort sikt for at praksisen fortsetter så lenge det er økonomisk grunnlag for det.

7.2.2.3 Omgraving

Sammendrag

Omgraving består i å grave opp underliggende mineraljord og legge det på toppen av den organiske jorda for å hindre omdanning av det organiske materialet og forbedre de agronomiske forholdene.

Positivt	Negativt
• Muligheter til å skape verdi fra jordbruksareal samtidig som man reduserer klimagassutslippene. • Støtte fortsettelsen av dagens jordbruksdrift uten behov for betydelig tilpasning. • Der forholdene er tilpasset omgraving, er det nokså enkelt å ta i bruk • Kan forbedre de agronomiske forholdene og dermed gjøre det lettere å drive jordbruk. • Hvis det er mulig å opprettholde et stabilt og fullt dekkende vannivå over torvlaget, kan omgravd myr komme til å beregnes som mineraljord, noe som betyr at det kan bli nettonull i utslipp av klimagasser. • Å legge karbonfattig mineraljord over torv vil kunne gi en midlertidig økning i karbonopptaket til en ny likevekt oppnås.	• Ikke ubetydelige kostnader • Manglende langtidsforskning som viser at metodene faktisk fører til stopp i omdanning. • Risiko at man reduserer utslippene minimalt ved en dårlig gjennomføring – behov for standard for utførelse og metodeutvikling – samt verifisering og oversikt. • Vanskelig å tilbakeføre til restaurert myr da man legger mineraljord over torven. Dette betyr også at naturverdier vil ikke kunne oppnås på samme måte som restaurert myr. • Beskyttelse mot videre nedbrytning av torvmassene, er ikke tilstrekkelig dokumentert i Norge • Ved en dårlig prosess for utførelse kan det være dårlige agronomiske forhold på grunn av den nye og karbonfattige mineraljorda som kan føre til et større tap av næringsstoffer, jordsynking og dårlig avling.

Varighet

På ubestemt tid– Ved en vellykket prosess der torv er beskyttet mot omdanning og hele området har satt seg, blir det enten stopp eller kraftig reduksjon i jordsynking. Dette vil gjøre området bedre egnet for jordbruk over lang tid.

7.2.2.4 Tilførsel av mineraljord som topplag

Sammendrag

Å dekke til dyrka myr med mineraljord tilført fra et annet sted har mange likhetstrekk med omgraving. Den store forskjellen er at det finnes ikke skråstilte lag og at mineraljorda hentes og tilføres fra et annet sted.

Positivt	Negativt
• I motsetning til omgraving kan dette i praksis gjøres hvor som helst så lenge det er tilgang til tilstrekkelige mineralmasser. Dybde på myr vil ikke være noen begrensning. • Muligheter til å skape verdi fra jordbruksareal samtidig som man reduserer klimagassutslipp. • Mineralmasser fra utviklingsprosjekter kan gjenbrukes og skaper dermed bedre ressursutnyttelse. • Støtter fortsettelsen av dagens jordbruksproduksjoner uten behov for betydelig tilpasning. • Kan forbedre de agronomiske forholdene og gjøre driftsforhold lettere • Hvis det er mulig å opprettholde et stabilt og fullt dekkende vannivå over torvlaget kan området vurderes som mineral jord også for beregning av klimagasser. • Å legge karbonfattig mineraljord over torv vil å gi en midlertidig økning i karbonopptak til en ny likevekt oppnås.	• Manglende langtidsforskning som viser til at metodene faktisk fører til stopp i omdanning. • Risiko at man redusere utslippene minimalt ved en dårlig prosess – behov for standard og metode utvikling – samt verifisering og oversikt. • Vanskelig å tilbakeføre til restaurert myr. • Ved en dårlig prosess kan det være dårlige agronomiske forhold på grunn av den nye og karbonfattige mineraljorda som kan føre til et større tap av næringsstoffer, jordsynking og dårlig avling. • Bruk av mineral masser fra utviklings prosjekter må møte forurensingskrav for bruk i matjord. Hvis ikke kan det blir risiko for forurensing enten fra miljøgifter eller spredning av fremmede arter.

Varighet

På ubestemt tid – Ved en vellykket prosess der torv er beskyttet mot omdanning og hele området har satt seg blir det enten stopp eller kraftig reduksjon i synking. Dette kan gjøre området bedre egnet til jordbruksdrift over lang tid. Hvor vidt torv er beskyttet under mineral laget har ikke blitt påvist på grunn av manglende forskning. Dette er det behov for å avklare. Etter at omgraving er ferdig er det mye vanskeligere å tilbakeføre et område til et myrøkosystem.

7.3 Muligheter for forbedringer av kunnskapsgrunnlaget

7.3.1 Forbedringer av kartgrunnlaget

For å gjøre presise vurderinger av egnethet for tiltak og effekter av disse er det nødvendig å vite både hvor mye dyrka myr vi har og hvor disse arealene er. Kartgrunnlaget vi har er basert på eldre feltarbeid hvor også arealene med dyrka myr antas å være underrepresentert. Ny fullstendig feltkartlegging er svært kostnadskreven. Jordsmonnkartlegging vil bidra med mer nøyaktig oversikt etter hvert som den skrider frem. Men disse kartene vil ikke være landsdekkende i nær fremtid. Fjernmåling er generelt egnet til å gi oversikt i stor skala. Men så langt er det ikke gode metoder for å identifisere organisk jord og eventuelle dybder av denne ved hjelp av fjernmåling. Tilgang på data fra gårdbrukernes jordprøver vil trolig kunne gi viktige bidrag for bedre oversikt over hva vi har av dyrka myr. Men for at dette skal kunne brukes må det gjøres både juridiske, organisatoriske og tekniske avklaringer. Dette er belyst i rapporten «Jordprøver – dokumentasjon av status, forslag til standardisering av datafangst og dataforvaltning» (Svendgård-Stokke m.fl. 2020).

Siden utbetalingene av produksjonstilskudd er ikke kartfestet ut over eiendomsnivå, mangler vi oversikt over hva som blir produsert på arealene med dyrka myr, og hvilke areal som er ute av drift.. En kartbasert løsning for søknad om produksjonstilskudd ville gitt vesentlig bedre informasjon om dette. I juni 2023 ble prosjektet «Skifteregister» startet i regi av offentlig privat samarbeid landbruk (OPS-Landbruk). Prosjektet har som mål å finne løsninger på nettopp disse spørsmålene, altså hvordan jordbruksarealene brukes og hva som produseres hvor. En konseptanalyse og forslag til videreføring er forventet å foreligge i februar 2024.

7.3.2 Utslippseffekter: Omdanning av torv, utslipp av drivhusgasser

For å vurdere klimaeffekten av tiltak for dyrka myr har vi et stort behov for dokumentasjon fra norske forsøk. For å kunne inkludere beregninger av tiltakene i det nasjonale klimaregnskapet er det behov for å utvikle Tier 2- og Tier 3-metodikk. Disse metodikkene er avhengig av dokumentasjon med feltnålinger av tilstrekkelig kvalitet for å beregne utslipp som en funksjon av klima og drift.

Per i dag mangler Norge tilstrekkelige målinger av årlig drivhusgass-balanse på dyrka myr. Det eneste som finnes av tilstrekkelig kvalitet, etter det vi kjenner til, er målinger som er gjort i forbindelse med prosjektet MYR på et felt i Svanhovd i Finnmark. Man kan benytte resultater fra andre land med ganske likt miljø, som for eksempel Sverige og Finland. Men det trengs målinger fra Norge både for å se hvordan fluksene i Norge ligger kontra fluksene i andre land, men også for å fange opp variasjonen som er konsekvensen av de norske forholdene.

Årlige målinger av drivhusgasser kan være tid- og kostnadskreven å hente inn, derfor kan man også effektivisere ved å utvikle modeller som den vi presenterer i denne rapporten. Da kan man benytte enklere mål, som for eksempel vannivå, til å forbedre estimatene over et større areal og høyere variasjon og for flere tiltak.

Når man skal benytte variabler som for eksempel vannivå for å estimere flukspotensial trenger man målinger av vannivå fra mange forskjellige steder for å fange opp variasjoner mellom landsdeler, ulike typer av dyrka myr og driftsformer. Dette kan bidra til ny kategorisering og forbedring av estimatene på nasjonal basis.

I rapporten har vi identifisert noe stor usikkerhet i dagens beregning av klimabalansen for drenert organisk jordbruksjord. Både grøfter og DOC (dissolved organic carbon) fører til utslipp som det så langt er lite forsket på. Spesielt grøftene og endring av vannivå har et stort potensial for å bidra i det nasjonale utslippsregnskapet og samtidig kan være et fokus for tiltak (ikke diskutert i denne rapporten på grunn av manglende kunnskap) som kunne også redusere utslippspotensial uten å ha en stor

innvirkning på dagens bruk av disse arealene. DOC er mer komplisert fordi målinger så langt indikerer at denne fluksen er liten. Det er også stor usikkerhet knyttet til hvordan jordbruksintensitet, som for eksempel pløying og jordarbeiding påvirker tap av DOC. Det er også usikkert hvordan tap av DOC blir påvirket av tiltakene vi har foreslått.

Når vi snakker om klimaeffekten av drenert organisk jordbruksjord, er det også viktig å forstå de langsiktige konsekvensene av den alternative driften på regionalt og nasjonalt nivå og ta hensyn til de samfunnsøkonomiske konsekvensene av endret forvaltningspraksis. En livssyklusvurdering er viktig for å balansere det umiddelbare fluktpotensialet til et område med karbonbalansen i den endrede verdikjeden.

8 Utvidet sammendrag

Denne rapporten som er utarbeidet på oppdrag fra Miljødirektoratet gir et kunnskapsgrunnlag om mulige tiltak for å redusere klimagassutslipp fra drenert organisk jordbruksjord. Den inneholder vurderinger av muligheter for å restaurere organisk jord drenert for jordbruksformål og mulige metoder for å redusere utslipp uten at jorda tas ut av drift. Den inneholder vurderinger av hvilke tiltak som kan egne seg for norske forhold, oversikt over tilgjengelige areal, positive og negative effekter av tiltakene samt vurdering av varighet av tiltakene og barrierer.

Et av delmålene har vært å undersøke muligheter for å tallfeste potensialet for klimagassreduksjoner for de metodene som ble vurdert som egnet og undersøke om det var godkjent metodikk for dette i det nasjonale klimagassregnskapet. Rapporten er basert på resultater fra litteraturgjennomgang fra nasjonale og internasjonale prosjekter. Begrensning både i tid og tilgangen på litteratur gjorde dette til en utfordrende oppgave for en relativt begrenset rapport som denne.

Det ble funnet flere aktuelle tiltak for å redusere klimagassutslippene fra oppdyrket organisk jord, som teoretisk sett kan ha stor effekt på klimagassbalansen for jordbruk på dyrket myr i Norge. Restaurering er et klart alternativ for å gjenopprette et myrområde som etter hvert beveger seg mot en tilstand med opptak og ikke utslipp. Her er det imidlertid behov for metodeutvikling for både å utvikle restaureringen av selvforvaltende økosystemtjenester og redusere de potensielle konsekvensene fra tidligere arealforvaltning. Hvis man ikke er nøye nok med hvordan disse områdene restaureres, risikerer man høyere utslipp på kort sikt og, med dårlig grunnvannshåndtering også fortsatt myrsvinn. Dette alternativet har også en sosial og økonomisk kostnad, spesielt for regioner der dyrket myr er en viktig ressurs for den lokale økonomien.

Når det gjelder alternativer som tillater fortsatt bruk, er det lite som tyder på at tiltak som endret driftsform, kalking eller blanding av mineraljord med torvjord gir vesentlige endringer i klimagassutslippene. Utfordringen er at CO₂-utslippet som forårsakes av omdanningen av det organiske materialet er det desidert største utslippet, og dette påvirkes bare i vesentlig grad når det organiske materialet ikke har tilgang til oksygen. Jo fuktigere jord, desto bedre. Dette er en utfordring for tradisjonell jordbruksdrift på organisk jord, der god drenering ofte blir sett på som en forutsetning for å drive jordbruk.

De alternativene som har størst potensial for å bidra til å opprettholde fortsatt drift av dyrket myr og samtidig redusere klimagassutslippene, er alle avhengige av en høy og stabil grunnvannstand som dekker mest mulig av det organiske materialet.

Paludikultur kan innebære flere ulike alternativer med et bredt spekter av vekster som kan gi muligheter for ny verdiskaping i nye bioøkonomier. De største usikkerhetsmomentene ved denne metoden er knyttet til utfordringene med teknologisk tilpasning til dyrking på våt torv, det kan være varierende utslippspotensialet avhengig av hvilken vekst som dyrkes. Det er også behov for å utvikle verdikjeder for nye dyrkingssystemer.

Alternative tiltak som i størst grad støtter en fortsatt jordbruksdrift er omgraving og tildekking med mineraljord. Dette er relativt store inngrep der målet er å muliggjøre langsiktig bærekraftig jordbruk i regioner der jordbruk på dyrket myr er en prioritet, samtidig som det organiske materialet beskyttes. Disse metodene har ikke fått mye oppmerksomhet fordi de er kostbare i forhold til forventet avkastning fra jordbruk på disse arealene. Andre land der vi ser eksempler på bruk av disse metodene, Japan og Sveits, er land med den samme utfordringen med å finne egnet produktiv jord for jordbruk som i Norge. Potensialet for disse metodene er stort hvis beskyttelsen av torvmaterialet kan valideres for en godkjent metodikk. De største usikkerhetsmomentene er knyttet til opprettholdelse av vannmetningen i torvlaget og den tekniske kompetansen til å bygge opp en økonomisk levedyktig matjord. Til syvende og sist bør disse metodene ha en egenverdi for bønder som arbeider med organisk jord, ettersom tradisjonell dyrking av myr ikke er bærekraftig på lang sikt, siden myrjorda stadig

synker og krever regelmessige investeringer for å fornye dreneringen. Topping med mineraljord kan være av særlig stor interesse for bønder som dyrker organisk jord over berggrunn, der det er en klar grense for hvor dypt det er mulig å drenere jorda. Det er behov for å kartlegge hvordan og hvor disse metodene bør brukes, og for å validere både reduksjonen i tap av torv og metodens samlede karbonavtrykk.

Et hovedmål med utredningen var å identifisere aktuelle tiltak og metoder og å estimere de mulige klimagassbesparelsene ved å bruke disse metodene frem mot 2030. Funnene våre tyder på at en tilnærming som kombinerer tiltak som støtter restaurering, paludikultur og dekking av den oppdyrka myrjord med mineralmasse, har et betydelig potensial til å redusere klimagassutslippene fra dyrket myr i Norge. I hvilken grad og i hvilke regioner disse metodene er egnet, må defineres basert på bedre kartlegging av dyrket organisk jord og tilstanden den har, og også inkludere vurderinger av regionale, nasjonale økonomiske og sosiale konsekvenser. Alle metodene krever betydelig metodeutvikling og feltvalidering for å bekrefte at de fungerer som forventet under norske forhold. Det vil også være viktig å utvikle metoder for god praksis for å sikre at metodene fører til den forventede beskyttelsen av torven og minimerer andre klimagassutslipp enn CO₂.

I rapporten er det gjort modellering av klimagassutslipp i forhold til regulering av vannivå for tiltakene restaurering, paludikultur, veksttyper som beite og fulldyrket jord. Det er også gjort estimat for hvor mye areal som kan egnet for tiltak. Usikkerheter i datagrunnlag og kunnskapsbehov er videre vurdert.

For at tiltak skal kunne fanges opp i det nasjonale klimagassregnskapet må det også utvikles en Tier 2- eller Tier 3- metodikk.

9 Litteraturreferanse

- Abdalla, M., Espenberg, M. Zavattaro, L. Lellei-Kovacs, E. Mander, U., Smith, K., Thorman, R., Damatirca, C. Schils, R. ten-Berge, H., Newell-Price, P. & Smith, P. (2022) Does liming grasslands increase biomass productivity without causing detrimental impacts on net greenhouse gas emissions? *Environmental Pollution* 300, 15s
- Abel, S. & Kallweit, T. (2022) Potential Paludiculture Plants of the Holarctic. *Proceedings of the Greifswald Mire Centre 04/2022* (self-published, ISSN 2627 - 910X), s. 440
- Abel, S., Couwenberg, J., Dahms, T. & Joosten, H. (2013) The Database of Potential Paludiculture Plants (DPPP) and results for Western Pomerania. 2013. *Plant Div. Evol.* 130: 219–228.
- Ahlstrøm, A., Bjørkelo, K., Fadnes, K. (2019) AR5 klassifikasjonssystem. NIBIO Bok 5 (5) 73s
- Bárcena, T., Grønlund, A., Hoveid, Ø., Søgaard, G. & Lågbu, R. (2016) Kunnskapsgrunnlag om nydyrking av myr: Sammenstilling av eksisterende kunnskapsgrunnlag om nydyrking av myr og synliggjøring av konsekvenser ved ulike reguleringstiltak. NIBIO rapport 2 (43) 59s
- Berendse, F., Van Breemen, N., Rydin, H., Buttler, A., Heijmans, M., Hoosbeek, M.R., Lee, J.A., Mitchell, E., Saarinen, T., Vasander, H. & Wallén, B. (2001) Raised atmospheric CO₂ levels and increased N deposition cause shifts in plant species composition and production in Sphagnum bogs. *Global Change Biology* 7, 591–598.
- Berglund, Ö., Sabine, J., Hesse, K. & Berglund, K. (2019) Effects of foundry sand addition on yield, penetration resistance and CO₂ emission from an agricultural peat soil. *Geophysical Research Abstracts*. 21, EGU2019-5531, 2019 EGU General Assembly 2019
- Biasi, C., Lind, S. E., Pekkarinen, N. M., Huttunen, J. T., Shurpali, N. J., Hyvönen, N. P., Repo, M. E. & Martikainen, P. J. (2008) Direct experimental evidence for the contribution of lime to CO₂ release from managed peat soil, *Soil Biology and Biochemistry*, 40 (10) 2660–2669.
- Blume, H.-P., Brümmner, G.W., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K. & Wilke, B.-M. (2015) Scheffer/Schachtschabel Soil Science. Springer, Dordrecht. 618s
- Buschmann, C., Röder, N., Berglund, K., Berglund, Ö., Lærke, P.E., Maddison, M., Mander, Ü., Myllys, M., Osterburg, B., van den Akker, J.J.H., 2020. Perspectives on agriculturally used drained peat soils: Comparison of the socioeconomic and ecological business environments of six European regions. *Land Use Policy* 90, 104181.
- Byrkjeland (1941) Minkar vidda av brukande åkerland i kystbygdene trass i stor årleg nydyrking? *Meddelelser fra det norske myrselskap*, 39 (1) 23–29.
- Celius, R. (1967) Bruker vi myrjorda riktig? *Meddelelser fra Det Norske Myrselskap* 65 (3) 67–78.
- Cho, W. & Blandford, D. (2019) Bilateral Information Asymmetry in the Design of an Agri-Environmental Policy: An Application to Peatland Retirement in Norway. *Journal of Agricultural Economics* 70, 663–685.
- Cooper, M.D.A., Evans, C.D., Zielinski, P., Levy, P.E., Gray, A., Peacock, M., Norris, D., Fenner, N., Freeman, C., 2014. Infilled Ditches are Hotspots of Landscape Methane Flux Following Peatland Re-wetting. *Ecosystems* 17, 1227–1241.
- de Wit, H. A., Ledesma, J. L., & Futter, M. N. (2016). Aquatic DOC export from subarctic Atlantic blanket bog in Norway is controlled by sea salt deposition, temperature, and precipitation. *Biogeochemistry*, 127(2), 305–321.
- Dörsch, P., Heggset, S., Rivedal, S., Deelstra, J., Øpstad, S. & Hansen, S. (2017) Inversion of previously tile drained peat soil: II. Effects of greenhouse gas emissions. *Proceedings of the international Conference on Climate Smart Agriculture on Organic Soils*. 23.–24.11.2017. Ultuna, Sweden.
- Einevoll, O. (1980) Markslagsklassifikasjon I økonomisk kartverk. Jordregisterinstituttet, Ås, 66s.

- Evans, C.D., Renou-Wilson, F., Strack, M., 2016. The role of waterborne carbon in the greenhouse gas balance of drained and re-wetted peatlands. *Aquatic Sciences* 78, 573-590.
- Evans, C.D., Peacock, M., Baird, A.J., Artz, R.R.E., Burden, A., Callaghan, N., Chapman, P.J., Cooper, H.M., Coyle, M., Craig, E., Cumming, A., Dixon, S., Gauci, V., Grayson, R.P., Helfter, C., Heppell, C.M., Holden, J., Jones, D.L., Kaduk, J., Levy, P. ... & Morrison, R., 2021. Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. *Nature* 593, 548-552.
- Farstad, F.M., Hermansen, E.A.T., van Oort, B. Grønlund, A., Mittenzwei, K., Brudevoll, K. & Grasbekk, B.S. (2020) Forbudet mot nydyrking av myr: Bakgrunn, effekt og utfordringer. CICERO Report 2021:11
- Forskrift om gjødslingsplanlegging (1999) Forskrift om gjødslingsplanlegging. FOR-1999-07-01-791. Lovdata: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/1999-07-01-791>
- Frank, S., Tiemeyer, B., Bechtold, M., Lücke, A., Bol, R., 2017. Effect of past peat cultivation practices on present dynamics of dissolved organic carbon. *Science of The Total Environment* 574, 1243-1253.
- Frankenberger, J., Klavivko, E., Sands, G., Jaynes, D.B., Fausey, N., Helmers, M., Cooke, R., Strock, J., Nelson, K. & Brown, L. (2004) Drainage water management for the effect. Agricultural and Biosystems Engineering Extension and Outreach Publications: West Lafayette, IN, USA.
- Girkin, N.T., Burgess, P.J., Cole, L., Cooper, H.V., Honorio Coronado, E., Davidson, S.J., Hannam, J., Harris, J., Holman, I., McCloskey, C.S., McKeown, M.M., Milner, A.M., Page, S., Smith, J., & Young, D. (2023) The three-peat challenge: business as usual, responsible agriculture, and conservation and restoration as management trajectories in global peatlands. *Carbon Management* 14, 227-257.
- Grønlund, M. (2008) Carbon loss estimates from cultivated peat soils in Norway: a comparison of three methods. *Nutr Cycl Agroecosyst* 81, 157-167
- Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebsch, F. & Couwenberg, J. (2020) Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature Communications* 11, 1644.
- Hagerup, H. (1938) Kva myrforsøka viser: I. Grøftforsøk på myr. *Meddelelser frå det norske myrselskap*, 36 (1) 1-8.
- Håland, Å. (1978) Tidspunkt for vårgjødsling til eng. *Forskning og forsøk i landbruket* 29 (1) 85-96
- Hansen, S., Rivedal, S., Øpstad, S., Heggset, S., Deelstra, J. & Dörsch, P. (2016) Greenhouse gas emissions and agronomic feasibility for forage Production on inverted peat soil. In: *The multiple roles of grassland in the European bioeconomy*. *Grassland Science in Europe* 21, 771-773.
- Haraldsen, T. K., Sveistrup, T. S., Lindberg, K. & Johansen, J. (1995) Jordpakking og ulike dreneringsmåter på torvjord i Nord-Norge. Virkning på avling og botanisk sammensetning av eng. *Norsk Landbruksforskning*. Vol. 9 (1-2), 11-28.
- Harpenslager, S.F., van den Elzen, E., Kox, M.A.R., Smolders, A.J.P., Ettwig, K.F. & Lamers, L.P.M. (2015) Rewetting former agricultural peatlands: Topsoil removal as a prerequisite to avoid strong nutrient and greenhouse gas emissions. *Ecological Engineering* 84, 159-168.
- Hasund, S. (1910) Myr dyrking: Foredrag paa Det norske myrselskaps foredragsmøte paa Gjøvik. *Meddelelser frå det norske myrselskap*. 8 (5) 123-128.
- Haukås, T., Halland, A. & Olsen, A. (2022) Framtidig mjølkeproduksjon i Vestland fylke Konsekvensar av nye krav om dyrevelferd i 2024 og 2034. *NIBIO Rapport* 8 (6) 98 s
- Hestetun, N. (1976) Innblanding av mineraljord i torvjord. Hovedoppgåve i hydroteknikk ved Norges landbrukshøgskole. Ås-NLH 54s
- Hovd, A. (1938) Kva myrforsøka viser. *Meddelelser fra det norske myrselskap*. 36 (3) 73-83.
- IPCC (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Laget av National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. og Tanabe, K. (red.). Publisert: IGES, Japan.

- IPCC (2014). 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (red). Publisert: IPCC, SveitsIPCC. (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. og Federici, S. (red.). Publisert: IPCC, Sveits.
- Joachim G. C. Deru, Nyncke Hoekstra, Maaike van Agtmaal, Jaap Bloem, Ron de Goede, Lijbert Brussaard & Nick van Eekeren (2023) Effects of Ca:Mg ratio and pH on soil chemical, physical and microbiological properties and grass N yield in drained peat soil, *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 66 (1), 61–82.
- Kandel, T.P., Karki, S., Elsgaard, L., Labouriau, R. & Lærke, P.E. (2020) Methane fluxes from a rewetted agricultural fen during two initial years of paludiculture. *Science of The Total Environment* 713, 136670.
- Karki, S., Elsgaard, L. & Lærke, P.E. (2015) Effect of reed canary grass cultivation on greenhouse gas emission from peat soil at controlled rewetting, *Biogeosciences*, 12, 595–606.
- Klimkowska, A., Van Diggelen, R., Bakker, J.P. & Grootjans, A.P. (2007) Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological Conservation* 140, 318–328.
- Kløve, B., Berglund, K., Berglund, Ö., Weldon, S. & Maljanen, M. (2017) Future options for cultivated Nordic peat soils: Can land management and rewetting control greenhouse gas emissions? *Environmental Science & Policy* 69, 85–93.
- Koch, J., Elsgaard, L., Greve, M.H., Gyldenkerne, S., Hermansen, C., Levin, G., Wu, S. & Stisen, S. (2023) Water-table-driven greenhouse gas emission estimates guide peatland restoration at national scale. *Biogeosciences* 20, 2387–2403.
- Korrensalo, A., Mammarella, I., Alekseychik, P., Vesala, T. & Tuittila, E.S. (2022) Plant mediated methane efflux from a boreal peatland complex. *Plant and Soil* 471, 375–392.
- Kvifte, Å.M. & Mæland, T. (2021) Tidleg vårgjødsling i eng. NIBIO Rapport 7 (195) 29s
- Lahtinen, L., Mattila, T., Myllyviita, T., Seppälä, J. & Vasander, H. (2022) Effects of paludiculture products on reducing greenhouse gas emissions from agricultural peatlands. *Ecological Engineering* 175, 106502.
- Leifeld, J. & Menichetti, L. (2018) The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nature Communications* 9, 1071.
- Lie, O. (1986) Myr dyrking i Norge. 10, 36–41
- Løddestøl, A. (1955) Orientering om myrsynkningsproblemet på myr. *Meddelelser fra Det Norske Myrselskap* 53 (2) 7–36
- Lofthus, J.L. (1916) Jordbruk. Plantedyrking – husdyrbruk – smaanæringer. Lunde & Co.s forlag. 344s.
- Lyngstad A., Brandrud T.E., Moen A. & Øien D.I. (2018). Wetlands. Norwegian Red List of Ecosystems 2018. Norwegian Biodiversity Information Centre. Lasta ned 17.1.2024
frå <https://www.biodiversity.no/Pages/318299/Wetlands>
- Ma, L., Zhu, G., Chen, B., Zhang, K., Niu, S., Wang, J., Ciais, P. & Zuo, H. (2022) A globally robust relationship between water table decline, subsidence rate, and carbon release from peatlands. *Communications Earth & Environment* 3, 254.
- Magnussen, K., Navrud, S. & Fleisje, E.M. (2022) Sirkulærøkonomisk massehåndtering: betydning for klimagassutslipp og samfunnsøkonomi. Menon-publikasjon nr. 49/2022
- Mathiesen, H. m.fl (2018) Jordsmonnkarlegging – Beskrivelse av metoder for klassifisering og avgrensning av jordsmonn. NIBIO Rapport 4 (12) 43s
- Mattilsynet (2021) Kalkstatistikk: Omsetning av kalk til jordbruksformål 2020
- Miljødirektoratet (2023) Høringsnotat om forbud mot nedbygging av myr. 40s
- Miljødirektoratet, Direktoratet for mineralforvaltning (DMF), Statens vegvesen, Nye Veier, Bane NOR, Kystverket, Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE), Landbruksdirektoratet, Statsforvalteren i Oslo

- og Viken, Bærum kommune & Norconsult (2021) Tverrsektorielt prosjekt om disponering av jord og stein som ikke er forurenset. Miljødirektoratet Rapport M 2075 | 2021. 75s
- Miljødirektoratet, Statistisk sentralbyrå & Norsk institutt for bioøkonomi. (2023) Greenhouse Gas Emissions 1990–2021, National Inventory Report. Rapport M-2507.
- Myhr, K. & Njøs, A. (1983) Verknad av traktorkjøring, fleire slåttar og kalking på avling og fysiske jordeigenskapar i eng. *Meldinger frå Norges Landbrukshøgskole* 62 (1). 14 s.
- Myhr, K. (1984) Verknad av gylle og jordpakking på infiltrasjon av vatn i dyrka torvjord. *Forskning og forlök i landbruket* 35: 185–192.
- Naser, H.M., Nagata, O., Sultana, S. & Hatano, R. (2018) Impact of Management Practices on Methane Emissions from Paddy Grown on Mineral Soil over Peat in Central Hokkaido, Japan. *Atmosphere* 9, 212.
- Nesheim, L. (2014) Kalking til gras og korn. *Bioforsk TEMA*, 9–23. 8 s
- Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Albrechtsen, R., Hjelgaard, K., Fauser, P., Bruun, H.G., Levin, L., Callisen, L.W., Andersen, T.A., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Stupak, I., Scott-Bentsen, N., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L., & Hansen, M.G. (2023). De' mark's National Inventory Report 2023. Emission Inventories 1990–2021 – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 933 pp. Scientific Report No. 541
- Oke, T.A., Hager, H.A. (2020) Plant community dynamics and carbon sequestration in Sphagnum-dominated peatlands in the era of global change. *Global Ecology and Biogeography* 29, 1610–1620.
- Øpstad, S. (1991) Verknad av ulike gjødsling, kalking og pakking på grasavling og kjemisk innhald i jord og planter på torvjord på Vestlandet. Doctor Scientiarum Theses 1991: 11 Institutt for jordfag, Noregs landbrukshøgskole. 142 s.
- Paradelo, R., I. Virto & C. Chenu (2015) Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202, 98–107.
- Pronger, J., Schipper, L.A., Hill, R.B., Campbell, D.I. & McLeod, M. (2014) Subsidence Rates of Drained Agricultural Peatlands in New Zealand and the Relationship with Time since Drainage. *Journal of Environmental Quality* 43, 1442–1449.
- Querner, E., Jansen, P., Van Den Akker, J., and Kwakernaak, C. (2012) Analysing water level strategies to reduce soil subsidence in Dutch peat meadows, *Journal of Hydrology*, 446, 59–69.
- Quinty, F. & Rochefort, L. (2003) Peatland restoration guide (s. 106). Fredericton, NB, Canada: Canadian Sphagnum Peat Moss Association.
- Regina, K., Budiman, A., Greve, M.H., Grønlund, A., Kasimir, Å., Lehtonen, H., Petersen, S.O., Smith, P. & Wösten, H. (2016) GHG mitigation of agricultural peatlands requires coherent policies. *Climate Policy* 16, 522–541.
- Riley, H. (2016) Tillage timeliness for spring cereals in Norway: Yield losses due to soil compaction and sowing delay and their consequences for optimal mechanisation in relation to crop area. *NIBIO Rapport* 2 (112) 68s
- Rissanen, A.J., Ojanen, P., Stenberg, L., Larmola, T., Anttila, J., Tuominen, S., Minkinen, K., Koskinen, M., Mäkipää, R., 2023. Vegetation impacts ditch methane emissions from boreal forestry-drained peatlands—Moss-free ditches have an order-of-magnitude higher emissions than moss-covered ditches. *Frontiers in Environmental Science* 11.
- Rivedal, S. (2020) Profiler og omgraving. I *Jord, drenering, klimagassutslipp* 78 Effekt av ulike agronomiske tiltak, Bondevennen. 18–19
- Rivedal, S., Øpstad, S., Heggset, S., Børresen, T., Haukås, T., Hansen, S., Dörsch, P. & Deelstra, J. (2017) Inversion of previously tile drained peat soil: I. Method of effects on hydrology, soil properties, grass yield and profitability. *Proceedings of the international Conference on Climate Smart Agriculture on Organic Soils*. 23.-24.11.2017. Ultuna, Sweden.

- Robroek, B.J.M., van Ruijven, J., Schouten, M.G.C., Breeuwer, A., Crushell, P.H., Berendse, F. & Limpens, J. (2009) Sphagnum re-introduction in degraded peatlands: The effects of aggregation, species identity and water table. *Basic and Applied Ecology* 10, 697–706.
- Rocheft, L. (2000) Sphagnum — A Keystone Genus in Habitat Restoration. *The Bryologist* 103, 503–508.
- Rydin, H. & Jeglum, J.K. (2013) *The Biology of Peatlands*. Oxford University Press.
- Schröder, C., Dahms, T., Paulitz, J., Wichtmann, W. & Wichmann, S. (2015) Towards large-scale paludiculture: addressing the challenges of biomass harvesting in wet and rewetted peatlands. *Mires and Peat* 16, 1–18.
- Schwieger, S., Kreyling, J., Couwenberg, J., Smiljanić, M., Weigel, R., Wilmking, M. & Blume-Werry, G. (2021) Wetter is Better: Rewetting of Minerotrophic Peatlands Increases Plant Production and Moves Them Towards Carbon Sinks in a Dry Year. *Ecosystems* 24, 1093–1109.
- Searchinger, T., Peng, L., Jessica, Z. & Waite, R. (2023) The Global Land Squeeze: Managing the Growing Competition for Land. <https://www.wri.org/research/global-land-squeeze-managing-growing-competition-land>
- Sognnes, L., Fystro, G., Øpstad, S., Arstein, A. & Børresen, T. (2006). Effects of adding moraine soil or shell sand into peat soil on physical properties and grass yield in western Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-soil and Plant Science* 56. 161–170.
- Sollid, A. (1927) Telemark landbruksselskap i dei 100 fyrste åri 1977 – 1877. Telemark Landbruksselskap. 165s.
- Strack, M., Mwakanyamale, K., Hassanpour Fard, G., Bird, M., Bérubé, V., Rocheft, L., 2017. Effect of plant functional type on methane dynamics in a restored minerotrophic peatland. *Plant and Soil* 410, 231–246.
- Svengård-Stokke m.fl. (2020) Jordprøver – dokumentasjon av status, forslag til standardisering av datafangst og dataforvaltning. NIBIO Rapport 6 (68) 46s
- Tanneberger, F., Birr, F., Couwenberg, J., Kaiser, M., Luthardt, V., Nerger, M., Pfister, S., Oppermann, R., Zeitz, J., Beyer, C., van der Linden, S., Wichtmann, W., Närmann, F. (2022) Saving soil carbon, greenhouse gas emissions, biodiversity and the economy: paludiculture as sustainable land use option in German fen peatlands. *Regional Environmental Change* 22, 69.
- TBU jordbruk. (2019). Jordbruksrelaterte klimagassutslipp Gjennomgang av klimagassregnskapet og vurdering av forbedringer. Rapport fra partssammensatt arbeidsgruppe 1.7.2019
- Tiemeyer, B., Albiac Borraz, E., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Drösler, M., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Freibauer, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Leiber-Sauheitl, K., Peichl-Brak ... & Zeitz, J. (2016) High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global Change Biology* 22, 4134–4149.
- Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E.A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Gensior, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Laggner ... & Drösler, M. (2020). A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators* 109, 105838.
- Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E.A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Gensior, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Laggner, A. ... & Drösler, M. (2020) A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators* 109, 105838.
- Torsteinsen, T., Johansen, A. Synnes, O.M. & Øpstad, S.L. (2022) Jordmasser fra problem til ressurs – praktisk og faglig veileder. 102s
- Wang, Y., Paul, S.M., Jocher, M., Alewell, C. & Leifeld, J. (2022) Reduced Nitrous Oxide Emissions From Drained Temperate Agricultural Peatland After Coverage With Mineral Soil. *Frontiers in Environmental Science* 10.
- Wang, Y., Paul, S.M., Jocher, M., Espic, C., Alewell, C., Szidat, S. & Leifeld, J. (2021) Soil carbon loss from drained agricultural peatland after coverage with mineral soil. *Science of The Total Environment* 800, 149498.
- Wang, Y., Paul, S.M., Jocher, M., Espic, C., Alewell, C., Szidat, S. & Leifeld, J. (2021) Soil carbon loss from drained agricultural peatland after coverage with mineral soil. *Science of The Total Environment* 800, 149498.

- Weideveld, S.T.J., Liu, W., van den Berg, M., Lamers, L.P.M. & Fritz, C. (2021) Conventional subsoil irrigation techniques do not lower carbon emissions from drained peat meadows. *Biogeosciences* 18, 3881–3902.
- Weldon, S. & Grønlund, A. (2016) Restaurering av myr på Smøla 2011–2015: Effekter på vegetasjon og klimagassutslipp. NIBIO rapport. 2 (51)
- Wichmann, S. (2017) Commercial viability of paludiculture: A comparison of harvesting reeds for biogas production, direct combustion, and thatching. *Ecological Engineering* 103, 497–505.
- Zhao, J., Weldon, S., Barthelmes, A., Swails, E., Hergoualc'h, K., Mander, Ü., Qiu, C., Connolly, J., Silver, W.L. & Campbell, D.I. (2023) Global observation gaps of peatland greenhouse gas balances: needs and obstacles. *Biogeochemistry*.
- Ziegler, R., Wichtmann, W., Abel, S., Kemp, R., Simard, M. & Joosten, H. (2021) Wet peatland utilisation for climate protection – An international survey of paludiculture innovation. *Cleaner Engineering and Technology* 5, 100305.
- Aasmundsen, A. Vale, K. (2022) Erfaringsrapport: Areal ute av drift 2020-2021. Statsforvalteren i Vestfold og Telemark.

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.

