



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI



Statistisk sentralbyrå
Statistics Norway

Rapportere biokull og fangvekster i det nasjonale klimagassregnskapet

Et første utkast til metodikk

NIBIO RAPPORT | VOL. 11 | NR. 173 | 2025



Katharina Hobrak¹, Randi Berland Frøseth², Pia Borg³, Alice Budai⁴, Christophe Moni⁴,
Berit Storbråten⁵, Evan Hart⁵, Daniel Rasse⁴

¹Skog og klima, ²Korn og frøvekster, ³Klima og matproduksjon, ⁴Biogeokjemi og jordkvalitet,

⁵Statistisk sentralbyrå

TITTEL/TITLE

Rapportere biokull og fangvekster i det nasjonale klimagassregnskapet - Et første utkast til metodikk

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Katharina Hobrak, Randi Berland Frøseth, Pia Borg, Alice Budai, Christophe Moni, Berit Storbråten, Evan Hart, Daniel Rasse

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
18.12.2025	11/173/2025	Åpen	54400	25/00882 25/02428
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03903-7	2464-1162	30	0	

OPPDRAKSGIVER/EMPLOYER:

Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Jakob Sandven

STIKKORD/KEYWORDS:

Klimagassregnskap, Metodikk, Biokull,
Fangvekster

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Klimagassregnskapsmetodikk

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Norge rapporterer hvert år et nasjonalt klimagassregnskap til FNs klimakonvensjon. Metodene i klimagassregnskapet er under kontinuerlig vurdering for mulige forbedringer basert på oppdatert kunnskapsgrunnlag eller tilgang på bedre statistikker/datagrunnlag. Denne rapporten er et resultat av et oppdrag fra Miljødirektoratet om å se nærmere på mulighetene for å utvikle metodikk for beregning av karbonlagring i mineraljord fra tilførsel av biokull på dyrka mark og dyrking av fangvekster (arealbrukssektoren), samt utslipp av lystgass (N₂O) ved bruk av fangvekster på dyrka mark (jordbrukssektoren), basert på dagens kunnskap og statistikk. For å kunne rapportere disse tiltakene, kreves det utvikling av metodikk på Tier 2- eller Tier 3-nivå, samt tilgang på aktivitetsdata med årlig statistikk også tilbake til 1990 for fangvekster og til oppstart av aktivitet for biokull. Biokull krever informasjon om mengden som tilføres til jordbruksjord, karboninnhold og H/C_{org}-forhold. I rapporten beskrives en mulig metodikk som bygger på IPCCs retningslinjer, med justeringer for en Tier 2. Fangvekster krever statistikk over areal med fangvekster, fortrinnsvis på regionalt nivå, og i rapporten er det beskrevet en mulig metodikk som bygger på resultater fra forskningsprosjektet CAPTURE. Statistikk over bruk av fangvekster og biokull er tilgjengelig via regionale miljø-tilskudd (RMP), men siden ikke alle fylker gir tilskudd er det ikke en komplett statistikk. Det er også mangelfullt datagrunnlag tilbake i tid. Det påpekes at fangvekster kan gi økte direkte utslipp av N₂O, men også redusere indirekte utslipp av N₂O gjennom redusert nitratavrenning.

GODKJENT /APPROVED

Gunnhild Sjøgaard

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Katharina Hobrak

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Innhold

1	Innledning.....	5
2	Sentrale begreper.....	6
3	Aktivitetsdata.....	7
3.1	Aktivitetsdata for fangvekster.....	7
3.1.1	Regional tilskuddsordning.....	7
3.1.2	Dagens tilskuddsordning.....	8
3.2	Aktivitetsdata for biokull.....	8
3.2.1	Antall tonn biokull som er spredd.....	8
3.2.2	Biokull egenskaper: Karboninnhold og H/C _{org}	8
4	Metodikk for biokull i arealbrukssektoren.....	10
4.1	Nåværende tilgjengelige metoder.....	10
4.2	Forslag til metodikk.....	11
4.3	Aktivitetsdata som kreves for metodikken.....	12
4.4	Sammenligning med metodikken foreslått i IPCC 2019 Refinement.....	Feil! Bokmerke er ikke definert.
4.5	Horisontal og vertikal forflytning av biokullet i jorda.....	13
5	Metodikk for fangvekster i arealbrukssektoren.....	14
5.1	Tilgjengelige data.....	15
5.1.1	Aktivitetsdata brukt i beregningene.....	15
5.1.2	Karbontilførsel.....	16
5.2	Metodikk for å inkludere fangvekster til klimagassregnskapet.....	16
5.2.1	Estimere det potensielle arealet.....	16
5.2.2	Estimere historiske aktivitetsdata for areal.....	18
5.2.3	Fordeling på agrosonenivå.....	18
5.2.4	Estimering på agrosonenivå for perioden før 2013.....	19
5.2.5	Justering for konsistens med dyrka mark areal.....	19
5.2.6	Estimere karbontilførsel.....	19
5.3	Implikasjon for klimagassregnskapet.....	20
5.4	Begrensninger.....	20
6	Metodikk for fangvekster i jordbrukssektoren.....	22
6.1	Metodikk direkte lystgass-utslipp.....	22
6.2	Metodikk ammoniakkutslipp.....	23
6.3	Metodikk indirekte lystgassutslipp, lekkasje og avrenning.....	23
6.4	Resultater.....	24
6.5	Effekten av fangvekster i klimagassregnskapet for jordbrukssektoren.....	25
7	Diskusjon.....	26
8	Litteraturreferanser.....	27

Forord

Denne rapporten er et resultat av en anbuds konkurranse lyst ut av Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, hvor de skrev: «Regjeringen og jordbruksorganisasjonene har inngått en intensjonsavtale om å redusere klimagassutslipp og øke opptaket av karbon fra jordbruket for perioden 2021–2030. I den sammenheng er det behov for å undersøke hva som skal til for at tiltakene biokull og fangvekster skal kunne bokføres i det nasjonale klimagassregnskapet, slik at de kan inngå i avtalen. Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet har behov for en bedre forståelse av kravene til bokføring av biokull og fangvekster i klimagassregnskapet, som en del av oppfølgingen av Regnskapsgruppas arbeid. I 2022 vurderte NIBIO at metodene ikke var modne nok til å fange opp effekter ved bruk av biokull i jordbruksjord. Utviklingen i bruk av biokull og at det nå gis tilskudd til biokull gjennom Regionale miljøprogram, gjør at vi nå ønsker en ny vurdering. For fangvekster er forskningsprosjektet CAPTURE, som nå er i sluttfasen, et viktig grunnlag for videre arbeid.»

Denne rapporten har blitt utarbeidet i samarbeid mellom NIBIO og SSB. Forfatterne av rapporten består av ekspertise innen klimagassregnskap for arealbrukssektoren og jordbrukssektoren, og ekspertise knyttet til fangvekster og biokull. Oppdraget har ikke vært en del av arbeidet i det nasjonale systemet for klimagassregnskapet.

Forfatterne har bidratt til følgende deler av rapporten:

- Pia Borg har bidratt til delen om aktivitetsdata.
- Alice Budai og Daniel Rasse har bidratt på delen om biokull.
- Christophe Moni har bidratt på delen om fangvekster i arealbrukssektoren.
- Berit Storbråten og Evan Hart har bidratt på delen om fangvekster i jordbrukssektoren.
- Randi Berland Frøseth har bidratt på delen om fangvekster i begge sektorer.
- Katharina Hobrak har vært prosjektleder.

En stor takk til Andreas Hagenbo for gode innspill på delen om biokull. I tillegg vil vi takke Norsk biokullnettverk og Accend for oversikt over karboninnhold i norsk biokull. Og en takk til Landbruksdirektoratet ved Bjørn Huso for å hjelpe oss med statistikk for fangvekster.

Ås, 4. desember 2025

Katharina Hobrak

1 Innledning

I denne rapporten beskrives kunnskaps- og datagrunnlag som kreves for å kunne rapportere tilførsel av biokull og bruk av fangvekster på dyrka mark i det nasjonale klimagassregnskapet.

Det nasjonale klimagassregnskapet rapporteres til FNs klimakonvensjon hvert år (Miljødirektoratet mfl., 2025). Klimagassregnskapet består av fem sektorer og rapporterer utslipp på alt fra industrien til dyrking av jord. Utslippene beregnes basert på metodikk fra retningslinjer fra IPCC (IPCC, 2006; IPCC 2019). Klimagassregnskapet er under stadig forbedring, hvor det utvikles ny metodikk, bedre datagrunnlag og tas inn nye utslippskilder.

I tillegg til utslipp rapporteres det i arealbrukssektoren også om opptak av CO₂. I all hovedsak er det den levende biomassen i skog som står for opptaket i sektoren, men også andre kilder kan bidra til opptak. Fangvekster og biokull er tiltak som kan brukes i jordbruket, og som i tillegg til andre egenskaper kan bidra til å øke karbonlagringen i jorda. Fangvekster kan også påvirke utslipp fra N₂O fra jorda, men effekten kan være både økning og reduksjon i utslippene (Basche mfl., 2014; Kjær mfl., 2026). Det er studier som tyder på at det skjer en reduksjon i N₂O-utslipp ved tilførsel av biokull, men effekten virker kortvarig (Guenet mfl., 2021), og en metodikk for dette er ikke vurdert nærmere i denne rapporten.

Per dags dato rapporteres ikke effekter på utslipp og opptak fra bruk av biokull og fangvekster i det nasjonale klimagassregnskapet. For at det skal bli mulig, må det utvikles metodikk. I tillegg vil det være behov for statistikk som dekker behovene for aktivitetsdata.

Biokull er et materiale som oppstår ved at biomasse oppvarmes til høye temperaturer i en prosess som kalles pyrolyse. Dette gjør at biokullet er motstandsdyktig mot nedbrytning. Biokull kan brukes til å øke karboninnholdet i jordbruksjord, samt at det kan fungere som et jordforbedringsmiddel.

Fangvekster er vekster som enten sås sammen med eller etter høsting av hovedveksten. De bidrar til å hindre erosjon, og har flere økosystemtjenester, deriblant at de kan bidra til økt karbonlagring i jorda.

Biokull vil være en del av arealbrukssektoren, mens fangvekster vil være en del av både arealbrukssektoren og jordbrukssektoren i det nasjonale klimagassregnskapet.

Metodikken i klimagassregnskapet deles i 3 nivåer - såkalte Tiers - hvor Tier 1 benytter en standard utslippsfaktor fra IPCC sine retningslinjer, Tier 2 benytter en utslippsfaktor som er basert på nasjonale eller regionale data og Tier 3 baserer seg på målinger eller modeller. Det kreves Tier 2- eller Tier 3-nivå for å kunne fange opp effekten av fangvekster. For biokull foreligger det ikke et ferdig utviklet Tier 1-nivå, og derfor kreves det også Tier 2- eller Tier 3-nivå for biokull.

2 Sentrale begreper

I dette kapittelet blir begreper som blir brukt i denne rapporten forklart kort, for å klargjøre hva de betyr eller hvordan de er brukt. Det er hovedsakelig begreper i forbindelse med det nasjonale klimagassregnskapet (Miljødirektoratet mfl. 2025).

- Det nasjonale klimagassregnskapet rapporterer utslipp og opptak til FNs klimakonvensjon og EU hvert år. Det består av fem sektorer, og i denne rapporten er det to som omtales; arealbrukssektoren og jordbrukssektoren.
- Arealbrukssektoren dekker utslipp og opptak som knyttes til arealbruk og arealbruksendringer. Sektoren består av seks arealbrukskategorier, men i denne rapporten er det kun arealbrukskategoriene dyrka mark og i mindre grad beite som omtales, og de andre arealbrukskategoriene omtales ikke nærmere. Sektoren omfatter flere gasser, men i denne rapporten er det kun CO₂ som vurderes for arealbrukssektoren.
- Jordbrukssektoren dekker utslipp fra jordbruksaktivitet. I denne rapporten er det kategorien jordbruksjord som omtales. Det er til sammen seks kategorier i sektoren, men de andre omtales ikke nærmere. Selv om flere gasser er inkludert i jordbrukssektoren, er det i denne rapporten gassene N₂O og NH₃ som vurderes.
- Arealbrukskategorien dyrka mark utgjør arealer som er pløybare til vanlig pløyedybde. Det er denne arealbrukskategorien det hovedsakelig snakkes om i denne rapporten. Beite deles i aktivt beitet innmark og åpen og glissent tresatt utmark på mineraljord. Det er kun førstnevnte som potensielt vil være aktuelt her, og sammen med dyrka mark blir disse to ofte omtalt som jordbruksjord.
- Kategorien jordbruksjord i jordbrukssektoren er de samme arealene som dyrka mark og aktivt beitet innmark.
- Det skilles mellom mineraljord og organisk jord i arealbrukssektoren. For dyrka mark er 93 % av arealene mineraljord, mens resten er organisk jord.
- Arealene omtales som gjenværende eller i overgang. Gjenværende arealer er arealer som har hatt samme arealbruk i over 20 år, mens arealer i overgang er arealer som har endret arealbruk i løpet av de siste 20 år.
- Metodikken i det nasjonale klimagassregnskapet deles inn i såkalte Tiers, hvor Tier 1 baserer seg på standard utslippsfaktorer fra IPCC sine retningslinjer, disse er ofte differensiert på klimasoner, men ikke basert på nasjonale forhold. Tier 2 baserer seg på nasjonale eller regionale utslippsfaktorer og Tier 3 baserer seg målinger eller modellering.
- Aktivitetsdata er data som sier noe om hvor mye av en aktivitet som har skjedd. I denne rapporten er dette f.eks. hvor mye biokull som har blitt spredd på jordbruksareal og størrelsen på areal med fangvekster. Aktivitetsdata multipliseres med en utslippsfaktor for å beregne utslipp. Når det er snakk om CO₂, kan det også være opptak.
- I arealbrukssektoren er Landsskognaktseringen den viktigste kilden for aktivitetsdata, både for å gi arealstatistikk (fordelingen til arealbrukskategoriene), men også for en rekke beregninger av utslipp og opptak særlig i skog. Disse er ikke relevant i denne rapporten og derfor ikke omtalt nærmere. Kategorien jordbruksjord i jordbrukssektoren bruker også statistikken fra Landsskognaktseringen som aktivitetsdata for areal. For dyrka mark som gjelder mineraljord brukes også produksjonstilskudd som en viktig kilde til aktivitetsdata.

3 Aktivitetsdata

Aktivitetsdata er data som dokumenterer omfanget av en aktivitet. Det stilles krav om dokumenterbarhet og kvalitet av data, og ulike beregninger stiller ulike krav til hvilken informasjon som er nødvendig. Nasjonale statistikker basert på tilskudd kan være en kilde til aktivitetsdata dersom de inneholder nødvendig informasjon. Det er også et krav om tidsserie tilbake til 1990 som er sammenliknbar for de ulike årene i tidsserien, dersom aktiviteten har forekommet i hele tidsserien for klimagassregnskapet.

Både fangvekster og biokull har i Norge blitt gitt tilskudd i jordbruket. Dette gjør at det finnes statistikk over aktiviteten til både fangvekster og biokull i Norge, men i ulik grad tilbake i tid.

Fangvekster har blitt brukt i varierende omfang i Norge siden 90-tallet, og det har blitt gitt tilskudd via ulike ordninger fra og med 1991. Siden 2005 har fangvekster fått tilskudd via Regionalt miljøprogram i jordbruket (RMP). Biokull er relativt nytt, og ble tatt inn i RMP-ordningen i 2023.

3.1 Aktivitetsdata for fangvekster

For å inkludere fangvekster i arealbrukssektoren, er det behov for aktivitetsdata som har informasjon om omfang (areal), år og klimasone. I tillegg er informasjon om hvilke arter som er brukt fordelaktig. For jordbrukssektoren er det tilstrekkelig med data om omfanget, men også her er det fordelaktig å vite hvilke arter som er brukt.

Tilskudd til fangvekster har eksistert i ulike former siden 1991, da det kom inn som et tiltak i "Forskrift om tilskott til endret jordarbeiding m.m.". Det er mulig å danne seg en komplett serie i antall dekar per år fra 1991 frem til 2024.

3.1.1 Regional tilskuddsordning

Siden tilskudd til fangvekster har vært en del av RMP varierer det fra fylke til fylke om tilskuddet tilbys og hvordan tilskuddsordningen er utformet. Det er ikke alle fylker som er dekket av tilskuddsordningen, men den har dekket de største kornområdene (Holmen, 2020). Det er allikevel en mulighet for at aktivitetsdataene kan gi underrapportering av omfanget av fangvekster.

Det er ulik detaljeringsgrad i aktivitetsdataene gjennom årene fordi tilskuddet er flyttet mellom ulike tilskuddsordninger og fordi disse er blitt endret underveis. Endringer i RMP skjer hovedsakelig ved rullering hvert fjerde år. Siden 2013 har det vært mulig for fylkene å gi tilskudd til to underkategorier for tiltaket fangvekster:

- Fangvekster sådd som underkultur (sås samtidig som hovedkulturveksten) og
- Fangvekster sådd etter høsting

Fra og med 2023 kan fylkene også velge å gi tilskudd til «fangvekster med høy diversitet». Dette tilskuddet gis som et tillegg til ett av de to andre tilskuddene til fangvekster. For å unngå dobbelttelling av samme areal, må arealet som har mottatt tilskudd til «fangvekster med høy diversitet» derfor ikke regnes med i totalarealet av fangvekster slik statistikken utarbeides nå.

Siden tilskudd til fangvekster gis til enkeltbønder etter søknad, kan arealene med fangvekster i utgangspunktet spores til det enkelte gårdsbruk. Tilskuddsdata fra og med 2013 foreligger fordelt på fylke, kommune og gårds- og bruksnummer, og er tilgjengelige i data.norge. I kommunikasjon med Landbruksdirektoratet er det blitt bekreftet at det også skal være mulig å få statistikk med samme detaljeringsgrad tilbake til 2005, men disse er ikke tilgjengelig i data.norge og har derfor ikke blitt fremskaffet i forbindelse med denne rapporten. Data fra før 2005 er kun tilgjengelig på nasjonalt nivå,

og det vil derfor være behov for å tilbakeskrive tilbake til 1990 basert på data fra og med 2005. Dette er beskrevet nærmere i kapittel 5.2.2.

3.1.2 Dagens tilskuddsordning

For søknadsomgangen 2025 gis det tilskudd til “fangvekster som underkultur” og “fangvekster sådd etter høsting” i alle fylker med unntak av Møre og Romsdal, Nordland og Troms og Finnmark. Vestland fylke gir kun tilskudd til såing av fangvekst etter tidlig høsting av potet og grønnsaker og det gis tilskudd til maks 70 dekar per gårdbruker per år.

3.2 Aktivitetsdata for biokull

I korte trekk er det behov for å kjenne følgende parametere for biokull tilført til jordbruksjord som grunnlag for beregninger:

- Antall tonn biokull som er spredd
- Karboninnhold, alternativt opphavsmaterialet
- Forholdet mellom hydrogen og karbon (H/C_{org})

3.2.1 Antall tonn biokull som er spredd

I statistikken fra RMP-ordningen er det samlet inn informasjon om antall kg biokull spredd på jorden, samt fylke, kommune og gårds- og bruksnummer. Det er 9 fylker (etter 2025-inndelingen) som har gitt tilskudd til biokull¹. Samlet ble det gitt tilskudd til 18 tonn biokull i 2023 og 65 tonn i 2024.

Det kan gis tilskudd til spredning av biokull i åpen åker, og biokullet skal nedmoldes etter spredning. Det er et krav for tilskudd til biokull at «Ved bruk av kommersielle biokullprodukter skal disse være EBC (European Biochar Certificate) merket. Ved bruk av ikke-kommersielle biokullprodukter skal foretaket dokumentere produksjonssted, produksjonsmetode og opphavsmateriale.» (Landbruksdirektoratet, 2025).

Statsforvalteren kan bestemme hvilke jordtyper eller hvilke områder tilskudd til biokullspredning gjelder for, og sette nedre eller øvre grense for antall dekar det kan gis tilskudd til. Tilskuddet utmåles i kilogram og skal tegnes i kart. Begrensninger er beskrevet i Tabell 1.

Tabell 1 Oversikt over begrensninger til å søke om tilskudd for biokull. Hentet fra veilederne for regionale miljøtilskudd 2025.

Fylker	Begrensning
Innlandet	Maks 4000 kg biokull per foretak. Det forutsettes at biokullet har minimum 75 % tørrstoff.
Trøndelag	Maks 3000 kg biokull per foretak. Det forutsettes at biokullet har minimum 75 % tørrstoff.
Vestfold og Telemark	Maks 4000 kg biokull per foretak. Det forutsettes at biokullet har minimum 75 % tørrstoff.
Rogaland	Maks 4000 kg biokull per foretak. Det forutsettes at biokullet har minimum 75 % tørrstoff.

3.2.2 Biokull egenskaper: Karboninnhold og H/C_{org}

Som en del av metodikken for biokull er det nødvendig med informasjon om karboninnhold og forholdet mellom hydrogen og karbon (H/C_{org}). Eventuelt kan informasjon om opphavsmaterialet brukes til å beregne karboninnholdet og H/C_{org} basert på studier gjort på karboninnhold ved bruk av

¹ Vestfold, Telemark, Rogaland, Trøndelag, Innlandet, Østfold, Buskerud, Oslo og Akershus. Statsforvalteren i Østfold, Buskerud, Oslo og Akershus har ikke tilskudd til biokull i sitt regionale miljøprogram, men har likevel gitt tilskudd til 4000 kg biokull i 2024

ulike typer opphavsmateriale. Det er foreløpig få produsenter, hvor en del av dem er i oppstartsfasen, og de har dermed i ulik grad fått analysert sitt biokull. Derfor har i første omgang Accend, som gjør LCA-analyser for biokull i Norden og Europa, gitt en oversikt over gjennomsnittlig karboninnhold og H/C_{org} i norsk biokull. Ved en eventuell implementering i det nasjonale klimagassregnskapet, og når biokull er mer etablert på det norske markedet, bør det vurderes å føre en mer omfattende statistikk på dette. Ideelt sett bør man ha statistikk for karboninnhold og H/C_{org} for hver batch. Statistikk for opphavsmateriale har det ikke blitt sett nærmere i denne rapporten, da det er tilstrekkelig med informasjon om karboninnhold og H/C_{org} i statistikken gjort tilgjengelig fra Accend.

4 Metodikk for biokull i arealbrukssektoren

IPCC beskriver et utgangspunkt for å utvikle metodikk for å estimere endringer i jordkarbon fra tilførsel av biokull til mineraljord på jordbruksjord. Dette er beskrevet i vedlegg 4 i *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (IPCC, 2019) og fungerer som grunnlag for fremtidig utvikling av metodikk for en Tier 1- og Tier 2-metode. Metodikken som beskrives i IPCC 2019 Refinement gjelder i utgangspunktet jordbruksjord (dyrka mark og beite), og er begrenset til mineraljord². Det gis tilskudd til spredning av biokull i åpen åker. Biokullet skal nedmoldes etter spredning (Landbruksdirektoratet, 2025). Det er krav om at det tegnes inn i kart hvor biokullet spres.

Som beskrevet i Hagenbo mfl. (2024) beregnes akkumulering av jordkarbon i en Tier 1-metodikk med en lineær ligning bestående av aktivitetsdata og utslippsfaktorer. Tier 1-metodikken er basert på antagelsen om at biokull laget av tremateriale inneholder 77 % karbon, og at 65, 80 eller 89% av karbonet består etter 100 år, avhengig av grad av pyrolyseomdanning. Dette er uten å ta hensyn til klima og forvaltningen av areal. En Tier 2-metodikk vil bruke samme formel, men utslippsfaktorene vil være nasjonale eller regionale, istedenfor standard utslippsfaktorer. Den vil da altså ta hensyn til påvirkningen nasjonale produksjonsforhold og klimatiske forhold har på stabiliteten til biokull. Her presenterer vi dagens grunnlag for å utvikle en slik Tier 2-metodikk.

4.1 Nåværende tilgjengelige metoder

På det frivillige karbonmarkedet finnes det flere metoder som benyttes til å beregne CO₂-utslippsreduksjon ved bruk av biokull i jordbruksjord. De fleste av disse metodene baserer seg på målinger av CO₂ som frigjøres fra biokullprøver inkubert i jord, vanligvis i laboratoriet (noen ganger også i felt), over perioder som varer vanligvis fra flere måneder til flere år. Metodene bygger på IPCC-metodikken fra 2019, som har blitt utvidet og forbedret gjennom årene. En viktig forskjell mellom IPCC-metodikken fra 2019 og de nåværende metodene, er at de sistnevnte baserer seg på en målbar biokullegenskap, nemlig H/C_{org} forholdet, i stedet for pyrolysetemperatur.

I tillegg til den klassiske tilnærmingen for å bestemme biokullstabilitet i jord gjennom inkubasjonsstudier, baserer en metode foreslått av Sanei mfl. (2024) og Mastalerz mfl. (2025) seg på å sammenligne biokull med et materiale kjent for å være stabilt i jordskorpen, referert til som inertinitt. Basert på inertinitt-metoden (reflektans) utviklet for fossilt kull, hevder forfatterne at stabiliteten til biokull undervurderes gjennom inkubasjonsstudier. En gruppe sentrale aktører innen biokullforskning har nylig påpekt at inertinitt-tilnærmingen er relativt ny, og at forutsetningene den bygger på må bekreftes (Schmidt mfl., 2025). Vi anbefaler derfor ikke å benytte Inertinite Benchmarking (IBRo₂)-metodikken, som den kalles.

De tradisjonelle metodene, basert på kjemiske analyser kalibrert mot inkubasjon av biokullprøver i jord, er generelt konservative og i tråd med god praksis for metodikk i klimagassregnskap.

² The studies used in the derivation of Fperm values included only cropland and grassland mineral soils. Thus, the Fperm values provided in Table 4Ap.2 are only applicable to mineral soils under those land uses.

4.2 Forslag til metodikk

Metodikken vi beskriver følger forslaget i IPCC-metodikken fra 2019, hvor endringen i karbonlager i mineraljord som tilsettes biokull ($\Delta BC_{\text{Mineral}}$) uttrykkes som produktet av biokullmassen som tilføres i mineraljord (BC_{TOT} , i tonn biokull tørrstoff per år), det organiske karboninnholdet i biokull (FC, i % karbon i biokull tørrstoff), og andelen biokullkarbon som gjenstår etter 100 år (F_{perm} , i % av biokullkarbon som er stabilt over 100 år):

Formel 1

$$\Delta BC_{\text{Mineral}} = BC_{\text{TOT}} \times FC \times F_{\text{perm}}$$

BC_{TOT} og FC hentes fra statistikk. Faktorer for prosentandelen biokull som er igjen etter 100 år, F_{perm} , er beregnet basert på det mest oppdaterte datasettet til Rodrigues mfl. (2023) for jordtemperatur på 14,9 °C. Studier som estimerer biokullets langsiktige stabilitet er som regel basert på inkubasjonsforsøk, der nedbrytningsraten beregnes ved ulike temperaturer. Jordtemperaturen i slike eksperimenter varierer typisk fra rundt 10 til 60 °C, og siden både opphavsmateriale og biokullkvalitet påvirker nedbrytningen, vil temperaturforskjeller mellom studier gi systematiske forskjeller i estimerte nedbrytningsrater. For å kunne sammenligne resultater på tvers av studier og normalisere effekten av temperatur på biokullstabilitet, foreslår Lehmann mfl. (2015) å justere nedbrytningsrater til en felles referansetemperatur basert på temperaturfølsomhet (Q_{10}) avledet fra inkubasjonsdata. Rodrigues mfl. (2023) fulgte denne tilnærmingen ved å normalisere sine estimater av karbonlagring i biokull til en jordtemperatur på 14,9 °C. Deres modell beregner karbonstabilitet som en funksjon av H/C_{org} -forholdet i biokull, som uttrykt i Formel 2:

Formel 2

$$F_{\text{perm}} = 0,854 - 4,933 \times H/C_{\text{org}}^{5,9998}$$

Dette gir et temperaturkorrigert og mer robust og konservativt estimat av hvor stor andel av biokullkarbonet som forventes å være stabilt over 100 år. I stedet for å anta en gjennomsnittlig årstemperatur på 14,9 °C, estimerte Hagenbo mfl. (2023) karbonstabilitet i biokull på $\geq 0,945$ ved gjennomsnittlige årstemperaturer på 5 °C og 10 °C. Disse estimatene var basert på målte H/C_{org} -forhold fra 0,2 til 0,3 og regresjonskoeffisienter fra Woolf mfl. (2021). Med bakgrunn i denne stabiliteten og det estimerte biokullutbyttet, ble det klimamessige reduksjonspotensialet for biokull beregnet til å være 16–21 % høyere enn det som følger av IPCC sin Tier 1-metodikk.

Sammenligningsvis vil den estimerte stabiliteten over 100 år, ved bruk av beregningsmetoden til Rodrigues mfl. (2023) med temperaturnormaliserte verdier og H/C_{org} -forhold fra 0,2 til 0,3, være 0,85 som er lavere enn det Hagenbo mfl. (2023) anslo, men fortsatt høyere enn standardverdiene som brukes av IPCC. Siden antallet inkubasjonsforsøk med biokull under kalde forhold fortsatt er begrenset, er det usikkerhet knyttet til stabiliteten ved lave temperaturer. Derfor anbefales det å fortsette å normalisere beregningene til en gjennomsnittlig årstemperatur på 14,9 °C for å gi konservative estimater av biokullkarbonlagring. Når vi får bedre data på biokullets nedbrytningsrate ved forskjellige temperaturer i norsk jord, vil denne funksjonen kunne tilpasses. Å bruke målbare biokullegenskaper, i dette tilfellet H/C_{org} , i stedet for pyrolysetemperaturer (som foreslått av IPCC i 2019) gir mer pålitelige data (Lebrun Thauront mfl., 2024). Dette skyldes at temperaturmålinger ofte ikke reflekterer den faktiske temperaturen biomassen oppnår i en reaktor. Det elementære forholdet H/C_{org} har blitt anerkjent som en pålitelig indikator for biokullstabilitet i mer enn 10 år, og dets forhold til F_{perm} har blitt forbedret etter hvert som flere studier som måler stabilitet i mer enn ett år har blitt tilgjengelige. Studien til Woolf mfl. (2021) refereres ofte til i metoder brukt for CDR (Carbon dioxide removal). Den valgte studien av Rodrigues mfl. (2023) representerer et mer utvidet datasett. Videre forbedret Rodrigues mfl. 2023 forholdet mellom H/C_{org} og F_{perm} ved å utelukke biokullprøver med et H/C_{org} -forhold $>0,7$ fra datasettet, da de ikke oppfyller definisjonen av biokull og andre forgassings- og pyrolyseprodukter (EU-forordning 2021/2088 av 7. juli 2021). Mens Woolf mfl. (2021) presenterer en lineær sammenheng mellom H/C_{org} og F_{perm} , gir den resulterende ikke-lineære

relasjonen som brukes her en mer realistisk fremstilling av utviklingen av biokullstabilitet med pyrolyseintensitet.

Metodikken som presenteres her baserer seg på å beregne spesifikke F_{perm} -verdier fra H/C_{org} , men den kan forenkles ved å sette faste F_{perm} -verdier for H/C_{org} -terskler, på samme måte som det ble gjort i IPCC 2019 Refinement.

4.3 Aktivitetsdata som kreves for metodikken

Aktivitetsdataene som kreves for metodikken som presenteres er tonn biokull tilført jordbruksjord og to målbare egenskaper ved biokullet: karboninnholdet og H/C_{org} -forholdet. De målbare egenskapene som foreslås er basert på elementanalyse, som er en standardmåling som er lett oppnåelig og kreves under sertifiseringsprosessen (f.eks. for EBC).

Dataene for antall tonn biokull spredd kan hentes fra RMP-ordningen. RMP vil kunne gi en undervurdering av mengder biokull brukt, noe som er i tråd med en konservativ tilnærming hvor en er sikker på å ikke overestimere det økte karboninnholdet i jorda. Produsenter som er EBC-sertifisert vil ha informasjon om karboninnhold og H/C_{org} -forholdet. Man kan samle inn data direkte fra produsentene, eller lage en generell gjennomsnittsfaktor for Norge.

For biokull vil det være nyttig å kunne differensiere statistikken inn i kommersielle og ikke kommersielle produkter. Kvaliteten på biokullet vil kunne være påvirket av om det produsert industrielt (kommersielle produkter) eller på gårdsnivå (ikke kommersielle produkter). Landbruksdirektoratet har informert oss at det blir vanskelig å hente ut denne typen statistikk, selv om det registreres ved søking om tilskudd.

4.4 Sammenligning med metodikken foreslått i IPCC 2019 Refinement

Metodikken til IPCC 2019 Refinement ga faktorer for organisk karboninnhold (F_{Cp}), basert på opphavsmateriale og pyrolyseprosessen, samt andelen karbon i biokull som er igjen etter 100 år (F_{perm}). Siden F_{perm} -verdier er basert på pyrolysetemperatur og metodikken som foreslås her bruker H/C_{org} , anvender vi følgende konverteringsfaktor utledet fra 27 studier på biokull fra vedaktige og ikke-vedaktige råstoff (Rodrigues mfl., 2023):

Formel 3

$$H/C_{org} = 0,98 - 0,0010 \times \text{Temperatur } (^{\circ}C)$$

Egenskaper ved biokull produsert i Norge er rapportert i to forskjellige datasett: 1) i studien av Hagenbo mfl. (2024) har 10 forskjellige tre- og skogrestbiokull et gjennomsnittlig karboninnhold på 85 % (± 10) og et gjennomsnittlig H/C_{org} -forhold på 0,22 ($\pm 0,08$), 2) Accend-databasen der 11 biokullprøver hadde karboninnhold fra 82–94 %, og et H/C_{org} -forhold på 0,09 - 0,43. Disse tallene ble brukt til å beregne biokull karbon stabilitet med både forslaget fra IPCC 2019 Refinement og formel 2 fra Rodrigues mfl. (2023). Resultatene i Tabell 2 viser karbonstabiliteten (F_{perm}) er generell lik for de to metodene, med forskjell at stabiliteten er litt underestimert for lavpyrolysert biokull og litt overestimert for høypyrolysert biokull ved bruk av 2019 IPCC Refinement. Når man også tar karboninnholdet til biokullet i beregningen ($F_{Cp} * F_{perm}$), får man høyere verdier for stabilt karbon med den foreslåtte metoden presentert her. Dette skyldes at IPCC bruker karboninnhold på 77 % for pyrolysert trematerialer, mens metoden presentert her bruker målt karboninnhold (F_{Cp}) som er høyere for alle biokullprøvene i datasettene.

Tabell 2 Estimert stabilitet av biokull karbon (F_{perm}) og produkt av F_{perm} og karboninnhold (F_{Cp}) ved bruk av foreslått metoden fra Rodrigues mfl. (2023) og det foreslått i IPCC 2019 Refinement.

	Egenskaper		Produksjonsforhold	F_{perm}		$F_{Cp} * F_{perm}$	
	F_{Cp}	H/ C_{org}	Temperatur (°C)	IPCC 2019	Rodrigues 2023	IPCC 2019	Rodrigues 2023
Gjennomsnitt norsk biokull (Hagenbo mfl., 2024)	85 %	0,22	760	0,89	0,85	0,69	0,73
Lavest pyrolyse (Accend-database)	82 %	0,43	550	0,80	0,82	0,62	0,67
Høyest pyrolyse (Accend-database)	94 %	0,09	890	0,89	0,85	0,69	0,80

Karbonlagring i jord ved bruk av Tier 2 metoden presentert her er høyere enn ved bruk av den foreslåtte Tier 1 metode fra IPCC 2019 Refinement. Denne metoden er fremdeles konservativ da den er basert på inkubasjonsforsøk, og også fordi lokale klimatiske forhold er kaldere enn de 14,9 °C som beregningen baserer seg på.

4.5 Horisontal og vertikal forflytning av biokullet i jorda

Det kan være vanskelig å verifisere om biokull fortsatt finnes i jorden etter en viss tid, da biokull kan bevege seg til dypere jordlag eller bli erodert fra påføringsstedet. Denne typen forskyvning vil sannsynligvis forekomme, i det minste til en viss grad. De fleste forventede destinasjonspunkter for biokull, inkludert dypere jordlag, er mindre gunstige for mikrobiell nedbrytning. Derfor forventes det at biokullet beholder sitt karbon i de nye miljøene minst like mye som i matjorden.

5 Metodikk for fangvekster i arealbrukssektoren

Fangvekster dyrkes for å opprettholde et vegetasjonsdekke på jordbruksarealer mellom innhøsting av en kultur og såing/planting av den neste kulturen. Ved å maksimere perioden hvor jordbruksarealer forblir fotosyntetisk aktive, økes den årlige tilførselen av organisk karbon til jorda. I arealbrukssektoren rapporteres utslipp og opptak av CO₂ for dyrka mark, samt utslipp av CH₄, mens utslipp av N₂O rapporteres i jordbrukssektoren (se Kapittel 6).

Fangvekster brukes kun på dyrka mark, men kan brukes både på mineraljord og organisk jord, og vil gjelde både for kategoriene «gjenværende dyrka mark» og «dyrka mark i overgang». Dyrka mark i overgang er nydyrket areal, og blir i denne kategorien i 20 år, før det går over til å bli definert som gjenværende areal. Det vil være ulik karbondynamikk i et areal som nylig er dyrket opp fra f.eks. skog og et som har vært dyrka over mange år. Det er også ulik karbondynamikk i organisk jord og mineraljord. Dette kan potensielt kreve utvikling av fire ulike metodikker for beregning av utslipp og opptak av CO₂. I Tabell 3 vises metodikkene slik de er i klimagassregnskapet i dag for CO₂. Videre i rapporten er det kun vurdert en metodikk for mineraljord i gjenværende areal. CH₄ er ikke vurdert nærmere i denne rapporten, CAPTURE prosjektet har ikke sett på CH₄, og det er heller ikke knyttet CH₄-utslipp til andre typer vekster.

Tabell 3 Klimagassrapportering som involverer dyrka mark og hvilken metodikk som benyttes i dag for CO₂.

Jordtype	Arealbruksstatus	Tier	Metodikk
Organisk	Gjenværende	Tier 1	En utslippsfaktor (7,9 tonn CO ₂ C ha ⁻¹ år ⁻¹)
	I overgang		
Mineral	Gjenværende	Tier 2	Modellerte nasjonale faktorer
	I overgang	Tier 1	Utslippsfaktor basert på tidligere arealbruk

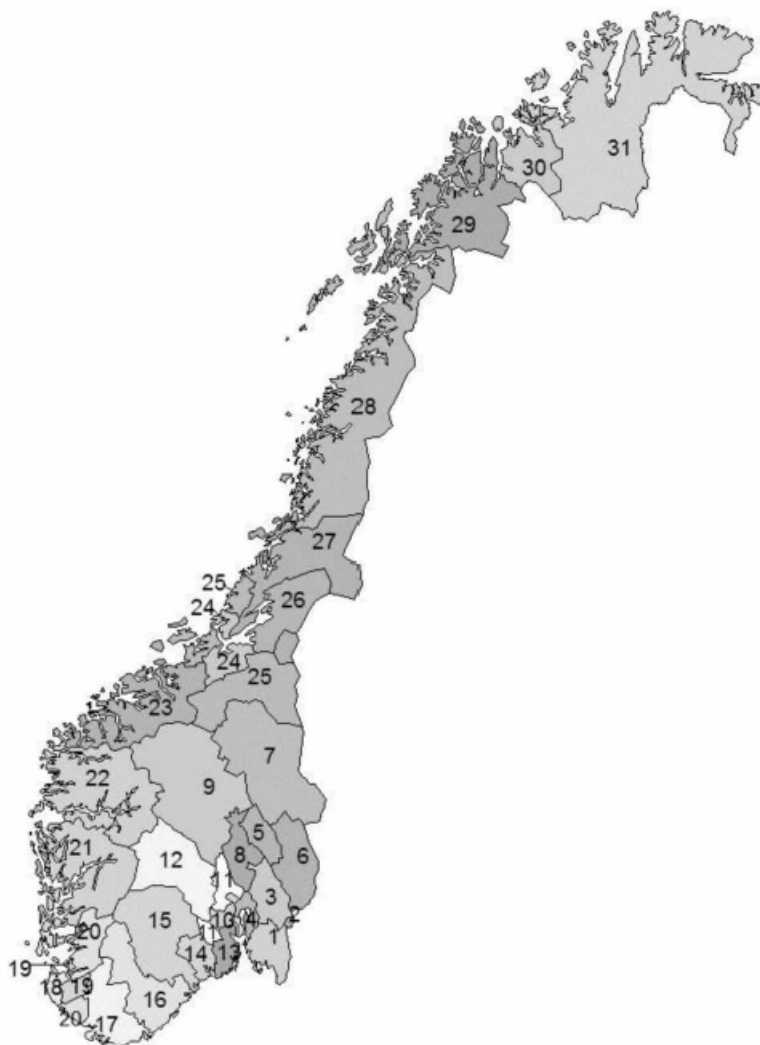
For organisk jord og ved arealbruksendringer til dyrka mark, estimeres endring i karbonlager per dags dato ved hjelp av en Tier 1-metodikk. Denne metodikken baserer seg på standard utslippsfaktorer fra IPCC som ikke tar hensyn til lokal praksis. Det betyr at effekten av fangvekster ikke vil fanges opp og at det behøves en Tier 2- eller Tier 3-metodikk for organisk jord og for arealbruksendringer for at fangvekster skal kunne fanges opp der. Utslipet fra organisk jord er årlig så høyt at den ev. effekten av fangvekstene vil utgjøre en brøkdel.

For gjenværende dyrka mark på mineraljord benyttes det en Tier 2-metodikk. I korte trekk bruker denne metodikken årlig statistikk om fordeling av ulike kulturvekster og husdyrgjødsel (SSB) for å dele det totale jordbruksarealet (fra Landsskogtakseringen) inn i 16 forenklede driftssystemer (Borgen mfl., 2012). Hvert driftssystem har en gjennomsnittlig årlig karbontilførsel, som gir det likevektskarbonlageret som ville oppnås dersom driftssystemet ble opprettholdt kontinuerlig når det inkorporeres i ICBM-modellen (Introductory Carbon Balance Model).

Disse likevektsverdiene for jordas karbonlager brukes deretter i Tier 2-metodikken for å estimere karbonlagerendringer ved endringer i driftspraksis fra 1990 og fremover. For å ta hensyn til geografiske forskjeller, gjøres denne beregningen for 31 agrosoner fordelt over hele Norge (Figur 1) og summeres opp. Innenfor denne rammen vil innføring av fangvekster i prinsippet innebære å estimere

den ekstra årlige tilførselen av organisk karbon til jorda som er knyttet til praksisen i hver av de 31 agrosone. Dette vil i praksis deles inn i to vurderingstrinn:

- 1) Estimere arealet med fangvekster hvert år fra 1990 for hver agrosone (aktivitetsdata)
- 2) Estimere netto karbontilførsel fra fangvekster hvert år fra 1990 for arealet i hver agrosone (karbontilførselsfaktor)



Figur 1 Agrosoner brukt til rapportering av klimagasser på mineraljord under kategorien «dyrka mark som forblir dyrka mark» (fra Borgen mfl., 2012).

5.1 Tilgjengelige data

5.1.1 Aktivitetsdata brukt i beregningene

Aktivitetsdata (arealet med fangvekster) ble registrert fylkesvis via RMP. Troms, Finnmark, Nordland og Møre og Romsdal har ikke tilskudd via RMP og mangler dermed i statistikken. I andre fylker ble det skilt mellom to kategorier av fangvekster: (1) sådd samtidig med hovedkulturen; og (2) sådd etter hovedkulturen.

Aktivitetsdata er nærmere beskrevet i kapittel 3.1. Det er ikke all statistikk som er åpent tilgjengelig, og statistikken som er blitt samlet inn i forbindelse med denne rapporten avviker derfor noe fra det som kan gjøres tilgjengelig. Statistikken som ble brukt i beregningene under er delt i tre perioder med følgende aggregeringsnivåer og tilsvarende databegrensninger:

- 1991–2004: årlige nasjonale data med kun én verdi per år.
- 2005–2012: årlige nasjonale data fordelt på 10 «undersådd» og 17 «sådd etter»-kategorier.
- 2013–nå: årlige data på kommunenivå, kun med de to hovedkategoriene.

Statistikken skiller ikke mellom mineraljord og organisk jord. Det er derfor en viss usikkerhet knyttet til hvilken jordtype fangvekstene blir dyrket på. Siden organisk jord i svært liten grad brukes til produksjon av åkervekster, og dermed fangvekster, antas det derfor at andelen fangvekster som dyrkes på organisk jord er neglisjerbar.

Landsskogtakseringen brukes blant annet for arealstatistikk for alle arealbrukskategoriene. Det er ikke helt samsvar mellom arealet som rapporteres i Landsskogtakseringen og det som rapporteres i produksjonstilskudd, blant annet fordi ikke alt areal blir omsøkt produksjonstilskudd. I kapittel 5.2.5 er det derfor foreslått en justeringsfaktor for å ta hensyn til dette.

5.1.2 Karbontilførsel

Estimater for fangveksters karbontilførsel til jord er nylig utarbeidet i prosjektet CAPTURE – Fangvekster som klimatililtak i norsk kornproduksjon (Henriksen mfl., 2025). Studien ga estimater for de tre viktigste norske kornproduksjonsregionene, Oslofjordområdet, Innlandet og Trøndelag, og omfattet fem ulike fangvekstarter og artsblandinger, gruppert i to kategorier: vårsådd (undersådd) og sommer-/høstsådd (sådd etter). Kategorien «undersådd» inneholdt raigras, kvitkløver og en blanding av 85 % raigras + 15 % kvitkløver. Kategorien «sådd etter» inneholdt oljereddik og en blanding av 70 % oljereddik + 15 % vikke + 15 % honningurt.

Karbontilførsel over bakken (skuddkarbon) ble estimert ved å høste den overjordiske biomassen av fangvekster dyrket på 82 norske gårder. Karbontilførsel under bakken (rotkarbon) ble beregnet ved å multiplisere skuddkarbon med artsspesifikke rot/skudd-forhold. Disse forholdene ble hentet fra målinger i Norge (23 % av dataene) og supplert med verdier fra en nord-europeisk litteraturstudie (dvs. Sverige, Finland, Danmark og Nederland). På grunn av stor variasjon i disse estimatene er de resulterende verdiene for total karbontilførsel preget av betydelig usikkerhet.

I CAPTURE-prosjektet ble disse karbontilførselsestimatene videre brukt til å vurdere fangveksters potensial for karbonlagring, uttrykt som årlige endringer i jordens karbonlager per arealenhet. Dette ble modellert ved hjelp av ICBM, med ulike parametersettinger for rotkarbon—antatt å vare lengre i jord—sammenlignet med skuddkarbon. Denne tilnærmingen står i kontrast til dagens rapporteringsprosedyre, der ICBM bruker én gjennomsnittlig parametrisering for hele plantekarbontilførselen.

5.2 Metodikk for å inkludere fangvekster til klimagassregnskapet

5.2.1 Estimere det potensielle arealet

I rapporteringsrammeverket karakteriseres driftsformer på dyrka mark av de årlige andelene med korn (G), rotvekster (R) og eng (L), slik de rapporteres i statistikk for produksjonstilskudd av SSB (beskrevet nærmere i Miljødirektoratet mfl. 2025). Disse tre kategoriene utgjør til sammen 100 % av arealet med dyrka mark:

Formel 4

$$\text{Dyrka mark}_{SSB}(\text{areal}) = G + R + L$$

Siden engvekster er flerårige, kan de ikke knyttes til fangvekster (CC). Følgelig kan andelen av arealet med dyrka mark som potensielt er tilgjengelig for fangvekster estimeres som:

Formel 5

$$CC_{potensial}(\%) = \frac{G + R}{G + R + L} \times 100$$

Når dette kombineres med det totale arealet av dyrka mark basert på Landsskognakseringen (LSK), kan vi beregne det arealet som potensielt er tilgjengelig for fangvekster:

Formel 6

$$CC_{potensial_LSK}(area) = CC_{potensial}(\%) \times Dyrka\ mark_{LSK}(areal)$$

Denne tilnærmingen kan brukes på ulike nivåer: nasjonalt, fylke, agrosoner osv. Når data reorganiseres på agrosonenivå, viser tall for perioden 2013–2023 at agrosoner som er ekskludert fra tilskuddsordninger for fangvekster (f.eks. agrosone 19, 28, 29, 30, 31 som svarer Rogaland, Troms, Nordland, Finnmark) har svært begrenset areal tilgjengelig for fangvekst dyrking (Tabell 4). Dette viser at ekskludering av fylker fra overvåkingen av fangvekstaktivitet vil ha begrenset innvirkning på nasjonale estimater for karbonlagring fra fangvekster.

Tabell 4 Aktivitetsdata for fangvekster i agrosoner (AZ) på fylkesnivå for perioden 2013–2023. Dataene er sortert i synkende rekkefølge etter potensielt areal tilgjengelig for fangvekster(dekar) – siste kolonne. Gul celle betyr at det finnes statistikk for fangvekster for den agrosonen og året.

AZ	Fylke i 2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	Dyrka mark areal (km ²) ¹	Fangvekstpotensial (%) ²	Fangvekst potensial (dekar) ³
1	Østfold												686	87,6	600,9
4	Akershus												573	84,7	485,3
6	Hedmark												410	86,7	355,5
13	Vestfold												369	82,9	305,9
26	Nord-Trøndelag												516	53,6	276,6
5	Hedmark												317	74,8	237,1
8	Oppland												355	57,9	205,5
24	Sør-Trøndelag												345	43,7	150,8
3	Akershus/Oslo												148	88,6	131,1
11	Buskerud												147	74,1	108,9
10	Buskerud												138	76,7	105,8
14	Telemark												112	64	71,7
27	Nord-Trøndelag												260	16,8	43,7
18	Rogaland												259	15,3	39,6
12	Buskerud												144	24,8	35,7
9	Oppland												452	7,3	33,0
7	Hedmark												232	9,6	22,3
23	Møre og Romsdal												438	4,1	18,0
25	Sør-Trøndelag												289	5,2	15,0
15	Telemark												94	14,6	13,7
16	Aust-Agder												94	13,3	12,5
17	Vest-Agder												144	5,7	8,2

28	Nordland				452	1,5	6,8
29	Troms				188	1,7	3,2
2	Østfold				2.8	85,2	2,4
22	Sogn og Fjordane				275	0,8	2,2
20	Rogaland				158	1	1,6
21	Hordaland				214	0,4	0,9
19	Rogaland				28	0,9	0,3
31	Finnmark				80	0,3	0,2
30	Troms				27	0,6	0,2

¹Borgen mfl., 2012; ²Formel 5; ³Formel 6

5.2.2 Estimere historiske aktivitetsdata for areal

Det behøves en sammenhengende tidsserie fra 1990 og til i dag. Deler av tidsserien er kun tilgjengelig fra Landbruksdirektoratet på forespørsel, og er kun tilgjengelig på nasjonalt nivå. Denne statistikken er betegnet som:

Formel 7

$CC_{Ldir,nasjonal}(\text{areal})$

Siden data på agrosonenivå mangler for første del av tidsserien må data estimeres på agrosonenivå. En enkel tilnærming er å beregne fordelingen av fangvekstareal mellom agrosoner for hvert år mellom 2013 og 2023. Det vil være mulig å hente ut data fra Landbruksdirektoratet på fylkesnivå fra og med 2005. Siden denne statistikken ikke var tilgjengelig for utarbeidelsen av denne rapporten, har det blitt tatt utgangspunkt fra 2013. Prinsippet vil være det samme om man starter i 2005.

5.2.3 Fordeling på agrosonenivå

For hvert år mellom 2013 og 2023 beregnes andelen fangvekstareal for hver agrosone relativt til den nasjonale totalen som:

Formel 8

$$CC_{Ldir,agrosone,\text{år}}(\%) = \frac{CC_{Ldir,agrosone,\text{år}}(\text{areal})}{CC_{Ldir,nasjonalt,\text{år}}(\text{areal})}$$

Disse årlige andelenes fordeles deretter jevnt over hele perioden:

Formel 9

$$\overline{CC_{Ldir,agrosone}}(\%) = \frac{\sum_{\text{år}=2013}^{2023} CC_{Ldir,agrosone,\text{år}}(\%)}{2023 - 2013}$$

Tabell 5 Gjennomsnittlig fordeling av fangvekstareal (%) fordelt på agrosoner (AZ) for perioden 2013–2023.

AZ	Areal (%)	AZ	Areal (%)	AZ	Areal (%)	AZ	Areal (%)	AZ	Areal (%)	AZ	Areal (%)
1	22,7	6	2,1	11	6	16	0,9	21	0	26	2,3
2	1,7	7	0,6	12	1,7	17	0,1	22	0	27	0,7
3	6,2	8	3,2	13	11,4	18	3,6	23	0	28	-
4	26,9	9	0,9	14	3,1	19	-	24	7,9	29	-
5	2,1	10	3,7	15	0,1	20	0,3	25	0,7	30	-

5.2.4 Estimering på agrosonenivå for perioden før 2013

De gjennomsnittlige andelene fordeles på Landbruksdirektoratets (Ldir) nasjonale totaler for år før 2013:

Formel 10

$$CC_{Ldir,AZ}(\text{areal}) = CC_{Ldir,Nasjonal}(\text{areal}) \times \overline{CC_{LDir,AZ}(\%)}$$

5.2.5 Justering for konsistens med dyrka mark areal

For å sikre samsvar med Landskogtakseringens rapportering av arealet med dyrka mark, innføres en justeringsfaktor:

Formel 11

$$\text{Justeringsfaktor} = \frac{\text{Dyrka mark}_{LSK}(\text{areal})}{\text{Dyrka mark}_{SSB}(\text{areal})}$$

Denne faktoren anvendes på estimatene for fangvekstareal for hver agrosone:

Formel 12

$$CC_{Ldir,agrosone}(\text{areal}) = CC_{Ldir,agrosone}(\text{areal}) \times \text{Justeringsfaktor}$$

Den samme tilnærmingen kan også utvides til å skille mellom de to hovedkategoriene av fangvekster (undersådd og sådd etter). Imidlertid vil innføring av dette detaljnivået i rapporteringen sannsynligvis øke kompleksiteten og dermed usikkerheten med det kunnskapsnivået som er i dag (se kap. 5.2.6).

5.2.6 Estimere karbontilførsel

Som beskrevet innledningsvis i dette kapittelet bygger Tier 2 tilnærmingen for «gjenværende dyrka mark» på et sett med forenklete driftssystemer. I hovedtrekk skilles det mellom tre vekst kategorier: kornvekster, rotvekster og engvekster. Kornvekstkategorien omfatter i seg selv et bredt spekter av arter med både korn, kjernebelgvekster og oljevekster.

Selv om karbontilførsel og biomasse varierer på tvers av Norge, benytter dagens metodikk kun ett estimat for karbontilførsel per vekstkategori på nasjonalt nivå. Følgelig er regionale forskjeller og mangfoldet av fangvekstarter og praksis dokumentert i CAPTURE-prosjektet langt mer detaljerte enn selve rapporteringen.

Under disse forutsetningene gir et nasjonalt gjennomsnitt grunnlag for en første tilnærming gjort i denne rapporten. Karbontilførsel fra fangvekster kan derfor avledes fra CAPTURE-prosjektet ved å beregne gjennomsnittet av resultater på tvers av alle testede regioner og fangvekstarter (Tabell 5).

På et senere stadium kan disse verdiene videre deles inn i de to hovedkategoriene—undersådd og sådd etter, gitt at tilsvarende aktivitetsdata blir tilgjengelige eller kan estimeres. Se følgende tabell for tilsvarende vektete gjennomsnitt:

Tabell 6 Karbontilførsel fra fangvekster (skudd og røtter), vektet gjennomsnitt hentet fra Henriksen mfl., 2025, tabell 23.

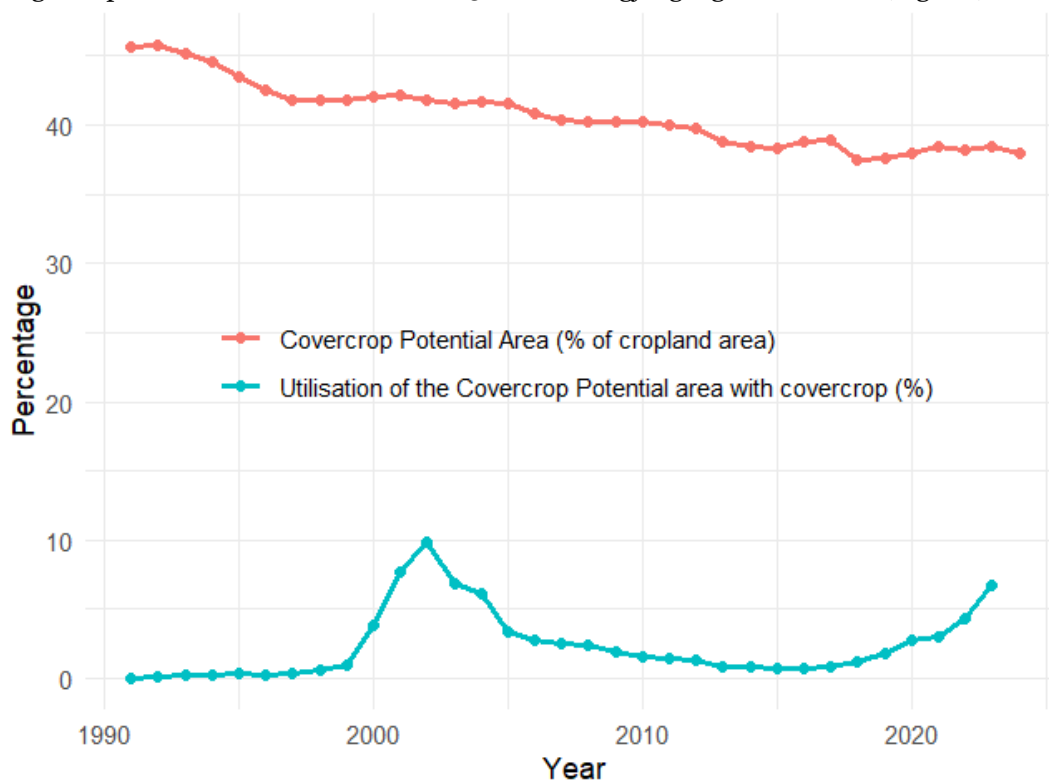
Kategori	Karbon i skudd og røtter (kg/daa/år)
Undersådd ¹	81
Sådd etter ²	94
Total	89

¹Raigras, kvitkløver og vårsådd blanding av gras og urter; ²Oljereddik og sommer-/høstsådde artsblandinger

Merk: Gitt den høye observerte variasjonen i estimatene for fangveksters karbontilførsel, anbefales det å følge en konservativ tilnærming der kun de laveste estimatene velges for å beregne gjennomsnittlig innføring som brukes.

5.3 Implikasjon for klimagassregnskapet

Nasjonale aktivitetsdata viser at andelen dyrka mark med åkervekster (Formel 5) har falt jevnt fra 45,6 % i 1991 til 38,4 % i 2023 (Figur 2). Det skyldes i hovedsak økt engdyrking. Arealet med fangvekster har variert mellom ~0 % og 9,9 %. To perioder med økt bruk av fangvekster er tydelige: mellom 1999 og 2006, med en topp i 2002, og fra 2019 og fremover. I de fleste øvrige år har fangvekstpraksis mobilisert mindre enn 3 % av det tilgjengelige åkerarealet (Figur 2).



Figur 2 Åkerareal (% av dyrka mark) og utnyttelsesgraden av fangvekster(% av åkerarealet)

Med et antatt gjennomsnittlig lagringspotensial på 0,3 tonn karbon per hektar per år knyttet til fangvekster (se Henriksen mfl., 2025, Tabell 23), vil estimert karbonlagring fra fangvekster i 2023 utgjøre 6,4 kilotonn karbon (Miljødirektoratet mfl. 2025).

Hvis det teoretiske makspotensialet for karbonlagring drevet av fangvekster hadde blitt realisert, kunne karbonlagringen for 2023 nådd 89,1 kilotonn karbon.

5.4 Begrensninger

Estimatene gjort i denne rapporten er et grovt overslag. Flere faktorer kan føre til avvik fra Tier 2 resultater. For eksempel reduserer dyrking av høstvekster, såfrøproduksjon og såing av eng i stedet for fangvekster ytterligere det arealet av dyrka mark som er egnet for fangvekster. I utredningen av egnet dyrkingsareal av fangvekster som klimatiltak la Bøe mfl. (2020) til grunn et potensielt fangvekstareal på 800 000 dekar (knappt 1/3 av dagens kornareal). Det andre gjelder at karbonlagringsraten i beregningene i Henriksen mfl. (2025) brukte en annen parametrisering av ICBM-modellen, der nedbrytning av karbon fra røtter og overjordisk plantemateriale behandles separat, i motsetning til i rapporteringsrammeverket. Henriksen mfl. (2025) kjørte ICBM-modellen også for kun tre forskjellige

regioner karakterisert av tre ulike klimatiske jordforhold. Hvis fangvekster tas i bruk i rapportering i det nasjonale klimagassregnskapet, vil dette utvides til alle de 31 agrosone og dette vil kunne gi andre resultater enn de estimatene beregnet i denne rapporten.

6 Metodikk for fangvekster i jordbrukssektoren

I klimagassregnskapet rapporteres utslipp av lystgass (N₂O) og ammoniakk (NH₃) fra dyrking av jord under jordbrukssektoren. Utslipp og opptak av CO₂ og utslipp av metan (CH₄) rapporteres under arealbrukssektoren (LULUCF). Dyrking av fangvekster vil inngå i jordbrukssektoren under kildene utslipp av N₂O og NH₃ fra planterester og indirekte N₂O fra avrenning, IPCC kategori 3D1d crop residue og 3D2b nitrogen leaching and run off.

Vi har brukt areal for fangvekster i perioden 1991-2023, gjort beregninger av N₂O- og NH₃-utslipp på bakgrunn av dette og inkludert det i utslipp fra planterester som finnes i regnskapet. I tillegg har vi beregnet indirekte N₂O-utslipp fra avrenning hvor effekten av fangvekster er tatt hensyn til. Hensikten var å vurdere hvordan inkludering av fangvekster vil påvirke klimagassregnskapet for jordbrukssektoren. Som kunnskapsgrunnlag har vi støttet oss til metodikk fra IPCC og erfaring fra klimagassregnskap fra andre land hvor fangvekster er inkludert. Faktorer for nitrogen og kg tørrstoff pr dekar ble hentet fra CAPTURE-prosjektet.

Forutsetninger

- Vi har tatt utgangspunkt i formel 11.6 hentet fra IPCC (2019) *Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, men antar at fangvekster ikke høstes, fjernes eller brennes. For beregning av NH₃-utslipp tas det hensyn til at 60 % nedmolding av fangvekster (e-post fra Bjørn Huso, Landbruksdirektoratet 13. august 2024), siden 40 % av fangvekstarealet har vekster som fryser ut i løpet av vinteren og forårsaker ammoniakkutslipp fram til nedmolding på våren.
- Det er brukt en standard frøblanding (Henriksen mfl., 2025) med 85 % italiensk raigras og 15 % kvitkløver. Der vi trenger tall fra IPCC tabell 11.1. er «grass-clover mixture» brukt som det nærmeste til denne blandingen.
- I tidligere beregning av planterester er tonn høstet avling brukt som inndata (SSBs avlingsstatistikk), men for fangvekster har vi brukt arealdata. Tallene er hentet fra antall dekar fangvekster fra Landbruksdirektoratets tall fra regionalt miljøtilskudd (RMP) fra 1991. Arealdataene er ikke splittet på sådd som undervekst (vår) og høstsådd. Årsaken er at det tilfører mer kompleksitet inn i beregningen enn det som er ønskelig her.

6.1 Metodikk direkte lystgass-utslipp

IPCC skiller mellom utslipp som rapporteres under jordbrukssektoren og utslipp og opptak som rapporteres under arealbrukssektoren. For fangvekster vil utslippene som rapporteres i jordbrukssektoren være direkte N₂O utslipp fra planterester og indirekte N₂O utslipp fra avrenning.

Beregningsmetoden for direkte lystgass fra planterester er beskrevet i Miljødirektoratet mfl. (2025) og Miljødirektoratet og SSB (2024). I dette prosjektet valgte vi en tilnærming hvor vi beregner utslipp fra fangvekster med samme metodikk som for 3D1d. Hovedforskjellen mellom fangvekster og vekstene som inngår i eksisterende beregning for planterester er at fangvekster ikke høstes eller fjernes fra åkeren, så beregningen ble tilpasset dette. I tillegg så er aktivitetsdata areal dyrket med fangvekster pr år og ikke tonn avling som i modellen for planterester.

Beregningsmåten for N-innhold i fangvekster er følgende:

Overjordisk N:

Formel 13

$$N_{Over} = Areal \times kg N/daa$$

Hvor kg N/daa = mengde nitrogen pr dekar. Verdier er hentet fra CAPTURE

Underjordisk N:

Formel 14

$$N_{Under} = Areal \times RS \times NBG$$

RS= andel underjordisk biomasse i forhold til overjordisk biomasse, IPCC tabell 11.1A.

NBG = N innhold i underjordisk restavling pr kilo tørrstoff, kg N/kg d.m. Verdier fra IPCC tabell 11.1A.

Videre beregnes direkte N₂O ved å beregne om fra N til N₂O-N og så multipliseres med utslippsfaktor (EF).

Formel 15

$$N_2O - N = N_{Over} + N_{Under} \times EF_{N_2O}$$

Formel 16

$$N_2O = N_2O - N \times 44/28$$

Resultatene fra beregningene for fangvekster og total for planterester inkludert fangvekster er oppsummert i Tabell 7. Utslipp pr. dekar dyrket med fangvekster er også presentert her.

6.2 Metodikk ammoniakutslipp

Metoden for beregning av NH₃ fra restavling er hentet fra EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2023 med oppdatering basert på de Ruijter og Huijsmans (2019). Den baserer seg på samme metode som for IPCC 2019 metodikk, men hovedforskjellen fra N₂O-beregningen er at kun overjordiske avlinger er inkludert. Metodikken er beskrevet i Miljødirektoratet (2025) eller i Miljødirektoratet og SSB (2024).

Et forenklet oppsett er slik:

$$NH_3-N = N_{Over} \times f_{NH_3} \times EF_{NH_3} \times (1 - frac_incorp)$$

Hvor

N_{Over} = total N i avlingsrester over jord

EF_{NH₃} = utslippsfaktor for NH₃ utslipp fra N kilder, kg NH₃/kg N beregnet fra de Ruijter og Huijsmans (2019)

f_{NH₃} = andel som blir til ammonium

(1 - frac_incorp) = andel som blir liggende på overflaten og danner NH₃-tap

Resultatene fra beregningene for fangvekster og total for planterester inkludert fangvekster er oppsummert i Tabell 7 under avsnitt om resultater.

6.3 Metodikk indirekte lystgassutslipp, lekkasje og avrenning

Ifølge metaanalysen til Valkama mfl. (2015) vil arealer med dyrking av fangvekster ha en reduksjon i indirekte N₂O utslipp på 50 %. Dette støttes også av en ny svensk studie (Svensson mfl., 2026).

Et av oppdragene i dette prosjektet var å se hvordan vi kan ta hensyn til denne egenskapen ved fangvekster i beregning av indirekte N₂O utslipp fra lekkasje fra jordbruksjord.

Metoden for beregning av indirekte N₂O fra lekkasje/avrenning ved dyrking av jordbruksjord 3D2b er beskrevet i Miljødirektoratet mfl. 2025.

Finland bruker følgende tilnærming i sine beregninger:

“According to a meta-analysis from studies conducted in Nordic countries, including Finland, cover crops reduce nitrogen leaching by 50 % (Valkama et al., 2015), This reduction in N leaching attributed to cover crops is not directly included in the national FraCLEACH value, therefore, for the share of the areas where cover crops are used, a 50 % reduction in leached nitrogen was calculated” (National Inventory Document, (Statistics Finland mfl. 2025).

Vår tilnærming var å redusere N-beholdningen fra arealer som dyrkes med fangvekster med 50 %, før videre beregning av indirekte N₂O utslipp/lekkasje. Denne kilden omfatter sammen med planterester, lekkasje fra spredning av gjødsel og utslipp fra beite. Reduksjonen ble ikke gjort for utslipp fra beite siden det antas at det ikke dyrkes fangvekster på beite.

Resultatene fra beregningene for fangvekster og total for planterester inkludert fangvekster er oppsummert i Tabell 7.

6.4 Resultater

Beregning av N₂O- og NH₃utslipp ga følgende resultater i perioden 1991–2023 som vist i Tabell 7.

Tabell 7 Resultater for utslipp av N₂O og NH₃ fra fangvekster 1991–2023 i jordbrukssektoren

År	Areal fangvekster (daa)	Direkte N ₂ O utslipp fangvekster (tonn)	Direkte N ₂ O utslipp rest avling totalt (tonn)	NH ₃ fangvekster (tonn)	NH ₃ rest-avling totalt (tonn)	Indirekte N ₂ O utslipp jordbruks-jord avrenning (tonn)	Indirekte N ₂ O utslipp avrenning korrigert for fangvekster (tonn)	Utslipp fangvekster (kg N ₂ O/ daa)
1991	2 108	0,1	266	0,1	73	815,3	815,2	0,07
1992	4 075	0,2	225	0,3	69	802,9	802,7	0,07
1993	9 429	0,5	274	0,6	77	805,1	804,7	0,07
1994	7 905	0,4	241	0,5	74	789,1	788,8	0,07
1995	12 340	0,7	246	0,8	70	803,3	802,8	0,07
1996	7 231	0,4	256	0,5	70	815,6	815,3	0,07
1997	12 668	0,7	245	0,8	68	811,3	810,7	0,07
1998	19 960	1,1	248	1,3	68	813,5	812,7	0,07
1999	33 295	1,9	227	2,1	64	790,1	788,9	0,07
2000	137 201	7,7	240	8,6	73	792,0	786,7	0,07
2001	274 041	15,4	236	17,2	77	762,2	752,0	0,07
2002	348 080	19,5	213	21,8	75	757,0	744,1	0,07
2003	240 115	13,5	206	15,0	64	780,5	771,2	0,07
2004	212 674	11,9	218	13,3	63	788,3	779,9	0,07
2005	117 474	6,6	189	7,4	52	784,3	779,6	0,07
2006	95 568	5,4	176	6,0	50	767,4	763,7	0,07
2007	83 262	4,7	174	5,2	49	780,8	777,5	0,07
2008	78 262	4,4	189	4,9	50	773,8	770,7	0,07
2009	63 462	3,6	162	4,0	47	735,2	732,8	0,07
2010	48 585	2,7	167	3,0	42	703,0	701,2	0,07
2011	47 198	2,6	149	3,0	41	732,8	730,9	0,07
2012	41 664	2,3	160	2,6	44	734,9	733,2	0,07
2013	24 367	1,4	147	1,5	40	740,5	739,5	0,07
2014	25 554	1,4	173	1,6	46	773,5	772,4	0,07
2015	23 388	1,3	182	1,5	47	786,7	785,7	0,07

2016	22 369	1,3	181	1,4	45	785,2	784,3	0,07
2017	23 912	1,3	175	1,5	43	769,8	768,8	0,07
2018	34 264	1,9	119	2,1	35	757,0	755,6	0,07
2019	54 088	3,0	185	3,4	51	788,8	786,5	0,07
2020	80 485	4,5	186	5,0	51	786,9	783,4	0,07
2021	88 865	5,0	187	5,6	56	796,3	792,4	0,07
2022	127 955	7,2	205	8,0	58	766,3	761,0	0,07
2023	166 889	9,4	151	10,5	56	691,8	685,6	0,07

6.5 Effekten av fangvekster i klimagassregnskapet for jordbrukssektoren

Resultatene viser en netto utslippsøkning for N₂O på gjennomsnittlig 1,3 tonn per år i perioden 1991–2023 ved innføring av fangvekster i jordbrukssektoren. Årsaken er at fangvekster som ny kilde vil tilføre en nitrogenmengde som gir et høyere direkte N₂O-utslipp fra planterester enn N₂O-reduksjonen fangvekster bidrar til ved avrenning. Isolert sett øker de direkte utslippene for planterester med gjennomsnittlig 4,4 tonn per år i perioden 1991–2023, mens de indirekte N₂O-utslippene fra avrenning gir en gjennomsnittlig årlig reduksjon på 3 tonn sammenliknet med tidligere beregning.

Måling av lystgass gjennom to år med fangvekster i kombinasjon med bygg på Ås viste at fangvekster kan både øke og redusere utslipp av lystgass fra jord-plante-systemet utenfor vekstsesongen – sammenliknet med ingen fangvekster (Kjær mfl., 2026). Både fangvekstart og vinterklima har betydning. Noe vinterherdige og flerårige arter som raigras og en gras-kløver-urteblanding reduserte N₂O-utslippene, mens ettårige, frost-sensitive fangvekster som oljereddik og vikker ga økte N₂O-utslipp sammenliknet med kontroll uten fangvekst. I dette forsøket ble det ikke funnet tegn til ekstra N₂O utslipp ved terminering av fangvekstene om våren.

I forutsetningene for beregningene i kapittel 6 er det brukt vårsådde fangvekster. Effekten av fangvekstene på N₂O-utslipp forventes å bidra til en reduksjon, i motsetning til det som er tilfelle ved å inkludere dette som planterest i metodikken. Denne type fangvekster (vårsådd) har vært i bruk i Norge siden 1990-tallet, mens bruk av fangvekster etablert etter høsting har økt i omfang senere år.

Finland har rapportert effekten av fangvekster i jordbrukssektoren siden 2021, og har samme erfaring med utslippsøkning for kilden N₂O fra planterester. Likevel har Finland hatt en netto utslippsreduksjon ved å innføre fangvekster. Årsaken til dette er de beregner utslipp fra N-mineralisering av mineraljord som en kilde for jordbrukssektoren. Her vil fangvekster bidra til en reduksjon i N₂O-utslippene. SSB har ikke denne kilden med i sine beregninger for jordbrukssektoren. Likevel vil innføring av fangvekster i klimagassregnskapet totalt sett gi netto reduksjon av estimert utslipp når hele regnskapet med arealbrukssektoren tas i betraktning.

7 Diskusjon

Isolert sett for arealbrukskategorien dyrka mark vil tilførsel av biokull øke netto karbonlagring i mineraljorda. Netto effekt for hele arealbrukssektoren i klimagassregnskapet vil imidlertid avhenge av type råstoff, og hvordan det vil påvirke andre arealbrukskategorier. Dersom biokullet primært vil være basert på opphavsmateriale fra skog, og økt bruk av biokull fører til økt høsting av for eksempel greiner og topper (GROT) etter hogst, kan det ha negativ påvirkning på karbonlagring i skogsjord. Denne rapporten belyser ikke dette. Videre påpeker Hagenbo mfl. (2023) at naturlige biomasserester, som grove trestammer og stående død ved fra skogsdrift, brytes ned langsomt under boreale forhold. Selv om omtrent 36 % av det opprinnelige biogene karbonet forblir i jorden etter 100 år når restene omdannes til biokull, vil de grove skogrestene som ligger igjen for naturlig nedbrytning fortsatt beholde 10–25 % av massen over samme periode. Basert på nedbrytningsmodellering vil omdanning av grove rester til biokull gi en klimamessig gevinst som er 0,9–1,8 ganger større enn å la dem brytes ned på stedet etter 50 år, og 1,4–3,6 ganger større etter 100 år. Dermed krever en vurdering av biokullets klimanytte at man ser på den relative effekten, dvs. ved å sammenligne omdanning til biokull med naturlig nedbrytning av samme biomasse.

Dyrking av fangvekster kan øke karbonlagring i mineraljord på dyrka mark, men gi økt netto utslipp av N₂O. Det vurderes imidlertid at det vil være en netto utslippsreduksjon. Sett i sammenheng med samlede utslipp fra dyrka mark vil fangvekster kun redusere en liten del av netto utslippene.

Både biokull og fangvekster har et potensial til å øke karbonlagringen i dyrka mark. Fangvekster vil derimot samtidig kunne gi økte direkte utslipp av N₂O. Dette er i utgangspunktet avhengig av hvilken type fangvekst som benyttes, men slik datagrunnlaget er i dag er det vanskelig å differensiere på type fangvekst. Metodikken vil derfor føre til en netto økning i N₂O utslipp. Biokulls mulige evne til å redusere N₂O utslipp fra avrenning har ikke blitt vurdert nærmere i rapporten.

Det estimeres i rapporten at i 2023 kunne karbonlagringen til fangvekster utgjøre om lag 6,4 kilotonn karbon. Dette er høyere enn karbonlagring på mineraljord på gjenværende dyrka mark samme år (5,28 kilotonn karbon) slik det ble rapportert i klimagassregnskapet. Verdien er imidlertid liten sammenlignet med karbontap fra organisk jord under gjenværende dyrka mark (-478,16 kilotonn karbon) (Miljødirektoratet mfl. 2025). Det teoretiske makspotensialet for fangvekster er estimert til å kunne lagre 89,1 kilotonn karbon. Dette er nesten 17 ganger høyere enn dagens lagring i mineraljord, men fortsatt lavere enn tapene for organisk jord.

8 Litteraturreferanser

- Basche, A. D., Miguez, F. E., Kaspar, T. C., & Castellano, M. J. (2014). Do cover crops increase or decrease nitrous oxide emissions? A meta-analysis. *Journal of Soil and Water Conservation*, 69(6), 471-482.
- Borgen, S. K., Grønlund, A., Andrén, O., Kätterer, T., Tveito, O. E., Bakken, L. R. & Paustian, K. (2012): CO₂ emissions from cropland in Norway estimated by IPCC default and Tier 2 methods. *Greenhouse Gas Measurement and Management*, 2 (1): 1-17
- Bøe, F., Sturite, I., Lågbu, R., Hegrenes, A., & Ring, P. H. (2020). Fangvekst som klimatiltak i Norge. NIBIO RAPPORT 6(4). <https://hdl.handle.net/11250/2638984>
- De Ruijter, F. J., & Huijsmans, J. F. M. (2019). A methodology for estimating the ammonia emission from crop residues at a national scale. *Atmospheric Environment: X*, 2, 100028.
- Guenet, B., Gabrielle, B., Chenu, C., Arrouays, D., Balesdent, J., Bernoux, M., ... & Zhou, F. (2021). Can N₂O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage?. *Global Change Biology*, 27(2), 237-256.
- Hagenbo, A., O'Toole, A., Astrup, R., & Rasse, D. (2024). Biochar mitigation potential in Norway estimated by IPCC Tier 1 and Tier 2 methods. *Carbon Management*, 15(1), 2410823.
- Henriksen, T. M., Bárcena, T. G., Bysveen, K., Cottis, T., Dörsch, P., Farkas, E., Kjær, S. T., Kätterer, T., Moni, C., Rasse, D. P., Rittl, T., Solberg, S., Sturite, S. & Frøseth, R. B. (2025). Fangvekster: Klimaeffekt og dyrkingsstrategier. NIBIO RAPPORT 11(117). 92 s. <https://doi.org/10.21350/2pqp-7503>
- Holmen, B.I. (2020). Økt karbonbinding ved bruk av fangvekster på kornarealet. AgriAnalyse. Rapport 5.
- IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. og Tanabe, K. (red.). Publisert: IGES, Japan.
- IPCC. 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. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html>
- Kjær, S. T., Lang, R., Kätterer, T., & Dörsch, P. (2026). Species specific effects of cover crops on nitrous oxide emissions in hemiboreal cereal production: the importance of freeze-thaw driven emissions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 397, 110061.
- Landbruksdirektoratet. 2025. Instruks for regionale miljøtilskudd 2023-2027. 7.7.2022. Oppdatert 09.07.2025. https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/forvaltning/alle-veivisere-for-jordbruk/regionalt-miljotilskudd-i-jordbruket-rmp/attachment/download/22b96e38-d17f-451d-9fbf-2c253ce6d941:62ce4f0d3f9669036f563fc6719f6cc7ed72dfd3/Instruks%20for%20regionale%20milj%C3%B8tilskudd%20i%202023-2027_oppdatert%2009.07.2025.pdf
- Lebrun Thauront, J., Soja, G., Schmidt, H. P., & Abiven, S. (2024). A critical re - analysis of biochar properties prediction from production parameters and elemental analysis. *GCB Bioenergy*, 16(11), e13170.
- Lehmann, J., Abiven, S., Kleber, M., Pan, G., Singh, B. P., Sohi, S. P., & Zimmerman, A. R. (2015). Persistence of biochar in soil. In *Biochar for environmental management* (pp. 235-282). Routledge.
- Mastalerz, M., Drobnik, A., Liu, B., & Sauer, P. E. (2025). Reflectance as an indicator of biochar permanence. *International Journal of Coal Geology*, 104809.
- Miljødirektoratet. (2025). Informative Inventory Report (IIR) 2025. Norway. Air Pollutant Emissions 1990-2023. M-2950.
- Miljødirektoratet og Statistisk sentralbyrå. (2024). Calculation of atmospheric nitrogen emissions from crop residues in Norwegian agriculture – Technical description of the revised model. Carbon limits.
- Miljødirektoratet, Statistisk sentralbyrå og Norsk institutt for bioøkonomi. 2025. Greenhouse Gas Emissions 1990 – 2023, National Inventory Report. Rapport M-2948.
- Rodrigues, L., Budai, A., Elsgaard, L., Hardy, B., Keel, S. G., Mondini, C., Plaza, C. & Leifeld, J. (2023). The importance of biochar quality and pyrolysis yield for soil carbon sequestration in practice. *European Journal of Soil Science*, 74(4), e13396.
- Sanei, H., Rudra, A., Przysswitt, Z. M. M., Kousted, S., Sindlev, M. B., Zheng, X., Nielsen, S.B. & Petersen, H. I. (2024). Assessing biochar's permanence: An inertinite benchmark. *International Journal of Coal Geology*, 281, 104409.

- Schmidt, H. P., Abiven, S., Cowie, A., Glaser, B., Joseph, S., Kammann, C., Lehman, J., Pan, G., Rasse, D., Rumpel, C., Woolf, D., Zimmermann, A.R., & Hagemann, N. (2025). Biochar Permanence—A Policy Commentary. *GCB Bioenergy*, 17(12), e70092.
- Statistics Finland, The Natural Resources Institute Finland (Luke), The Finnish Environment Institute (Syke), VTT Technical Research Centre of Finland Ltd and The Energy Authority. (2025). Greenhouse Gas Emissions in Finland 1990 to 2023 – National Inventory Document under the UNFCCC and Paris Agreement. Statistics Finland.
- Statsforvalteren i Innlandet. (2025). Veileder for regionale miljøtilskudd i Innlandet – RMP-Søknadsomganger 2025.
- Statsforvalteren i Rogaland. (2025). Rettleiing – Regionale miljøtilskott til jordbruket i Rogaland 2025.
- Statsforvalteren i Trøndelag. (2025) Veileder – Regionale miljøtilskudd til jordbruket i Trøndelag 2025.
- Statsforvalteren i Vestfold og Telemark. (2025). Regionalt miljøtilskudd i jordbruket – RMP 2025 Veiledningshefte.
- Svensson, D. N., Aronsson, H., Norberg, L., & Lewan, E. (2026). Under-sown ryegrass cover crops mitigate increased nitrogen leaching risks in a warming climate: Evidence from a 34-year field study in south-west Sweden. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 397, 110090.
- Valkama, E., Lemola, R., Känkänen, H., & Turtola, E. (2015). Meta-analysis of the effects of undersown catch crops on nitrogen leaching loss and grain yields in the Nordic countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 203, 93-101.
- Woolf, D., Lehmann, J., Ogle, S., Kishimoto-Mo, A. W., McConkey, B., & Baldock, J. (2021). Greenhouse gas inventory model for biochar additions to soil. *Environmental science & technology*, 55(21), 14795-14805.
- Woolf, D., Lehman, J., Ogle S., Kishimoto-Mo A. W., McConkey B., Baldock., 2021. Greenhouse Gas Inventory Model for Biochar Additions to Soil. *Environmental Science & Technology* 55(21), 14795-148

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.