

Bioforsk Rapport

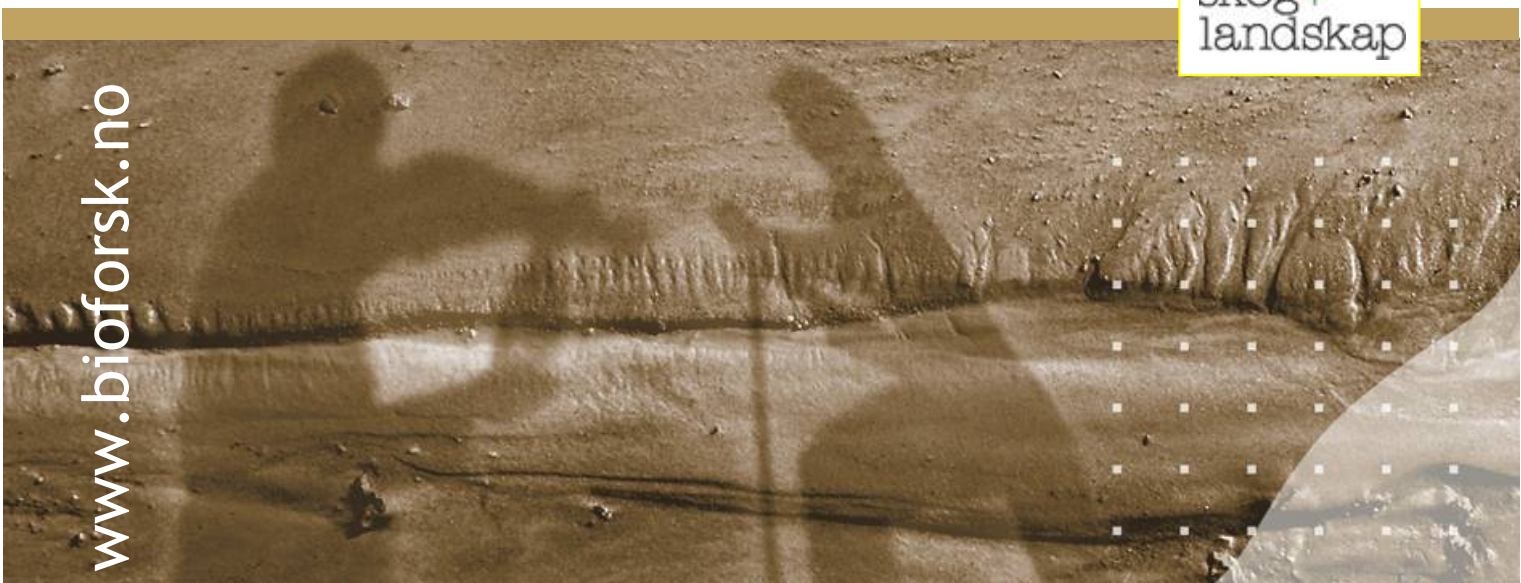
Vol. 3 Nr. 132 2008


Kunnskapsstatus for utslipp og binding av karbon i jordbruksjord

Arne Grønlund, Katrin Knoth de Zarruk, Daniel Rasse
Bioforsk Jord og miljø

Hugh Riley
Bioforsk Øst

Ove Klakegg, Ingvild Nystuen
Norsk institutt for skog og landskap



		Hovedkontor Frederik A. Dahls vei 20, 1432 Ås Tlf: 03 246 Fax: 63 00 92 10 post@bioforsk.no	Bioforsk Jord og miljø Frederik A. Dahls vei 20 1432 Ås Tlf: 03 246 Faks: 63 00 94 10 jord@bioforsk.no
Tittel/Title: Kunnskapsstatus for utslipp og binding av karbon i jordbruksjord			
Forfatter(e)/Autor(s): Arne Grønlund, Katrin Knoth de Zarruk, Daniel Rasse, Hugh Riley, Ove Klakegg og Ingvild Nystuen			
Dato/Date: 02.12.2008	Tilgjengelighet/Availability: Åpen	Prosjekt nr./Project No.: 2110508	Arkiv nr./Archive No.:
Rapport nr./Report No.: 132/2008	ISBN-nr.: ISBN 978-82-17-00426-4	Antall sider/Number of pages: 47	Antall vedlegg/Number of appendix:
Oppdragsgiver/Employer: Statens landbruksforvaltning		Kontaktperson/Contact person: Bjørn Huso og Anne Kjersti Narmo	
Stikkord/Keywords: Karbonsekvistrering, karbonlager, åkerjord, grasmark Carbon sequestration, carbon stock, arable land, grassland		Fagområde/Field of work: Jord og miljø Soil and environment	
Sammendrag I denne rapporten er det gitt en litteraturoversikt over hovedprinsippene for binding og tap av karbon fra dyrket jord og de viktigste faktorene som styrer karboninnholdet i jord. På grunnlag av kartlegging utført av Norsk institutt for skog og landskap er det gjort en beregning av karboninnhold og karbonmengder i dyrket jord i Norge fordelt på hovedgrupper av mineraljord og organisk jord. Endringer av karboninnhold i jord i Skandinavia er diskutert på grunnlag av forsøk og praktisk drift. Muligheter og potensial for binding av karbon i Norge er gjort på grunnlag norsk og utenlandsk forskning samt beregninger av status for nåværende karboninnhold.			

Godkjent / Approved

Prosjektleder / Project leader

.....
 Roald Sørheim

.....
 Arne Grønlund

Forord

Denne rapporten er laget på oppdrag av Statens landbruksforvaltning og er finansiert av nasjonalt utviklingsprogram for klimatiltak i landbruket. Bioforsk har vært ansvarlig for prosjektet med Arne Grønlund som prosjektleder.

Norsk institutt for skog og landskap, ved Ove Klakegg og Ingvild Nystuen, har vært samarbeidspartner og bidratt til beregningene av karboninnhold i dyrket jord i Norge som er presentert i kapittel 4.

Katrin Knoth de Zarruk og Daniel P. Rasse ved Bioforsk Jord og miljø har gått gjennom litteratur utenom Skandinavia og vært hovedbidragsyter til kapittel 2, 3 og 6.

Hugh Riley har foretatt gjennomgangen av skandinaviske undersøkelser og vært hovedansvarlig for kapittel 5. Han har dessuten foretatt oversettelse av kapittel 2,3 og 6 fra engelsk til norsk.

Roald Sørheim har vært kvalitetssikrer for prosjektet.

Innhold

1.	Sammendrag	4
2.	Innledning	7
3.	Faktorer som påvirker C-innholdet i jord	9
3.1	Klima, klimaendring og geografiske faktorer	9
3.1.1	Stigende temperaturer og geografisk lokalisering	9
3.1.2	Økende CO ₂ -nivå	9
3.1.3	Ekstreme klimatiske hendelser	9
3.2	Dyrkingsteknikk og vegetasjon	10
3.3	Jordegenskaper og C-pooler	11
4.	Karbon i dyrket jord i Norge	12
4.1	Datakilder og beregningsmetoder	12
4.1.1	Datakilder	12
4.1.2	Oppskalering	12
4.1.3	Estimering av karbonmengde	13
4.2	Arealer av hovedkategorier av jordbruksareal	14
4.3	Karbonmengder i dyrket jord	15
4.3.1	Karbonmengder per dekar	15
4.3.2	Karbonmengder totalt	16
4.4	Spesiell beregning av areal med dyrket myr	17
4.4.1	Tidligere estimater av myrarealer	17
4.4.2	Beregningsmetoder	18
4.4.3	Estimerte arealer med dyrket myr	19
5.	Endringer i jordas C-innhold i Skandinavia	21
5.1	Betydningen av ulike dyrking for karboninnholdet i jord	21
5.2	Endringer i karboninnhold målt i praktisk drift	26
5.2.1	Mineraljord	26
5.2.2	Myrjord	28
5.3	Forutsigelse av framtidige endringer	28
6.	Muligheter for økt C-binding i jord	31
6.1	Omlegging til gras og dyrkingsteknikk i eng	31
6.2	Åkerdyrking	32
6.3	Bruk av biokull	33
6.4	Restaurering av dyrket myrjord	34
6.5	Framtiden	34
6.5.1	Dyrkingsmetoder må endres og utvikles ved klimaendringer	34
6.5.2	Synergier	35
6.5.3	Nasjonale utslippsfaktorer	35
6.6	Potensial for karbonlagring i dyrket jord i Norge	35
6.6.1	Omlegging til gras	35
6.6.2	Redusert jordarbeiding	37
6.6.3	Biokull	38
6.6.4	Restaurering av dyrket myr	38
7.	Konklusjon	39
7.1	Virkning av dagens driftspraksis på karboninnholdet i jord	39
7.1.1	Eng og beite	39
7.1.2	Korn	40
7.1.3	Potet og grønnsaker	40
7.2	Tiltak og dyrkingspraksis som kan øke karbonbindingen i jord	40
7.2.1	Omlegging fra åker til gras	40
7.2.2	Åpen åker	41
7.2.3	Restaurering av dyrket myr	41
7.2.4	Økologisk eller konvensjonelt	41
8.	Referanser	42

1. Sammendrag

Karboninnholdet i jord er bestemt av tilførsel og nedbryting av organisk materiale i jord, hvor fotosyntesen og respirasjonen er de viktigste prosessene. Balansen mellom disse to prosessene er avgjørende for om jorda binder eller taper karbon. Dersom tilførselen og nedbrytingen av organisk materiale er stabil over lang tid, vil det innstille seg en likevekt, hvor karbonmengden er stabil. Dersom tilførselen eller nedbrytingen endres, vil også karboninnholdet endres, inntil det er innstilt ny likevekt. Nedbrytingen av organisk materiale i mineraljord er tilnærmet proporsjonal med karboninnholdet. Ved høyt karboninnhold vil det kreve større tilførsel av organisk materiale for å opprettholde karboninnholdet enn ved lavere innhold.

Lagring av karbon i jord er antatt å ha stort potensial og regnes som et av de mest kostnadseffektive tiltakene for reduksjon av CO₂ i atmosfæren, men kan også innebære en risiko for raske tap ved endringer i dyrkingspraksis.

Faktorer som påvirker C-innholdet i jord

Klimaet er en hovedfaktor for karboninnholdet i jord. Temperatur og fuktighet påvirker både primærproduksjonen og nedbrytingen av organisk materiale i jord. Økende CO₂-innhold i luften stimulerer både fotosyntesen og karbonbindingen i jord. Ekstreme varme- og tørkeepisoder kan føre til stor C-tap som følge av redusert primærproduksjon.

Binding og tap av karbon i jord er sterkt avhengig av hvordan jorda drives. Omlegging fra skog eller annen arealbruk til åpen åker fører vanligvis til nedgang i innhold av organisk karbon på grunn av redusert tilførsel av organisk materiale og jordarbeiding. Brakking, overbeiting og andre dyrkingsformer som bidrar til erosjon vil også føre til lavere C-innhold. Tilførsel av planterester, nedbrytbarhet og forholdet mellom over- og underjordiske plantedeler varierer mellom ulike økosystem og arealbruk. Redusert jordarbeiding, direktesåing, bruk av flerårige vekster og vekster med djupt rotsystem, bedre vekstomløp og omlegging fra åpen åker til gras er blant de anbefalte strategiene for økt C-binding i jord. Jord med lavt C-innhold vil vanligvis binde mer karbon enn jord med høyere C-innhold. Når en strategi for C-binding er iverksatt, vil C-innholdet øke inntil det er etablert ny likevekt mellom tilførsel og nedbryting, så lenge ikke strategien eller klimaet endres. I et modellstudium er det påvist at økt C-tilførsel kan føre til binding av større mengder karbon enn redusert nedbrytingshastighet.

Jorda har evne til å stabilisere og beskytte organisk materiale mot nedbryting, avhengig av jordas fysiske og kjemiske egenskaper. Kjemisk stabilisering er binding mellom organisk materiale og silt- og leirpartikler. Fysisk stabilisering opptrer ved dannelsen av aggregater som danner en barriere mellom organisk karbon og mikroorganismer. Biokjemisk stabilisering skyldes materialets kjemiske sammensetning og dannelsen av kjemiske komplekser i jorda. Det finnes også en ubeskyttet organisk fraksjon som består av ferske og delvis nedbrutte planterester uten kontakt med mineralpartikler. Slike forbindelser er relativt lett nedbrytbare og avtar raskt ved jordarbeiding. Enkelte jordtyper inneholder også en passiv C-pool av forkullede rester etter brann, med omsetningstid på flere tusen år.

Karbon i dyrket jord i Norge

Karbonmengder i dyrket jord i Norge er estimert på grunnlag av jordsmonndatabasen og arealressursdatabasen ved Institutt for skog og landskap samt Bioforsks jorddatabase. Arealer og karbonmengde per dekar og totalt er beregnet for 5 hovedkategorier av dyrket jord med følgende nøkkeltall for hele landet:

	Uplanert	Planert/ tilført	Myr med 30-40 cm torv	Myr med 40-100 cm torv	Myr med > 100 cm torv	Sum/ gjennom- snitt
Areal, dekar	9 591 461	587 022	211 259	292 836	327 609	11 010 187
C-innhold, tonn per dekar	15,5	10,4	37,5	45,1	77,6	18,3
C-innhold totalt, millioner tonn	149,0	6,0	8,0	13,3	25,0	201,3

Jordbruksarealet i Norge er beregnet til å bestå av 92,4 % mineraljord og 7,6 % myr. Av mineraljorda er ca 587 000 dekar eller 5,8 % klassifisert som planert eller tilført jord. Mesteparten av denne gruppen består av bakkeplanert jord i korndyrkingsområdene på Østlandet og i Trøndelag (ca 450 000 dekar). Planert jord har gjennomgående vesentlige lavere C-innhold per dekar enn uplanert mineraljord. I gjennomsnitt for hele landet og for korndyrkingsområdene er forskjellen ca 5 tonn C per dekar. Andelen av myr er minst på Østlandet og størst i Agderfylkene, Rogaland, Hordaland, Nordland og Finnmark. Myr med 30-40 cm torv utgjør ca 25 % av totalarealet av dyrket myr og andelen er størst langs kysten fra Rogaland og nordover. Myr med 40-100 cm torvlag utgjør ca 35 % av myrarealet, mens myr med mer enn 100 cm torvlag utgjør ca 40 % av myrarealet og har størst andel på Østlandet, Sørlandet og i Trøndelag. Det totale C-innholdet ned til en meter dybde er beregnet til ca 200 millioner tonn, hvorav ca 23 % finnes i myr. Dersom en antar at djup myr (>100 cm torv) har en gjennomsnittlig torvdybde på 2 meter, kan totalmengden karbon i dyrket jord i Norge anslås til ca 225 millioner tonn.

Myrjord spiller en viktig rolle i karbonkretsløpet, både som lager og kilde for CO₂-utslipp. En har derfor foretatt en spesiell beregning av arealet av dyrket myr på grunnlag av jordprøver og digitalt markslagskart, som er to uavhengige datakilder. Begge datasettene er korrigert i forhold til digitalt jordsmonnkart som er den mest nøyaktige kilden, men som dekker bare ca 50 % av jordbruksarealet og har minst dekning i områder med stor andel myr. Myrarealet er beregnet til å være mellom 750 000 og 900 000 dekar på grunnlag av jordprøver og mellom 711 000 og 866 000 dekar på grunnlag av digitalt markslagskart.

Endringer i jordas C-innhold i Skandinavia

Jordas karboninnhold er relativt høyt i Skandinavia som følge av kjølig klima og dominans av husdyrproduksjon basert på grovfôr. Flere langvarige forsøk har vist at åkerdyrking generelt har ført til nedgang i karboninnholdet. Størst nedgang er påvist ved brakking og ensidig dyrking av rotvekster eller korn med halmfjerning. Nedgangen kan unngås eller begrenses ved nedmolding av halm, N-tilførsel, allsidig omløp og bruk av husdyrgjødsel. Redusert jordarbeiding til korn har ført til økt C-konsentrasjon i matjordlaget, men virkningen på totalinnholdet i jordprofilen er mer usikkert. Jord med høyt karboninnhold har vist større nedgang enn jord med lavere innhold. Nedgangen har vært større på leirfattig jord enn på leirjord.

Måling av karboninnholdet i jord på Kise i Hedmark over 50 år har vist kontinuerlig nedgang og størst nedgang på jord med høyt karboninnhold. En del av nedgangen skyldes trolig fortykning som følge av djupere pløying. Økt temperatur etter 1980 kan være en del av forklaringen på at den forventede stabiliseringen av karboninnholdet til ny likevekt har uteblitt. En undersøkelse av karboninnhold ved åkerdrift på Østlandet har vist en lignende nedgang, med unntak av områder hvor leirjord dominerer.

Det er grunn til å vente fortsatt nedgang som følge av åkerdyrking dersom det ikke settes i verk tiltak for å begrense nedgangen. Nedmolding av halm og bruk av husdyrgjødsel kan ventes å redusere nedgangen, men ikke stanse den helt. Ved overgang til varig eng eller sterkt redusert jordarbeiding vil trenden trolig kunne snus.

Drenering og dyrking av myr fører til flere ganger større karbontap enn fra mineraljord, også ved grasdyrking. Beregninger på grunnlag av myrsynking og endringer i askeinnhold tyder på at tapet kan være ca 800 kg C per dekar og år. Dette tapes må forventes å bli redusert som følge av omsetning av torva og overgang til mineraljord.

Muligheter for økt C-binding i jord

Karboninnholdet i jord kan økes ved å øke tilførselen av organisk materiale gjennom fotosyntesen og ved å forsinke nedbrytingen via respirasjon. Når ny likevekt er nådd, er det nødvendig å opprettholde tiltakene som førte til økt innhold, for å forhindre nye tap til atmosfæren. Tap av karbon fra jord skjer vanligvis mye raskere enn oppbygging av karbonlageret.

Omlegging av åkerjord til eng regnes som et effektivt tiltak for C-binding i jordbruket. Dette skyldes tilbakeføring av mer planterester, fravær av jordarbeiding, tilførsel av husdyrgjødsel, større mengder med underjordisk karbon og mer aggregater som beskytter mot nedbryting. På grunn av høye bidrag fra grasrøtter, kan C-tilførslene fra gras være større enn fra trær. Beiting kan resultere i høyere C-innhold enn eng som ikke beites. Utslipp av metan fra drøvtyggere kan overskygge klimaeffekten av omlegging fra åker til gras.

I Norge kan spesielt bakkeplanert jord, som har vesentlig lavere C-innhold, større erosjon og lavere kornavlinger enn uplanert jord, være egnet til omlegging fra åker til gras. Det langsiktige potensialet kan antas å være ca 5 tonn C per dekar, som er den gjennomsnittlige differansen i C-innhold mellom planert og uplanert jord. Den årlige karbonbindingen er usikker, men kan antas å være mellom 50 og 100 kg C per dekar. Karbonbindingen kan stimuleres ved bruk av planter med djupt rotsystem og moderat N-gjødsling. For å unngå redusert kornproduksjon og større grasproduksjon, kan en omlegging fra korn til gras på planert jord kompenseres ved en tilsvarende omlegging fra gras til korn på uplanert jord. En omlegging fra gras til korn bør skje på jord med moderat karboninnhold, liten erosjon og høyt avlingspotensial.

Åkerjord er en av hovedkildene til CO₂-utslipp til atmosfæren i Europa. C-tapet kan motvirkes ved dyrkingsteknikk som gir høyere avlingsnivå og større mengder planterester til jorda, redusert jordarbeiding, bruk av fangvekster og vekster med djupe røtter, nedmolding av halm og bruk av husdyrgjødsel, avløpsslam og kompost. Brakking og andre dyrkingsmetoder som gir stor erosjon bør unngås. I Norge praktiseres redusert jordarbeiding i form av stubbåker på mellom 45 og 50 % av kornarealet og denne andelen kan trolig økes til mellom 60 og 70 %.

Bruk av biokull er en lovende metode for å binde karbon fra atmosfæren og øke oppholdstiden i jord. Biokull produseres ved pyrolyse som innebærer termisk omdanning av organisk materiale. Etter pyrolysen vil ca 50 % av det opprinnelige karbonet finnes i biokullet, hovedsakelig som aromatiske forbindelser. Ved innblanding i jord kan det meste av karbonet kunne lagres i flere tusen år. Biokull rapporteres å ha flere effekter som jordforbedringsmiddel, men kan også tenkes å ha negative virkninger. I forhold til den mengde biokull som kan forventes produsert, har jordbruksjorda i Norge nærmest ubegrenset kapasitet til å lagre biokull.

Restaurering av dyrket myr kan stanse C-tapet fra myr og føre til ny oppbygging av karbonlagret i jord, men vil også føre til større CH₄-utslipp som følge av mer anaerobe forhold. I Norge er restaurering av dyrket myr trolig mest aktuelt for myr som tas ut av produksjon på grunn av liten dybde til fjell eller problemer med dreneringen.

Norske dyrkingsforsøk har vist at økologisk åkerdyrking har resultert i større C-tap enn optimal konvensjonell dyrking, men mindre tap enn konvensjonell dyrking med høstpløying. Det foreligger ikke norske sammenligninger mellom konvensjonell og økologisk grasdyrking, men det er grunn til å tro at forskjellene er mindre enn ved åkerdyrking og at artssammensetning, rottybde og rotutvikling har større betydningen enn om det drives økologisk eller konvensjonelt.

På grunn av høyt naturlig karboninnhold og stor andel grasareal, er potensialet for karbonlagring i dyrket jord i Norge begrenset. Varmere klima kan ventes å øke risikoen for karbontap, også fra grasmark.

2. Innledning

Binding av karbon (C) og utslipp av karbondioksid (CO₂) er resultat av et kompleks samspill mellom miljøfaktorer og antropogene inngrep. Generelt blir utvekslingen av CO₂ mellom terrestriske økosystem og atmosfæren styrt gjennom fotosyntese og respirasjon. Balansen mellom prosessene avgjør hvorvidt et økosystem binder (sekvestrerer = legger til side) mer karbon enn det slipper ut, og dermed øker C-lagringen, eller om det frigir mer karbon til atmosfæren enn det binder, og opptrer som en C-kilde (Arnone et al. 2008). Nettomengden av karbon som lagres i jord som organisk materiale bestemmes ut fra både hvor mye karbon som tilføres og hvor raskt dette brytes ned (mineraliseres).

Dersom tilførselen og nedbrytingen av organisk materiale i jord er stabil over lang tid, vil det innstille seg en likevekt, og karboninnholdet vil være stabilt. Dersom tilførselen eller nedbrytingen endres, vil også karboninnholdet endres. Endringene, som kan være positive eller negative, vil være størst de første årene, men vil fortsette inntil det er innstilt ny likevekt. Nedbrytingen av organisk materiale i mineraljord er tilnærmet proporsjonal med karboninnholdet. Dette innebærer at når karboninnholdet er høyt, vil det kreve stor tilførsel av organisk materiale dersom karboninnholdet skal være i likevekt. Ved lavere karboninnhold vil det kreves mindre tilførsel for å opprettholde likevekten.

Opphopingen av organisk materiale i jord varierer som følge av flere forhold, bl.a. mengde, kvalitet og plassering av det tilførte karbonet, jordegenskaper, topografi, vegetasjon og klimatiske forhold, og dessuten dyrkingstype og dyrkingstekniske tiltak (Post & Kwon, 2000). Janssens et al. (2005) framholdt at bruken av jorda er avgjørende for endringen i et lands terrestriske karbonlager, og at land som består hovedsaklig av åkerareal representerer de største C-kildene. På global basis blir et større landareal (ca. 35 %) brukt for jordbruk enn for noe annet menneskelig aktivitet (Tubiello et al., 2007). Bruk av jord til matproduksjon er grunnleggende for menneskeheten og en av de viktigste utfordringene som vi vil stå ovenfor i kommende årtier er behovet for å balansere jordbruksproduksjon for en økende verdensbefolkning med vern om jord- og vannressurser (Tubiello et al., 2007).

Driftsform og dyrkingsteknikk er funnet å være hovedfaktorene som styrer jordas C-binding og C-utslipp (Tubiello et al., 2007). Den raske nedgangen i organisk materiale som skjer i mange agroøkosystem skyldes redusert tilførsel av organisk materiale, økt nedbryting av planterester og/eller påvirkninger av jordarbeiding som reduserer graden av fysisk beskyttelse mot nedbryting. Høy nedbrytingshastighet foregår spesielt i jord med høyt C-innhold og i regioner med høy temperatur og fuktige forhold om sommeren (Post & Kwon, 2000). Dersom det organiske innholdet blir for lavt, vil det få uheldige konsekvenser for jordbrukets produksjonsevne, og den normale funksjonsevnen til jord-økosystemet kan bli alvorlig forstyrret (Mondini & Sequi, 2008).

Jordbruk og endringer i arealbruk har ført til betydelig reduksjon i karbonlageret i jord og er estimert å ha bidratt med ca. 20 % av de antropogene CO₂-utslippene (Dumanski & Lal, 2004). Ved åkerdyrking i tempererte strøk blir 20-30% av karbonet som er lagret i det øvre 30 cm jordlaget frigitt til atmosfæren som CO₂ i løpet av de første 20 årene etter nydyrking. Janssens et al. (2005) har estimert tapet fra åkerjord under europeiske forhold til i gjennomsnitt 70 g C m⁻² år⁻¹. Det kumulative globale C-tapet er enormt i historisk perspektiv og ble estimert til 55 Pg av Cole et al. (1996) og til 78 ± 17 Pg av Lal (2003). På grunn av slike tap, er mesteparten av åkerjorda ikke i likevekt i dag, og har derfor et potensial for å binde CO₂ fra atmosfæren (Hutchinson et al., 2007).

Binding av karbon i jord er et av hovedalternativene som er blitt identifisert av IPCC for å motvirke effektene av drivhusgasser (Hutchinson et al., 2007). Ulike studier har bekreftet at det finnes et betydelig potensial for å øke graden av C-binding i jordbruksjord under forutsetning av at dyrkingsteknikken forbedres (West & Six, 2007; Post & Kwon, 2000; Smith et al. 2000). West & Six (2007) framholdt at de fleste jordtypene i dag har ikke nådd sin maksimale C-kapasitet eller C-metningsnivå, og at de derfor kan binde større mengder karbon. Jordas C-metning er et mål på hvor mye karbon som kan bindes fysisk eller kjemisk, og denne mengden er sannsynligvis større enn den som bindes med nåværende dyrkingsspraksis (West & Six, 2007).

En analyse av 115 studier som har tatt for seg virkningen av forbedret dyrkingsteknikk av eng har vist at slike forbedringer og overgang fra åkerjord til eng førte til en økning i jordas C-innhold og nettolagring av karbon i 74 % av tilfellene (Conant et al., 2001). Binding av karbon ved endringer fra åkerdyrking til

naturlig vegetasjon eller nyplantet flerårig vegetasjon, kan reversere noen av prosessene som er ansvarlig for tapene av organisk materiale (Post & Kwon, 2000). Det er stor variasjon i hvor mye karbon som kan akkumuleres i jord og hvor lang tid det kan ta. Varigheten av C-bindingen varierer med økosystem, klimaregime og dyrkingsteknikk (produksjonsinput). Det er også relatert til produksjonen i den nye vegetasjonen, til fysiske og biologiske jordforhold, til forhistorien til det tilførte karbonet og til fysiske forstyrrelser.

Dumanski & Lal (2004) anslo et potensial for C-binding i EU-åkerjord på ca. 90-120 Tg C år⁻¹, om all den kjente optimale dyrkingspraksisen ble tatt i bruk. Et realistisk potensial for reduksjonen av nåværende C- tap innen år 2010 ble estimert til 16-19 Tg år⁻¹ for EU15 og 46 Tg år⁻¹ for hele det europeiske kontinentet (Janssens et al., 2005). Totalt sett kan C-binding i jordbruksjord bare gi et beskjedent bidrag til å motvirke de globale utslippene av drivhusgasser, i størrelsesorden 3-6 % av det som skyldes bruk av fossilt brennstoff (Hutchinson et al., 2007). Likevel, bør terrestrisk C-binding kunne bidra til en betydelig nedbremsing av global oppvarming på kort sikt (20-30 år etter implementering), (Mondini & Sequi, 2008; Janssens et al., 2005). Det er derfor viktig å forstå C-dynamikken i jord og den rollen den har for C-balansen i det terrestriske økosystemet og den globale C-syklusen. Geografiske variasjoner må tas i betraktning på samme måte som klimatiske forhold. Det er behov for å undersøke hvilke vegetasjonstyper som er avgjørende faktorer for ulike områder eller klimasoner. Det må identifiseres hvor man kan forvente størst framgang med å øke terrestrisk C-binding eller redusere nettoutslipp av CO₂ til atmosfæren.

Det nåværende nettoopptaket av karbon representerer en liten forskjell mellom to store og motstridende flyt: opptak i skog og grasmark og tap fra åkerjord og myrjord. I fraværet av endringer i dyrkingspraksis, vil det terrestriske C-lageret nødvendigvis fortsette å avta (Janssens et al., 2005). Sistnevnte anbefalte derfor tre nivåer for implementering av dyrkingsstrategier for karbonlagring: (i) å beskytte og øke den eksisterende C-binding i skog, (ii) å utvikle/forbedre dyrkingstekniske tiltak som kan redusere utslipp fra åkerjord og gjøre slik jord om til et potensielt karbonlager, og (iii) å verne om eksisterende store lager med karbon (våtmarker og gamle skogsområder), siden karbon tapes raskere enn det kan bindes på ny.

Terrestrisk karbonbinding regnes som et av de mest kostnadseffektive og gjennomførbare tiltak for reduksjon av drivhusgassutslipp. Fornuftig forvaltning av organisk materiale har i tillegg en rekke andre miljørelaterte og økonomiske fordeler, slik som bevaring av jordas fruktbarhet og produksjonsevne (Mondini & Sequi, 2008). Langsiktig lagring av karbon i terrestriske økosystem innebærer imidlertid også økt risiko for raske tap av CO₂ til atmosfæren dersom lagrene skulle forstyrres ved for eksempel brann eller ved at de nye dyrkingsmetodene ikke lenger er i bruk. Spesielt i lys av framtidige endringer i temperatur og økte atmosfæriske CO₂-konsentrasjoner, vil mange jordtyper til slutt nå et likevekstnivå hvor de ikke lenger kan lagre større mengder karbon. Hvor lenge en bestemt jordtype har potensial for netto C-lagring, avhenger i stor grad av nåværende C-status og leirinnhold. Når jorda nærmer seg sitt metningsnivå, vil bindingen gradvis avta. Det antas derfor at økninger i karboninnholdet bare kan forventes å fortsette i 50-100 år (Mondini & Sequi, 2008). Dette betyr at potensialet for terrestrisk C-binding er begrenset, og siden alt organisk materiale er nedbrytbart, kan prosessen reverseres. Hvis tiltakene for å øke C-binding ikke lenger opprettholdes, vil C-reservene på ny bli sluppet ut igjen i atmosfæren, sannsynligvis raskere enn de ble lagret (Mondini & Sequi, 2008; Smith, 2004).

3. Faktorer som påvirker C-innholdet i jord

3.1 Klima, klimaendring og geografiske faktorer

3.1.1 Stigende temperaturer og geografisk lokalisering

En hovedfaktor som styrer endringer i jordas C-innhold er klimaet, på grunn av den betydningen det har på netto primærproduksjon, N-mineralisering i jord og C-omsetning. Vleeshowers & Verhagen (2002) konkluderte, på grunnlag av en modellstudie som beregnet C-flyt fra europeisk jordbruksjord under ulike forhold, at økt temperatur har størst effekt på CO₂-utslipp i regioner med høy jordfuktighet. De mente at effektiviteten av tiltak for å motvirke stigende CO₂-konsentrasjoner i stor grad avhenger av regionale variasjoner og samspill mellom vekst, jord og klima. En lignende konklusjon ble truffet av Conant et al. (2001) som fant at klimatiske faktorer hadde større innvirkning på C-binding enn for eksempel jordtekstur. Temperatur, nedbør og evapotranspirasjon påvirker de biogeokjemiske prosessene som bestemmer nettoutveksling av CO₂ i økosystemet. I tillegg vil høyere temperaturer medføre modifisering og muligens økt hyppighet av problemer med ugras, skadegjørere og plantesjukdommer. Dette kan igjen påvirke primærproduksjonen og dermed C-syklusen. Geografiske forhold bidrar til regionale forskjeller i terrestrisk C-lager. Lysforhold og temperatur kan være begrensende faktorer for opptak av karbon i nordlige land. Forutsigelse av klimaendringer er dermed grunnleggende for pålitelig estimering av framtidige variasjoner i C-lagre (Lugato & Berti, 2008).

3.1.2 Økende CO₂-nivå

Økende CO₂-nivå stimulerer fotosyntesen og påvirker plantenes biomasse, avlingsnivå og underjordisk C-innhold, som alle viser en tendens til å stige (Soussana & Lüscher, 2007; Tubiello et al., 2007). Positive effekter er også blitt rapportert med hensyn til jordas C-lagre, som ofte øker under forhold med høyere CO₂-konsentrasjoner. De samme forskerne viser imidlertid at det totale C-lageret i jorda kan nå metningspunktet tidligere, spesielt ved lav næringsstilførsel (Soussana & Lüscher, 2007; Tubiello et al., 2007). Samtidig vil økt planteproduksjon resultere i modifisert sirkulering av vann og næringsstoff, som igjen kan påvirke økosystemets langsiktige produktivitet og avlingsnivå (Tubiello et al., 2007). Det er blitt antydnet at de negative effektene av høyere temperaturer på C-lagre kan bli oppveid ved økninger i produktivitet som følge av økt atmosfærisk CO₂ (Carboeurope), men temperatureffekter og nedbørunderskudd kan være begrensende faktorer i mange regioner.

3.1.3 Ekstreme klimatiske hendelser

På grunn av stigende CO₂-konsentrasjoner øker hyppigheten og intensiteten av ekstreme klimatiske hendelser som hetebølger (Arnone et al., 2008). Innvirkningen av alvorlige regionale hetebølger på terrestrisk C-syklus er imidlertid uklar. Ciaia et al. (2005) rapporterte at hyppigere tørke kan komme til å forvandle tempererte økosystem til nye C-kilder. Hetebølgen som fant sted i Europa i 2003 førte til betydelige C-tap som følge av redusert primærproduksjon, mens netto C-opptak også gikk ned (Tubiello et al., 2007). I Italia ble det rapportert om en rekordstor nedgang i maisavlingene på 36 % av Ciaia et al. (2005), som også estimerte at den ekstreme sommervarmen og mangelen på nedbør reverserte virkningen av fire års nettolagring av C i økosystemet. I tillegg kan det forventes negative senvirkninger i form av skader på vegetasjon og endringer i mengden av planterester. Størrelsen på ulike C-pooler vil ha langvarige konsekvenser utover varigheten av selve klimahendelsen og vil føre til betydelige langsiktige endringer i karbonbalansene på kontinentalt nivå (Irvine et al., 1998). Produksjonspotensialet til jordbruksystemene blir vesentlig påvirket ved endringer i jordas mikrobielle dynamikk, gjennom prosessene for nedbryting og næringsforsyning. Tilpasninger i dyrkingsteknikk må ta hensyn til hvordan vekstene reagerer på tørke og varmestress under forhold med næringsmangel.

CO₂-konsentrasjon og nitrogentilgang er to av de viktigste begrensende faktorene for fotosyntese og plantevekst. Soussana & Lüscher (2007) fant at økt karbonbinding i grasmark som følge av økt CO₂-konsentrasjon ble begrenset av nitrogenmangel.

3.2 Dyrkingsteknikk og vegetasjon

C-binding i jord og utslipp av CO₂ avhenger i stor grad av hvordan jorda drives. Janssens et al. (2005) har beskrevet effekter av arealbruk på endringer i terrestriske C-lagre. Skog representerer potensielle C-lagre i nesten alle europeiske land. Hovedårsaken til dette er at den årlige nettotilveksten er større enn det årlige uttak av treprodukter. Som følge av dette er den beskjedne økningen i C-lagring i europeisk jord (111 Tg C år⁻¹) mest et resultat av relativt stor opphoping av karbon i skog (+377 Tg år⁻¹), mens jordbruksjord og myrjord taper henholdsvis 199 Tg og 67 Tg C år⁻¹ (Janssens et al., 2005).

Vanligvis vil det ved omlegging av jord til åpenåker, fra andre former for arealbruk eller naturlig vegetasjon, skje en nedgang i organisk karbon på grunn av redusert tilførsel av organisk materiale og/eller økt forstyrrelse ved jordarbeiding (Post & Kwon, 2000). Det er estimert at europeisk åkerjord (for Europa så langt øst som Uralfjellene) mister 300 Mt C år⁻¹ og at de representerer den største kilden i biosfæren for tap av C til atmosfæren (Smith, 2004). Jordarbeiding, grøfting, beiting og bruk av husdyrgjødsel utøver en sterk påvirkning på størrelsen av jordrespirasjon og CO₂-utslipp (Rees et al., 2005). Jorda blir findelt ved jordarbeiding slik at overflater rik på organisk materiale blir eksponert og dermed lettere tilgjengelig for mikroorganismer. Det er registrert tap av så mye som 50 % av organisk karbon fra jordas øvre 20 cm etter dyrking i 30-50 år (Post & Kwon, 2000). C-tapet er blitt undersøkt både fra nydyrket åkerjord og fra områder som er vært dyrket over lang tid. I sistnevnte tilfelle er C-tapene ikke forbundet med endringer i arealbruk, men heller med måten jorda drives på (Janssens et al., 2005). I tillegg vil brakking, overbeiting og andre dyrkingsformer som medfører økt erosjon, ha negativ innvirkning på C-binding i jord (Rees et al., 2005; Conant et al., 2001).

Mengden, nedbrytbarheten og plasseringen av over- og underjordiske C-tilførsler varierer stort mellom ulike typer av økosystem og mellom ulike former for arealbruk. I jord med flerårig vegetasjon, som beiter og varig eng, nedbrytes overjordiske planterester på eller i nærheten av jordoverflaten, mens røtter og stoff utskilt fra røttene anbringes direkte ned i jorda. I åkerjord blir både overjordisk materiale og de fleste røttene blandet mekanisk inn i matjordlaget. Disse forholdene påvirker nedbrytningen ved at det skaper ulike forhold for fuktighet og temperatur, ulik eksponering av organisk materiale for jord-organismer og ulik grad av kontakt mellom organisk materiale og mineraljorda (Post & Kwon, 2000). Skjebnen til karbon i jord er også sterkt påvirket av jordas næringsinnhold. Ved høy næringstilstand kan omsetningshastigheten av karbon tilført i planterester økes betraktelig (Rees et al., 2005). Lav N-tilstand i jorda kan begrense C-binding i jord mens høy N-tilstand kan øke både C-omsetning og N₂O-utslipp. Moderat bruk av N-gjødsel vil trolig øke C-input til jorda raskere enn det øker omsetning (Soussana & Lüscher, 2007). Enhver praksis som fremmer effektiviteten av N-tilførsler til vekstene er derfor å foretrekke (Smith et al., 2007).

Artikkel 3.4 i Kyoto-protokollen anerkjenner dyrkingsteknikk på åkermark som en menneskeinitiert strategi for å binde CO₂ i jord (Lugato & Berti, 2008). Dyrkingsteknikken kan føre til både positive og negative utslag på jordas C-lagre, men resultatene er ikke alltid forutsigbare (Hutchinson et al., 2007). Flere strategier anbefales for å øke C-bindingen i åkerjord. Blant disse kan nevnes redusert jordarbeiding, direktesåing, "set-aside" (areal som tas midlertidig ut av bruk), bruk av flerårige vekster og vekster med dype røtter, mer effektiv bruk av organiske jordforbedringsmiddel, bedre vekstomløp, vanning, dyrking av vekster for bioenergi, mer ekstensiv drift, økologisk jordbruk og omlegging av åpenåker til grasmark eller skog (Rees et al., 2005; Smith et al., 2005). Uansett strategi, må det ikke sees bort fra andre ting som også påvirker C-bindingen, som for eksempel klimatiske og edafiske faktorer. Usikkerhet omkring framtidige værforhold kompliserer bildet ytterligere, fordi effekten av mange av de foreslåtte strategiene i stor grad vil avhenge av klimaets innvirkning på primærproduksjon som igjen styrer C-tilførsel til jorda (Hutchinson et al., 2007).

Når man vurderer strategier for å øke C-binding i jord, er det viktig med kjennskap til dyrkingshistorikken og hvor lenge det har blitt dyrket (West & Six, 2007). Jord med lave C-reserver vil sannsynligvis binde mer karbon enn jord som allerede har et relativt høyt C-innhold. Når en strategi som fremmer C-binding iverksettes, kan det antas at C-innholdet vil fortsette å øke inntil det er etablert en ny likevekt mellom tilførsel og nedbryting, så lenge strategien og værforholdene ikke

endres fra år til år (Post & Kwon, 2000). Lengden av tidsrommet mellom den gamle og den nye likevekten representerer varigheten av C-bindingsperioden. I et modellstudium fant West & Six (2007) at aktiviteter som reduserer nedbrytningshastigheten gir kortere varighet av C-binding enn aktiviteter som øker karbontilførselen til jorda. Ved en økning av C-tilførselen tar det altså lengre tid før det er innstilt ny likevekt og det kan bindes større mengder karbon.

3.3 Jordegenskaper og C-pooler

Enhver mineralmatriks har en særegen evne å stabilisere organisk materiale. Evnen til å gi effektiv beskyttelse, og dermed binde karbon, avhenger i stor grad av jordas fysiske og kjemiske egenskaper som aggregering, tekstur, innhold av mineraler, kationombyttekapasitet og spesifikk overflateareal. Det finnes tre hovedmekanismer for stabilisering av organisk materiale forbundet med ulike jordegenskaper: (i) kjemisk stabilisering, (ii) fysisk stabilisering, og (iii) biokjemisk stabilisering.

- (i) Kjemisk stabilisering eller "silt- og leirbeskyttelse" er resultatet av kjemisk eller fysiokjemisk binding mellom organisk materiale og jordmineraler. Typen av leirmineral kan spille en viktig rolle siden ulike typer (f. eks. 1:1 og 2:1 leirmineraler) har betydelige forskjeller i kationbytting og spesifikk overflate. Mesteparten av organisk materiale finnes i organo-mineralkomplekser på størrelse med silt- eller leirpartikler. Komplekser med silt er funnet å være mer stabil enn komplekser med leir (Post & Kwon, 2000). Jordmineraler og jordstruktur spiller derfor en viktig rolle i stabilisering av karbon. Avhengig av hvor mye silt og leir det er i jorda og hvor mye organisk materiale som allerede er bundet, er kjemisk stabilisering begrenset ved mengden av ledige bindesteder (Stewart et al., 2008).
- (ii) Fysisk stabilisering eller "strukturell beskyttelse" opptrer ved jordaggregering, som danner en barriere mellom organisk karbon og mikroorganismer eller deres enzymer, og begrenser derved samspillet i næringskjeden som igjen nedsetter mikrobiell C-omsetning (Six et al., 2002). Størst konsentrasjonen av mikroorganismer finnes på eller nær aggregatenes overflate, mens en del av befinner seg i deres indre (Golchin et al., 1994). Sistnevnte antok at organisk karbon kan endres kvalitativt når det anbringes inne i aggregater, noe som kunne bidra til å øke jordas stabilitet. De fant at organisk materiale i aggregater hadde høyere C- and N-konsentrasjoner enn ubeskyttet materiale og at det inneholdt mer alkyl-C. I lite forstyrret jord beskyttes karbon mer effektivt ved aggregering, med større opphoping av labilt karbon som resultat, enn det som er tilfelle for forstyrret jord. Karbon akkumulerer først i makroaggregater for deretter over tid å overføres til mikroaggregater inne i makroaggregatene. Hvor fort dette skjer er svært avhengig av biologisk viktige faktorer som jordfuktighet og temperatur (Post & Kwon, 2000). Ved jordarbeiding blir C-rike makroaggregater brutt ned slik at mindre karbon blir overført til de mer stabile mikroaggregatene, og det er derfor mer organisk materiale tilgjengelig for mikrobiell nedbryting (Six et al., 2002).
- (iii) Biokjemisk stabilisering omfatter organisk karbon som blir stabilisert som følge av materialets egen kjemiske komposisjon og gjennom dannelsen av kjemiske komplekser i jorda.

I tillegg til beskyttede C-pooler, finnes det en ubeskyttet fraksjon som består av nylig anbrakt og delvis nedbrutte planterester som ikke står i nær forbindelse med mineralpartiklene (Stewart et al., 2008). Ulike studier har vist at materialet i denne poolen, særlig grove organiske partikler (>250µm), er relativt lett nedbrytbart og derfor avtar raskt ved jordarbeiding. Størrelsen av denne poolen er avhengig av likevektsbalansen mellom C-tilførsel og nedbryting, som i hovedsak styres av klimaet (Stewart et al., 2008).

Enkelte jordtyper inneholder også en passiv (eldre eller stabil) C-pool med en omsetningstid på 1500 - 3500 år eller mer, bestående hovedsakelig av forkullede rester etter brann og en del kjemisk resistent materiale (Schlesinger, 1990). De såkalte 'Terra Preta' jordtypene i Andesfjellene inneholder store C-lagre avledet fra biokull. De har derfor uvanlig høyt C-innhold (ca. 9 %) sammenlignet med andre jordtyper i området uten biokull (Lehmann et al., 2006).

4. Karbon i dyrket jord i Norge

4.1 Datakilder og beregningsmetoder

4.1.1 Datakilder

Nasjonale tall for karbonmengder i norsk jordbruksjord er estimert på grunnlag av karbon- og arealtall fra jordsmonndatabasen ved Skog og landskap og oppskalering av disse til nasjonalt nivå ved hjelp av arealressursdatabasen-AR5 (Skog og landskap) og Bioforsks jorddatabase.

Jordsmonndatabasen ved Skog og landskap er basert på detaljert kartlegging av jordtyper, og dekker snaut 50 % av jordbruksarealet i Norge. Databasen inneholder standardverdier for jordtypenes karboninnhold per sjikt og sjiktens tykkelse ned til 1 meters dybde eller fjell der jordsmonnet er grunnere (Nyborg 2008).

Siden jordsmonndatabasen ikke dekker alt jordbruksareal, er digitalt markslagskart (DMK) benyttet for oppskalering til nasjonalt nivå. Dette kartverket ajourføres nå i arealressursdatabasen - AR5 (Bjørndal & Bjørkelo 2006). Jordbruksarealet i Norge defineres som jordbruksarealet registrert i AR5 per september 2008. AR5 inneholder ikke karbonverdier, men jordbruksarealet kan inndeles i hovedgruppene fastmark og myr.

Jordsmonnkartlagt areal grupperes i 5 klasser som kan sammenlignes med de to klassene fra AR5 som vist i tabell 4.1:

Tabell 4.1. Kategorier jordbruksareal fra AR5- og jordsmonndata og sammenhengen mellom disse.

Jordsmonn		AR5
1	Mineraljord, uplanert (og med mineraljord i plogsjiktet)	Dyrka fastmark (Fastmark)
2	Planert eller påfylt jord	
3	Organisk 30-40 cm	Dyrka myr (Myr)
4	Organisk 40-100 cm	
5	Organisk > 100 cm	

Bioforsks jorddatabase inneholder resultater fra ca 600 000 jordprøver som er samlet inn for analyser ved tidligere Jordforsk Lab. Jordprøvene representerer ca 65 % av gårdsbrukene i Norge med en gjennomsnittlig prøvetetthet på 0,8 prøver per hektar (12,5 dekar per prøve). I tillegg til kjemisk analyse er jorda klassifisert i 12 klasser for mineraljord og to klasser for organisk jord (dyrket myr). Klassene for organisk jord består av (1) mineralblandet moldjord, med 20-40 % organisk materiale, og (2) organisk jord med mer 40 % organisk materiale. Innholdet av organisk materiale er bestemt på grunn av volumvekt av tørr, siktet jord og pedotransferfunksjoner utarbeidet av Øien (1988). Jordprøvene utgjør et stort materiale, men dekningen mellom fylker er noe skjev. Det er relativt få prøver fra Vestfold, Telemark og Rogaland.

Disse opplysningene benyttes som korrektiv til myrarealet i AR5 siden disse er noe underrepresentert i denne databasen.

4.1.2 Oppskalering

Siden de jordsmonnkartlagte arealene ikke er representativt for jordbruksarealet i landet benyttes AR5 for oppskalering av karboninnholdet. Jordbruksarealet i AR5 summeres kommunevis og grupperes i "Dyrka fastmark" og "Dyrka myr". Den endelige oppskaleringen er utført fylkesvis. Fylkene inndeles i 3 grupper etter andel jordsmonnkartlagt areal, som vist i tabell 4.2.

Tabell 4.2. Gruppering av fylker for beregning av karbontall

Gruppe	Andel jordsmonndata	Fylker	Datagrunnlag for gjennomsnittlige karbontall per jordsmonnklasse (1-5)
1	Høy	Østfold, Vestfold, Oslo, Akershus	Alt jordsmonnkartlagt areal i fylket
2	Middels	Hedmark, Oppland, Buskerud, Telemark, Aust-Agder, Rogaland, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag	Jordsmonnkartlagte kommuner (per fylke)
3	Lav	Vest-Agder	Alt jordsmonnkartlagt på Sørlandet (42,1 km ²)
		Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal	Alt jordsmonnkartlagt på Vestlandet (132,9 km ²)
		Nordland, Troms, Finnmark	Alt jordsmonnkartlagt i Nord-Norge (29,7 km ²)

For gruppe 1 er det foretatt en proporsjonal justering av jordsmonnklassene (1-5) til AR5 arealet. I gruppe 2 er fylkene splitta i to deler: a. Jordsmonnkartlagte kommuner og b. Ikke jordsmonnkartlagte kommuner. For jordsmonnkartlagte kommuner benyttes samme metodikk som gruppe 1, og for ikke jordsmonnkartlagte kommuner gjøres følgende:

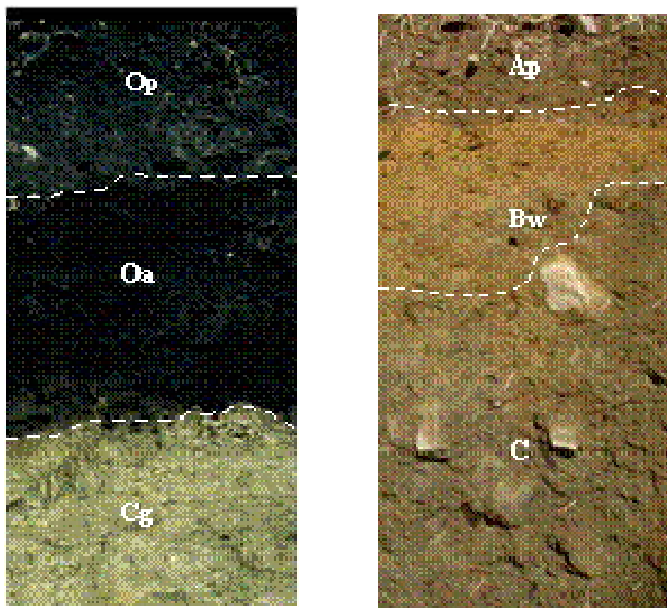
- Andel dyrka myr fra AR5 justeres på basis av erfaringstall fra jordsmonnkartlagte kommuner.
- Andeler myrklasser (3-5) fra jordsmonnkartlagte kommuner oppskaleres til justert myrareal for ikke jordsmonnkartlagte kommuner.
- Andel planert areal (klasse 2) for jordsmonnkartlagte kommuner justeres der disse er skjevt fordelt i forhold til marin grense (Buskerud, Telemark, Sør-Trøndelag). Andeler fra utvalgte kommuner benyttes.
- Gjennomsnittlig karboninnhold per arealenhet for de 5 klassene i jordsmonnkartlagte kommuner benyttes for ikke jordsmonnkartlagte kommuner.
- Fylkets areal- og karbontall finnes ved summering av alle kommunene.

Gruppe 3 følger samme metodikk som for gruppe 2 der det finnes kommuner med representative jordsmonndata (Nordland og Troms), men med følgende forskjell:

- Korreksjonsfaktor for dyrket myr er basert på Bioforsks jorddatabase
- Arealfordeling og karbontall for arealer uten jordsmonndata er basert på gjennomsnittsverdier for jordsmonnkartlagte arealer i hele landsdelen, inndelt i Sørlandet, Vestlandet, Nord-Norge.

4.1.3 Estimering av karbonmengde

I jordsmonndatabasen ved Skog og landskap ligger det standardverdier for jordtypenes karboninnhold per sjikt og sjiktens tykkelse ned til 1 meters dybde eller fjell der jordsmonnet er grunnere (Nyborg 2008). Jordtypenes sjiktvis karbonverdier summeres til 1 meters dybde ved å benytte funksjoner for tetthet etter Riley (1996), sjiktens karboninnhold og tykkelse fra jordsmonndatabasen. Dersom karbonverdier mangler benyttes medianverdien for den aktuelle sjikttypen. Karbonmengde beregnes så ved å multipliseres jordtypens karboninnhold per arealenhet med arealtall for jordtypenes utbredelse.



Figur 1.1: Størrelsen på karbonlageret bestemmes ut fra karboninnhold og utbredelse av den enkelte jordtype.

4.2 Arealer av hovedkategorier av jordbruksareal

Tabell 4.3 og 4.4 viser arealer av hovedkategorier av dyrket jord. Mineraljord er beregnet til å utgjøre 92,4 % og myr 7,6 % av jordbruksarealet. Andelen myr varierer sterkt mellom fylkene og er lavest på Østlandet og størst i Agderfylkene, Rogaland, Hordaland, Nordland og Finnmark. Mineraljord er gruppert i to hovedklasser: uplanert og planert/tilført jord. I Østfold, Akershus, Buskerud, Vestfold, Sør- og Nord-Trøndelag omfatter klassen planert/tilført jord i all hovedsak bakkeplanerte raviner og utgjør et areal på ca 450 000 dekar. Njøs (2005) har tidligere estimert bakkeplanert areal til ca 170 000 dekar i Akershus og ca 400 000 dekar totalt, basert på utbetalte tilskudd i perioden 1971-1986, supplert med anslag over planert areal før 1971 og planering ved nydyrking. I andre fylker består denne klassen i større grad av tilført jord.

Tabell 4.3. Arealer av hovedkategorier av dyrket jord (dekar).

	Sum dyrket jord	Sum mineral-jord	Sum myr	Mineraljord		Myr		
				Uplanert	Planert/tilført	30-40 cm torv	40-100 cm torv	> 100 cm torv
Østfold	765 285	753 878	11 407	665 702	88 176	1 739	3 812	5 856
Oslo og Akershus	831 739	822 755	8 984	659 657	163 098	1 177	3 560	4 247
Hedmark	1 119 643	1 070 802	48 841	1 052 013	18 789	6 810	12 822	29 209
Oppland	1 040 972	1 001 491	39 480	995 167	6 325	2 578	9 525	27 377
Buskerud	545 244	533 901	11 343	479 605	54 296	1 654	3 716	5 973
Vestfold	432 957	425 667	7 290	387 343	38 324	1 123	2 532	3 636
Telemark	292 891	280 723	12 168	267 328	13 395	1 962	3 336	6 870
Aust-Agder	146 254	124 481	21 773	121 992	2 489	3 481	5 007	13 285
Vest-Agder	224 796	184 138	40 658	180 457	3 681	6 500	9 350	24 808
Rogaland	1 037 015	887 684	149 331	863 769	23 915	42 038	54 483	52 809
Hordaland	505 943	420 217	85 726	408 169	12 048	24 454	31 243	30 029
Sogn og Fjordane	484 350	443 825	40 525	431 100	12 725	11 560	14 769	14 195
Møre og Romsdal	648 907	596 082	52 824	578 992	17 091	15 069	19 252	18 504
Sør-Trøndelag	790 865	730 320	60 545	681 428	48 893	12 849	17 612	30 084
Nord-Trøndelag	896 669	823 073	73 595	762 416	60 657	13 919	22 506	37 170
Nordland	712 243	596 518	115 724	583 870	12 648	44 574	54 948	16 202
Troms	393 567	363 849	29 719	355 939	7 910	11 384	14 053	4 281
Finnmark	140 850	119 079	21 771	116 515	2 563	8 388	10 310	3 074
Sum Norge	11 010 187	10 178 483	831 704	9 591 461	587 022	211 259	292 836	327 609

Dyrket myr er gruppert i tre klasser etter tykkelsen av torvlaget, som har stor betydning for karbonmengden. Myr med 30-40 cm torvlag utgjør ca 25 % av totalarealet av dyrket myr. Andelen er minst på Østlandet og Sørlandet og størst langs kysten fra Rogaland og nordover. Mesteparten av jorda i denne klassen ventes å gå over til mineraljord i løpet av de neste 20 årene og vil derfor ikke utgjøre noen stor framtidig kilde til karbontap. Myr med 40-100 cm torvlag utgjør ca 35 % av myrarealet. Denne andelen varierer relativt lite mellom fylkene. Myr med mer enn 100 cm torvlag utgjør ca 40 % av dyrket myr i Norge. Fordelingen viser lavest andel djup myr i Nord-Norge og høyest andel på Østlandet, Sørlandet og i Trøndelag.

Tabell 4.4. Arealer av hovedkategorier av dyrket jord (% av sum dyrket jord, sum mineraljord og sum myr).

	% av dyrket jord			% av mineraljord			% av myr			
	Sum dyrket jord	Mineral-jord	Myr	Sum min.- jord	Ikke planert	Planert/ tilført	Sum myr	30- 40 cm torv	40-100 cm torv	> 100 cm torv
Østfold	100,0	98,5	1,5	100,0	88,3	11,7	100,0	15,2	33,4	51,3
Oslo og Akershus	100,0	98,9	1,1	100,0	80,2	19,8	100,0	13,1	39,6	47,3
Hedmark	100,0	95,6	4,4	100,0	98,2	1,8	100,0	13,9	26,3	59,8
Oppland	100,0	96,2	3,8	100,0	99,4	0,6	100,0	6,5	24,1	69,3
Buskerud	100,0	97,9	2,1	100,0	89,8	10,2	100,0	14,6	32,8	52,7
Vestfold	100,0	98,3	1,7	100,0	91,0	9,0	100,0	15,4	34,7	49,9
Telemark	100,0	95,8	4,2	100,0	95,2	4,8	100,0	16,1	27,4	56,5
Aust-Agder	100,0	85,1	14,9	100,0	98,0	2,0	100,0	16,0	23,0	61,0
Vest-Agder	100,0	81,9	18,1	100,0	98,0	2,0	100,0	16,0	23,0	61,0
Rogaland	100,0	85,6	14,4	100,0	97,3	2,7	100,0	28,2	36,5	35,4
Hordaland	100,0	83,1	16,9	100,0	97,1	2,9	100,0	28,5	36,4	35,0
Sogn og Fjordane	100,0	91,6	8,4	100,0	97,1	2,9	100,0	28,5	36,4	35,0
Møre og Romsdal	100,0	91,9	8,1	100,0	97,1	2,9	100,0	28,5	36,4	35,0
Sør-Trøndelag	100,0	92,3	7,7	100,0	93,3	6,7	100,0	21,2	29,1	49,7
Nord-Trøndelag	100,0	91,8	8,2	100,0	92,6	7,4	100,0	18,9	30,6	50,5
Nordland	100,0	83,8	16,2	100,0	97,9	2,1	100,0	38,5	47,5	14,0
Troms	100,0	92,4	7,6	100,0	97,8	2,2	100,0	38,3	47,3	14,4
Finnmark	100,0	84,5	15,5	100,0	97,8	2,2	100,0	38,5	47,4	14,1
Sum Norge	100,0	92,4	7,6	100,0	94,2	5,8	100,0	25,4	35,2	39,4

4.3 Karbonmengder i dyrket jord

4.3.1 Karbonmengder per dekar

Karbonmengde per dekar fordelt på fylker og jordsmonngrupper er vist i tabell 4.5. Sør- og Vestlandet og til dels Nord-Norge har høyest karboninnhold per arealenhet som følge av høyere innhold i mineraljord og større andel myr. Østlandet har lavest karboninnhold mens Trøndelag har et innhold på omtrent samme nivå som landsgjennomsnittet.

Tabell 4.5 viser også at det er store forskjeller i karboninnhold mellom de ulike kategoriene dyrket jord. Planert og tilført jord inneholder i gjennomsnitt ca 5 tonn mindre karbon enn uplanert mineraljord. Denne klassen viser imidlertid store forskjeller mellom fylkene. I de typiske bakkeplaneringsfylkene på Østlandet og i Trøndelag er karboninnholdet lavere enn 10 tonn per dekar. I Hedmark har denne klassen nesten dobbelt så høyt karboninnhold som uplanert jord, hvilket skulle tyde på at den domineres av tilførte jordmasser.

4.3.2 Karbonmengder totalt

Tabell 4.5. Karbonmengde (tonn/dekar) fordelt på fylke og jordgruppe

Fylke	Totalt	Mineraljord		Myr				
		Mineral-jord	Myr	Uplanert	Planert/ tilført	30-40 cm torv	40-100 cm torv	> 100 cm torv
Østfold	13,8	13,1	60,2	13,7	8,7	32,1	46,8	77,2
Oslo og Akershus	12,9	12,3	59,6	13,3	8,6	35,3	46,6	77,2
Hedmark	14,7	12,4	64,4	12,2	22,7	42,3	45,5	77,9
Oppland	16,3	14,3	66,9	14,3	10,5	37,2	45,5	77,1
Buskerud	13,5	12,5	60,4	12,9	8,5	34,4	45,6	76,7
Vestfold	13,7	12,9	59,6	13,3	8,5	33,6	46,7	76,7
Telemark	14,3	12,2	61,1	12,4	8,7	32,9	46,9	76,0
Aust-Agder	22,0	14,6	64,3	14,6	14,8	44,9	44,5	76,9
Vest-Agder	23,6	14,6	64,3	14,6	14,8	44,9	44,5	76,9
Rogaland	25,4	20,5	55,0	20,6	17,1	40,1	43,2	79,0
Hordaland	26,4	20,5	55,0	20,7	15,3	40,6	43,2	78,9
Sogn og Fjordane	23,4	20,5	55,0	20,7	15,3	40,6	43,2	78,9
Møre og Romsdal	23,3	20,5	55,0	20,7	15,3	40,6	43,2	78,9
Sør-Trøndelag	17,9	14,5	58,4	14,9	9,2	33,6	45,4	76,5
Nord-Trøndelag	17,4	13,7	58,6	14,0	9,2	31,4	46,3	76,2
Nordland	21,1	16,2	46,6	16,1	17,6	34,5	47,3	77,6
Troms	18,3	16,0	46,4	16,0	17,0	34,4	46,9	76,8
Finnmark	20,5	15,8	45,9	15,8	17,4	33,9	46,4	76,8
Norge	18,3	15,2	56,0	15,5	10,4	37,5	45,1	77,6

Tabell 4.6. Estimerte mengder karbon i dyrket jord i Norge (millioner tonn)

	Totalt	Mineraljord		Myr				
		Mineral-jord	Myr	Uplanert	Planert/ tilført	30-40 cm torv	40-100 cm torv	> 100 cm torv
Østfold	10,6	9,9	0,7	9,1	0,8	0,1	0,2	0,4
Oslo og Akershus	10,6	10,1	0,5	8,7	1,4	0,0	0,2	0,3
Hedmark	16,4	13,3	3,1	12,9	0,4	0,3	0,6	2,2
Oppland	16,9	14,3	2,6	14,2	0,1	0,1	0,4	2,1
Buskerud	7,4	6,7	0,7	6,2	0,5	0,1	0,2	0,4
Vestfold	5,9	5,5	0,4	5,2	0,3	0,0	0,1	0,3
Telemark	4,1	3,4	0,7	3,3	0,1	0,1	0,2	0,4
Aust-Agder	3,2	1,8	1,4	1,8	0,0	0,2	0,2	1,0
Vest-Agder	5,3	2,7	2,6	2,6	0,1	0,3	0,4	1,9
Rogaland	26,4	18,2	8,2	17,8	0,4	1,7	2,4	4,1
Hordaland	13,3	8,6	4,7	8,4	0,2	1,0	1,4	2,3
Sogn og Fjordane	11,3	9,1	2,2	8,9	0,2	0,5	0,6	1,1
Møre og Romsdal	15,1	12,2	2,9	12,0	0,2	0,6	0,8	1,5
Sør-Trøndelag	14,1	10,6	3,5	10,2	0,4	0,4	0,8	2,3
Nord-Trøndelag	15,6	11,3	4,3	10,7	0,6	0,4	1,0	2,9
Nordland	15,0	9,6	5,4	9,4	0,2	1,5	2,6	1,3
Troms	7,2	5,8	1,4	5,7	0,1	0,4	0,7	0,3
Finnmark	2,9	1,9	1,0	1,9	0,0	0,3	0,5	0,2
Sum Norge	201,3	155,0	46,3	149,0	6,0	8,0	13,3	25,0

Karbonberegningene (tabell 4.6) viser at det er ca 200 megatonn karbon lagret i norsk jordbruksjord ned til 1 meter dybde. Vi har ingen informasjon om mengdene i større dyp, men dersom vi antar en gjennomsnittsdypde på 2 meter for dyp myr i Norge kan vi fordoble karbontallet for denne klassen. Dette gir en antatt totalmengde på om lag 225 megatonn karbon i norsk jordbruksjord.

De fylkesvise beregningene viser at Rogaland har det overlegent største karbonlageret (26 megatonn) selv om både Hedmark og Oppland har noe større jordbruksareal. Totalt for Norge utgjør karbonmengden for dyrket myr (0-100 cm) ca 23 % av den totale mengden (tabell 4.7). For Agder-fylkene er nesten halvparten av karbonmengden i jordbruksjord lagret i dyrket myr.

Tabell 4.7. Estimerte mengder karbon i dyrket jord i Norge (% av totalinnholdet og innholdet i mineraljord og myr).

	% av innholdet i dyrket jord			% av innholdet mineraljord			% av innholdet i myr			
	Sum	Min.- jord	Myr	Sum	Ikke planert	Planert/ tilført	Sum	30-40 cm torv	40-100 cm torv	> 100 cm torv
Østfold	100,0	93,4	6,6	100,0	91,9	8,1	100,0	14,3	28,6	57,1
Oslo og Akershus	100,0	95,3	4,7	100,0	86,1	13,9	100,0	0,0	40,0	60,0
Hedmark	100,0	81,1	18,9	100,0	97,0	3,0	100,0	9,7	19,4	71,0
Oppland	100,0	84,6	15,4	100,0	99,3	0,7	100,0	3,8	15,4	80,8
Buskerud	100,0	90,5	9,5	100,0	92,5	7,5	100,0	14,3	28,6	57,1
Vestfold	100,0	93,2	6,8	100,0	94,5	5,5	100,0	0,0	25,0	75,0
Telemark	100,0	82,9	17,1	100,0	97,1	2,9	100,0	14,3	28,6	57,1
Aust-Agder	100,0	56,3	43,8	100,0	100,0	0,0	100,0	14,3	14,3	71,4
Vest-Agder	100,0	50,9	49,1	100,0	96,3	3,7	100,0	11,5	15,4	73,1
Rogaland	100,0	68,9	31,1	100,0	97,8	2,2	100,0	20,7	29,3	50,0
Hordaland	100,0	64,7	35,3	100,0	97,7	2,3	100,0	21,3	29,8	48,9
Sogn og Fjordane	100,0	80,5	19,5	100,0	97,8	2,2	100,0	22,7	27,3	50,0
Møre og Romsdal	100,0	80,8	19,2	100,0	98,4	1,6	100,0	20,7	27,6	51,7
Sør-Trøndelag	100,0	75,2	24,8	100,0	96,2	3,8	100,0	11,4	22,9	65,7
Nord-Trøndelag	100,0	72,4	27,6	100,0	94,7	5,3	100,0	9,3	23,3	67,4
Nordland	100,0	64,0	36,0	100,0	97,9	2,1	100,0	27,8	48,1	24,1
Troms	100,0	80,6	19,4	100,0	98,3	1,7	100,0	28,6	50,0	21,4
Finnmark	100,0	65,5	34,5	100,0	100,0	0,0	100,0	30,0	50,0	20,0
Sum Norge	100,0	77,0	23,0	100,0	96,1	3,9	100,0	17,3	28,7	54,0

Karbonmengdene som vi her har beregnet for norsk jordbruksjord er det mest representative estimat vi kan gi per i dag. En utvalgskartlegging av jordsmonnet i de fylker som ikke er systematisk jordsmonnkartlagt, vil raskt gi langt sikrere karbontall for disse. Ved Skog og landskap er det etablert en metodikk for utvalgsundersøkelse av Norges arealressurser - AR18x18 - som er knyttet til Eurostats LUCAS statistikk (Strand, G.- H. og Rekdal, Y. 2006). Metodikken er også testet for jordsmonndata (Lågbu 2007) og forsøkskartlegging av AR-flater i et fortettet AR9x9 nett er på gang.

4.4 Spesiell beregning av areal med dyrket myr

4.4.1 Tidligere estimater av myrarealer

Myrjord spiller en viktig rolle i karbonkretsløpet, både som lager og kilde for CO₂-utslipp. Globalt dekker myrjord ca 2-3 % av landarealet, men inneholder ca en tredjedel av all karbon lagret i jord, som er omtrent like mye som karboninnholdet i atmosfæren, eller i all biomasse på landjorda (Joosten & Clarke 2002). På grunn av kjølig klima har myrjord stor dekning i arktiske og subarktiske områder. I Norge er det totale myrarealet oppgitt til 23 700 km² eller ca 7 % av landarealet (International Peat Society).

Det totale arealet av myr som er dyrket i Norge frem til 1992 er beregnet til mellom 1,7 og 1,9 millioner dekar (Johansen 1997). Ca 65 % av myr dyrkingen fant sted før 1943. På grunn av den observerte myrsynkingen vil en betydelig del av den opprinnelige myrjorda være omdannet til mineraljord. Det foreligger ikke noe fullstendig nøyaktig kartlegging av det aktuelle arealet av dyrket

myr i Norge. På grunnlag av andelen av myrjord i jordprøver levert til analyse, er arealet av dyrket myr estimert til ca 0,63 millioner dekar, som utgjør 6,2 % av jordbruksarealet (Grønland et al. 2008). Denne beregningen forutsetter at jordprøvetettheten er den samme på myr som på mineraljord. En kan imidlertid anta at prøvetettheten kan være større på mineraljord, hvor en forholdsvis større del av den intensive produksjonen foregår, med større krav til gjødsling. Estimater av dyrket myr på 0,63 millioner er derfor trolig for lavt.

4.4.2 Beregningsmetoder

For fylker som er helt eller delvis jordmonnkartlagt har en beregnet prosent myr kartlagt ved tre uavhengige metoder: jordprøvetaking, markslagskartlegging og jordmonnkartlegging (tabell 4.8). Av disse metodene vil jordsmonnkartlegging gi de mest korrekte arealene. Fylkesvise korreksjonsfaktorer for jordanalyser er beregnet slik (se også tabell 4.8):

- Korreksjonsfaktor for jordprøver er beregnet som forholdstallet mellom prosent myr i JMK og prosent myr blant jordprøver
- Korreksjonsfaktor for DMK er beregnet som forholdstallet mellom prosent myr i JMK og prosent myr i DMK

Korreksjonsfaktoren for jordprøver er mindre enn 1 i Buskerud, Vestfold og Telemark. Det vil si at myr er overrepresentert blant jordprøvene. For Vestfold og Telemark er det levert relativt få jordprøver til Jordforsk Lab, og usikkerheten er derfor stor. For de øvrige fylkene er korreksjonsfaktoren større enn 1, som innebærer at myr er underrepresentert. Korreksjonsfaktoren for DMK er større enn 1 for samtlige fylker, hvilket innebærer at det kartlagte myrarealet på ØK er systematisk for lavt. Dette kan til en viss grad henge sammen med retningslinjene for registreringene, hvor minstearealet for å skille ut dyrket myr fra dyrket fastmark var 5 dekar. Den viktigste årsaken er trolig at klassifiseringen av dyrket myr var en tilleggsregistrering som i stor grad var basert på flyfototolkning og ikke hadde høyest prioritet. Etter 2004 har JMK vært brukt som grunnlag for ajourføring av DMK. For fylker hvor flesteparten av kommunene har ajourført DMK etter 2004, vil forskjellen i myrareal mellom DMK og JMK være liten.

Tabell 4.8. Andel myr av jordprøver og kartlagt areal på DMK og JMK, og faktorer for korreksjon av myrarealer beregnet fra jordprøver og DMK.

	Jordsmonn-kartlagt	Prosent myr			Korreksjonsfaktorer	
		Jordprøver	DMK	JMK	Jordprøver	DMK
Østfold	Helt	1,01	1,16	1,49	1,47	1,29
Oslo og Akershus	Helt	0,98	0,60	1,08	1,10	1,79
Hedmark	Delvis	2,15	2,48	3,50	1,63	1,41
Oppland	Delvis	2,48	3,83	4,55	1,83	1,19
Buskerud	Delvis	1,86	0,98	1,35	0,73	1,38
Vestfold	Helt	5,82	1,21	1,68	0,29	1,40
Telemark	Delvis	4,45	3,35	3,64	0,82	1,09
Aust-Agder	Delvis	7,67	11,25	13,25	1,73	1,18
Rogaland	Delvis	0,00	9,14	22,97		2,51
Sør-Trøndelag	Delvis	3,45	2,85	3,86	1,12	1,36
Nord-Trøndelag	Delvis	3,55	4,85	6,56	1,85	1,35

For fylker som er fullstendig jordmonnkartlagt (Østfold, Oslo og Akershus og Vestfold), vil de korrigerede arealene være identisk med jordsmonnkartlagt myr. For fylker som er delvis jordmonnkartlagt (se tabell 4.8) har en brukt korreksjonsfaktoren for den jordmonnkartlagte delen som grunnlag for beregningen av myrarealet for hele fylket. For de øvrige fylkene, som har lite eller ikke jordmonnkartlagt areal, er myrarealet estimert ved to alternative metoder. Ved alternativ 1 er myrarealene ukorrigert. Ved alternativ 2 har en benyttet en gjennomsnittlig korreksjonsfaktor beregnet for alle områder med JMK.

Prosent dyrket myr per fylke er beregnet på grunnlag av prosent myr i jordprøvedatabasen og DMK multiplisert med korreksjonsfaktorene. Arealet av dyrket myr er beregnet på grunnlag av de korrigerede verdiene for prosent myr og arealet dyrket jord registrert i AR5.

4.4.3 Estimerte arealer med dyrket myr

Estimerte arealer med dyrket myr på grunnlag av henholdsvis jordprøver og DMK er vist i tabell 4.9 og 4.10. For fylker som er fullstendig jordmonnkartlagt (Østfold, Oslo og Akershus og Vestfold), er arealene lik jordsmonnkartlagt myr og er derfor identiske i de to tabellene. For de øvrige fylkene er det forskjeller mellom fylkene.

På grunnlag av jordprøver er dyrket myrareal estimert til ca 750 000 dekar ved dekar ved alternativ 1, hvor arealene er ukorrigert for fylker uten JMK. Det har vist seg at korreksjonsfaktoren er større enn 1 for de fleste jordmonnkartlagte områder, som vil si at myr er underrepresentert blant jordprøvene. Estimert på 750 000 dekar kan derfor betraktes som et minimum. Ved alternativ 2, hvor arealene for fylker uten jordmonnkart er korrigeret med en gjennomsnittlig faktor for alle jordmonnkartlagte områder, er myrarealet estimert til ca 900 000 dekar. De fylkene som ikke har JMK (Sør- og Vestlandet og Nord-Norge) har i gjennomsnitt større andel myr enn fylkene med JMK. Sannsynligheten for underrepresentasjon av jordprøver på myr må antas avta med økende andel myrareal i området. Korreksjonsfaktoren for myrarealer beregnet fra andel jordprøver kan være for høy. Det estimerte arealet på ca 900 000 dekar kan derfor betraktes som et maksimumstall for dyrket myr i Norge.

Tabell 4.9. Areal dyrket myr beregnet på grunnlag av jordprøver.

Fylke	Jordbruks-areal (AR5)	Myr % av jordprøver	Korreksjonsfaktor		Korrigeret % myr		Areal dyrket myr, dekar	
			Alt.1	Alt.2	Alt.1	Alt.2	Alt. 1	Alt. 2
Østfold	765 285	1,01	1,47	1,47	1,49	1,49	11 407	11 407
Oslo og Akershus	831 739	0,98	1,10	1,10	1,08	1,08	8 995	8 995
Hedmark	1 119 643	3,12	1,63	1,63	5,08	5,08	56 847	56 847
Oppland	1 040 972	2,79	1,83	1,83	5,10	5,10	53 129	53 129
Buskerud	545 244	2,61	0,73	0,73	1,90	1,90	10 335	10 335
Vestfold	432 957	5,82	0,29	0,29	1,68	1,68	7 290	7 290
Telemark	292 891	5,36	0,82	0,82	4,38	4,38	12 817	12 817
Aust-Agder	146 254	10,74	1,73	1,73	18,55	18,55	27 136	27 136
Vest-Agder	224 796	14,10	1	1,34	14,10	18,86	31 689	42 398
Rogaland	1 037 015	12,93	1	1,34	12,93	17,30	134 068	179 375
Hordaland	505 943	15,58	1	1,34	15,58	20,84	78 815	105 450
Sogn og Fjordane	484 350	6,51	1	1,34	6,51	8,71	31 534	42 191
Møre og Romsdal	648 907	5,29	1	1,34	5,29	7,08	34 320	45 918
Sør-Trøndelag	790 865	4,95	1,12	1,12	5,55	5,55	43 876	43 876
Nord-Trøndelag	896 669	4,41	1,85	1,85	8,15	8,15	73 061	73 061
Nordland	712 243	13,09	1	1,34	13,09	17,51	93 220	124 723
Troms	393 567	5,33	1	1,34	5,33	7,12	20 959	28 041
Finnmark	140 850	13,93	1	1,34	13,93	18,64	19 624	26 256
Sum hele landet	11 010 187				6,80	8,17	749 121	899 245

Areal dyrket myr estimert på grunnlag av DMK (tabell 3) er gjennomgående noe lavere enn arealene beregnet fra jordprøver. Ved alternativ 1 (uten korreksjon for fylker uten jordsmonnkart) er totalarealet estimert til ca 711 000 dekar. Da DMK systematisk viser for lave arealtall for dyrket myr, er dette estimatet etter all sannsynlighet for lavt. Ved alternativ 2 (korrigeret for gjennomsnittsfaktoren for alle jordsmonnkartlagte områder) er myrarealet estimert til ca 866 000 dekar, som må anses som et mer sannsynlig estimat.

For hele landet er det relativt godt samsvar mellom de to metodene, men for enkelte fylker kan det være betydelig forskjeller. Begge metodene viser en tydelig tendens til høyest andel myrareal i Agderfylkene, Rogaland, Hordaland, Nordland og Finnmark og lavest andel på Østlandet.

Jordprøvetaking og markslagskartlegging er to helt uavhengige metoder for estimering av arealet av dyrket myr. Begge metodene er beheftet med feilkilder. Jordprøvetaking kan i utgangspunktet antas å gi en tilfeldig feil, i og med at en ikke med sikkerhet kan fastslå hvorvidt myr er over- eller underrepresentert blant jordprøvene. Det er likevel to forhold som taler for at myr kan være underrepresentert blant jordprøver. For det første er potet og grønnsaker, hvor en har påvist større jordprøvetetthet enn for andre vekster, generelt underrepresentert på myr sammenlignet med mineraljord. For det andre gir kjemiske analyser generelt mindre informasjon om fosfor- og kaliumbehov på myr enn på mineraljord. En naturlig konsekvens vil være at jordprøvetettheten er generelt mindre på myr enn på mineraljord.

En kan med større sikkerhet si at markslagskartlegging, som ikke er ajourført ved bruk av JMK, gir for lave tall for dyrket myr. Det sannsynlige arealet for dyrket myr i dag er mest sannsynlig et sted mellom 750 000 og 900 000 dekar, som tilsvarer mellom 7 og 8 % av jordbruksarealet i Norge.

Tabell 4.10. Areal dyrket myr beregnet på grunnlag av digitalt markslagskart.

Fylke	Jordbruks- areal (AR5)	Myr % av DMK	Korreksjons- faktor		Korrigert % myr		Areal dyrket myr, dekar	
			Alt. 1	Alt. 2	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 1	Alt. 2
Østfold	765 285	1,16	1,29	1,29	1,49	1,49	11 407	11 407
Oslo og Akershus	831 739	0,60	1,79	1,79	1,08	1,08	8 995	8 995
Hedmark	1 119 643	2,58	1,41	1,41	3,63	3,63	40 637	40 637
Oppland	1 040 972	3,14	1,19	1,19	3,73	3,73	38 794	38 794
Buskerud	545 244	1,62	1,38	1,38	2,24	2,24	12 193	12 193
Vestfold	432 957	1,21	1,40	1,40	1,68	1,68	7 290	7 290
Telemark	292 891	3,82	1,09	1,09	4,14	4,14	12 129	12 129
Aust-Agder	146 254	12,63	1,18	1,18	14,89	14,89	21 772	21 772
Vest-Agder	224 796	15,56	1,00	1,59	15,56	24,80	34 975	55 749
Rogaland	1 037 015	6,11	2,51	2,51	15,35	15,35	159 231	159 231
Hordaland	505 943	7,67	1	1,59	7,67	12,23	38 815	61 870
Sogn og Fjordane	484 350	4,66	1	1,59	4,66	7,43	22 566	35 971
Møre og Romsdal	648 907	8,20	1	1,59	8,20	13,08	53 242	84 867
Sør-Trøndelag	790 865	5,99	1,36	1,36	8,13	8,13	64 309	64 309
Nord-Trøndelag	896 669	6,07	1,35	1,35	8,23	8,23	73 789	73 789
Nordland	712 243	11,56	1	1,59	11,56	18,42	82 327	131 229
Troms	393 567	4,23	1	1,59	4,23	6,75	16 661	26 557
Finnmark	140 850	8,78	1	1,59	8,78	14,00	12 370	19 717
Sum hele landet	11 010 187				6,46	7,87	711 501	866 506

5. Endringer i jordas C-innhold i Skandinavia

5.1 Betydningen av ulik dyrking for karboninnholdet i jord

Jordas karboninnhold er ofte høyere i Skandinavia enn i andre europeiske land, som følge av kalde klimaforhold og, spesielt tidligere, en dominans av husdyrproduksjon basert på grovfôr. Det er velkjent at karboninnholdet i jorda faller når andelen av åpenåker øker (eks. Johnston 1972), slik den har gjort i Norge etter krigen (fig. 5.1). På Østlandet har denne andelen nesten tredoblet siden 1950. Endringer i karboninnholdet i jord er studert i flere langvarige forsøk i Norden. Virkninger av for eksempel omløpstype, halmnedpløying og bruk av husdyrgjødsel kontra mineralgjødsel er veldokumentert av Christensen (1990), Uhlen (1991), Kirchmann et al. (1994), Persson & Kirchmann (1994), Carlgren & Mattsson (2001) og Cuvardic et al. (2004).

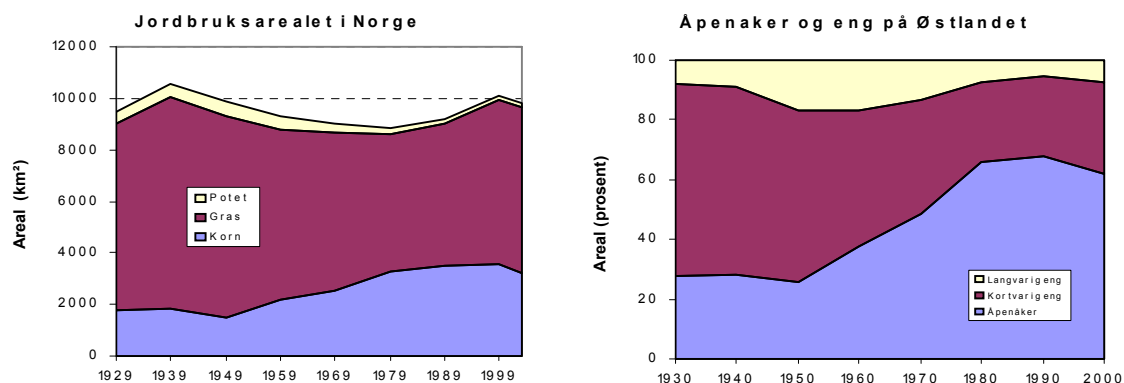


Fig. 5.1. Endringer i arealene av gras, korn og potet i Norge siden 1930 (venstre) og fordeling av åpenåker og grasmark i sju østlandsfylker i samme tidsrom (høyre). Kilde: SSB.

På bakgrunn av rammeforsøk i Danmark beregnet Christensen (1990) årlige endringer i jordas karboninnhold over en 30-års periode, som følge av ulike dyrkingsfaktorer. Disse endringene er vist i tabell 5.1, sammen med prosentvise endringer i forhold til det opprinnelige innholdet. Jord med høyt karboninnhold viste alltid en nedgang, mens for jord med lavt innhold var det motsatt. Brakking forårsaket enten størst nedgang eller minst økning, tett etterfulgt av ensidig dyrking av rotvekster og ensidig korn med halmfjerning. Ensidig korn med halminnblanding og et allsidig omløp med bruk av husdyrgjødsel ga minst nedgang/størst økning. Resultatene er spesielt interessant fordi de viser at utviklingens retning avhenger av utgangspunktet.

Tabell 5.1. Årlig endring i jordas karboninnhold 1956-1985 ved ulik behandling av jord med høyt (2,56 % C) og lavt (0,52 % C) opprinnelig innhold av karbon. Kilde: Christensen (1990)

Behandling	Siltig sand (2,56 % C)		Sand (0,52 % C)	
	Endring ¹	Prosent ²	Endring	Prosent ²
Brakk, uten gjødsel	-0,033	-1,3	+0,002	+0,4
Ensidig korn, halm fjernet	-0,023	-0,9	+0,010	+2,0
Ensidig korn, halm nedmoldet	-0,009	-0,3	+0,020	+4,0
Allsidig omløp ³ , uten husdyrgjødsel	-0,015	-0,6	+0,014	+3,0
Allsidig omløp ³ , med husdyrgjødsel	-0,008	-0,3	+0,019	+4,0
Bare rotvekster (fôrbete, kålrot, potet)	-0,025	-1,0	+0,006	+1,0
Kløvereng/rotvekster i 3:1 forhold	-0,012	-0,5	+0,016	+3,0

¹ årlig endring i % C (g/100 g jord)

² prosentendring i forhold til jordas opprinnelige karboninnhold

³ et 4-årig omløp med høstkorn, rotvekster, vårkorn og kløvereng

I forbindelse med karbonlagring i jord er det vanlig å angi karboninnholdet som mengde per arealenheter (kg per m² eller tonn per dekar eller hektar). Ved en volumvekt på 1,2 kg per liter vil 1 prosent karbon utgjøre 2,4 tonn per dekar i de øverste 20 cm. En endring på 0,001 % C vil utgjøre 2,4 kg per dekar, en endring på 0,01 % vil utgjøre 24 kg per dekar osv.

Lignende rammeforsøk er utført i Sverige med mellomleire (Kirchmann et al. 1994). Persson & Kirchmann (1994) har også beregnet årlige endringer forårsaket av ulike faktorer (fig. 5.2). Det opprinnelige karboninnhold i jorda var ca. 1,5 % og vekstene var mest korn og oljevekster. Også her førte brakking til størst nedgang og bruk av husdyrgjødsel til størst økning i jordas karboninnhold. Grønngjødsling, dvs. tilførsel av rent grasmateriale (ca. 2 tonn C/ha/år), ga nesten samme økning som tilførsel av samme mengde C i halm med når det ble gjødslet med 80 kg N/ha/år i sistnevnte ledd. Virkningen av halmtilførsel uten bruk av nitrogen var mindre, men likevel nok til å opprettholde jordas karboninnhold. Dyrking av korn uten halmtilførsel, men med N-gjødsel, ga en svak nedgang i karbon. Uten N-gjødsling ble derimot nedgangen større. At endringene her var noe mindre enn på siltig sand i den danske undersøkelsen skyldes både at det opprinnelige karboninnholdet var lavere og at leirjord har evne til å beskytte organisk materiale mot nedbryting (Sørensen 1975).

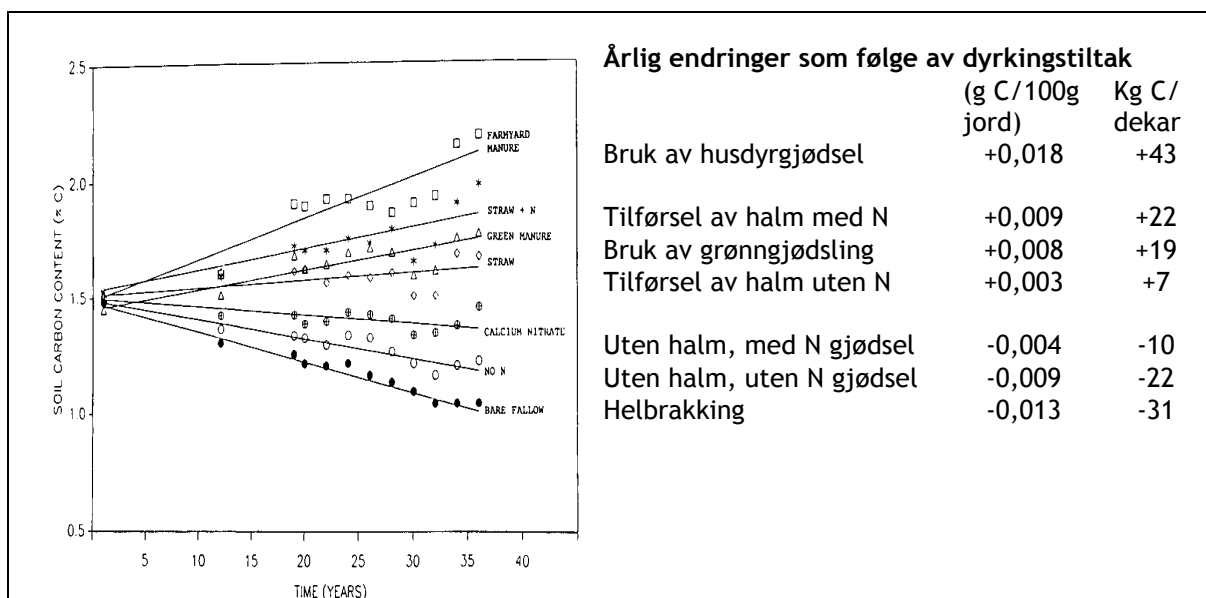


Fig. 5.2. Årlig endring i jordas karboninnhold 1956-1991 ved ulike behandling av leirjord med middels (1,5 % C) opprinnelig innhold av karbon. Kilde: Persson & Kirchmann (1994).

I et rammeforsøk i Norge, ble tilførsel av ulike typer organisk materiale på mellomleire sammenlignet over 8 år (Uhlen 1973). Utslagene var små. I forhold til bruk av husdyrgjødsel, som resulterte i et karboninnhold på 3,5 %, førte brakking til en nedgang på 0,013 % C (ca 31 kg C per dekar) pr. år. Tilførsel av gras eller halm, med og uten nitrogen, ga ca halvparten så stor nedgang som brakking. Også i feltforsøk påviste Uhlen (1973) liten økning i karboninnhold ved halmnedpløying etter 14 år (+0,003 % pr. år eller ca 7 kg C per dekar), som tilsvarte 6 % av mengden tilført). Uhlen (1991) viste i et lysimeterforsøk at bruk av mineralgjødsel i et kornløp ga større økning enn halmnedmolding (fra 0,01 % til 0,03 % pr. år, som tilsvarer ca 24-72 kg C per dekar og år etter 12 år).

Virkningene av omløpstype, halmnedpløying og bruk av husdyrgjødsel i Norge ble presentert av Uhlen (1991) for de første 31 årene av et langvarig feltforsøk på mellomleire (fig. 5.3). Det opprinnelige karboninnholdet i dette forsøket var relativt høyt (3,8 % C). Nivået forble uendret i et omløp med 2/3 eng og 1/3 korn, og økte svakt ved bruk av husdyrgjødsel i dette omløpet. Et omløp med 1/3 eng og 2/3 korn ga en svak nedgang (ca -0,007 % C pr. år eller ca 17 kg C per dekar og år), mens ensidige kornløp ga omtrent dobbelt så stor nedgang. Det var tendenser til oppgang ved prøvetaking i 1984 i denne undersøkelsen, men senere prøvetaking i 2001 har bekreftet den overveiende negative utviklingen (Cuvardic et al. 2004). Over hele perioden på 48 år, viste målinger i 2001 at omløpet med 2/3 eng, uten husdyrgjødsel, ga en økning på 6 kg C per dekar og år (+0,003 % C pr. år), mens omløpet

med ensidig korndyrking ga en nedgang på 25 kg C per dekar og år (-0,011 % C pr. år). Sistnevnte nedgang er større enn resultatet i det svenske rammeforsøket, men mindre enn det i den danske undersøkelsen (Christensen 1990, presentert i tabell 5.1). I dette forsøket ble bruk av fastgjødning erstattet med bruk av gylle i 1980, og Cuwardic et al. (2004) fant ikke igjen (i 2001) den tidligere positive effekt av husdyrgjødning som Uhlen (1991) hadde målt i 1984.

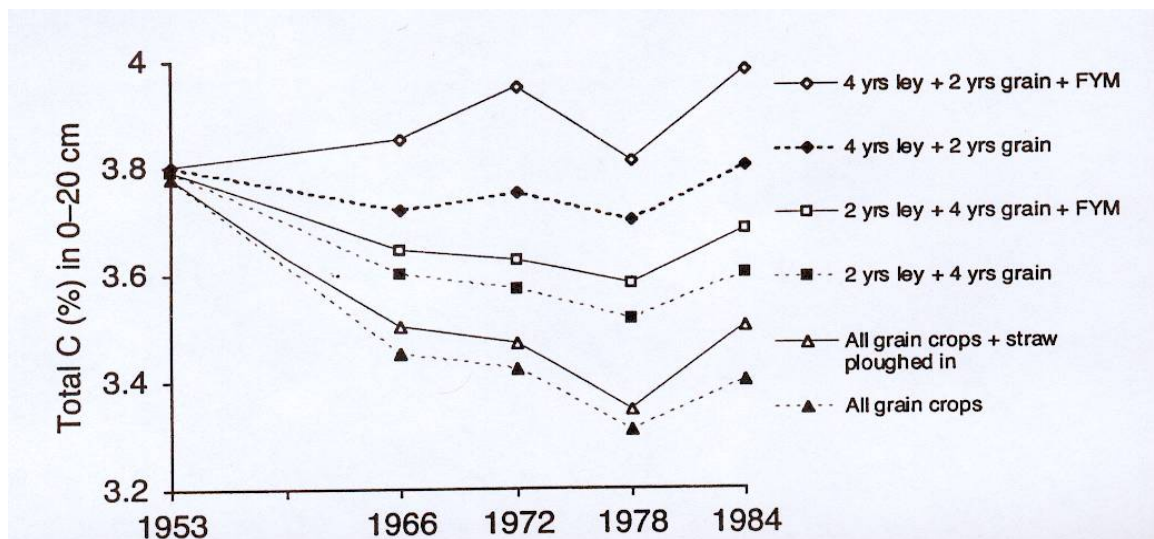


Fig. 5.3. Endringene i jordas karboninnhold ved ulike andeler eng/korn (ley/grain) i omløpet, med og uten bruk av husdyrgjødning (FYM) og med og uten halmnedpløying. Kilde: Uhlen (1991).

Halmnedpløying hadde økt karboninnholdet med 0,16 % C etter 31 år (ca 388 kg C per dekar eller ca 12 kg C per dekar og år). Dette tilsvarer bare 7 % av karbonet som ble tilført. Uhlen (1991) presenterte også effekten av halmnedpløying i to andre langvarige forsøk på mellomleire og stiv leire. Etter hhv. 23 og 21 år hadde karboninnholdet i begge av disse forsøkene økt med 0,10 % C (ca 240 kg per dekar og ca 11 kg per dekar og år). Sammenlignet med effekten av langvarig bruk av husdyrgjødning i norske forsøk, konkluderte Uhlen med at effekten av halm på karboninnholdet var under halvparten så stor.

En rekke langvarige gjødslingsforsøk med og uten husdyrhold ble startet i Sverige omkring 1955-60. Carlgren og Mattsson (2001) sammenlignet effektene på jordas karboninnhold tidlig på 1960-tallet og ca. 30 år senere (tabell 5.2). Begge faktorer hadde positiv effekt på jordkarbonet i disse forsøkene, og virkningen av mineralgjødning var like stor som effekten av husdyrhold. Karboninnholdet gikk likevel ned over 30-års perioden, trolig som følge av endringer i andre dyrkingsfaktorer. Ved sterk gjødning var endringene hhv. -0,005 % C pr. år (ca 12 kg C per dekar og år) med husdyrhold og -0,009 % C pr. år (ca 22 kg C per dekar og år) uten husdyrhold. Dette kan tolkes slik at husdyrgjødning har bidratt med ca 0,004 % C pr. år (ca 10 kg C per dekar og år).

Tabell 5.2. Endringer i jordas karboninnhold med og uten bruk av mineralgjødning og med og uten husdyrhold i 10 forsøk i Sør- og Midt-Sverige (g C/100 g jord). Kilde: Carlgren & Mattsson (2001).

Husdyrhold:	1962-1966		1993-1995		Endring over 30 år	
	Med	Uten	Med	Uten	Med	Uten
Uten mineralgjødning	2,05	-0,09	1,74	-0,16	-0,31	-0,38
Sterk NPK-gjødsling	2,11	-0,03	1,95	-0,15	-0,16	-0,28

Röing et al. (2005) har studert virkningene av korn- og engomløp og fjerning kontra nedmolding av halmrester i tre forsøk utført ulike steder i Sverige (tabell 5.3). Feltene hadde ulikt innhold av karbon opprinnelig, og viser en økning i karboninnhold med breddegrad. Dette er typisk også i Norge. Etter 26-27 år hadde karboninnholdet i kornomløpet gått ned alle steder, mest i det nordligste forsøket Röbbäcksdalen (-0,027 % C pr. år eller ca 65 kg C per dekar og år) og minst på Lanna (-0,007 % C pr. år eller ca 17 kg per dekar og år), som er på leirjord. I engomløpet hadde C-innholdet økt ubetydelig på

det sørligste feltet, men det hadde økt med 0,013 % C per år (ca 30 kg C per dekar og år) på Lanna. I det nordligste feltet, derimot, hadde det gått ned med 0,018 % per år (ca 43 kg C per dekar og år), noe som trolig gjenspeiler det høye nivået ved start. På alle tre stedene hadde karboninnholdet gått ned like mye ved nedmolding av halmrester som uten. Forfatterne viste til en annen undersøkelse som bekrefter at virkningen av halmnedmolding er liten og variabel (Kätterer & Andren 1999).

Tabell 5.3. Endringer i jordas karboninnhold ved ulike omløpstyper og ved fjerning kontra nedmolding av halmrester i tre forsøk ulike steder i Sverige (g C/100 g jord). Kilde: Röing et al. 2005

	Virkning av omløpstype				Virkning av halmrester			
	Kornomløp		Engomløp		Fjernet		Nedmoldet	
	1981 ¹	1997	1981 ¹	1997	1981 ¹	1997	1981 ¹	1997
Lönnstorp (55° N)	1,58	-0,27	1,70	+0,04	1,53	-0,23	1,63	-0,32
Lanna (58° N)	1,97	-0,19	2,10	+0,33	1,97	-0,20	1,97	-0,20
Röbäcksdalen (63° N)	2,94	-0,74	2,20	-0,48	3,00	-0,48	2,88	-0,38

¹ Feltene på Lönnstorp og Lanna startet i 1981, feltet på Röbäcksdalen startet i 1980

I Norge er bruk av mineralgjødning og husdyrgjødning sammenlignet i et langvarig forsøk på lettleire (Møystad) siden 1922 (Ekeberg & Riley 1995, Riley 2007). Jordas karboninnhold gikk ned dramatisk mellom ca. 1930 og 1963 (fig. 5.4). En stor del av denne nedgangen skyldes trolig blanding av moldrik matjord med moldfattig undergrunn ved doblingen av pløedybden som antas å ha skjedd i denne perioden. Siden 1963 har både nivået og forskjellene mellom behandlingene holdt seg relativt konstant.

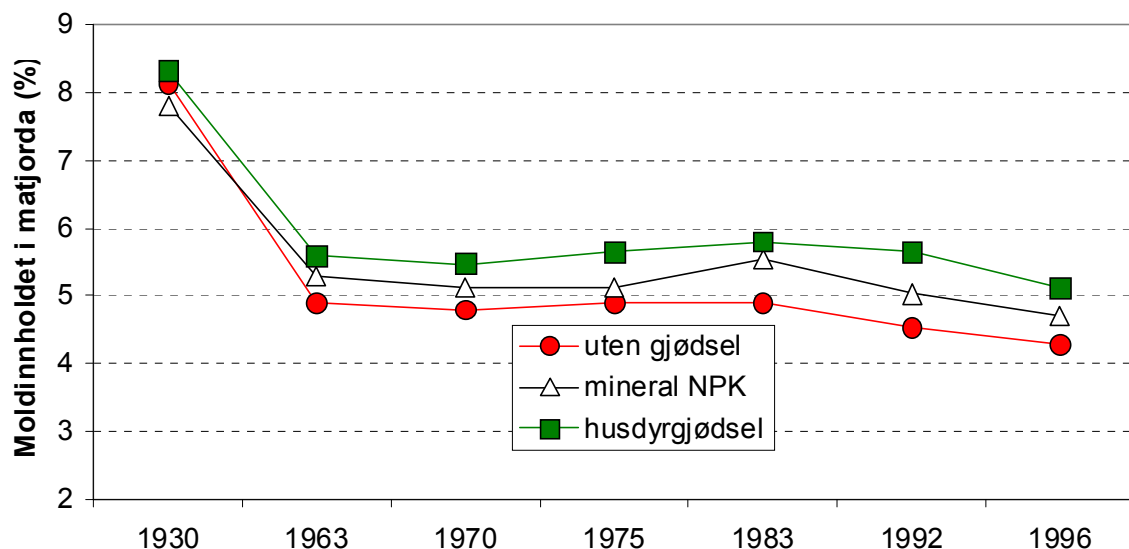


Fig. 5.4. Utviklingen av moldinnholdet i gjødslingsforsøket på Møystad for ledd uten gjødning, ledd med mineralgjødning (10:2,5:12 NPK) og ledd med husdyrgjødning. Kilde: Riley 2003.

Sett i forhold til "normalgjødning" med mineralgjødning, var karboninnholdet ca 0,4 % høyere ved bruk av husdyrgjødning, mens det uten bruk av gjødning var tilsvarende lavere. Mengdene av husdyrgjødning som er brukt i dette forsøket er betydelig høyere enn det som er brukt i forsøket til Uhlen (1991), og representerer i gjennomsnitt det maksimale som er tillatt brukt i Norge i dag. Omløpet i dette forsøket bestod av 3 kornår, 1 potetår og 3 engår. Dette har bidratt til å opprettholde karboninnholdet, i samsvar med tidligere siterte resultater. Til tross for en svak generell nedgang de senere årene, ser det ut til at virkningene av ulike gjødslingsmåter har stabilisert seg ved en ny likevekt.

At karboninnholdet i jorda kan synke også i engomløp, om enn saktere enn i åpenåker, ble bekreftet av en undersøkelse på moldrik lettleire (Riley et al. 2008). I denne undersøkelsen hadde jorda i 1988 et høyt karboninnhold etter mange år med husdyrdrift på Apelsvoll. Nye målinger i 2003 viste nedgang i karbon på flere av leddene med eng i omløpet (tabell 5.4). Nedgangen i et korn/potet omløp med årlig pløying var likevel mye større (-0,06 % C pr. år eller ca 140 kg C per dekar og år). Med sistnevnte omløp ble derimot karboninnholdet opprettholdt ved redusert jordarbeiding.

Tabell 5.4. Endringer i jordas karboninnhold over 15 år i dyrkingssystemforsøket på Apelsvoll. Systemene omfatter tre omløp med åpenåker og tre med eng (g C/100 g jord). Kilde: Riley et al. 2008

	Åpenåkeromløp med korn og potet			Engomløp med bruk av husdyrgjødsel		
	Referanse ¹ Høstpløyd	Optimal Upløyd	Økologisk Vårpløyd	Optimal 50 % eng	Økologisk 50 % eng	Økologisk 75 % eng
1988	2,69	2,40	2,63	2,39	2,72	2,65
2003	-0,91	-0,01	-0,38	-0,05	-0,49	-0,38

¹ Referansedriftsformen gjenspeiler vanlig åpenåkerdrift i Norge på midten av 1980-tallet

Sistnevnte undersøkelse bekrefter at tap av karbon kan være stor ved åpenåkerdrift, fra jord som har et høyt moldinnhold i utgangspunktet. Direktesåing eller redusert jordarbeiding blir ofte framhevet som en metode som reduserer tap av karbon fra jorda, fordi det fører til mindre nedbryting, særlig om høsten og våren (eks. Gaston et al. 1993, Singh & Lal 2001, Smith 2004). Potensialet er trolig til stede på lang sikt (Six et al. 2004), men det er usikkert hvorvidt det er av betydning under alle forhold (Kader et al. 2008). Sistnevnte hevder at forstyrrelse av jorda under høsting av rotvekster trolig minsker betydningen av redusert jordarbeiding for karbonlagring i mange omløp i Europa. Virkningen av redusert jordarbeiding på jordkarbonet er undersøkt i Canada under både tørre og fuktige forhold. I et omløp med korn og oljevekster fant Plante et al. (2006) liten effekt av direktesåing på karboninnholdet etter 24 år. Dette gjaldt også for nedmolding av halmrester, mens karboninnholdet økte signifikant ved bruk av N-gjødsel. I et allsidig omløp med kløver, potet og bygg, derimot, fant Carter et al. (2007) en sikker økning i jordkarbonet i to av tre forsøk etter bare fem år med redusert jordarbeiding.

Virkning av redusert jordarbeiding på moldinnholdet i jord har blitt undersøkt i en rekke norske forsøk av ulik alder. Vi har stilt sammen resultatene fra egne publikasjoner (tabell 5.5).

Tabell 5.5. Endringer i jordas karboninnhold i noen norske jordarbeidingsforsøk med ulik alder (g C/100 g jord).

Sted	Ant. Felt	Alder (år)	0-10 cm		10-20 cm		Middel		Endring/år (Upl.- Pl.)
			Pl.	Upl.	Pl.	Upl.	Pl.	Upl.	
Østlandet ¹	3	3	3,01	+0,13	2,97	-0,09	2,99	+0,02	+0,007
Østlandet ²	4	5	2,92	+0,35	2,83	+0,31	2,88	+0,33	+0,065
Hedmark ³	3	4	3,23	+0,17	3,18	+0,17	3,20	+0,17	+0,044
Nes på H. ⁴	4	9	2,92	+0,57	2,97	+0,26	2,94	+0,41	+0,046
Nes på H. ⁵	1	10	4,67	+1,09	4,84	+0,92	4,75	+1,00	+0,100
Nes på H. ⁶	1	6	3,71	+0,17	3,66	+0,09	3,68	+0,13	+0,022
Trøndelag ⁷	2	12	2,57	+0,39	2,49	-0,04	2,53	+0,17	+0,014
Ø. Toten ⁸	1	13	2,48	+0,47	2,33	+0,54	2,40	+0,50	+0,039
Veid mid.	19	6,84	3,06	+0,37	3,02	+0,19	3,04	+0,29	+0,042

Referanser: ¹ Riley 1983, ² Riley et al. 1985, ³ Riley & Ekeberg 1989, ⁴ Ekeberg 1992, ⁵ Ekeberg & Riley 1997, ⁶ Riley & Ekeberg 1998, ⁷ Riley et al. 2005, ⁸ Riley et al. 2008

I våre forsøk med redusert jordarbeiding har karboninnholdet alltid økt i det øvre matjordsjiktet etter noen år, og som regel også i det nedre matjordsjiktet. Samme trend ble vist av Børresen og Njøs (1993) i et forsøk på stiv leire, der karbonet i sjiktet 0-5 cm økte med 0,5 % C ved redusert jordarbeiding i 13 år (+0,04 % C pr. år). Det er likevel en del usikkerhet om hvorvidt det totale karboninnholdet i jordprofilen øker, eller om det bare har skjedd en omfordeling. En årsak til denne usikkerheten er at jordarbeiding også påvirker jordtettheten, og dermed trolig matjorddybden. Sammenligning av matjorda på 20 parvise ruter med og uten pløying i ca. 30 år viste nylig at dybden var ca. 2 cm mindre på ruter uten pløying enn med (Riley, upublisert).

Sett bort fra mulige endringer i jordtetthet og matjorddybde, viser tallene i tabell 5.5 en økning i jordas karboninnhold på 100 kg/dekar/år i sjiktet 0-20 cm ved antatt jordtetthet på 1,2 g/cm³. Hvis vi trekker fra feltet som viste særlig stor økning (ref. 5), blir økningen ca. 90 kg/dekar/år. Dette er en mye større endring enn forskjellen Uhlen (1991) fant mellom forsøksleddene med hhv. minst og størst karboninnhold i jorda, og det er grunn til sette spørsmålsteget ved om en slik økning vil fortsette over tid. I dette materialet er det ingen klar trend mellom feltalder og endringene som har skjedd pr. år. Det er likevel grunn til å anta at karboninnholdet i jord som forblir upløyd vil stabilisere seg ved en ny likevekt. Dette bør undersøkes nærmere i våre langvarige feltforsøk.

En jordprøveserie med sylinderruttak i tre sjikt ned til 28 cm fra fem langvarige forsøk er nå under analyse (Riley, upublisert). Ved pløying til 25 cm har Gal et al. (2008) nylig funnet at karboninnholdet kan øke også under pløedybden, mens økningen i upløyd jord var begrenset til det øvre jordsjiktet. Etter 28 år med direktesåing fant de 27 % større innhold av karbon i sjiktet 0-30 cm enn ved årlig pløying. Forskjellen var imidlertid bare 6 % når de tok prøver fra hele jordprofilen ned til 100 cm. Sjiktet 30-50 cm bidro mest til denne utjevningen, og derfor anbefaler de at prøvetaking bør skje til denne dybden.

5.2 Endringer i karboninnhold målt i praktisk drift

5.2.1 Mineraljord

Mens det finnes mye kunnskap om betydningen av enkeltfaktorer på jordas karboninnhold (jfr. Kap. 3), har utviklingen som skjer i praksis blitt viet relativt liten oppmerksomhet. I en landsomfattende undersøkelse i England og Wales, viste Webb et al. (2001) at på 898 skifter med åpenåker eller kortvarig eng hadde jordas karboninnhold i sjiktet 0-15 cm gått ned fra 3,4 % C i 1980 til 2,8 % C i 1995, en årlig endring av -0,040 % C. På 771 skifter med varig eng hadde det gått ned fra 5,0 % C til 4,2 % C, eller -0,053 % C årlig. Høyere tap hos sistnevnte skyldes trolig det høyere nivået ved start. I en undersøkelse av totalt 5662 lokaliteter av både åkerjord, skog og utmark, fant Bellamy et al. (2005) en gjennomsnittlig nedgang på 0,064 % C pr. år mellom 1978 og 2003 (middel 6,61 % C ved start). Oppslaget av dette i Nature vakte stor oppmerksomhet, da det ble satt i forbindelse med klimaendringer.

Det er ofte antatt at jordas karboninnhold stabiliserer seg ved en ny likevekt etter endringer i driftsformen eller dyrkingsteknikk. Det er relativt få data som viser nåværende status i norsk åkerjord. Riley & Bakkegard (2006) presenterte resultater av målinger over 50 år på Kise, Nes på Hedmark (Bioforsk Øst) og målinger siden 1990 på et stort antall skifter med åpenåkerdrift i ulike distrikt på Sørøstlandet.

Endringene i matjordas karboninnhold på Kise er vist i tabell 5.6 over periodene 1952-1976, 1976-1986 og 1986-2002. Det var få prøver i 1952, men de var trolig representative likevel. Det ble funnet nedgang i nesten alle grupper, og de fleste av endringene var statistisk sikre. Gruppen med lavest karboninnhold (<2,6 % C) i 1976 viste en økning i 1986, men ikke i 2002.

Tabell 5.6. Karboninnholdet i jorda (g C/100 g jord) målt ved starten og endringen ved slutten av tre perioder på Kise forsøksgård, og de årlige endringene i løpet av disse periodene. Kilde: Riley & Bakkegard (2006)

Periode	Gruppe ¹	Ant.	V. start	V. slutt	P ²	Endring/år
1952-1976	< 3,5 %	13	2,82	-0,27	*	-0,011
	3,5-7 %	12	4,74	-1,30	***	-0,054
	>7%	5	14,15	-3,85	+	-0,160
1976-1986	< 2,6%	48	2,15	+0,12	**	+0,012
	2,6-3,5%	56	3,05	-0,05	i.s.	-0,005
	3,5-7%	54	4,49	-0,53	***	-0,053
	>7%	13	12,23	-2,40	***	-0,240
1986-2002	< 2,6%	34	2,19	-0,44	***	-0,028
	2,6-3,5%	59	3,02	-0,66	***	-0,041
	3,5-7%	39	4,26	-1,04	***	-0,065
	>7%	12	8,75	-1,95	***	-0,122

¹ Prøver gruppert etter karboninnhold ved starten av perioden

² P-nivå av enveis t-test (*** P<0,001 ** P<0,01 * P<0,05 + P<0,1 is P>0,1)

Som ventet var nedgangene større jo større karboninnholdet var i begynnelsen av perioden. Lineær regresjon av dette forholdet forklarte hhv. 68 %, 48 % og 37 % av variasjonen. Det tydet på at ca. 23 %, 8 % og 22 % av karbonet til stede ved starten av hver periode hadde gått tapt. Ulike faktorer kan ha bidratt til dette. En del av nedgangen mellom 1952 og 1976 kan tilskrives fortykning som følge av at pløedybden økte i denne perioden. Matjorddybden var <25 cm i 50 % av de ca. 550 jordprofiler som ble studert i 1952, og 26-30 cm i 48 % av dem. I et feltforsøk hvor pløying til hhv. 18 og 28 cm ble

sammenlignet på lignende morenejord, fant Njøs & Ekeberg (1980) at dypere pløying hadde senket karbonet med 0,3 % C i de øvre 20 cm, og økte det med 0,9 % i sjiktet 23-28 cm. Pløedybden på Kise økte trolig fra 18-20 cm i ca. 1950 til 25-28 cm 1975. Etter dette har pløedybden ikke økt.

De store nedgangene i karboninnholdet i moldjordgruppen kan trolig ikke tilskrives endring av pløedybden, da karboninnholdet ofte øker med dybde i slike jordprofiler. Mer sannsynlige forklaringer kan være forbedring av dreneringen som har skjedd etter 1952 og overslep av jord til/fra naboområdene som følge av jordarbeiding. Klimaendring kan også ha spilt en rolle. Perioden med snødekke på Kise har siden 1960 avtatt med ca. 1 dag pr. år, og antall dager med jordtemperatur >5°C ved 10 cm har økt med ca. 0,4 pr. år. Jordtemperaturen målt ved 1 m dybde på Kise har økt med ca. 1,5° C på årsbasis i løpet av perioden etter 1960 (Fig. 5.5), og økningen har vært størst etter 1980. Den forventede utflatingen og ny likevekt kan ha uteblitt som en følge av temperaturøkningen.

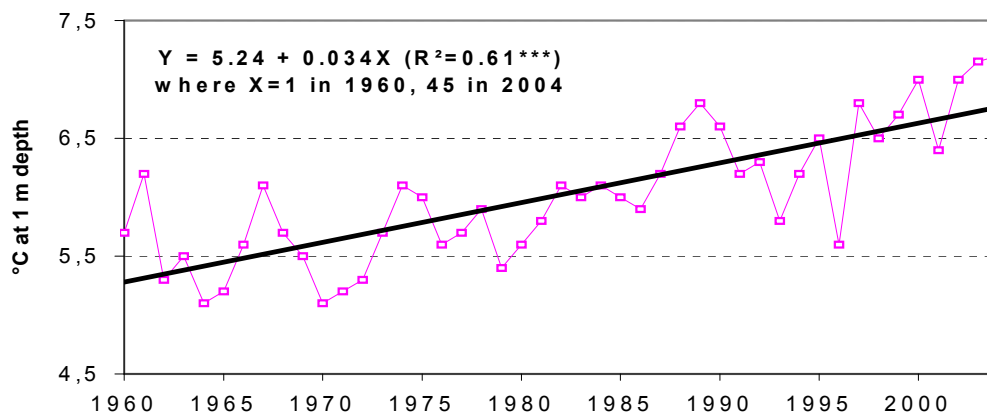


Fig. 5.5. Endring siden 1960 i jordtemperaturen (årsmiddel) målt ved 1 m dybde på Kise forsøksgård. Kilde: Riley & Bakkegard (2006).

Målingene gjort på skifter med åpenåkerdrift i ulike distrikt på sørøstlandet er vist i tabell 5.7. Det var en del skifter i alle distrikt hvor karboninnholdet hadde økt i 2001, men en langt større andel viste nedgang. I middel av alle skifter var det en statistisk sikker nedgang i karboninnhold i alle distrikt unntatt Østfold og Aurskog, hvor leirjord dominerer. Nedgangene var størst i Toten og Hedemarken, hvor relativt moldrik morenejord dominerer. Endringene pr. år var på samme nivå som i undersøkelsen på Kise og i den engelske undersøkelsen til Webb et al. (2001).

Tabell 5.7. Karboninnholdet i matjorda (g C/100 g jord) målt på et utvalg av skifter med åpenåker i ulike distrikt på sørøstlandet i 1990-92 og endringene i 2001 samt endringene pr. år. Kilde: Riley & Bakkegard (2006)

Distrikt	Antall	Alder ¹	V. start	V. slutt	P ²	Endring/år
Vestfold	37	9,0	1,92	-0,12	*	-0,013
Buskerud	36	9,3	2,21	-0,16	**	-0,017
Østfold	46	8,9	2,16	-0,03	is	-0,003
Aurskog	17	8,4	2,21	+0,04	is	+0,005
Romerike	38	8,8	1,76	-0,15	***	-0,017
Solør	38	11,0	2,21	-0,30	***	-0,027
Toten	39	11,5	2,40	-0,41	***	-0,035
Hedemarken	40	9,9	2,76	-0,49	***	-0,050
Alle skifter	291	9,7	2,21	-0,22	***	-0,023

¹ Gjennomsnittlig antall år mellom første og andre måling

² P-nivå som i tabell 6

På same måte som i undersøkelsen på Kise, var det nær sammenheng mellom endringenes størrelse og karboninnholdet ved start (fig. 5.6). Regresjonsligningen tyder på at vippepunktet for om karboninnholdet synker eller øker over tid er på omkring 1,7 % C i alle distriktene.

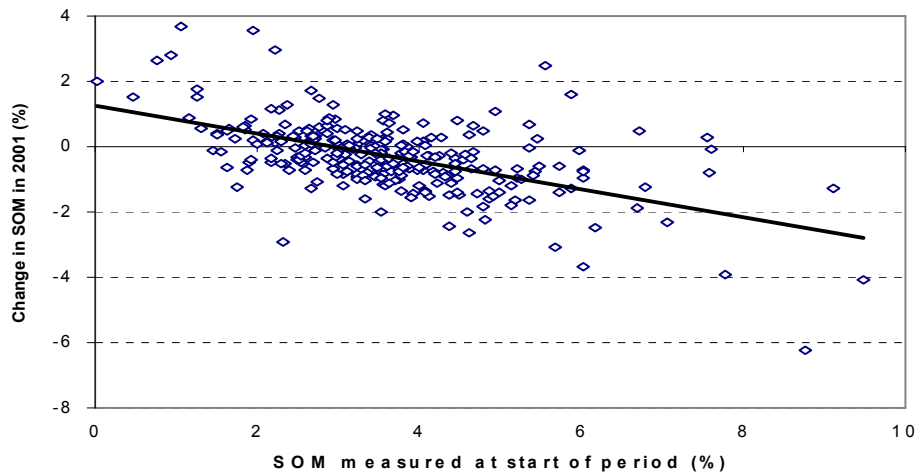


Fig. 5.6. Endringer i jordas moldinnhold (organisk materiale) i 289 skifter med åpenåker på sørøstlandet i 2001, sammenlignet med målinger ca. år tidligere (2 skifter med >20 % organisk materiale viste den samme trenden, men de er ikke tatt med her for å gjøre figuren tydeligere). Kilde: Riley & Bakkegard (2006).

Denne undersøkelsen tyder på at jordas karboninnhold fortsatt avtar i de fleste distrikt på sørøstlandet. Unntakene, Østfold og Aurskog, kunne tenkes å ha sammenheng med høyere leirinnhold i jorda i disse distriktene, siden leir beskytter karbon fra nedbryting. En ligning som inkluderte leirinnhold i tillegg til mold ved start forklarte imidlertid bare 2 % mer av variasjonen. Det var flere forskjeller mellom distriktene i vekstomløp, jordarbeiding, bruk av husdyrgjødsel osv. Det var for eksempel mer jordarbeiding om høsten i innlandsdistrikt enn i distriktene rundt Oslofjord, og mer radvekster i distrikt med en høy andel sandjord, siltjord eller lettleire enn i de med mest leirjord. Mange av faktorene var imidlertid interkorrelerte, slik at direkte sammenhenger var vanskelig å isolere. En PCA-analyse tydet på at nedgang i karboninnholdet hadde positiv sammenheng med andelen av grønnsaker og poteter i omløpet, og negative sammenheng med økende andel av leirjord, fravær av jordarbeiding om høsten og/eller andel av høstkorn som ble dyrket. Andelen av eng og bruk av husdyrgjødsel viste ikke sammenheng med nedgang i karbon i denne undersøkelsen, trolig fordi rene husdyrbruk ikke var inkludert i undersøkelsen.

5.2.2 Myrjord

Dyrking og drenering av myr fører til drastiske endringer i karbonbalansen i form av raskere nedbryting av organisk materiale og store tap av CO₂ til atmosfæren. Det foreligger svært få data om omfanget av CO₂-tapet fra dyrket myr i Norge. På et areal med dyrket myr i Bodø ble tapet målt til 600 kg C per dekar og år i gjennomsnitt for 2003 og 2004 (Grønlund et al. 2006). På grunnlag av tidligere målinger av myrsynking og endringer i askeinnhold som følge av dyrking på 12 myrområder lang kysten fra Sørlandet til Trøndelag, publisert av Sorteberg (1983), har Grønlund et al. (2008) beregnet det gjennomsnittlige tapet for årene 1952-1982 til mellom 800 og 860 kg C per dekar og år. Disse tapene er innenfor det området som er rapportert fra andre europeiske land, men er noe større enn det en kanskje kunne forvente i et kjølig klima. En mulig årsak til det relativt store C-tapet fra dyrket myr i Norge er at målingene har startet like etter nydyrking, hvor materialet kan antas å være lett nedbrytbart. En kan forvente at det årlige tapet vil reduseres med tiden på grunn av mer omsatt og mindre nedbrytbart materiale og større askeinnhold.

5.3 Forutsigelse av framtidige endringer

Det finnes en lang rekke dynamiske simuleringsmodeller (Powlsen et al. 1996) som kan brukes for å estimere virkningen av ulike tiltak eller miljøendringer på jordas karboninnhold. Det er arbeidet mye slike modeller i Sverige og Danmark (se for eksempel Magid et al. 1997, Kätterer & Andren 1999, Kätterer et al. 2004).

Slike modeller er den beste måten for å vise virkningen av ulike faktorer på framtidig utvikling, men de krever relativt mye parametrisering av faktorene som styrer karbonomsetning i jord. Et mindre nyansert, men likevel relativt troverdig, bilde av framtidig utvikling kan fås ved å beregne framtidig nedgang på grunnlag av det som er målt tidligere. Riley & Bakkegard (2006) fant at den relative årlige prosentvise nedgangen i organisk materiale (SOM=soil organic matter) var omtrent en tittel av SOM-nivået (eks. ved 10 % SOM er nedgangen 1 % av 10 %, dvs. 0,1 %, ved 5 % SOM er nedgangen 0,5 % av 5 %, dvs. 0,025 % osv.). Dette uttrykkes i følgende ligning (1):

$$(1): \text{SOM}_{(\text{år})} = \text{SOM}_{(\text{år}-1)} - \text{SOM}_{(\text{år}-1)} * \text{SOM}_{(\text{år}-1)} / 1000$$

Denne enkle "tommelfingerregelen" ble brukt for situasjonen på Kise forsøksgård mellom 1952 og 2002 (fig. 5.7). Beregningene ble gjort for tre grupper som hadde <5 %, 5-10 % og >10 % SOM i startåret. Punktene for 1976-2002 er midler av hhv. 50, 78 og 15 målinger gjort på de samme stedene i hvert tilfelle. De beregnete verdiene stemte relativt godt med målingene i alle tre gruppene.

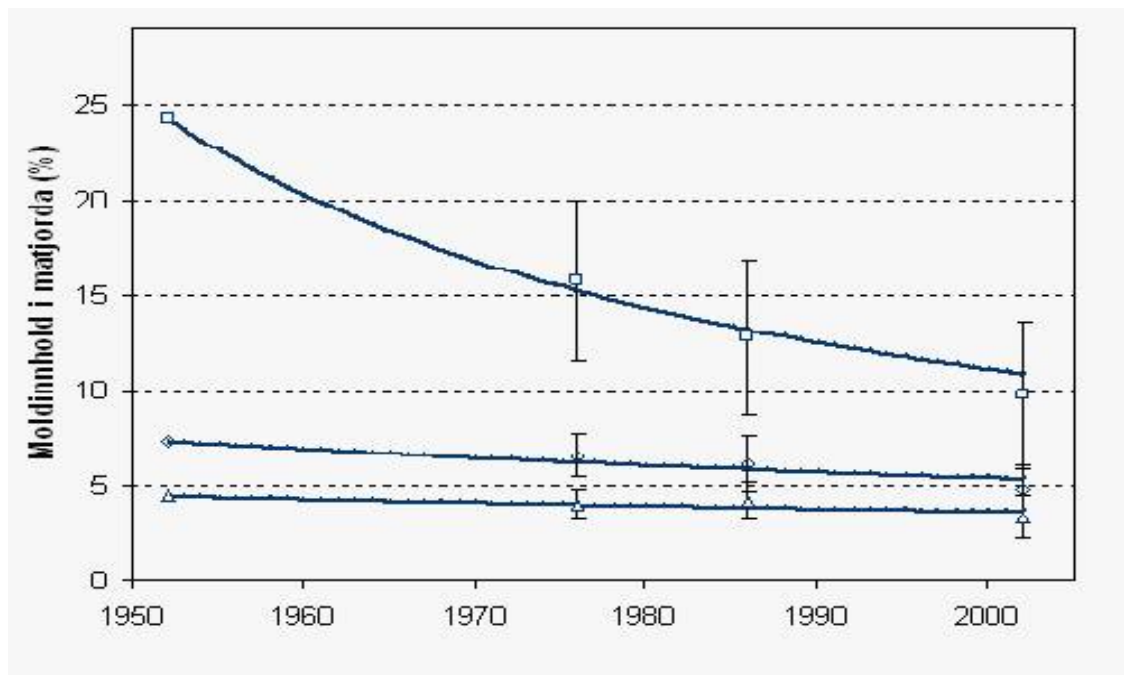


Fig. 5.7. Nedgangen i jordas moldinnhold målt på Kise forsøksgård for tre grupper med jord som hadde <5 %, 5-10 % og >10 % mold i 1952. Kurvene viser beregninger ut fra ligning (1). Punktene viser midler (+/- std. avv.) for målinger gjort i 1976-2002. Kilde: Riley & Bakkegard (2006).

Selv om det er vanskelig å fastsette effektene av enkelttiltak med sikkerhet, kan det på bakgrunn av undersøkelsene som er sitert i kapittel 5, antydes en størrelsesorden på effekter i form av økning i karboninnhold som kan forventes av ulike tiltak. Disse er uttrykt som økningen i jordas karbonlagring pr. år:

Nedmolding av halmrester, bruk av små mengder fastgjødning eller gylle	0 - 0,003 % C (ca 7 kg C/dekar)
Bruk av større mengder husdyrgjødning, grønn gjødning eller eng i omløpet	0,003-0,006% C (7-14 kg C/dekar)
Overgang til varig eng eller sterkt redusert jordarbeiding uten halmfjerning	Opp til 0,04 % C (100 kg C/dekar)

Estimatene er basert på en skjønsmessig vurdering og er ment å gi en pekepinn på størrelsesorden av effektene, og er ikke et beregnet middel.

Hvor stort potensial disse tiltak har for å opprettholde eller øke jordas karboninnhold vil avhenge av karboninnholdet i utgangspunktet. Følgende karboninnhold tas som utgangspunkt for dyrka mineraljord i ulike landsdeler, på grunnlag av tall fra jorddatabanken ved Bioforsk og beregningene til Institutt for Skog og Landskap:

Landsdel	% C (0-20 cm)
Sørøst-Norge	2,7
Sørvest-Norge	4,0
Vestlandet	4,3
Midt-Norge	2,9
Nord-Norge	3,3

Mot en bakgrunn av fallende karboninnhold ved en driftsform som ensidig korndyrking, kan vi vente at utviklingen uten innføring av noen form for tiltak til å motvirke tendensen vil følge forløpet som man får ved å bruke ligning (1). Med bruk av tiltak som gir relativt små effekter på karbonlagring, som for eksempel halmnedmolding eller små mengder husdyrgjødsel, vil den fallende tendensen kunne bremses, men trolig ikke stanses helt (tabell 5.8). Med innføring av mer drastiske tiltak, varig eng eller sterkt redusert jordarbeiding, vil trenden trolig kunne snus. Effektene av tiltakene vil være størst i landsdeler der jordas karboninnhold i dag er lavest (dvs. i korndistriktene Sørøst-Norge og Midt-Norge).

Tabell 5.8. Forventet utvikling i jordas karboninnhold i landsdeler med ulikt innhold i dag, med samme nedgang som i dag og med bruk av tiltak som øker årlig karbonlagring med hhv. 7, 14 og 100 kg C/dekar. Endringene er angitt i % C av jordmasse (øvre del) og tonn C i jordas øverste 20 cm (nedre del)

% C	% C (0-20 cm)					
	Idag	SØ Norge 2,7	SV Norge 4,0	Vestlandet 4,3	Midt-Norge 2,9	Nord-Norge 3,3
Ingen tiltak for å stanse nedgangen	10 år	-0,1	-0,3	-0,3	-0,1	-0,2
	30 år	-0,3	-0,7	-0,7	-0,4	-0,5
	60 år	-0,6	-1,2	-1,2	-0,7	-0,8
Tiltak som øker lagring med 7 kg	10 år	-0,1	-0,2	-0,2	-0,1	-0,2
	30 år	-0,3	-0,6	-0,6	-0,3	-0,4
	60 år	-0,4	-1	-1	-0,5	-0,7
Tiltak som øker lagring med 14 kg	10 år	-0,1	-0,2	-0,2	-0,1	-0,1
	30 år	-0,2	-0,5	-0,5	-0,2	-0,3
	60 år	-0,3	-0,9	-0,9	-0,4	-0,6
Tiltak som øker lagring med 100 kg	10 år	0,3	0,1	0,1	0,2	0,2
	30 år	0,7	0,3	0,3	0,7	0,5
	60 år	1,2	0,5	0,5	1,1	0,9

Tonn C/dekar	Tonn C i jordas øverste 20 cm					
	Idag	SØ Norge 6,5	SV Norge 9,6	Vestlandet 10,3	Midt-Norge 7,0	Nord-Norge 7,9
Ingen tiltak for å stanse nedgangen	10 år	-0,3	-0,6	-0,7	-0,3	-0,4
	30 år	-0,8	-1,7	-1,9	-0,9	-1,2
	60 år	-1,4	-2,8	-3,2	-1,6	-2,0
Tiltak som øker lagring med 7 kg	10 år	-0,2	-0,6	-0,7	-0,3	-0,4
	30 år	-0,6	-1,5	-1,7	-0,7	-1,0
	60 år	-1,1	-2,5	-2,9	-1,3	-1,7
Tiltak som øker lagring med 14 kg	10 år	-0,2	-0,5	-0,6	-0,2	-0,3
	30 år	-0,4	-1,3	-1,5	-0,5	-0,8
	60 år	-0,7	-2,2	-2,6	-0,9	-1,4
Tiltak som øker lagring med 100 kg	10 år	0,6	0,3	0,2	0,6	0,5
	30 år	1,7	0,7	0,5	1,6	1,3
	60 år	2,9	1,2	0,8	2,7	2,2

Det må understrekes at denne enkle analysen er basert på en hypotese av at karboninnhold i jorda vil fortsette å minke i samme takt som i dag hvis det ikke iverksettes tiltak for å endre på dette. Det er ikke tar hensyn til evt. ytterligere effekter av klimaendringer som kan oppstå, og det er relativt stor usikkerhet mht. hvilken effekt de ulike tiltak kan ha i form av økt C-lagring. Det er derfor fortsatt et stort behov for å undersøke disse spørsmål videre med hjelp av en mer detaljert modellanalyse. Det er også behov for grundigere feltundersøkelser, spesielt mht. hvor stor endring i karboninnhold som kan forventes ved tiltak som sterkt redusert jordarbeiding.

6. Muligheter for økt C-binding i jord

6.1 Omlegging til gras og dyrkingsteknikk i eng

Grasmark er en av de vanligste former for arealbruk i Europa, med et areal på 80 million hektar eller 22 % av landarealet i EU-25 (EEA, 2005). Grasmark i EU binder trolig mer CO₂ enn den slipper ut, og omlegging av åkerjord til eng regnes som et av de mest effektive tiltak for C-binding i jordbruket (Vleeshouwers & Verhagen, 2002). Under ellers like forhold vil varig gras vanligvis ha høyere C-innhold enn åkerjord. Dette skyldes høy tilbakeføring av planterester til jorda, fravær av jordforstyrrelse ved jordarbeiding, tilførsel av husdyrgjødsel ved beiting, høyere biomasse av røtter og større mengder med underjordisk karbon (Ammann et al., 2007; Rees et al., 2005). Sistnevnte understreker betydningen av vertikal plassering av C-tilførsler i forbindelse med C-binding. Mineraliseringen av organisk materiale har vist seg å reduseres drastisk med økende dybde i dyrket jord (Rasse et al., 2006b). I grasmark anbringes en betydelig mengde karbon nede i jorda ved hjelp av et vidtrekkende rotsystem (Soussana & Lüscher, 2007). Underjordisk karbon er mindre utsatt for nedbryting enn overjordisk karbon, på grunn av lavere oksidasjon og raskere innfelling i jordaggregater (Rasse et al., 2005; Post & Kwon, 2000). Stabiliseringen av karbon i jord er dobbelt så effektiv for røtter som for overjordiske plantedeler (Rasse et al., 2005). Underjordiske C-tilførsler varierer mye mellom ulike typer av vegetasjon. På grunn av høye bidrag fra grasrøtter, kan C-tilførslene fra grasarter være større enn fra trær, til tross for de høyere mengdene med biomasse som trær produserer og treets større motstandsdyktighet mot nedbryting (Bashkin & Binkley, 1998).

Mens omlegging av grasmark til åker som regel resulterer i betydelig reduserte C-lagre (Potter et al., 2000), er det mulig å reversere prosessen ved omlegging av åker til grasmark. Derved økes C-binding og lagring i jorda (Soussana et al., 2004; Conant et al., 2001). Opphoping av karbon etter omlegging til eng eller beite foregår imidlertid langt saktere enn C-tapene som skjer ved omlegging til åker. Kinetikken som styrer C-opphoping etter endring av arealbruk eller dyrkingsteknikk i eng er ikke-lineær og asymmetrisk, noe som innebærer at endringen skjer raskest under de første årene etter at en ny praksis er tatt i bruk for å øke C-binding (Carboeurope, 2004). Større økninger i C-lagre er mer sannsynlig på jord som har et lavt C-innhold i utgangspunkt enn på jord med et høyt innhold. Jordtyper med lavt C-innhold har derfor trolig den største lagringskapasiteten for karbon.

Økningen i karboninnholdet etter omlegging fra åker til eng kan delvis forklares ved en større tilførsel av karbon til jorda under eng, hovedsakelig fra røtter, men også fra skuddrester, og delvis fordi karbonet har lengre oppholdstid i fravær av jordarbeiding. Etter etablering av grasmark, vil røtter og deres tilhørende mikroflora begynne å stabilisere jordaggregater. Derfor kan en større andel av C-tilførselen fra røtter og stoff som utskilles fra røtter, beskyttes fysisk som partikulert organisk materiale (POM), og kanskje også bli stabilisert kjemisk (Balesdent et al., 2000; Balesdent & Balabane, 1996; Rasse et al., 2005). Andelen av POM som befinner seg mellom aggregatene er funnet å øke markant i grasmark (Rees et al., 2005).

I etablert grasmark blir jordas C-lagre sterkt påvirket av måten engen drives. En nøkkelkomponent for å opprettholde produktiviteten i økosystemer bestående av grasmark er å bevare eller å øke karboninnholdet. Conant et al. (2001) ga en oversikt over forbedringer i dyrkingsmetoder på grasmark fra 115 studier og kunne rapportere at grasmark kan, ved iverksettelsen av slike forbedringer, binde betydelige mengder karbon under alle miljøforhold. De noterte at jordas C-innhold og konsentrasjon økte i 74 % av studiene, med høyest C-bindingshastighet i løpet av de første 40 årene etter iverksettelsen av forbedret praksis. Den gjennomsnittelige C-bindingen var 0,54 tonn C ha⁻¹ år⁻¹. De mest aktuelle tiltak for å øke karbonbinding i grasmark er:

- Reduksjoner av N-gjødselnivå i intensive omløp med eng
- Moderat intensivering av næringsfattig varig engmark
- Forbedring av beitingssystemer
- Bruke naturlig vegetasjon
- Såing av belgvekster
- Utsetting av meitemark
- Vanning

Metoder for beiting som stimulerer produktivitet og primærproduksjon av eng har potensial for å øke C-binding (Conant et al., 2001). På grunn av raskere årlig omsetning av skuddmateriale og endringer i artssammensetning, kan beiting resultere i høyere C-innhold i jorda sammenlignet med eng som ikke beites (Soussana et al., 2004). Under alle omstendigheter, må økte N₂O-utslipp forårsaket av gjødsling og CH₄-utslipp fra beitedyr tas i betraktning og vurderes nøye. Utslipp av andre drivhusgasser enn CO₂ kan muligens overskygge potensialet som grasmark har for å binde karbon. Allard et al. (2007) kom fram til at utslipp av N₂O og CH₄ reduserer potensialet av intensivt drevet eng for å binde drivhusgasser med 89 %, mens det tilsvarende tallet for ekstensivt drevet eng er 55 %.

Enhver praksis som øker den fotosyntetiske tilførselen av karbon og/eller forsinker tilbakeføring av lagret karbon til CO₂ via respirasjon, brann eller erosjon vil øke karbonreservene (Smith et al., 2007). Tiltakene som gir den største reduksjonen av utslipp varierer fra sted til sted, og derfor må dyrkingsmetodene tilpasses til lokale forhold (Smith et al., 2007; Lal, 2004). Når en ny likevekt er nådd, vil C-innholdet ikke lenger fortsette å øke. Men det er viktig å opprettholde tiltakene som førte til økt innhold, slik at C-lagrene opprettholdes og tap til atmosfæren forhindres (Conant et al., 2001).

6.2 Åkerdyrking

Åkerjord står for et hovedbidrag til CO₂-utslippene fra biosfæren i Europa. Middeltallet for EU-landene er estimert til 78 Mt C år⁻¹ (Vleeshouwers & Verhagen, 2002). Relativt til mengden med C som er lagret i åkerjord i dag, er det et betydelig potensial i Europa for å redusere C-fluksen til atmosfæren (Smith, 2004). Forbedringer i dyrkingsteknikk som øker avlingsnivå og gir større mengder med planterester, kan føre til økt C-lagring. Jordforstyrrelse vil vanligvis øke C-tapet på grunn av raskere nedbryting og økt erosjon. Direktesåing og redusert jordarbeiding er derfor blant de mest effektive dyrkingsmetodene for å øke C-binding i åkerjord. En overgang fra konvensjonell jordarbeiding til direktesåing kan resultere i en karbonbinding av 57 ± 14 g C m⁻² år⁻¹ (Rees et al., 2005), mens kortere omløpsperioder kan øke C-mengden i jord med ca 6 ± 3 % (West and Six, 2007). Den gjennomsnittlige oppholdstiden for karbon i jord er vanligvis lengre uten jordarbeiding enn med konvensjonell jordarbeiding (Rees et al., 2005). Balesdent et al. (1990) fant at oppholdstiden av karbon fra maisrester var 127 år ved direktesåing og 55 år med konvensjonell jordarbeiding. Det er imidlertid motstridende resultater med hensyn til effekten av redusert jordarbeiding på karbon i jord, siden faktorer som jordtekstur, leirinnhold og klima, som varierer fra region til region, kan spille en rolle for C-bindingen (Hutchinson et al., 2007).

Dyrkingsmetoder som fører til jorderosjon, slik som brakking, bør unngås. Det er estimert at dersom brakking om sommeren ("helbrakking") ble redusert med 1,8 million hektar i de kanadiske præriene, ville det fjernes ca. 1,5 Tg CO₂ år⁻¹ fra atmosfæren innen 2010 (Desjardins et al., 2001). Bruk av eng i omløpet og forlengelsen av engas varighet har positive effekter på C-lagre i jord (Conant et al., 2001). Loiseau et al. (1996) fant en økning på 7 t C ha⁻¹ etter 20 år, noe som er omtrent halvparten av den økningen som kan oppnås når åkerjord blir lagt om til varig eng.

Andre metoder for å øke C-lagring i åkerjord omfatter forlenging av vekstomløp, bruk av vekster med dype røtter og bruk av vegetasjonsdekke (fangvekster) mellom påfølgende jordbruksvekster (Freibauer et al., 2004; Rasse et al., 2005; Smith, 2004). I land med utilstrekkelig nedbør i løpet av vekstsesongen, kan forbedret vannforsyning øke primærproduksjon og derved C-tilførsler til jorda (Smith, 2004). I tabell 6.1 er det gitt en oversikt over estimert potensial for karbonbinding ved ulike dyrkingstekniske tiltak og endringer i arealbruk, og de totale mengdene karbon som det anses å være realistisk å oppnå i EU15-land på årsbasis og innen 2012, basert på data fra Freibauer et al. (2004).

Tabell 6.1. Estimert potensial for karbonbinding pr. hektar som kan oppnås ved ulike dyrkingstekniske tiltak og endringer i arealbruk, og de totale mengdene karbon som det anses realistisk i EU15-land på årsbasis og innen 2012. Basert på Freibauer et al. (2004)¹

Endring i praksis	Potensiell C-binding (t C ha ⁻¹ år ⁻¹)	Estimert usikkerhet (%)	Total potensiell C-binding i EU15 (Mt C år ⁻¹)	Realistisk C-binding i EU15 innen 2012 (Mt C år ⁻¹)
Direktesåing	0,38	>50 %	24,4	2,4
Redusert jordarbeiding	<0,38	>>50 %	<24,4	<2,4
'Set-aside'	<0,38	>>50 %	2,4 (maksimum)	0
Varige engvekster	0,62	>>50 %	0?	0?
Vekster med dype røtter	0,62	>>50 %	0?	0?
Bruk av husdyrgjødsel	0,38 (1,47)*	>>50 %	23,7	?
Halmnedmolding	0,69	>>50 %	5,5	?
Bruk av avløpslam	0,26	>>50 %	2,1	?
Kompost	0,38	>>50 %	3	3?
Bedre vekstskifter	>0	Svært høyt	0?	0?
Bruk av mineralgjødsel	0	Svært høyt	0	0
Vanning	0	Svært høyt	0	0
Bioenergivekster	0,62	>>50 %	4,5	0,9
Mer ekstensiv drift	0,54	>>50 %	11	?
Økologisk jordbruk	0-0,54	>>50 %	3,9	3,9
Omlegging av åker til eng	1,2-1,69 (1,92)*	>>50 %	8,7-12,3	0
Omlegging av åker til skog	0,62	>>50 %	4,5	4,5 (maksimum)

¹ Alle tall er basert på ekstrapolering fra Smith et al. (2000) bortsett fra de som er merket med (*), hvor tallene i parentes er hentet fra Vleeshowers & Verhagen (2002). Se Freibauer et al. (2004) for en full oversikt over forutsetninger, forbehold og kilder. (Fotnote basert på Smith (2004)).

6.3 Bruk av biokull

Teknologien med bruk av biokull virker som en svært lovende metode for å øke oppholdstiden i jorda for karbon fra overjordiske planterester og for å binde karbon fra atmosfæren, siden karbon i form av biokull er mer stabil enn karbon i noe annet organisk materiale (Lehmann & Rondon, 2005). Biokull produseres ved pyrolyse, som innebærer termisk nedbryting av organisk materiale ved begrenset oksygentilførsel. Det resulterende materialet har et høyt C-innhold, bestående hovedsaklig av aromatiske forbindelser (Schmidt & Noack, 2000). Biokull kan også dannes ved naturlige branner, men andelen karbon som er igjen i biokull er langt mindre enn ved pyrolyse (Alexis et al., 2007). Omdanningen av biomasse til biokull forandrer materialets egenskaper med tanke på C-binding (Lehmann et al., 2006). Mens ferske planterester brytes ned nesten totalt i løpet av noen år, (Rasse et al., 2006a), vil omdanning til biokull gjøre at ca. 50 % av karbonet som var til stede går over i en mer stabil form. Hvis karbonet blir returnert til jorda, vil det holde seg uforandret i flere hundre, kanskje tusener av år, avhengig av typen biomasse og betingelsene for pyrolysen (Preston and Schmidt, 2006). Dette vil gi en nettobinding av atmosfærisk CO₂. Den andre halvparten av karbonet, som frigis ved selve pyrolysen, kan brukes som en bioenergikilde i form av gass eller olje (Lehmann, 2007). I tillegg til den langvarige stabiliteten som de fleste former for biokull, som estimeres å være minst én størrelsesorden høyere enn for andre organiske forbindelser under de samme miljøforhold (Liang, 2008), er det også vist at biokull kan ha en forbedrende virkning på jordstruktur, biologiske egenskaper, lagring av næringsstoffer og fruktbarhet (Lehmann et al., 2006). Det kan derfor trolig gi positive utslag også på produksjonsevnen (Lehmann et al., 2006).

På grunn av stor spesifikk overflate og kationbyttekapasitet, vil tilføring av biokull øke jordas negative ladninger, og gi større rom for adsorpsjon av kationer. Dette kan bidra til å øke jordas pH, motvirke aluminiumforgiftning av planter og stabilisere tilført organisk materiale. Det store overflatearealet gir mer rom for sopper og mikroorganismer. Warnock et al. (2007) påviste en økning av rotsopp (mykorrhiza) i rotsonen, noe som trolig kan forbedre næringsopptak hos planter. Spesielt i regioner med høy nedbør kan tilførsel av biokull være en effektiv måte å redusere utvasking av næringsstoffer fra jordbruket. Det er nødvendig med mer forskning for å undersøke hvilke prosesser som er involvert i dette. Det er også rapportert om positive effekter av biokull på reduksjoner i utslippene fra jord av

andre drivhusgasser enn CO₂. Rondon et al. (2006) fant at biokull reduserte N₂O-gasutslipp under mais med mer enn 50 %.

Kunnskapen omkring bruk av biokull er fortsatt mangelfull, og mer forskning er nødvendig før det kan tas i bruk som et trygt jordforbedringsmiddel i planteproduksjon. Det gjenstår mange spørsmål som må besvares med tanke på tilførselsmengder og metoder, hvilke typer av biomasse som er best egnet for å produsere stabilt karbon i jord, produksjonsprosesser, virkning som jordforbedringsmiddel og mulige negative miljømessige eller helsemessige konsekvenser, f. eks. dannelse av PAH. Feltforsøk med ulike typer av biomasse bør utføres under ulike klimabetingelser, siden temperatur og fuktighet så vel som biokullens egenskaper kan ha stor innvirkning på stabilitet og egnethet for C-binding.

På bakgrunn av de mange lovende resultater ved bruk av biokull for C-binding, lave kostnader, reduksjon av drivhusgasser og bedring av næringsstoffeffektivitet, bør muligheten for bruk av denne teknologien i norsk landbruk undersøkes som et verdifullt supplement til eksisterende dyrkingstekniske metoder.

6.4 Restaurering av dyrket myrjord

Det fantes opprinnelig ca. 617 492 km² med myr i Europa, med de største utbredelsene i nordlige land. Fram til 2002, var ca. 100 000 km² av denne ressursen gått tapt gjennom drenering for jordbruk, skogplanting eller til urbane formål, og arealet hadde minket til 514 882 km², hvorav bare 294 702 km² er vurdert som uberørte myrer som fortsatt vokser. Europa er kontinentet med de største tapene av myrjord i verden. I mange europeiske land gjenstår bare 1 % av det opprinnelige myrarealet, I land som Danmark og Nederland er nesten all myrjord borte. I Finland har ca. 60 % av de opprinnelige 96 000 km² blitt drenert til jordbruk og skogbruk (Joosten & Clarke, 2002). Tapene i de to sistnevnte land regnes som hovedårsaken til nedgangen i verdens myrareal utenom tropiske strøk, og utgjør hhv. 50 % og 30 % av tapene. Nettotapet av karbon fra verdens våtmarksområder på grunn av drenering mellom 1795 og 1980 er estimert til 4.1 Gt C (Franzén, 2006). Global C-lagring i myr er estimert til mellom 120 og 400 Gt C (Franzén, 2006), og drenert myr kan stå for ca. 30 % av de globale antropogene utslippene av drivhusgasser (Joosten, 2006).

Restaurering av drenert dyrket myr tilbake til våtmark kan resultere i en rask opphoping av karbon i jord, men det kan også føre til større utslipp av CH₄ på grunn av anaerobe forhold som følge av vannmetning (Paustian et al., 2004). Derfor må det tas i betraktning at det man vinner i form av reduserte CO₂-utslipp kan bli overskygget ved økte utslipp av drivhusgasser, som CH₄ og N₂O (Smith et al., 2007).

6.5 Framtiden

6.5.1 Dyrkingsteknikker må endres og utvikles ved klimaendringer

Framtidige endringer i lagre og netto flukser av karbon vil avhenge av arealbruk og dyrkingstekniske tiltak som N-gjødsling, vanning og jordarbeiding i tillegg til plantenes reaksjon til høyere konsentrasjoner av CO₂ i atmosfæren (Tubiello et al., 2007). Nettoutvekslingen av karbon i terrestriske økosystemer vil påvirkes av den forventete globale oppvarming, og ved den økte hyppigheten av ekstreme klimatiske hendelser, slik som hetebølger og tørke (Ciais et al., 2005). Bevaring av grasmark for å binde karbon blir vanskeligere å ivareta i et endret klima med store variasjoner over tid og med høye atmosfæriske CO₂-konsentrasjoner som kan føre til C-metning i jord (Soussana & Lüscher, 2007). Det må gjennomføres flere eksperimenter i felt for å undersøke hvordan åkervekster og grasarter reagerer på høyere CO₂-konsentrasjoner og temperaturer (Tubiello et al., 2007).

Endring av dyrkingsteknikk er den eneste måten vi kan påvirke jordas C-lagre. Dyrkingstekniske tiltak bør være fleksible og må tilpasses til endrende klimatiske og miljømessige forhold som mer nedbør, høyere temperatur, skogbranner, endringer i artsutbredelse, økte CO₂-konsentrasjoner. Kartlegging og overvåking av jordas C-lagre kan bidra til å forutsi endringer i C-flukser og til å ivareta jordas fruktbarhet og produktivitet. Utviklingen av framtidige scenarier for arealbruk kombinert med

scenarier for klimaendring kan bidra til å identifisere hvilke dyrkingstekniske tiltak som er mest effektive i et langsiktig perspektiv (Lugato & Berti, 2008).

6.5.2 Synergier

Nye studier har vist betydningen av å identifisere potensielle synergier mellom tilpasninger og strategier for å motvirke global oppvarming, som omfatter C-binding, utslipp av drivhusgasser, endringer i arealbruk og den langsiktige bærekraften av produksjonssystem innen sammenhengende klimapolitiske rammebetingelser (Tubiello et al., 2007). På grunn av den stadig stigende CO₂-konsentrasjonen i atmosfæren, kan det imidlertid stilles spørsmål om hvorvidt det er nok bare å endre og justere dyrkingsteknikk for å oppnå en effektiv C-binding i jord. Grensen for jordas lagringskapasitet for C-binding vil trolig nås i løpet av 50-100 år (Mondini & Sequi, 2008). Termisk omdanning av biomasse til biokull kan være et kostnadseffektivt supplement til forbedrete dyrkingsstrategier. Ustabile planterester blir omdannet til mer stabile forkullede rester som trolig kan forbli uendret i jord i århundrer eller årtusener. Teknologien for bruk av biokull er fortsatt på et tidlig stadium og det trengs mer forskning for å unngå eventuelle negative effekter som fullskala produksjon av biokull og tilføring av det til jorda kan medføre.

6.5.3 Nasjonale utslippsfaktorer

Det internasjonale klimapanelet (IPCC= Intergovernmental Panel on Climate Change) utarbeider internasjonalt anerkjente metoder som medlemslandene kan bruke for å estimere sine nasjonale regnskap over antropogene utslipp. Landene kan velge mellom tre såkalte "nivå" (tier), med økende grad av detaljering og nøyaktighet. Den enkleste løsningen er å velge "default-metoden" og estimere utslipp og opptak med standardverdier som er blitt fastsatt for ulike klimasoner. Disse verdiene er imidlertid nokså generelle og man oppnår trolig ikke et pålitelig estimat ved å bruke disse. Det blir derfor oppfordret til å bestemme spesifikke utslippsfaktorer for kategoriene som bidrar mest til CO₂-utslipp eller opptak. Disse tar hensyn til regionale variasjoner i klimaforhold, jordegenskaper og bestemte strategier for forbedring av dyrkingsteknikk (IPCC, 2006).

I Norge kan det forventes stor variasjon mellom Østlandet og Vestlandet, så vel som mellom sørlige og nordlige landsdeler. Ideelt sett, bør alle former for arealbruk (for Norge omfatter dette åpen åkerjord, dyrket myrjord, skog, grasmark osv.) registreres med aktuelle forbedringer i dyrkingsteknikk. Disse blir så knyttet til bestemte grupper smed passende utslippsfaktorer. Regelmessig innsamling av opplysninger kan bidra til oppnåelsen av mer nøyaktige nasjonale oversikter. Det er spesielt viktig å overvåke utslipp etter at forbedrete dyrkingstekniske tiltak tas i bruk, for å kunne revurdere utslippsfaktorene. Dette vil også gjøre det mulig å estimere framtidige utslipp mer nøyaktig og vurdere hvilke tiltak som er mest effektive for langsiktig C-binding, slik at målsetningene om reduksjoner i atmosfærisk CO₂ kan nås.

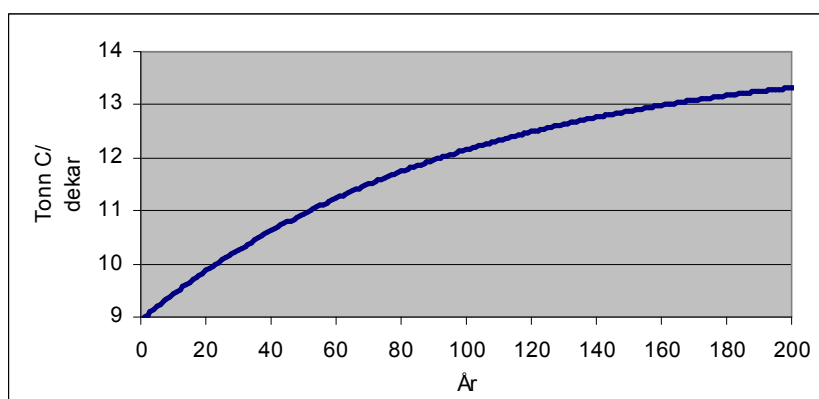
6.6 Potensial for karbonlagring i dyrket jord i Norge

6.6.1 Omlegging til gras

Resultater fra forskning og praktisk drift har vist at omlegging fra åker til grasdyrking med stor sannsynlighet vil føre til økt karbonbinding i jorda, og at karbonbindingen normalt vil være høyere når karboninnholdet i utgangspunktet er lavt. I Norge kan omlegging til gras være særlig aktuelt for bakkeplanert jord, som er kartlagt til ca 450 000 i korndyrkingsområdene på Østlandet og i Trøndelag og har et gjennomsnittlig karboninnhold på ca 8,7 tonn per dekar. Dette er 4,9 tonn mindre enn gjennomsnittet for mineraljord i disse fylkene (tabell 6.2). En betydelig del av den uplanerte jorda i disse fylkene brukes til korndyrking og må antas å ha lavere karboninnhold enn ved permanent gras. Det langsiktige potensialet for karbonbinding ved overgang til gras i bakkeplanert jord kan derfor være minst 5 tonn per dekar.

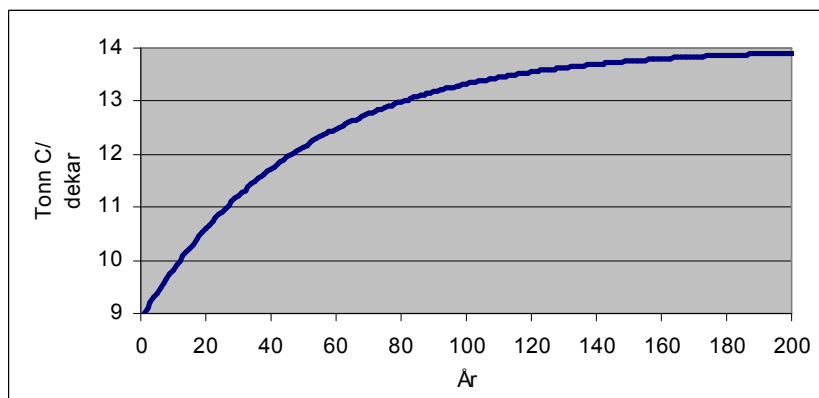
Tabell 6.2. Arealer og karboninnhold i bakkeplanert jord samt arealer med fulldyrket eng i korn dyrkingsområdene.

	Dekar planert jord	Tonn C/dekar		Totalt C-lagringspotensial, tonn	Fulldyrket eng i kommuner med planert jord
		Planert jord	Differanse planert - ikke planert jord		
Østfold	88 176	8,7	5,0	440 880	87 000
Oslo og Akershus	163 098	8,6	4,7	766 561	101 000
Nedre Buskerud	54 296	8,5	4,4	238 902	92 000
Vestfold	38 324	8,5	4,8	183 955	61 000
Sør-Trøndelag	48 893	9,2	5,7	278 690	151 000
Nord-Trøndelag	60 657	9,2	4,8	291 154	287 000
Sum/middel	453 444	8,7	4,9	2 200 142	782 000



a. Karbonøkning 1. år: 50 kg

Likevekt ventes etter mer enn 200 år, men halvparten av økningen vil ventes oppnådd etter 70 år. Gjennomsnittlig karbonbinding de første 10 årene er beregnet til ca 47 kg per dekar og de neste 10 årene til ca 43 kg per dekar.



b. Karbonøkning 1. år: 100 kg

Likevekt ventes etter ca 200 år, men halvparten av økningen vil ventes oppnådd etter 35 år. Gjennomsnittlig karbonbinding de første 10 årene er beregnet til ca 90 kg per dekar og de neste 10 årene til ca 75 kg per dekar.

Figur 6.1. Beregnet karbonbinding ved omlegging til gras i bakkeplanert jord

Figur 6.1. viser forventet utvikling av karboninnholdet som følge av omlegging av bakkeplanert til permanent gras forutsatt et karboninnhold på 9 tonn per dekar før omlegging og et langsiktig karbonbindingspotensial på 5 tonn per hektar. Den største usikkerheten er knyttet til karbonbindingen de første årene. I beregningene har en operert med to ulike alternativer for karbonbinding første året, 50 kg og 100 kg. Disse to alternativene vil gi følgende nøkkeltall for utvikling av karboninnholdet i jord:

	C-binding 1. året	Gjennomsnittlig årlig C-binding de første 10 årene	Gjennomsnittlig årlig C-binding de neste 10 årene	Antall år til det er oppnådd en binding på 2,5 tonn C/dekar	Antall år til det kan det oppnådd likeveket
Alt. 1	50 kg	47 kg	43 kg	Ca 70 år	> 300 år
Alt. 2	100 kg	90 kg	75 kg	Ca 35 år	Ca 200 år

Det kan altså ta lang tid før det er oppnådd likevekt, men halvparten av bindingspotensialet kan antas å være oppnådd i løpet av 35-70 år.

Omlegging til gras på planert jord vil også bidra til mindre erosjon og vannforurensing. Planert jord er vesentlig mer utsatt for erosjon enn ikke planert jord, delvis på grunn av dårligere struktur og større eroderbarhet, og delvis på grunn av generelt brattere helling (forutsetningene for å få statstilskudd var i hovedregelen at hellingen etter planeringen skulle være mellom 1:6 og 1:8). Erosjon fører til tap av karbon og næringsstoffer fra jorda og er sammen med mineralisering av organisk materiale den viktigste årsaken til karbontap ved åkerdyrking.

En uønsket effekt av overgang til gras vil være redusert kornproduksjon. Korn gir grunnlag for mat som kan konsumeres direkte eller fôr til enmagede dyr (svin og fjørfe) som kan utnytte fôret effektivt.

Dersom omleggingen fører større grasproduksjon, kan klimagevinsten bli oppveid ved metanutslipp fra drøvtyggere. Dette kan unngås dersom det foretas en tilsvarende reduksjon i grasproduksjonen og økning i kornproduksjonen på uplanert jord. En forutsetning for et slik "tosidig" omlegging er at det fins tilgjengelig grasarealer innenfor korndyrkingsdistriktene som er egnet til korndyrking. I tabell 6.2 har en summert arealet av fulldyrket eng innen de delene av fylkene hvor det er størst arealer med planert jord. Dette arealet kan gi en indikasjon på potensialet for omlegging fra gras til korn. I Østfold og Akershus, hvor mesteparten av planert areal finnes, er arealet med fulldyrket eng betydelig mindre enn arealet med planert jord. En del av engarealet kan allerede være lokalisert til planert jord eller på jord uegnet for korndyrking. Potensialet for "tosidig" omlegging i Østfold og Akershus er derfor mindre enn arealet av planert jord. I de andre fylkene er engarealet betydelig større enn planert areal.

For å opprettholde kornproduksjonen vil det neppe være nødvendig å øke korndyrkingsarealet på uplanert jord like mye som omlagte arealet av planert jord. I en undersøkelse som omfattet 42 gårdsbruk på Østlandet, fant Grønland & Bjørndal (2001) gårdsbruk som hadde mer enn 75 % bakkeplanert jord hadde gjennomsnittlig byggavling på 335 kg per dekar for årene 1990-1999, mens gårdsbrukene med ikke planert jord hadde en avling på 402 kg per dekar.

Innen de to hovedgruppene av mineraljord, planert og uplanert jord, kan det være stor variasjon i avlingspotensial, karboninnhold og erosjon. For å få optimal effekt av omlegging fra korn til gras på planert jord og fra gras til korn på uplanert jord, bør det stilles bestemte krav til jordegenskaper og dyrkingspraksis, som vist i følgende oversikt:

	Jordegenskaper	Driftspraksis
Omlegging fra åker til gras	Lavt karboninnhold Lavt avlingsnivå Stor erosjon	Planter med djupt rotsystem, f. eks. kløver eller bladfaks Moderat nitrogen gjødsling
Omlegging fra gras til åker	Lavt til middels karboninnhold Høyt avlingsnivå Liten erosjon	Redusert jordarbeiding og vekstskifte med gras God agronomisk praksis som sikrer høy kornavling

Jord med høyt karboninnhold er svært utsatt for tap av karbon ved åkerdyrking og bør fortrinnsvis brukes til grasdyrking.

6.6.2 Redusert jordarbeiding

Arealer av ulike klasser jordarbeiding til korn i 2006 er vist i tabell 6.3. Redusert jordarbeiding blir gjennomført som et tiltak for å redusere erosjon, og de mest erosjonsutsatte arealene blir derfor prioritert. Stubbåker og direktesåing har også vist seg å kunne bidra til å opprettholde eller binde karbon, men det er usikkert om lett høstharving har noen effekt på karbonbinding sammenlignet med høstpløying. Arealene av stubbåker i tabell 6.3 er trolig noe for lavt da de ikke omfatter arealer hvor det ikke er søkt tilskudd til endret jordarbeiding. Det korrekte arealet med stubbåker er trolig mellom 45 og 50 % av kornarealet. Vårkorn med høstpløying utgjør trolig ca 40 % av kornarealet. Det bør være mulig å øke arealet med stubb til anslagsvis 60-70 % av kornarealet. På grunn av sykdomsbekjempelse og vekstskifte vil høstpløying trolig utgjøre minst ca 20 % av kornarealet. Høstpløying eller lett høstharving er de vanligst jordarbeidingsmetodene for høstkorn. Direkte såing krever store investeringskostnader og kan føre til avlingsreduksjon på tung jord.

Tabell 6.3. Arealer av ulike klasser for jordarbeiding til korn i 2006. sum for fylkene Østfold, Oslo og Akershus, Hedmark, Oppland, Buskerud, Vestfold, Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag. (Datakilde: SLF)

	Dekar	% av kornareal
Kornareal totalt	3 050 270	100
Vårkorn totalt	2 759 966	90,5
Vårkorn stubb	1 319 915	43,3
Vårkorn lett høstharvet	139 861	4,6
Vårkorn høstpløyd	1 300 191	42,6
Høstkorn totalt	290 304	9,5
Høstkorn lett høstharvet	83 088	2,7
Høstkorn direkte sådd	7 107	0,2
Høstkorn høstpløyd	200 109	6,6

6.6.3 Biokull

Bruk av biokull som jordforbedringsmiddel har vist seg å ha positiv effekt på fysiske og kjemiske egenskaper. Karbonet i biokull er svært stabilt mot nedbryting og kan trolig lagres i tusener av år. Biokull kan ha stor interesse i Norge hvor vi har tilgang på store mengder bioenergi fra skog. Hvis en antar at maksimalt 50 % av tilgjengelig bioenergi fra skog blir gjenstand for pyrolyse, vil restmengden av karbon i biokull kunne være i størrelsesorden 0,5 millioner tonn. Potensialet for lagring av biokull i jord er svært stort, men den øvre grensen for tilførsel er ikke kjent. Hvis en antar at jorda er i stand til å lagre 5 % karbon som biokull, vil det utgjøre 12 tonn per dekar. Et åkerareal på 3 millioner dekar vil da kunne lagre 36 millioner tonn karbon biokull. Hvis alt tilgjengelig biokull ble spredd på åkerareal i Norge, vil det ta minst 75 år før det gjennomsnittlige innholdet i jorda har steget til 5 %. Den sannsynlige produksjonen av biokull vil trolig være mindre enn 0,5 millioner tonn per år. Lagring av biokull i jord vil høyst sannsynlig være begrenset av tilgangen på biokull fra energiproduksjon og ikke av jordas lagringskapasitet.

6.6.4 Restaurering av dyrket myr

Restaurering av dyrket myr regnes som et tiltak med stort potensial for lagring av karbon. Effekten er delvis å stoppe karbontapet fra dyrket myr og delvis å bygge opp et nytt karbonlager.

Det er vanskelig å anslå potensielle areal for restaurering av myr i Norge. Av de ca 800 000 dekar dyrket myr i Norge kan djup myr (torvlag over en meter), som er estimert til ca 320 000 dekar (ca 40 % av arealet med dyrket myr), anses som et maksimum.

Det er neppe ønskelig å redusere arealet med dyrket jord i Norge, men det er sannsynlig at en del dyrket myr vil bli tatt ut av jordbruksproduksjon av andre grunner, f. eks. torv som ligger direkte over fjell, arealer med problemer med avløp av drengsvann på grunn av for lav beliggenhet i forhold elv eller innsjø, eller tett torvlag med liten bæreevne. Restaurering av myr kan også vurderes som et klimatiltak som et alternativ til kostbare investeringer til fornyelse av dreningen eller profilering. Et realistisk potensielt areal for restaurering av myr i Norge kan være i størrelsesorden 100 000 dekar.

Hovedutfordringen er å oppnå en netto C-binding (vekst av torv) og samtidig begrense CH₄-emisjonen. Restaurering av myr kan ikke anbefales før det er gjort nødvendig forskning for å finne ut hvordan klimagassbalansen kan optimaliseres.

7. Konklusjon

Som følge av kjølig og fuktig klima er det et relativt stort lager av karbon i dyrket jord i Norge. Beregningene viser at det er ca 200 million tonn karbon lagret i norsk jordbruksjord ned til 1 meter dybde. Ca 23 % av karbonet er lagret i dyrket myr som utgjør ca 7,6 % av jordbruksarealet. Medregnet karbonmengder i større dybder anslås totalmengden til ca 225 megatonn karbon. Sammenlignet med Europa for øvrig er karboninnholdet i norsk mineraljord relativt høyt og myr utgjør en større del av jordbruksarealet. Stor andel grasdyrking med husdyrhold har bidratt til å opprettholde karboninnholdet i mineraljorda.

Det er klare indikasjoner på at karboninnholdet i åkerjord viser en fortsatt fallende tendens, både i Norge og i andre nord-europeiske land. For Norges vedkommende skyldes dette en kombinasjon av flere endringer i dyrkingspraksis siden annen verdenskrig, samt at jorda i utgangspunkt har hatt et høyt karboninnhold. Hvor stor rolle klimaendringer hittil har spilt er ukjent, men det er sannsynlig at de kan forsterke nedgangen ytterligere i framtida.

Dyrking av myr har til nå vært den viktigste årsaken til tap av karbon fra dyrket jord i Norge. Dette tapet vil ventes å reduseres i tida framover, delvis som følge av det organiske materialet vil bli brutt ned og bli mer motstandsdyktig mot nedbryting, og delvis som følge av at en del myrarealer må forventes å bli tatt ut av drift på grunn av tynt torvlag over fjell og vanskeligere drenering. Denne reduksjonen kan bli delvis oppveid av større karbontap fra mineraljord som følge av varmere klima.

På grunn av generelt høyt naturlig karboninnhold og stor andel grasareal, er potensialet for karbonbindingen i dyrket jord i Norge begrenset. Utfordringen vil i like stor grad være å begrense fortsatt tap av karbon som å binde mer karbon i jord. På grasareal kan det ventes nedgang i karboninnhold som følge av varmere klima, og størst nedgang på Vestlandet og i Nord-Norge hvor karboninnholdet i utgangspunktet er høyest. På åkerareal kan karbontapet motvirkes eller begrenses ved redusert jordarbeiding, fangvekster, nedmolding av halm og eng i omløpet. Netto karbonbinding ved tradisjonelle dyrkingsmetoder kan bare ventes ved overgang fra åker til gras.

7.1 Virkning av dagens driftspraksis på karboninnholdet i jord

Virking av dagens driftspraksis på karboninnholdet i jord er studert i flere langvarige forsøk i mange land. I noen undersøkelser kan et bestemt tiltak vise positiv effekt på karboninnholdet mens i andre undersøkelser kan effekten karakteriseres som ”mindre negativ” enn effekten av andre faktorer. Resultatene gir derfor ikke grunnlag for å fastsette virkningen av ulike tiltak kvantitativt, men gjør det mulig å rangere deres potensial kvalitativt.

7.1.1 Eng og beite

Dyrking av gras vil under ellers like forhold bidra til høyere karboninnhold enn dyrking av åkervekster. De viktigste årsaken er til dette er at:

- gras har vegetasjonsdekke hele året og lengre periode med fotosyntese
- gras har en stor mengde underjordisk biomasse som gir tilførsel av døde plantedeler til jorda
- røtter er mer motstandsdyktig mot nedbryting enn overjordiske plantedeler
- grasdekket hindrer lufttilgang til jord og dermed nedbryting av organisk materiale

Det er liten grunn til å tro at effekten vil være mindre for beite enn for eng. Det er gjort undersøkelser som tyder på at beiting kan resultere i høyere C-innhold en eng som ikke beites. Bruk av husdyrgjødsel vil øke karbonlagringen ytterligere, spesielt ved bruk av fastgjødsel. Isolert sett er effekten av husdyrgjødsel trolig langt mindre enn virkningen av selve engvekstene. I Norge er uansett tilgangen på husdyrgjødsel som oftest begrenset i åkerdyrkingsområdene.

Det er mer usikkert om dyrking av gras fører til større karboninnhold i jorda enn i naturtilstanden før dyrking. Dersom utgangspunktet var mineraljord i skog med lavt eller middels karboninnhold, er det grunn til å vente at grasdyrking vil føre til større karboninnhold enn før dyrking, på grunn av gjødsling

og større konsentrasjon av røtter hos gras. Men dersom utgangspunktet var jord med høyt karboninnhold som følge av høyt vanninnhold, er det mer sannsynlig at dyrking og drenering vil føre til en reduksjon av karboninnhold, til tross for hovedsakelig gras i omløpet. Dyrking av myr kan betraktes som et ekstremt tilfelle av en slik situasjon, hvor det er påvist store C-tap.

7.1.2 Korn

Ensidig korndyrking har nesten alltid negativ virkning på karboninnholdet i jorda, spesielt når halmrestene fjernes. Nedmolding av halm har vist en svak positiv effekt i noen undersøkelser og ingen effekt i andre. Redusert jordarbeiding har ført til en økning i karboninnholdet i det øvre jordlaget, men det er stor usikkerhet om det øker det totale karboninnholdet i jorda. Dessuten vet vi lite om hvor lenge det vil gå før en ny likevekt etableres. Når dette skjer, vil karbonbindingen trolig være det samme som tidligere.

7.1.3 Potet og grønnsaker

Det er få undersøkelser som har studert virkningen av poteter og grønnsaker på jordas karboninnhold. Det er likevel grunn til å tro at de vil ha en negativ virkning, på grunn av relativt kort veksttid og lange perioder hvor jorda ligger brakk. Dessuten medfører høsting av disse vekstene en god del jordforstyrrelse og planterestene omsettes som regel svært raskt. Brakking har i flere forsøk vist seg å føre til desidert størst nedgang i jordas karboninnhold. Bruk av fangvekster etter grønnsaker kan være positiv i noen tilfeller, men mulighetene for dette er i Norge begrenset til områdene med tidlige kulturer.

7.2 Tiltak og dyrkingspraksis som kan øke karbonbindingen i jord

7.2.1 Omlegging fra åker til gras

Ved omlegging fra åker til grasdyrking vil karbonbindingen vil generelt være størst når i karboninnholdet i utgangspunktet er lavt. I Norge kan en slik omlegging være særlig interessant for bakkeplanert jord, som har et betydelig lavere karboninnhold enn ikke planert mineraljord. Planert jord gir også generelt lavere kornavlinger og er vesentlig mer utsatt for erosjon enn uplanert jord.

Differansen mellom karboninnholdet i uplanert og planert jord i korndyrkingsområdene er i gjennomsnitt beregnet til ca 5 tonn per dekar og kan være et mål for karbonlagringspotensialet i planert jord. Karbonbindingen de første årene kan antas å være mellom 50 og 100 kg C per dekar og år. Likevekt kan ventes etter 100 - 200 år, men halvparten av potensialet kan ventes oppnådd i løpet av 35-70 år.

Dersom en overgang til gras fører til økt grasproduksjon og redusert kornproduksjon, kan klimaeffekten av karbonbindingen i grasmark bli helt eller delvis oppveid av metanutslipp fra drøvtyggere. Dette kan unngås dersom det foretas en tilsvarende omlegging fra gras til korn på uplanert jord. I Østfold og Akershus, som er de fylkene med mest planert jord, vil en slik "tosidig" omlegging være begrenset av tilgjengelig areal med fulldyrket eng. I de øvrige korndyrkingsfylkene med planert jord er arealet med fulldyrket eng betydelig større enn arealet med planert jord.

Det har vist seg at tap av karbon fra åkerdyrking kan skje raskere enn binding av karbon ved grasdyrking. For å få optimal effekt av omlegging fra korn til gras på planert jord og fra gras til korn på uplanert jord, bør det stilles bestemte krav til jordegenskaper og dyrkingspraksis:

	Jordegenskaper	Driftspraksis
Omlegging fra åker til gras	Lavt karboninnhold Lavt avlingsnivå Stor erosjon	Planter med djupt rotsystem, f. eks. kløver eller bladfaks Moderat nitrogen gjødsling
Omlegging fra gras til åker	Lavt til middels karboninnhold Høyt avlingsnivå Liten erosjon	Redusert jordarbeiding og vekstskifte med gras God agronomisk praksis som sikrer høy kornavling

7.2.2 Åpen åker

En stor andel eng i vekstomløpet (40-60%) er trolig den sikreste måten å opprettholde eller minske nedgangen av karboninnholdet i jorda. Det er trolig lite aktuelt å øke grasproduksjonen i områder med lite husdyr. Redusert jordarbeiding evt. med nedmolding av halm vil da være det mest realistiske tiltaket for å unngå tap av karbon. Klimaeffekten av nedmolding av halm må vurderes i forhold til bruk av halm som energikilde. Areal med stubbåker utgjør omtrent 45 % av kornarealet og er prioritert til erosjonsutsatt jord, men bør kunne økes til 60-70 % av kornarealet hvis det prioriteres som et tiltak for økt karbonbinding.

Bruk av biokull som jordforbedringsmiddel har vist seg å ha positiv effekt på fysiske og kjemiske egenskaper. Karbonet i biokull er svært stabilt mot nedbryting og kan trolig lagres i tusener av år. Biokull kan ha stor interesse i Norge hvor vi har tilgang på store mengder bioenergi fra skog. Potensialet for lagring av biokull i jord er svært stort. Lagring av biokull i jord vil trolig være begrenset av tilgangen på biokull fra energiproduksjon og ikke av jordas lagringskapasitet. Det er behov for mer forskning om positive og eventuelle negative virkninger av biokull før denne metoden kan anvendes i praksis.

7.2.3 Restaurering av dyrket myr

Restaurering av dyrket myr regnes å ha stort potensial for lagring av karbon. Av de ca 800 000 dekar dyrket myr i Norge, er djup myr (torvlag over en meter) estimert til ca 320 000 dekar (ca 40 % av arealet med dyrket myr), og kan anses som et teoretisk maksimum for potensielt areal for restaurering av myr. Det er neppe ønskelig å redusere arealet med dyrket jord i Norge, men det er sannsynlig at en del dyrket myr vil bli tatt ut av jordbruksproduksjon av andre grunner (torv som ligger direkte over fjell, arealer med problemer med avløp av dremsvann på grunn av for lav beliggenhet i forhold elv eller innsjø, eller tett torvlag med liten bæreevne). Et areal på størrelsesorden 100 000 dekar for restaurering kan være realistisk.

Restaurering av myr kan ikke anbefales før det er gjort nødvendig forskning for å finne ut hvordan en kan maksimere karbonbindingen og samtidig begrense metanutslippet.

7.2.4 Økologisk eller konvensjonelt

Dyrkingsforsøkene på Apelsvoll har vist at optimal konvensjonell dyrking med 50 % korn/gras har vært i tilnærmet balanse for karbon, mens tilsvarende omløp med økologisk har vist redusert karboninnhold. Av dyrkingssystemene med åpen åker viste konvensjonell dyrking med høstpløying størst nedgang, konvensjonell dyrking med fangvekster og redusert jordarbeiding minst nedgang, mens økologisk åpen-åker dyrking viste en nedgang litt under halvparten av nedgangen ved konvensjonell høstpløying. Lavere avlinger fører også til behov for større åkerareal for å oppnå ei viss avling. Nedgangen i C-innhold kan motvirkes ved bruk av grønn gjødsling og kompost/organisk gjødsel. Grønn gjødsling innebærer at det ikke kan høstes avling i grønn gjødslingsåret og dessuten stor fare for utslipp av lystgass og utvasking av nitrat. Bruk av kompost og organisk gjødsel innebærer bare flytting av organisk materiale og bidrar ikke til å endre den globale karbonbalansen.

Det foreligger ikke norske sammenligninger mellom konvensjonell og økologisk grasdyrking, men det er grunn til å tro at forskjellene er mindre enn ved åkerdyrking, og at artssammensetning, rottybde og rotutvikling har større betydningen enn om det drives økologisk eller konvensjonelt. Moderat nitrogen gjødsling og planter med djupt rotsystem virker positivt på karbonbindingen i jorda. Økologisk grasdyrking med nitrogenfikserende kløver kan derfor føre til en karbonbinding på samme nivå som optimal konvensjonell drift.

Ved sammenligning av karbonbalansen i økologisk og konvensjonell drift må en også ta hensyn til utslipp av CO₂ og lystgass ved produksjon av kunstgjødsel.

8. Referanser

- Alexis, M.A., D.P. Rasse, C. Rumpel, G. Bardoux, N. Péchot, P. Schmalzer, B.G. Drake, and A. Mariotti. 2007. Fire impact on C and N losses and charcoal production in a scrub oak ecosystem. *Biogeochemistry*, 82, 201-216.
- Allard, V., Soussana, J.-F., Falcimagne, R., Berbigier, P., Bonnefond, J.M., Ceschia, E., D'hour, P., Henault, C., Laville, P., Martin, C. and C. Pinares-Patino (2007) The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, N₂O and CH₄) of semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121:47-58.
- Ammann C., Flechard, C.R., Leifeld, J., Neftel, A. and J. Fuhrer (2007) The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121:5-20.
- Arnone, J.A., Verburg, P.S.J., Johnson, D.W., Larsen, J.D., Jasoni, R.L., Lucchesi, A.J., Batts, C.M., Nagy, C., Coulombe, W.G., Schorran, D.E., Buck, P.E., Braswell, B.H., Coleman, J.S., Sherry, R.A., Wallace, L.L., Luo, Y. and D.S. Schimel (2008) Prolonged suppression of ecosystem carbon dioxide uptake after an anomalously warm year. *Nature* 455:383-386.
- Balesdent, J. and M. Balabane (1996) Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry* 28:1261-1263.
- Balesdent, J., Chenu, C. and M. Balabane (2000) Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research* 53:215-230.
- Balesdent, J., Mariotti, A., Boisgontier, D. (1990) Effect of tillage on soil organic carbon mineralization estimated from C-13 abundance in maize fields. *Journal of Soil Science* 41:587-596.
- Bashkin M.A. & D. Binkley (1998) Changes in soil carbon following afforestation in Hawaii. *Ecology*, 79:609-833.
- Bellamy, P.H., Loveland, P.J., Bradley, R.I., Lark, R.M. and G.J.D. Kirk (2005) Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003.
- Bjørndal, I. & Bjørkelo, K. 2006: AR5 klassifikasjonssystem. Klassifikasjon av arealressurser. Håndbok fra Skog og landskap 01/2006: 25 s.
- Børresen, T. & Njøs, A. 1993. Ploughing and rotary cultivation for cereal production in a long-term experiment on clay soil in southeastern Norway. *Soil Till. Res.* 28, 97-108
- Carboeurope - GHG (2004) Synthesis of the European Greenhouse Gas Budget, Report 2003, Specific Study 3, Greenhouse Gas Emissions from European Grasslands.
- Carlgrén, K. & Mattsson, L. 2001. Swedish soil fertility experiments. *Acta Agric. Scand. Sect. B, Soil and Plant Sci.* 51, 49-78
- Carter, M.R., Sandersen, J.B., Holmstrom, D.A., Ivany, J.A. & DeHaan, D.A. 2007. Influence of conservation tillage and glyphosate on soil structure and organic carbon fractions through the cycle of a 3-year potato rotation in Atlantic Canada. *Soil Till. Res.* 93, 206-221
- Christensen, B.T. 1990. Long-term changes in soil organic matter of three experiments: effect of fertilization, straw incorporation and crop rotation. In "Decomposition and Soil Organic Matter", Nordic Assoc. Agric. Scientists Seminar Report no. 57, 123-128
- Ciais, Ph, Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogee, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, Chr., Carrara, A., Chevalier, F., De Noblet, N., Friend, A.D., Friedlingstein, P., Grünwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., Loustau, D., Manca, G., Matteucci, G., Miglietta, F., Ourcival, J.M., Papale, D., Pilegaard, K., Rambal, S., Seufert, G., Soussana, J.F., Sanz, M.J., Schulze, E.D., Vesala, T. and R. Valentini (2005) Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437:529-533.
- Cole, V. Cerri, C., Minami, K., Mosier, A., Rosenberg, N.J., and D. Sauerbeck (1996) Agricultural options for mitigation of greenhouse gas emissions. In: Watson, R.T., Zinyowera, M.C., Moss, R.H. (Eds.), *Climate Change 1995 - Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses. Contribution of Working group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 744-771.

- Conant, R. T., Paustian, K. and E.T. Elliott (2001) Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications* 11:343-355.
- Cuvaradic, M., Tveitnes, S., Krogstad, T. & Lombnæs, P. 2004. Long-term effects of crop rotation and different fertilization systems on soil fertility and productivity. *Acta Agric. Scand., Sect. B, Soil and Plant Sci.* 54, 193-201
- Desjardins, R.L., Smith, W.N., Grant, B., Janzen, H., Gameda, S. and J. Dumanski (2001) Soil and crop management and the greenhouse gas budget of agroecosystems in Canada. Sustaining the Global Farm. In: Stott, D.E., Mothar, R.H. and G.C. Steinhardt (eds). Selected Papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting, Purdue University. May 24-29, 1999, pp. 476-480.
- Dumanski, J., and R. Lal. (2004) Theme Paper: Soil conservation and the Kyoto Protocol facts and figures, Agriculture and the Environment, Environment Bureau, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Ontario.
- EEA (2005) The European Environment. State and Outlook 2005. European Environment Agency.
- Ekeberg, E. & Riley, H. 1995. The long-term fertilizer trials at Møystad, SE Norway. *Statens Planteavlsvforsøg Rapport nr. 29*, 83-97
- Ekeberg, E. 1992. Redusert jordarbeiding på morenejord. *Jordundersøkelser. Norsk landbruksforskning*, 6, 223-244
- Ekeberg, E., & H. Riley 1997. Tillage intensity effects on soil properties and crop yields in a long-term trial on morainic loam soil in southeast Norway. *Soil Till. Res.*, 42, 277-293
- Fisher, M.J., Rao, I.M., Ayarza, M.A., Lascano, C.E., Sanz, J.I., Thomas, R.J. and R.R. Vera (1994) Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the south-American savannas. *Nature* 371:236-238.
- Franzén, L.G. (2006) Increased decomposition of subsurface peat in Swedish raised bogs: are temperate peatlands still net sinks of carbon? *Mires and Peat* 1, Article 03.
- Freibauer, A., Rounsevell, M., Smith, P. and A. Verhagen (2004) Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122:1-23.
- Gal, A., Vyn, T.J., Micheli, E., Klavivko, E.J. & McFee, W. 2007. Soil carbon and nitrogen accumulation with long-term no-till versus mouldboard plowing overestimated with tilled-zone sampling depths. *Soil Till. Res.* 96, 42-51
- Gaston, G.G., Kolchugina, T. & Vinson, T.S. 1993. Potential effect of no-till management on carbon in the agricultural soils of the former Soviet Union. *Agric., ecosystems and env.* 45, 295-309
- Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J., and P. Clarke (1994) Soil-structure and carbon cycling. *Australian Journal of Soil Research* 32: 1043-1068.
- Grønlund, A. & Bjørndal, I. 2000. Verdsetjing av innmark. Bruk av avlingsdata for korn koplå til jordsmonnkart. *Jordfors rapport nr 100/2000, NIJOS-rapport nr 16/2000.* ISBN-nr: 82-7467-379-4 og 827464-265-1. 16 s.
- Grønlund, A., Sveistrup, T.E., Søvik, A. K., Rasse, D.P., & Kløve, B. 2006. Degradation of cultivated peat soils in Northern Norway based on field scale CO₂, N₂O and CH₄ emission measurements. *Arch Agron Soil Sci* 52: 149-159.
- Grønlund, A., Hauge, A., Hovde A. & Rasse, D. (2008). Carbon loss for cultivated peat soils in Norway: a comparison of three different methods. *Nutrient Cycling Agroecosystem* 81: 157-167.
- Hutchinson, J.J., Campbell, C.A., and R.L. Desjardins (2007) Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agricultural and Forest Meteorology* 142: 288-302.
- International Peat Society (2008). Peat and Peatland Statistics. <http://www.peatsociety.org/index.php?id=238>
- IPCC (2006) 2006 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. and K. Tanabe (eds). IGES, Japan.
- Irvine, J., Perks, M.P., Magnani, F. and J. Grace (1998) The response of *Pinus sylvestris* to drought: stomatal control of transpiration and hydraulic conductance. *Tree Physiology* 18:393-402.

- Janssens, I.A., Freibauer, A., Schlamadinger, B., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A.J., Heimann, M., Nabuurs, G.-J., Smith, P., Valentini, R. and E.-D. Schulze (2005) The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale-a European case study. *Biogeosciences* 2:15-26.
- Jastrow, J.D., Amonette, J.E., Bailey, V.L. (2007) Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. *Climatic Change* 80:5-23.
- Johansen A (1997) Myrrealer og torvressurser I Norge. Jordforsk rapport 1/97. ISBN nr 82-7467-214-3. 21 s.
- Johnston, A.E. 1972. The effects of ley and arable cropping systems on the amount of soil organic matter in the Rothamsted and Woburn ley-arable experiments. Rothamsted Experimental Station, Report for 1972, pp. 131-152
- Joosten, H. (2006) Moorschutz in Europa. Contribution to the European Symposium "Moore in der Regionalentwicklung".
- Joosten, H. and Clarke, D. 2002. Wise use of mires and peatlands. Background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group and International Peat Society. ISBN 951-97744-8-3.
- Joosten, H. and D. Clarke (2002) Wise use of mires and peatlands. International Mire Conservation Group and International Peat Society (Publishers).
- Kader, M.A., Sleutel, S., D'Haene, K., De Neve, S. & Hofman G. 2008. Limited influence of tillage on soil organic matter under cereal-root crop rotations. *J. Plant Nutrition and Soil Science* (submitted).
- Kirchmann, H., Persson, J. & Carlgren, K. 1994. The Ultuna Long-term Soil Organic Matter Experiment, 1956-1991. Dept. of Soil Sciences, Reports & Dissertations No. 17, 55 pp., Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Kätterer, T. & Andren, O. 1999. Long-term agricultural field experiments in Northern Europe: analysis of the influence of management on soil carbon stocks using the ICBM model. *Agric., Ecosystems & Environment*, 72, 165-179.
- Kätterer T., Andrén, O. & Persson, J. 2004. The impact of altered management on long-term agricultural carbon stocks - a Swedish case study. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70: 179-187.
- Lal, R. (2003) Global potential of soil C sequestration to mitigate the greenhouse effect. *Critical Reviews in Plant Sciences* 22:151-184.
- Lal, R. (2004) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1623-1627.
- Lehmann, J. 2007. A handful of carbon. *Nature* 447:143-144.
- Lehmann, J. and M. Rondon. 2005. Bio-char management in highly weathered soils in the humid tropics. In N. Uphoff (ed.) *Biological Approaches to Sustainable Soil Systems*, Boca Raton, CRC Press.
- Lehmann, J., Gaunt, J. and M. Rondon (2006) Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems-a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11:403-427.
- Liang, B. 2008. Black carbon biogeochemistry in soils. PhD thesis. Cornell University, Ithaca, USA.
- Loiseau, P., Soussana, J.F., Chaussod, R and E. Casella (1996) Evolution des stocks de matières organiques sous prairies: quantification, évolution, modélisation. INRA, 147 rue de l'Université, Paris. *Les Dossiers de l'Environnement* 10, 57-77.
- Lugato, E., and A. Berti (2008) Potential carbon sequestration in a cultivated soil under different climate change scenarios: A modeling approach for evaluating promising management practices in north-east Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 128: 97-103.
- Lågbu, R., 2007: Jordsmonnstatistikk basert på utvalgskartlegging. Ressursoversikt fra Skog og landskap 03/2007. 16s.
- Magid, J., Mueller, T., Jensen, L.S., Nielsen, N.E. 1997. Modelling the measurable: of field-scale CO₂ and N-mineralization, soil microbial biomass and light fractions as indicators of oilseed rape,

- maize and barley straw decomposition. In: Cadisch, G., Giller, K.E. (Eds.) *Driven by Nature. Plant Litter Quality and decomposition*. CAB International, Wallingford, UK, PP. 349-362.
- Mondini, C. and P. Sequi (2008) Implication of soil C sequestration on sustainable agriculture and environment. *Waste Management* 28:678-684.
- Njøs, A. 2005. Nydyrking og grunnforbedring. Noen tall for belysning av utviklingen. *Jordforsk rapport* 94/05. ISBN-nr 82-7467-550-9, 44 s.
- Njøs, A. & Ekeberg, E. (1980). Trials with two depths of ploughing in autumn and spring on a morainic soil in Stange, Southern Norway during the years 1969-1975. *Forskning og forsøk i landbruket* 31, 221-242
- Nyborg, Å. 2008: Seriedefinisjoner. *Håndbok fra Skog og landskap* 03/2008
- Paustian, K., Babcock, B.A., Hatfield, J., Lal, R., McCarl, B.A., McLaughlin, S., Mosier, A., Rice, C., Robertson, G.P., Rosenberg, N.J., Rosenzweig, C., Schlesinger, W.H., and D. Zilberman (2004) *Agricultural Mitigation of Greenhouse Gases: Science and Policy Options*. CAST (Council on Agricultural Science and Technology) Report, R141 2004, ISBN 1-887383-26-3, 120pp.
- Persson, J. & Kirchmann, H. 1994. Carbon and nitrogen in arable soils as affected by supply of N fertilizers and organic manures. *Agric., Ecosystems & Environment* 51, 249-255
- Plante, A.F., Stewart, C.E., Conant, R.T., Paustian, K., Six, J. 2006. Soil management effects on organic carbon in isolated fractions of a Gray Luvisol. *Can. J. Soil Sci.* 86, 141-151
- Post, W.M. and K.C. Kwon (2000) Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6:317-327.
- Potter, K.N., Torbert, H.A., Johnson, H.B. and C.R. Tischler (2000) Carbon storage after long-term grass establishment on degraded soils. *Soil Science* 164:718-725.
- Powlson, D.S., Smith, P. & Smith, J.U. 1996. *Evaluation of Soil Organic Matter Models*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 429 pp.
- Preston, D.M. and M.W.I. Schmidt. 2006. Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. *Biogeosciences* 3:397-420.
- Rasse, D.P., M.-F. Dignac, H. Bahri, C. Rumpel, A. Mariotti, and C. Chenu. 2006a. Assessing lignin turnover in an agricultural field: from plant residues to soil-protected fractions. *European Journal of Soil Science*. 57:530-538.
- Rasse, D.P., J. Mulder, C. Moni, and C. Chenu. 2006b. Carbon turnover kinetics with depth in a French loamy soil. *Soil Science Society of America Journal*. 70, 2097-2105.
- Rasse, D.P., C. Rumpel, and M.-F. Dignac. 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269:341-356.
- Reeder, J.D. and G.E. Schuman (2002) Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. *Environmental Pollution* 116:457-463.
- Rees, R.M., Bingham, I.J., Baddeley, J.A. and C.A. Watson (2005) The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma* 128:130-154.
- Riley, H. & Ekeberg, E. 1989. Plogfri dyrking på store forsøksruiter. II. Kjemiske og fysiske Jordundersøkelser. *Norsk landbruksforskning*, 3, 107-115
- Riley, H. & Ekeberg, E. 1998. Effects of Depth and Time of Ploughing on Yields of Spring Cereals and Potatoes and on Soil Properties of a Morainic Loam Soil. *Acta Agric. Scand.* 48: 193-200
- Riley, H. & M. Bakkegård, 2006. Declines in soil organic matter content under arable cropping in southeast Norway *Acta Agric. Scand., Sect. B, Soil and Plant Sci.* 56: 217-223
- Riley, H. 1983. Redusertjorarbeiding og halmbehandling til vårkorn: II. Jordfysiske forhold. *Forskning og forsøk i landbruket*, 34, 221-228
- Riley, H. 1996: Estimation of physical properties of cultivated soils in southeast Norway from readily available soil information. *Norwegian Journal of Agriculture Sciences*. Supplement No.25, 1-51
- Riley, H. 2003. Skjer det noe med jordas moldinnhold - og i så fall hva betyr det? *Planteforsk Grønn forskning* 1-2003, 260-273

- Riley, H. 2007. Long-term fertilizer trials on loam soil at Møystad, SE Norway: Crop yields, nutrient balances and soil chemical analyses from 1983 to 2003. *Acta Agric. Scand. Sec. B Soil and Plant Science* 57 (2): 140-154
- Riley, H., M. Bleken, S. Abrahamsen, A. Bergjord & A. Bakken. 2005. Effects of alternative tillage systems on soil quality and spring cereal yields on silty clay loam and sandy loam soils in the cool, wet climate of central Norway. *Soil & Tillage Res.* 83,79-93
- Riley, H., Njøs, A. & Ekeberg, E. 1985. Plogfri jordarbeiding til vårkorn: II. Jordundersøkelse. *Forskning og forsøk i landbruket*, 36, 53-59
- Riley, H., Pommeresche, R., Eltun, R., Hansen, S. & Korsæth, A. 2008. Soil structure, organic matter and earthworm activity in a comparison of cropping systems with contrasting tillage, rotations, fertilizer levels and manure use. *Agric., Ecosystems & Environment*, 124, 275-284
- Rondon, M., Molina, D., Hurtado, M., Ramirez, J., Lehmann, J., Major, J. and E. Amezquita. 2006. Enhancing the productivity of crops and grasses while reducing greenhouse gas emissions through bio-char amendments to unfertile tropical soils. 18th World Congress of Soil Science, July 9-15, Philadelphia, PA, USA. <http://crops.confex.com/crops/wc2006/techprogram/P16849.HTM>.
- Röing, K., Andren, O. & Mattsson, L. 2005. Long-term management effects on plant N uptake and topsoil carbon levels in Swedish long-term field experiments: cereals and ley, crop residue treatment and fertilizer application. *Acta Agric. Scand. Sect. B, Soil and Plant Sci.* 55, 16-22
- Schlesinger, W.H. (1990) Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature* 348:232-234.
- Schmidt, M.W.I. and A.G. Noack. 2000. Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications, and current challenges. *Global Biogeochemical Cycles* 14:777-793.
- Singh, B.R. & Lal, R. 2001. The potential of Norwegian soils to sequester carbon through land use conversion and improved management practices. *Ohio State University*, 69 s.
- Six, J., Conant R.T., Paul, E.A. and Paustian, K. (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation in soils.
- Six, J., Ogle, S.M., Breidt, F.J., Conant, R.T., Mosier, A.R. & Paustian, K. 2004. The potential to mitigate global warming by no-tillage management is only realized when practiced in the long term. *Glob. Change Biol.* 10, 155-160
- Smith, P. (2004) Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *European Journal of Agronomy* 20:229-236.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B. and Sirotenko, O. (2007) Agriculture. In Metz., B, Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R. and L.A. Meyer (eds) *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Smith, P., Powlson, D.S., Smith, J.U., Falloon, P.D. and K. Coleman (2000) Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture. *Global Change Biology* 6:525-539.
- Smith, J., Smith, P., Wattenbach, M., Zaehle, S., Hiederer, R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Rounsevell, M.D.A., Reginster, I. and F. Ewert (2005) Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990-2080. *Global Change Biology* 11: 2141-2152.
- Sorteberg, A. 1983. Myrenes synking etter oppdyrking/oppgrøfting. En 30 års undersøkelse av en del kystmyrer. *Jord og myr* 4: 141-154.
- Soussana, J-F. and A. Lüscher (2007) Temperate grasslands and global atmospheric change: a review. *Grass and Forage Science* 62:127-134.
- Soussana, J-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T. and D. Arrouays (2004) Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20:219-230.
- Stewart, C.E., Plante, A.F., Paustian, K., Conant, R.T. and J. Six (2008) Soil Carbon Saturation: Linking Concept and Measurable Carbon Pools. *Soil Science Society of America Journal* 72:379-392.
- Strand, G.-H. & Rekdal, Y. 2006: Area frame survey of land resources. *NIJOS-rapport 3/2006*.

- Sørensen, L.H. 1975. The influence of clay on the rate of decay of amino acid metabolites synthesized in soils during decomposition of cellulose. *Soil Biol. Biochem.* 7, 171-177
- Tubiello, F.N., Soussan J-F. and S.M. Howden (2007) Crop and pasture response to climate change. *PNAS* 104:19686-19690.
- Uhlen, G. 1973. The effect of ploughed in cereal straw on yields and soil properties. *Melding fra Norges Landbrukshøgskole* Vol. 52, nr.10, 21 s.
- Uhlen, G. 1991. Long-term effects of fertilizers, manure, straw and crop rotation on total-N and total-C in soil. *Acta Agric. Scand.* 41, 119-127
- Vleeshouwers, L.M. and A. Verhagen (2002) Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biology* 8:519-530.
- Warnock, D.D., Lehmann, J., Kuyper, T.W., and M.C. Rillig (2007) Mycorrhizal responses to biochar in soil - concepts and mechanisms. *Plant and Soil* 300: 9-20.
- Webb, J., Loveland, P.J., Chambers, B.J., Mitchell, R. & Garwood, T. 2001. The impact of modern farming practices on soil fertility and quality in England and Wales. *J. Agric. Sci. (Cambs.)* 137, 127-138
- West, T.O. and J. Six (2007) Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. *Climatic Change* 80:25-41.
- Øien A (1988) Sammenhengen mellom volumvekt og humusinnhold i lufttørr, siktet dyrkea jord. *Jord og myr* 3, 78-84.