



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Opgørelse af CO₂- emissioner fra arealanvendelse og ændringer i arealanvendelse

LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry)

Metodebeskrivelse samt opgørelse for 1990 - 2003

Arbejdsrapport fra DMU, nr. 213

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Opgørelse af CO₂- emissioner fra arealanvendelse og ændringer i arealanvendelse

LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry)

Metodebeskrivelse samt opgørelse for 1990 - 2003

Arbejdsrapport fra DMU, nr. 213
2005

Steen Gyldenkerne
Bernd Münier
Danmarks Miljøundersøgelser

Jørgen E. Olesen
Svend Elsnab Olesen
Bjørn M. Petersen
Bent T. Christensen
Danmarks JordbrugsForskning

Datablad

Titel:	Opgørelse af CO ₂ -emissioner fra arealanvendelse og ændringer i arealanvendelse
Undertitel:	LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry). Metodebeskrivelse samt opgørelse for 1990 - 2003
Forfattere:	Steen Gyldenkerne ¹ , Bernd Münier ¹ Jørgen E. Olesen ² , Svend Elsnab Olesen ² , Bjørn M. Petersen ² , Bent T. Christensen ²
Afdelinger:	¹ Danmarks Miljøundersøgelser, ² Danmarks JordbrugsForskning
Serietitel og nummer:	Arbejdsrapport fra DMU nr. 213
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	Juni 2005
Redaktionen afsluttet:	Maj 2005
Faglig kommentering:	Styregruppen: Christian Peter Ibsen ¹ , Søren Mark Jensen ² , Sven G. Sommer ³ , Svend Morsing ³ , Hans Benny Rom ³ , Niels Erik Andersson ³ , Søren O. Petersen ³ , Martin R. Weisbjerg ³ , Mette Hjorth Mikkelsen ⁴ , Brian H. Jacobsen ⁵ , Jens Abildtrup ⁵ , Lars Vesterdal ⁶ , Kurt Hjort-Gregersen ⁷ , Anne Mette K. Jørgensen ⁸ , Jette Petersen ⁹ , Lars Bach Jensen ⁹ . ¹ Miljøstyrelsen, ² Skov- og Naturstyrelsen. ³ Danmarks JordbrugsForskning, ⁴ Danmarks Miljøundersøgelser, ⁵ Fødevareøkonomisk Institut, ⁶ Forskningscenter for Skov og Landskab, ⁷ Syddansk Universitet, ⁸ Danmarks Meteorologiske Institut, ⁹ Fødevareministeriet, Departementet,
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen.
Bedes citeret:	Gyldenkerne, S., Münier, B., Olsen, J.E., Olesen, S.E., Petersen, B.M. & Christensen, B.T. 2005: Opgørelse af CO ₂ -emissioner fra arealanvendelse og ændringer i arealanvendelse. LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry). Metodebeskrivelse samt opgørelse for 1990 – 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 81 s. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 213. http://arbejdsrapporter.dmu.dk . Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Rapporten gennemgår de største kendte kilder til drivhusgasser, CO ₂ , N ₂ O og CH ₄ fra arealanvendelse indenfor landbrug, gartneri, hegnstrejsning, tørvegravning, kalkning samt reetablerede vådområder. Rapporten indeholder metodebeskrivelse samt en opgørelse for årene 1990-2003. For mineraljorde i omdrift er der beskrevet to metoder, men ikke foretaget en vurdering af den samlede emission, da opgørelsesmetoden er usikker. Samlet er emissionen inden for de beskrevne områder vurderet til 3,3 mio. tons CO ₂ -ækvivalenter i 1990. I 2003 er emissionen opgjort til 2,6 mio. CO ₂ -ækv. Reduktionen skyldes primært et reduceret areal med organiske jorde i omdrift, reduceret kalkforbrug i landbruget og hegnstrejsning. Der er ikke taget stilling til hvor meget af denne reduktion, som kan indgå i Danmarks reduktionsforpligtigelse i relation til Kyoto-aftalen.
Emneord:	Drivhusgasser, udslip, landbrug, arealanvendelse, åbent land, Klimakonvention, Kyoto-aftale, LULUCF
ISSN (elektronisk):	1399-9346
Sideantal:	81
Internetversion:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_arbejdsrapporter/rapporter/AR213.pdf
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tel. 70 12 02 11 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

Forord 5

Sammendrag 7

English summary 9

1 Indledning 11

- 1.1 Opgørelse af drivhusgasser fra LULUCF 12
- 1.2 Opgørelsen for LULUCF i relation til Kyoto-aftalen 13
- 1.3 Afgrænsninger og definitioner 16
 - 1.3.1 Skov og hegn 16
 - 1.3.2 Landbrugsjord 16
 - 1.3.3 Øvrige arealer 16
- 1.4 Jordbruget og det åbne land - generelt 17
- 1.5 Datagrundlag 20
 - 1.5.1 Data 20
 - 1.5.2 Jordbundskort 20
 - 1.5.3 Arealanvendelseskortet 21
- 1.6 Model til opgørelse af arealanvendelsen 22

2 Emissionen fra det dyrkede areal 25

- 2.1 Mineraljorde 26
 - 2.1.1 Mineraljordernes C-indhold 27
 - 2.1.2 Model til beregning af C-ændringer i mineraljorde 28
 - 2.1.3 Emission fra mineraljorde 32
 - 2.1.4 Beregning af SOC i mineraljorde med C-TOOL 34
 - 2.1.5 Sammenligning mellem Tier 2 modellen og den dynamiske SOC-model 38
 - 2.1.6 Usikkerhed 39
- 2.2 Organiske jorde 39
 - 2.2.1 Datagrundlag 40
 - 2.2.2 Analyser på organogen jord 41
 - 2.2.3 Arealfordeling og emissionskoefficienter 44
 - 2.2.4 CO₂-emission fra organiske jorde 45
 - 2.2.5 N₂O-emission fra organiske jorde 45
 - 2.2.6 CO₂ og N₂O emission fra organiske jorde 46
 - 2.2.7 Usikkerhed 47

3 Gartneri og Frugtavl 48

- 3.1 Model for frugttræer og -buske 48
- 3.2 Usikkerhed 50

4 Heder og Overdrev 51

5 Vådområder og MVJ-ordninger 52

- 5.1 Vådområder 53
- 5.2 Etablering af 20-årige MVJ-ordninger under VMPII 54

5.3	Ændringer i drivhusgasemissionen som følge af etablering af ændret afvanding og vådområder	55
5.4	Usikkerhed	56
6	Hegn	57
6.1	Model for biomassetilvækst i hegn	59
6.2	Tilvækst	60
6.3	Resultat af hegnsrejsning	61
6.4	Usikkerhed	62
7	Tørvearealer og tørveforbrug	63
7.1	Tørvearealer	63
7.1.1	Model for emission fra spagnumarealer	64
7.1.2	Usikkerhed på spagnumemissionen	65
7.2	Tørveforbrug	65
8	Kalkning	68
8.1	Forbrug	68
8.2	Emissionsfaktorer	69
8.3	Emission fra kalkning	69
8.4	Usikkerhed	70
9	Andre områder	71
9.1	Skov	71
9.2	Bebyggede områder	71
9.3	Høstet træmasse (Harvested wood products)	71
10	Samlet emissionsopgørelse for LULUC(F)	72
10.1	Emissionsopgørelse 1990-2003	72
11	Anbefalinger	75
	Litteraturliste	76
	Appendiks	80

Forord

Denne rapport beskriver opgørelsesmetoder for drivhusgasserne kuldioxid, lattergas og metan fra arealanvendelse samt ændringer i arealanvendelse, herefter benævnt som LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry), og er dermed den sidste mere omfattende del af de danske drivhusgasopgørelser fra det åbne land. Rapporten er en del af de danske forpligtigelser til at opgøre emissionen af drivhusgasser som følge af ratificeringen af Klimakonventionen (UNFCCC). Skov (Forestry) opgøres separat af Institut for Skov og Landskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole (KVL).

Ved ratificeringen af Kyoto-protokollen har Danmark forpligtet sig til at reducere emissionen af drivhusgasser med 21% i første forpligtelsesperiode, fra basisåret 1990 til et gennemsnit af perioden 2008-2012. Når drivhusgasemissionen beregnes under Kyoto-protokollen gælder specielle regler for hvilke drivhusgasemissioner eller –optag der kan medregnes for arealvanvendelse. Der kan kun medregnes de emissioner eller optag der er en direkte følge af konkrete emissionsreducerende tiltag i forpligtelsesperioden. Emission eller tiltag som følge af normalpraksis kan ikke medregnes

I denne rapport beskrives en metode til opgørelse af emissioner af CO_2 , N_2O samt CH_4 fra dansk landbrugsjord. I dette indgår vådområder, MVJ-aftaler for ændret afvanding, hegnsrejsning, gartneribrug samt åbne landarealer som følge af spagnumhøst samt emissioner som følge af kalkning og brug af organiske jordforbedringsmidler.

Herudover indeholder rapporten et estimat for den samlede danske emission fra 1990 til 2003 for de pågældende sektorer. Estimatet bør betragtes som foreløbigt, da yderligere undersøgelser kan betyde at der vil forekomme ændringer i de anvendte emissionsfaktorer. Dette gælder især for landbrugsjordens indhold af C, som må betegnes som meget usikkert bestemt.

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser (finansieret af Miljøstyrelsen (151-101-0106) samt Danmarks JordbrugsForskning (finansieret af Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (kontrakt nr. UDR03-DJF-1).

Som styregruppe har fungeret:

Christian Peter Ibsen, Miljøstyrelsen,
Søren Mark Jensen, Skov og Naturstyrelsen,
Sven G. Sommer, Danmarks JordbrugsForskning
Svend Morsing, Danmarks JordbrugsForskning
Hans Benny Rom, Danmarks JordbrugsForskning
Niels Erik Andersson, Danmarks JordbrugsForskning
Søren O. Petersen, Danmarks JordbrugsForskning
Martin R. Weisbjerg, Danmarks JordbrugsForskning
Mette Hjorth Mikkelsen, Danmarks Miljøundersøgelser,
Brian H. Jacobsen, Fødevareøkonomisk Institut
Jens Abildtrup, Fødevareøkonomisk Institut

Lars Vesterdal, Forskningscenter for Skov og Landskab
Kurt Hjort-Gregersen, Syddansk Universitet
Anne Mette K. Jørgensen, Danmarks Meteorologiske Institut
Jette Petersen, Fødevareministeriet, Departementet
Lars Bach Jensen, Fødevareministeriet, Departementet

Tak til

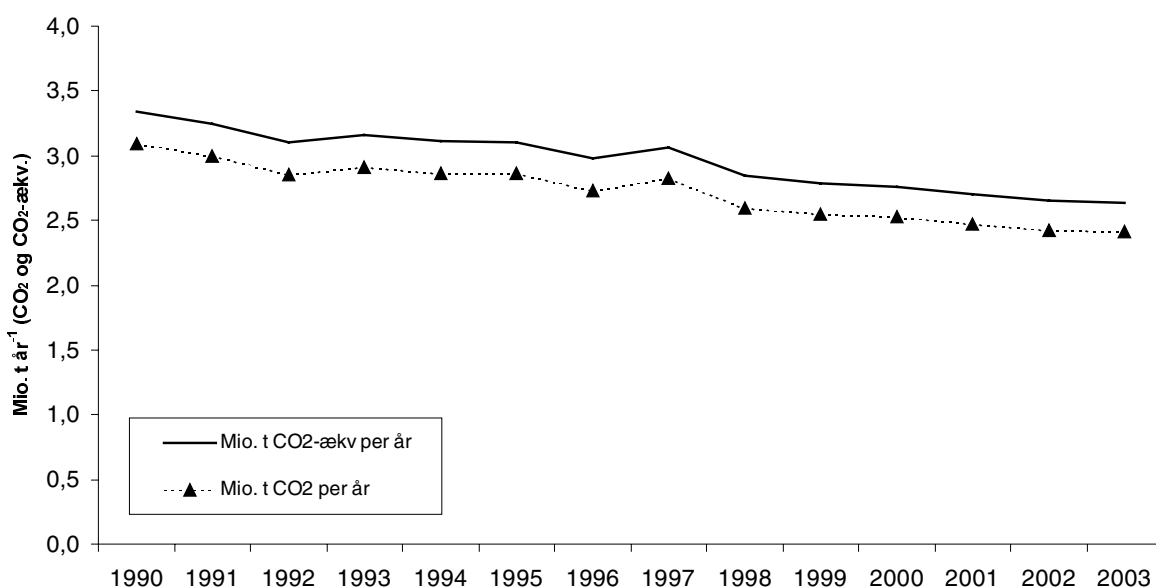
Lars Vesterdal, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole
Vivian Kvist Johannsen, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole
Gregor Levin, Danmarks Miljøundersøgelser
Inge Kristensen, Danmarks JordbrugsForskning
Kim Nielsen, Danmarks JordbrugsForskning
Lillie Andersen, Danmarks JordbrugsForskning
Helge Knudsen, Landsforeningen De Danske Plantningsforeninger
Jens Chr. Buhl Christensen, Hedeselskabet,
Verner Møller, Hedeselskabet
Katrine Fabricius, Skov- og Naturstyrelsen
Poul Hoffman, Ministeriet for Landbrug, Fiskeri og Fødevarer
Troels Knudsen, Plantedirektoratet
Torkild Birkmose, Dansk Landbrugsrådgivning
Henning Degn, Pindstrup Mosebrug A/S
Jens Erik Lindegaard, Aarhus Amt
Herdis Jensen, Aarhus Amt
Henning Hermansen, Aarhus Amt
Bente Lene Hansen, Vejle Amt
Gustav Schaarup, Nordjyllands Amt
Poul Toft Laustsen, Nordjyllands Amt
Jens Ove Bisgaard, Nordjyllands Amt
Poul Toft Laustsen, Nordjyllands Amt
Kaj Rath, Ribe Amt
Gunvor Asbjerg Jørgensen, Roskilde Amt
Michael Krogh, Storstrøms Amt
Søren B. Nielsen, Sønderjyllands Amt
Susanne Brusvang Hjuler, Frederiksborg Amt
Ole Vestbirk, Københavns Amt
Tom Nielsen, Bornholms Statsskovdistrikt
Lis Jeppesen, Ringkøbing Amt
Lisbeth Bro Madsen, Fyns Amt
Morten Holme, Vestsjællands Amt
Ole Gregor, Viborg Amt
Merete Profft, Danmarks Statistik
Tøger Flagstad, Danmark Statistik
Ole Olsen, Danmarks Statistik
Lars Andersen, Kongerslev Havekalk A/S
Claus Beier, Forskningscenter Risø
Michael Stokholm, Landsforeningen Danske Maskinstationer

Sammendrag

Denne rapport opgør drivhusgasemissionerne fra arealanvendelse og ændringer i arealanvendelse i det åbne land, opdelt på arealrelaterede samt ikke-arealrelaterede emissioner. De arealrelaterede emissioner er fra mineraljorde og organiske jorde, gartnerier (herunder frugttræer og -buske), vådområder og 20-årige aftaler omkring ændret afvanding. De ikke-arealrelaterede emissioner er rejsning af læhegn, kalkning samt anvendelse af organiske jordforbedringsmidler. Emissioner/bindinger i skovarealer opgøres separat af Institut for Skov og Landskab, KVL. På grund af metodemæssige vanskeligheder er der ikke foretaget en opgørelse for mineraljordene.

Den samlede emission fra de i rapporten behandlede områder indenfor arealanvendelse (LULUCF) og det åbne land (kapitel 5 i IPCC guidelines) er vist i figur 0 og tabel 0. Den samlede emission i 1990 er estimeret til 3,3 mio. tons CO₂-ækvivalenter og jævnt faldende frem til 2003, hvor der er estimeret en emission på 2,6 mio. tons CO₂-ækvivalenter.

Emissionsopgørelserne for arealanvendelse er usikkert bestemt på grund af metodemæssige problemer. Den største usikkerhed er knyttet til mineraljordene, hvor den anbefalede metodik fra IPCC ikke kan anses for at være retvisende under danske forhold. På den anden side findes der endnu ikke et tilstrækkeligt grundlag til, at en dynamisk model for mineraljordene kan anvendes med tilstrækkelig sikkerhed. Der er derfor behov for yderligere udvikling på området. I rapporten er emissionen for mineraljorde beregnet med hhv. IPCC metoden og en dynamisk modellering. De to metoder giver forskellige resultater. Begge modeller angiver at der sker en nettobinding af C i mineraljordene, men den tidsmæssige udvikling er forskellig.



Figur 0 Samlet emission fra LULUC i de nævnte sektor i Danmark fra 1990 til 2003.

Dyrkningen af de organiske jorde har medført en forholdsvis konstant nettoemission på ca. 2,5 mio. tons CO₂-ækv., svarende til 14,7 tons CO₂-ækv. ha⁻¹. Emissionen er dog svagt faldende som følge af et mindre landbrugsareal.

Inddragelse af vådområder og MVJ-ordninger i opgørelsen er estimeret til at reducere den årlige emission med 0,06 mio. tons CO₂-ækv. i 2003. Dette tal vil stige i de kommende år, når planlagte naturgenopretningsprojekter iværksættes. Effekten af ordningerne vil være så længe det kan dokumenteres, at områderne har den fornødne status mht. til funktion og biomassetilvækst.

Tabel 0 De emissionsmæssige effekter af de enkelte områder behandlet i rapporten. Negative fortegn angiver en netto-binding.

		mio. tons CO ₂ -ækv. år ⁻¹													
		1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Mineraljorde		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Organiske jorde		2,644	2,632	2,633	2,636	2,666	2,547	2,571	2,522	2,557	2,503	2,515	2,529	2,471	2,479
MVJ 20-årig ændring afvanding		0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	-0,001	-0,002	-0,006	-0,010	-0,014	-0,020
Etabl. af Vådområder		0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	-0,001	-0,021	-0,025	-0,030	-0,040
Hegn		0,024	0,038	0,028	0,008	-0,012	-0,065	-0,074	-0,070	-0,084	-0,095	-0,100	-0,107	-0,144	-0,131
Tørvearealer		0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Organisk jordforbedringsmidler		0,111	0,101	0,110	0,170	0,100	0,112	0,097	0,119	0,112	0,119	0,119	0,119	0,124	0,131
Gartneri		-0,001	0,008	-0,031	0,039	-0,009	0,012	-0,014	0,019	0,002	-0,003	-0,006	-0,005	0,012	-0,008
Kalkning		0,566	0,463	0,357	0,307	0,367	0,496	0,393	0,470	0,252	0,265	0,261	0,201	0,233	0,226
I alt		3,344	3,243	3,099	3,161	3,114	3,103	2,974	3,060	2,840	2,787	2,762	2,704	2,652	2,639

Indregning af hegnsrejsning i emissionsopgørelserne medfører en reduktion i nettoemissioner på 0,15 mio. tons CO₂-ækv. fra 1990 og frem til 2003. Denne effekt vil kun kunne opretholdes fremover under forudsætning af, at hegnsrejsning forekommer i samme tempo som i øjeblikket med ca. 1000 km hegn per år.

Åbne arealer, hvor der brydes tørv omfatter ca. 900 ha, og bidraget til emissionerne er meget begrænsede (180 tons CO₂-ækv. år⁻¹). Forbruget af tørv som jordforbedringsmiddel har derimod en langt større effekt. Under den forenkede antagelse at tørv nedbrydes samme år som den tilføres, vil tørveforbruget medføre en stigning i den årlige emission på ca. 0,12 mio. tons CO₂-ækv. år⁻¹.

Arealet der medgår til gartneri og frugtplantager har været konstant på ca. 8.300 ha i de senere år. Inddragelse af dette område i opgørelsen medfører kun marginale ændringer i emissionerne.

Kalkforbruget er faldet med ca. 60 % siden 1990. Inddragelse af kalkforbruget i emissionsopgørelserne medfører en stigning i det absolute niveau på ca. 0,56 mio. tons CO₂-ækv. i 1990, faldende til 0,23 mio. tons CO₂-ækv. i 2003.

Hvor stor en andel af ændringerne i emissionen, der kan inddrages under de danske reduktionsforpligtigelser i forbindelse med Kyoto-aftalen er endnu ikke fastlagt.

English summary

This report estimates the Danish green house gasses (GHG) from land use and land use change (LULUCF).

This includes organic soils, fruit trees and fruit berries, reestablishment of wetlands and changed water tables in certain agricultural areas. Furthermore, plantation of hedgerows, liming, peat excavation and peat used for horticultural purposes are included. Two models for emission/carbon sequestration from mineral soils are presented. However, due to great discrepancies between the two models no estimates of the emission from mineral soils are given until a more detailed analysis of the two models has been carried out. Estimates of emissions/carbon sequestration from forest are not included here as they are made separately by the Department of Forest and Landscape, The Royal Veterinary and Agricultural University, Denmark.

In 1990 a total net-emission of 3.3 M tonnes CO₂-eqv. was estimated. The emission in 2003 is estimated to 2.6 M tonnes CO₂-eqv.

The emission estimates for LULUC(F) as a whole, are quite uncertain due to methodological problems.

Utilisation of organic soils for agricultural purposes is responsible for an emission of 2,6 M tonnes CO₂-eqv y⁻¹ in 1990. Towards 2003 the emission is slightly reduced due to a reduced agricultural area.

Reestablishment of wetlands since 1998 are estimated to be responsible for a net decrease of 0.06 M tonnes CO₂-eqv. y⁻¹ in 2003. This figure will increase in the future due to an increased area with re-established wetlands.

A governmental subsidised programme for increasing the hedgerows in Denmark is included in the emission estimates. Inclusion of the programme in the emission inventory has increased the carbon sequestration from 1990 to 2003 by 0.15 M ton CO₂-eqv. This effect will only be achieved if the current plantation with new hedgerows of 1,000 km y⁻¹ continues in the future.

Approximately 900 hectares of raised bogs are open for peat excavation. Using a Tier 1 model this adds to the Danish green house gas (GHG) emission with 180 tons CO₂-eqv. y⁻¹. The consumption of peat for horticultural purposes has a more pronounced effect on the emission estimate. Assuming the simplified assumption that all applied peat is converted to CO₂ in the year of application, the use of peat for horticultural purposes is responsible for an annual emission of approximately 0.12 M tonnes CO₂-eqv. y⁻¹.

The area with fruit trees and fruit berries has been very constant of approximately 8,300 hectares since 1990. The small changes in the area have only very limited effect on the Danish GHG emission.

The lime consumption has been reduced by 60% since 1990. Inclusion of liming in the Danish inventory increased the emission level by 0.56

M tonnes CO₂-eqv. y⁻¹ in 1990. In 2003 the emission from liming is estimated to 0.23 M tonnes CO₂-eqv. y⁻¹ .

No decision has been made as to whether Denmark will include GHG emissions from land use and land use change in the commitments under the Kyoto-protocol.

1 Indledning

I forbindelse med Danmarks ratificering af FN's Klimakonvention (UNFCCC, United Nations Framework Convention on Climate Change) og Kyoto-protokollen har Danmark forpligtet sig til at estimere emissionen af drivhusgasser. Emissionsopgørelsen foretages af Danmarks Miljøundersøgelser, som årligt foretager indrapporteringen til FN's klimapanel (IPCC) samt EU. Opgørelserne skal dække perioden fra 1990 og frem.

Målet med FN's Klimakonvention er at stabilisere atmosfærens indhold af drivhusgasser på et niveau, der forhindrer farlige menneskeskabte klimaændringer. Formålsparagraffen foreskriver endvidere, at denne stabilisering skal ske på en måde, der giver økosystemerne mulighed for at tilpasse sig på en naturlig måde. Klimakonventionen blev vedtaget i forbindelse med Rio-konferencen i 1992 og trådte i kraft i 1994. Det første møde mellem konventionens parter fandt sted i Berlin i 1995, også kaldet COP1 (Conference of the Parties). Her blev der blandt andet vedtaget at friholde udviklingslandene fra at skulle reducere deres udledninger af drivhusgasser i den første forpligtelsesperiode, der dækker perioden fra 1990 til gennemsnittet af 2008-2012. Siden har der i alt været afholdt otte partskonferencer for at udmønte Klimakonventionens målsætning. Den vigtigste af disse var den tredje partskonference i Japan i 1997, som mandede ud i vedtagelsen af Kyoto-protokollen.

FN's klimapanel (IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change) blev oprettet i 1988 som opfølgning på Brundtland-rapporten "Vores fælles fremtid". Formålet med FN's klimapanel er at vurdere den videnskabelige litteratur om klimaændringer og deres virkning samt mulighederne for at tilpasse sig til eller modvirke disse forventede klimaændringer. IPCC har blandt andet til opgave at udstikke retningslinier for opgørelse af emissionen af drivhusgasser. Opgørelsesmetoderne tillader nationale tilpasninger. Grundlæggende skal opgørelserne være transparente, dokumenterede, konsistente over tid, komplette, sammenlignelige, analyseret for usikkerheder samt kunne gøres til genstand for kvalitetskontrol.

Opgørelserne skal følge god praksis (Good Practice Guidance, GPG). GPG foreskriver at opgørelserne, så langt som det er muligt, ikke skal under- eller overestimere opgørelserne, ligesom usikkerheden i opgørelserne skal reduceres så meget som praktisk muligt.

De største kilder af drivhusgasser fra landbruget og arealanvendelse er fordelt over lattergas (N_2O), metan (CH_4) samt kuldioxid (CO_2) (Mikkelsen et al. 2005). N_2O stammer fra de fleste led i kvælstofomsætningen (Olesen et al. 2004) mens CH_4 primært stammer fra drøvtyggers fordøjelse og lagring af husdyrgødning (IPCC 1996). CO_2 stammer primært fra ændringer i jordens C-balance samt brugen af jordbrugskalk. På landbrugsområdet er der udarbejdet metoder til estimering af drivhusgasemission for CH_4 og N_2O fra husdyrholdet samt gødningsanvendelse (Mikkelsen et al. 2005).

Denne rapport omfatter metodevalg for emissionsopgørelser fra det åbne land (eksklusiv skov) under LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry), samt den dertil hørende emissionsopgørelse for 1990-2003 som følge af ændringer i arealanvendelsen. Ændringerne i emissionerne fra skovbruget opgøres separat af Skov og Landskab (KVL) og er derfor udeladt her. Guidelines til beregninger af emissioner under LULUCF samt hvordan Kyoto-protokollens regler skal implementeres er udarbejdet af IPCC (IPCC 2004). Denne metodebeskrivelse følger i nogen udstrækning disse guidelines. I rapporten er desuden inddraget drivhusgaskilder som har relation til arealanvendelsen, dvs. hegn, kalkning samt forbrug af organiske jordforbedringsmidler (spagnum). Tilsammen med emissionsopgørelserne fra landbruget (Mikkelsen et al. 2005) udgør denne rapport dermed de for tiden væsentligste kendte menneskeskabte kilder fra landbruget og arealanvendelse af det åbne land.

Til brug for afrapporteringen af de danske emissioner af ammoniak og drivhusgasser fra landbruget har DMU opbygget et samlet i et modelkompleks, DIEMA (Gyldenkerne og Mikkelsen 2005). Den anvendte opgørelsesmetode følger guidelines udarbejdet af IPCC (IPCC 2004) tilpasset danske forhold. Da der både forekommer emissioner og kulstofbindinger er emissioner i denne rapport angivet med positive tal, mens bindinger er angivet med negative tal i overensstemmelse med guidelines.

1.1 Opgørelse af drivhusgasser fra LULUCF

De største kilder til CO₂-emission/binding inden for området er skovfjernelse og -rejsning samt nedbrydning af jordens organiske stof (OM). Herudover er frigørelse af CO₂ fra anvendelse af kalk (CaCO₃) som jordforbedringsmiddel en vigtig kilde. LULUCF omfatter emissioner som hidrører fra arealanvendelse, ændringer i arealanvendelse samt skovbrug, herunder også permanente græsarealer, vådområder, spagnumhøst, kalkning samt lagerforskydninger af træ og papir (Harvested Wood Products, HWP). HWP indgår ikke i den første aftaleperiode for Kyoto-protokollen og er følgelig udeladt. Udover CO₂ omfatter LULUCF afledte emissioner af lattergas (N₂O) og metan (CH₄) som følge af kvælstoffrigivelse fra organiske jorde og ændrede afvandringsforhold. Disse er inkluderet i opgørelsen.

I opgørelsessammenhænge skelnes der mellem C i biomasse, dødt organisk materiale og C i jorden. Det ligger dog uden for rammerne af denne rapport at estimere den samlede mængde bundet kulstof. Krogh et al. (2003) har estimeret C-indholdet (fremdeles angivet som SOC (Soil Organic Carbon) i den danske skov- og landbrugsjord til mellem 563 og 598 Tg SOC (gennemsnit 579 Tg) (1 Tg = 1 mio. tons) afhængig af hvilken opskaleringsmetode der anvendes, heraf ca. 405 mio. tons SOC i landbrugsjordene, inkl. de organiske jorde (Krogh et al. 2003). Dette estimat omfatter ikke SOC i urbane områder. Denne rapport er primært udarbejdet for at kunne estimere ændringer og ikke til beregning af total C-mængde. For nogle områder, f.eks. de organiske jorde og gartneriarealer, er SOC ikke opgjort, ligesom C i levende biomasse ikke altid er opgjort.

I rapporten opgøres emissioner fra mineral- og organiske jorde samt fra menneskeskabte vådområder. Emissioner fra naturlige vådområder ligger uden for opgørelserne. For mineraljordene er der endvidere foretaget en validering af metoden ved hjælp af en uafhængig modelkørsel med en 3-pulje SOC-model. Dyrkning af organiske jorde medfører store emissioner af CO₂, afhængig af afgrøde, dybde af tørv og afvandingstilstand. For at kunne differentiere mellem de organiske jorde er der foretaget en omfattende sammenstilling af eksisterende jordbundsdata sammenholdt med oplysningerne i det generelle Landbrugs Register (GLR).

For skov, juletræer og andre skovbrugsplanter på landbrugsjord samt øvrige træbeplantede områder udenfor landbrugs- og gartnerisektoren foretages emissionsopgørelsen af Skov og Landskab, KVL.

Den restriktive danske lovgivning omkring arealanvendelsen for skov- og landbrug medfører, i relation til IPCCs guidelines og Kyoto-protokollen, at de danske emissionsopgørelser i nogen udstrækning kan simplificeres. Det skyldes primært at ændringerne i arealanvendelsen entydigt går mod et mindre landbrugsareal samt et større skovareal.

I denne metodebeskrivelse anvendes følgende arealklasser til opgørelse af emissionerne fra LULUC med tilhørende underopdelinger:

- Arealer i omdrift (incl. græs i omdrift)
 - Mineral jord
 - Tør organogen jord
- Arealer med permanent græs
 - Mineral jord
 - Tør organiske jord
 - Våd organisk jord
- Gartneri og frugtavl
- Heder og overdrev
- Vådområder og MVJ-ordninger
- Arealer med spagnumhøst

Emissioner fra jord afhænger af jordbundsforholdene og anvendelsen af det konkrete areal. I forbindelse med emissionsopgørelsen er der udviklet en metode som klassificerer arealerne efter anvendelse i relation til jordbundsforholdene ved at sammenstille arealanvendelseskort med jordbundskort og indberetninger til det Generelle Landbrugs Register (GLR).

Ikke arealrelaterede kilder, såsom hegn, kalkning og organiske jordforbedringmidler er beskrevet i kapitel 6-8.

1.2 Opgørelsen for LULUCF i relation til Kyoto-aftalen

Kyoto-protokollens målsætning er, at de industrialiserede lande skal reducere deres udslip af drivhusgasser med mindst 5% i forhold til niveauet i 1990, regnet som et gennemsnit over forpligtelsesperioden

2008-2012. Japan, USA og EU for eksempel, skal som følge af planen reducere emissionerne med hhv. 6%, 7% og 8%, målt i CO₂-ækvivalenter. Som følge af en "burden sharing" i EU har Danmark forpligtiget sig til, sammen med Tyskland, at reducere emissionen med 21% i første forpligtelsesperiode.

IPCC (2004) har udarbejdet et supplement til hvordan aftalerne i Kyoto-protokollen vedrørende LULUCF kan implementeres og opgøres i praksis (Kyoto-aftalens artikel 3.3 og 3.4¹). For at kunne inddrage ændringer i SOC, skal ændringerne i arealanvendelsen kunne måles samt tillægges en bevidst beslutning. Det kan f.eks. være krav om øget areal med efterafgrøder, reduceret jordbehandling, krav om ekstensivering som medfører en øget C-lagring, eller afbrændingsforbud. En almindelig landbrugspraksis, som mindsker eller øger jordens indhold af SOC, skal indgå i emissionsopgørelsen til Klimakonventionen, men vil ikke kunne inddrages i forpligtigelserne i relation til Kyoto-aftalen. Der er således tale om et netto-netto-princip, hvor man beregner forskellen mellem ændringerne i jordens C-indhold før tiltaget blev indført, og ændringen i jordens C-indhold efter tiltagets indførelse.

Kyoto-aftalen foreskriver ikke at der skal udarbejdes to separate opgørelser, men at der udarbejdes et supplement til drivhusgasopgørelsen under klimakonventionen, for at sikre at de anvendte metoder er i overensstemmelse med kravene til opgørelse af reduktionsforpligtelserne.

Den danske reduktionsforpligtelse under Kyoto-aftalen er ca. 14-25 mio. tons CO₂-ækvivalenter. Dette svarer til ca. 0,7 – 1,2% af C-indholdet i jorden. Da der er store metodemæssige problemer med at opgøre årlige ændringer i SOC, er det vanskeligt at verificere og evt. inddrage ændringer i SOC i de nationale emissionsopgørelser. Følgelig er der derfor stor international bevågenhed omkring hvordan de enkelte lande foretager sådanne opgørelser og hvordan disse præcist er beskrevet, hvis landet ønsker at inddrage ændringer i SOC i dets reduktionsforpligtigelse.

Den årlige rapportering af emissioner fra landbrugsjorde medfører ikke et behov for årlige målinger. Derimod forventes det at de enkelte lande hver især udvikler et system som kombinerer målinger, modeller og andre værktøjer der gør, at det er muligt at rapportere årligt. For at verificere opgørelserne er der dog brug for målinger og modeller til kontrol af de årlige opgørelser.

Arealer som inkluderes under artikel 3.3 og 3.4 skal kunne identificeres, være tilstrækkeligt rapporteret og kunne spores i fremtiden (Decision 11/CP.7, FCCC/CP/2001/13/add.1, paragraf 19). To former for afrapportering kan vælges:

1. Større repræsentative geografiske områder, som inkluderer flere forskellige landområder med aktiviteter under artikel 3.3 eller 3.4, og som anvender legale administrative eller økosystemgrænser eller

¹ Disse tillægsaftaler til Kyoto-aftalen er udmøntet på hhv. det sjette møde mellem parterne (COP6), under COP7 i Bonn i 2001 samt COP9 i Marrakesh i 2001.

grids baseret på satellitbilleder og flyfoto. Denne rapporteringsform skal inddrages, hvis det kan godtgøres at f.eks. braklægning indregnes i opgørelsen. Denne opgørelsesmetode er ikke eksplicit rumlig og opfylder derfor ikke reglerne om identifikation fuldt ud i forhold til Marrakesh-aftalen. Inkludering af *brak* samt efterafgrøder i Kyoto-aftalen kan være problematisk, fordi der er krav om at de enkelte landområder kan identificeres. Brak og efterafgrøder indgår normalt i sædskiftet og er derfor ikke permanente. Ud fra et fagligt synspunkt kan det forsvares at effekten inddrages, men kravene omkring identifikation kan ikke honoreres. Det vurderes dog, at hvis kravet om brak og efterafgrøder opretholdes i fremtiden, vil disse kunne inddrages under Kyoto-protokollen.

2. Landområder der er rumlig og komplet geografisk identificerbare. Dette gælder i dette tilfælde vådområder og MVJ-aftalerne, hvor der er indhentet GIS-kort fra amterne.

For hvert område skal ændringerne i SOC samt ikke-CO₂ drivhusgasser i forpligtelsesperioden kunne angives.

Hvis Danmark vælger at inkludere ændringer i dyrkningspraksis (Crop Management, CM) og/eller ændringer i græsningspraksis (Grass Management, GM), skal aktiviteter på disse arealer opgøres både i 1990 og i 2008-2012 for at kunne implementere netto-netto-princippet. Når først et areal er rapporteret under artikel 3.3 og 3.4, skal alle drivhusgasemissioner/bindinger estimeres og afrapporteres i indeværende og efterfølgende forpligtelsesperioder. For eksempel: hvis Danmark vælger at inddrage effekten af EU's braklægningsordning i Kyoto-aftalen, vil man sandsynligvis være nødt til at fastholde braklægningsprocenten i kommende forpligtelsesperioder (afhængig af hvordan disse aftaler udformes) eller finde alternative reduktioner.

Halmafbraending blev forbudt i Danmark den 1. januar 1990 (BEK 142 af 08/03/1989), og ændringer i SOC - som følge af en øget halmnedmuldning - vil derfor ikke kunne inddrages i Kyoto-aftalen reduktionsforpligtelser

Umiddelbart vil etablering af *vådområder* på landbrugsjord samt 20-årige MVJ-aftaler om hævet vandstand kunne inddrages. Det sidste skyldes at kravet om irreversibel arealanvendelse må anses for opfyldt, da amterne generelt pålægger disse arealer en beskyttelse efter §3 i naturbeskyttelsesloven.

Det skønnes at hegnsrejsning, etableret under støtteordningen for "Lov om læplantning", imødekommer kravene til at blive implementeret i Kyoto-aftalen.

Inden udgangen af 2006 skal de enkelte lande afgøre, hvilke aktiviteter - under 3.3 og 3.4 - man ønsker at indregne i Kyoto-aftalen og liste de kriterier som afgør, hvordan et område skal håndteres og de kriterier som afgør, at der ikke forekommer overlap i emissionsopgørelserne. Hvis et land vælger at inddrage LULUCF i reduktionsforpligtelsen under Kyoto-aftalen, skal landet vælge "hele pakker". Man kan f.eks. vælge Crop land Management (CM) eller Grassland Management (GM). CM omfatter arealerne i omdrift og GM omfatter vedvarende græs. Det medfører i praksis, at hvis Danmark vælger at

inddrage CM i landets Kyoto-målsætning, skal alle emissioner, både negative og positive, som vedrører CM indregnes.

1.3 Afgrænsninger og definitioner

Der er opbygget et hierarkisk system der afgør til hvilket hovedområde et givet landområde befinder sig. Der anvendes følgende opdeling.

1.3.1 Skov og hegn

Denne opgørelse vedrørende det åbne land omfatter hegn og frugtplantager, selvom de i princippet kan være omfattet af definitionen for skov. Definitionen for skov er minimum 0,05-1 ha med 10-30% trætopsdækning og en minimumshøjde på 2-5 meter ved største højde på skoven. Revegetation skal være minimum 0,05 ha. Disse definitioner skal være på plads inden udgangen af 2006. Da der grundlæggende skal være en spatiel reference til ændringer i arealanvendelse og da der ofte anvendes satellitbilleder og rasterkort, er mindste gridstørrelse 22,36 * 22,36 meter, svarende til et areal på 0,05 ha per celle. Ved en mindste definition på 1 ha er gridstørrelsen 100 meter. Hegn vil typisk have en bredde mindre end dette og indgår derfor ikke i definitionen af skov og behandles derfor i denne rapport. Juletræer, pil og andre flerårige afgrøder på landbrugsjord (ej græs og brak) betragtes i teknisk henseende som landbrugsafgrøder. I emissionsopgørelsen indregnes disse arealer dog i C-bindingen under skov.

1.3.2 Landbrugsjord

I opgørelsen opdeles landbrugsjord først i mineral og organogen jord. For hver jordtype er den procentmæssige fordeling af sædskiftemarkers, græsmarker i omdrift, brak og vedvarende græs bestemt. Arealet med frilandsgrønsager, planteskoler etc. er samlet set meget lille og indgår i arealet med mineraljord. For arealer som overgår fra landbrugsdrift til anden anvendelse, antages at SOC i jorden fastholdes på det niveau, som jordene havde på tidspunktet for ændringen, uanset hvordan arealet anvendes.

1.3.3 Øvrige arealer

Overgang fra landbrugsjord til infrastruktur og bymæssig bebyggelse medfører per definition ingen ændringer i emissionen af CO₂, hvis arealet er mineraljord i almindelig omdrift, idet det antages, at emissionen fra sådanne jorde vil være lig med bindingen (IPCC, 2004). Dette gælder også arealer under eksisterende hegn, frugttræer og –buske, haver samt arealer uden landbrugsmæssig anvendelse.

Effekten af organiske jorde i omdrift som overgår til vådområder og andre marginaliseringer inddrages i opgørelsen.

Et-årige afgrøder antages ikke at ændre CO₂-balancen pga. af ændret mængde biomasse, hvorimod flerårige afgrøder vil virke som kulstoflagre og dermed indgå i vurderingen af den samlede mængde bundet C. Dyrkning, herunder dræning af jord, medfører en øget omsæt-

ning af det organiske stof, hvormed frigivelsen af CO₂ øges. Dette kan modvirkes ved ændrede dyrkningsmetoder og ændrede afgrødevalg med flere flerårige afgrøder. Dræning af organiske jorde øger ilttilgangen til det organiske stof og øger omsætningen. Dyrkede organiske jorde er således en væsentlig kilde til emission af CO₂. Herudover vil nedbrydning af organisk stof frigive kvælstof som blandt andet vil medføre N₂O-emissioner.

1.4 Jordbruget og det åbne land - generelt

Andelen af naturarealer har været kraftigt faldende de sidste 250 år. Skovarealet nåede sit lavpunkt omkring år 1800, hvor der kun var ca. fire procent skov tilbage i Danmark. Det medførte at Skovfredsforordningen blev indført i 1805. Siden da har skovarealet været stigende. Arealanvendelsen ændrer sig over tid, men der findes ingen eksakte opgørelser over ændringerne. Det største landbrugsareal blev opnået i 1930-40'erne med omkring 3,1 mio. ha, svarende til ca. 72% af det danske areal. Siden er landbrugsarealet faldet støt som følge af afgivelse af arealer, primært til bebyggelse og infrastruktur, og op gennem 1990'erne som følge af skovrejsning på landbrugsjord. I dag udgør landbrugsarealet ca. 58 % af det samlede areal. Danmark er således et af de lande i Europa, hvor markerne optager mest plads i forhold til det samlede areal. Mange vådområder er blevet drænet eller afvandet, og heder og overdrev er blevet opdyrket for at give plads til landbrug eller skovdrift. Det antages at 80 % af det samlede landareal er påvirket af dræning, og kun fire procent af landet er dækket af moser, sumpe og våde enge. Mange søer og vandløb er ligeledes forsvundet på grund af dræning. 10 % af arealet er dækket af naturområder som klitter, heder, moser, enge og søer. Naturarealerne i denne kategori er beskyttet af lovgivningen, så de ikke går yderligere tilbage. Som følge af stor efterspørgsel efter landbrugsjord og deraf høje jordpriser (især siden starten af 1980'erne), og på grund af Vandmiljøplanernes krav om harmoni mellem antallet af husdyr og arealtilliggende, har der ikke været tale om markante marginaliseringer af det dyrkede areal. Den andel af landarealet, som optages af veje og bebyggelse i det åbne land samt i byer, er steget markant i 1900-tallet. Det er imidlertid ikke muligt at estimere udviklingen inden for de sidste år, idet der ikke udarbejdes statistikker over arealer knyttet til bebyggelser (Bolig og Byggestyrelsen, personlig meddelelse).

Danmarks Statistik opgør arealet med landbrugs- og gartneriafgrøder hvert år samt skovarealet hvert tiende år. Øvrige arealer kan kun estimeres ved at sammenstille oplysninger fra forskellige kilder. Et bud på en fordeling på arealtyper for hele landet – undtagen Bornholm – er vist i tabel 1. Tallene er fremkommet ved sammenstilling af data fra det Generelle Landbrugs Register (GLR) for 1998, Kort- og Matrikelstyrelsens digitale topografiske kort (Top10Dk) samt amternes kortlægning af beskyttede naturtyper i følge naturbeskyttelseslovens §3. Det samlede areal er opgjort til 4,246 mio. ha, hvilket er lidt mindre end de 4,309 mio. ha som er opgjort af Danmarks Statistik (Danmarks Statistik, 2004).

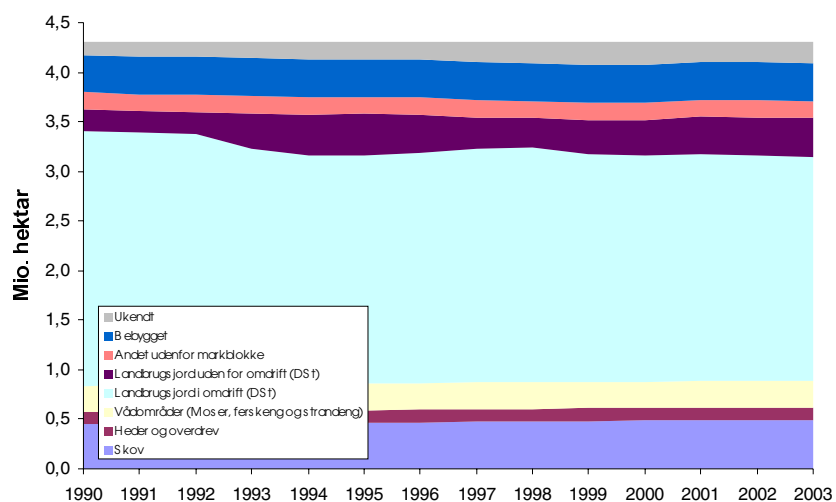
Tabel 1 Danmarks arealanvendelse i 1998, opgjort ud fra landbrugsdata, topografiske kort og registreringen af beskyttede naturtyper (§3) i AIS (AIS 2000). Kilde: egne beregninger, arealer i ha.

	I alt	Heraf permanent græs ^{a)}
Skov	536.197	
Afgrøder indenfor markblokke	2.697.727	55.480
Overdrev	29.619	8.325
Hede	98.245	4.255
Strandeng	49.459	13.317
Mose	104.323	11.793
Fersk eng	113.098	39.202
Andet udenfor markblokke	166.459	
Ubevokset	8.724	
Bebygget	381.487	
Sø og vandløb	61.025	
I alt	4.246.352	132.371

^{a)} Arealet med permanent græs er defineret som arealklassen 69 (afgræsset ej omdrift) i GLR.

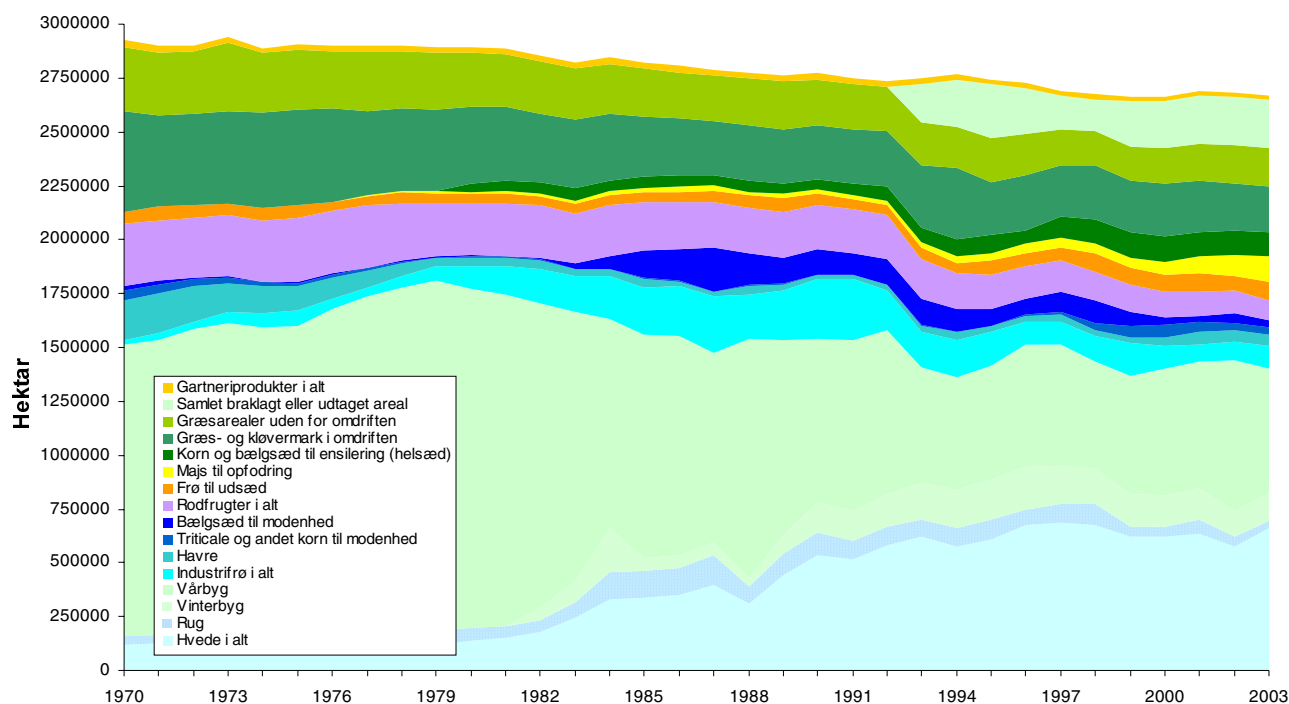
Skovarealet afviger fra opgørelserne i Danmarks Statistik. Her er de opgivet til 486.000 ha i 2000 (incl. hjælpearealer) samt det areal som Skov og Landskab anvender til opgørelse af drivhusgasemissionerne fra Skov (472.000 ha).

Landbrugsarealet formindskes årligt med ca. 10.000 ha (Danmarks Statistik, 2004). Der findes ingen statistikker over hvad dette areal anvendes til, udover en formodning om at ca. 2.500 ha overgår til skov (Lars Vesterdal, SL, pers. komm.). Da der er landbrugspligt på jorden og der kun indenfor de sidste år bevidst er ekstensiveret landbrugsområder til naturarealer, må det formodes at hovedparten er overgået til bebyggelse og infrastruktur. Figur 1 viser arealanvendelsen på hovedklasser fra 1990 til 2003. Da mange af tallene er opgjort på baggrund af data i AIS (AIS 2000), som er sammenstillet i årene 1992 til 1998, er disse arealer holdt konstante i hele perioden. Arealet - der medgår til områder uden for skov- og landbrugsstatikken - indgår derfor med et fast tal for hele perioden. Som det ses, falder landbrugsarealet i omdrift, skovarealet stiger svagt, og samtidig kan et stadig større areal ikke klassificeres.



Figur 1 Overordnet arealanvendelse i Danmark

Siden 1970 er landbrugsarealet faldet med 9% eller 280.000 ha fra 2,94 mio. ha til 2,65 mio. ha i 2003 (figur 2). Arealreduktionerne er primært sket indenfor rodfrugter (roer) samt græs i omdrift og vedvarende græs. Kornarealet er ligeledes faldet, men dette fald er primært sket i forbindelse med indførelse af EUs braklægningsordninger i starten af 1990'erne. Arealet med vårsædsafgrøder er faldet markant til fordel for vintersæd. Pga. af et faldende kvæghold fra 2,8 mio. i 1970 til 1,8 mio. i 2003 og stigende udbytter er behovet for arealer med grovfoder faldende. Græsarealet i omdrift er reduceret med 55% og kun delvis erstattet af kornhelsæd. Foderroearealet er fra at have udgjort 200.000 ha reduceret til 8.000 ha i 2003, men er delvis erstattet af fodermajs. Det permanente græsareal er reduceret med 40% fra 300.000 ha til 178.000 ha i 2003. Det må formodes at hovedparten af dette areal nu indgår i omdriften.



Figur 2 Udviklingen i landbrugsjordens arealanvendelse 1970-2003 (Danmarks Statistik, diverse årgange).

Som følge af dræning vil mange lavbundslande med højt indhold af organisk stof være delvis tørre og dermed indgå i de enkelte ejendomme omdrift. Undersøgelser over småbiotoper har vist, at der fra slutningen af 1800-tallet og op til slutningen af 1980'erne har der været en stærk reduktion i de mindste og mest våde biotoper (Agger og Brandt, 1988). I de senere år er denne tendens aftagende, men noget klart overblik findes ikke. Tidligere, hvor kvægholdet og dermed afgræsningen var mere jævnt fordelt over Danmark, har de organiske jorde ofte været anvendt til afgræsning. Som følge af kvægets koncentration i Vest-danmark, samt strukturudviklingen mod større ejendomme, hvor afgræsning nedprioriteres, må det antages at en større andel af de organiske jorde indgår i regelmæssig omdrift, hvilket fremmer nedbrydningen af jordens organiske stof.

Det er anslået at 80% af landbrugsarealet er påvirket af dræning (MST, 2002). Der er ikke fundet nyere sammenstillede opgørelser over dræningsaktiviteter. Det må dog formodes, at det primært er mineraljordene der drænes (Stokholm 2004), da der typisk ikke gives tilladelse til uddybning af vandløb. Det er således ikke muligt at inddrage dette aspekt i emissionsopgørelserne.

1.5 Datagrundlag

1.5.1 Data

Som basis for opgørelsen af arealanvendelsen anvendes den årlige Landbrugs- og Gartneristatistik fra Danmarks Statistik. Disse suppleres med informationer fra

- Landsforeningen af danske Plantningsforeninger, som årligt opgør nyplantningen af hegn med offentlig støtte.
- Amterne samt Skov- og Naturstyrelsen vedrørende etablerede vådområder
- Amterne for tilskudsordningerne vedrørende Miljø Venlig Jordbrugsdrift (MVJ-ordningerne)
- Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret vedrørende forbruget af jordbrugskalk
- Import og eksport af tørv og tørveprodukter fra Danmarks Statistik

Til den geografiske fordeling af arealanvendelsen for de organiske jorde anvendes GLR med udgangspunkt i GLR 1998, samt data indhentet fra amterne for åbne arealer, hvor der høstes spagnum. Disse grunddata bør opdateres jævnligt, således at ændringer i den geografiske fordeling af arealanvendelsen afspejles i opgørelserne.

1.5.2 Jordbundskort

1.5.2.1 Den danske jordklassificering

Til fastlæggelse af jordtypefordelingen for dyrkede arealer anvendes Den danske Jordklassificering fra 1991. Jordbundskortet omfatter teksturen i de øverste jordlag 0-20 cm og afspejler jordens dyrkningspotentiale. Kortet er dannet på baggrund af teksturanalyser af ca. 36.000 jordprøver. Afgrænsningen af jordtyperne er foretaget under inddragelse af ældre kortninger og landbrugets konsulenter. Prøverne opdeler jordene efter deres tekstur i 11 jordbundsnumre (JB). Ud fra disse er der udtegnet et kortgrundlag med et reduceret antal klasser, de såkaldte farvekoder (FK). I tabel 2 ses de anvendte teksturklasser.

Tabel 2 Teksturklasser (%) i den danske jordklassificering.

Farvekode	JB-nr	Betegnelse	% af arealet	% ler	% silt	% finsand	% grovsand	% organisk stof
FK1	JB1	Grovsand	24	0-5	0-20	0-50	75-100	<10
FK2	JB2	Finsand	10			50-100		
FK3	JB3	Grov lerblandet sand	7	5-10	0-25	0-40	65-95	
	JB4	Fin lerblandet sand	21			40-95		
FK4	JB5	Grov sandblandet ler	4	10-15	0-30	0-40	55-90	
	JB6	Fin sandblandet ler	20			40-90		
FK5	JB7	Ler	6	15-45	0-35		40-85	
FK6	JB8	Svær ler	1	25-45	0-45		10-75	
	JB9	Meget svær ler	-	45-100	0-50		0-55	
	JB10	Silt	-	0-50	20-100		0-80	
FK7	JB11	Humus (organogene)	7					>10 ^a
FK8	JB12	Speciel jordtype	-					

^a I IPCC-guidelines defineres organogene jorde som jorde >20% organisk stof.

1.5.3 Arealanvendelseskortet

Kortlægning af landets arealanvendelse udføres flere steder, og med forskellige formål for øje. Dette medfører, at det samme areal kan være medtaget i flere kort, men med en afvigende klassifikation. Dette gør sig for eksempel gældende for de åbne græsbevoksede arealer. De topografiske kortlægninger, udført af Kort- og Matrikelstyrelsen, medtager våde enge, moser og strandenge som vådområder. Amternes kortlægning af beskyttede naturtyper (§3) kortlægger alle lysåbne naturarealer, der er beskyttet ud fra især biologiske kriterier - uanset aktuel fugtighed og ikke nødvendigvis alle våde græsarealer der findes på de topografiske kort. Endelig er der landbrugets ansøgninger om hektarstøtte og indberetning til GLR, som kun medtager arealer der er søgt tilskud til - og det er langt fra tilfældet med alle græs- og §3-arealer.

I forbindelse med nærværende projekt er kortlægningen baseret på tre kortlag der overlejes i nedenstående rækkefølge, således at førstnævnte kortlag prioriteres højest:

- ♦ Amternes kortlægning af beskyttede naturtyper (§3) er udført siden 1993 og opdateres løbende, men med uvist interval og ikke for hele amtet på samme tid. Det anvendte datasæt stammer fra DMU's Areal Informations System (AIS 2000), der indeholder et separat lag nr. 501 'Beskyttede naturtyper (§3)' kortlagt i perioden 1997-1999. Herfra tages klasserne: mose, fersk eng, strandeng, overdrev, sø.
- ♦ KMS digitale topografiske kort – Top10dk – første og anden generation (ca. 1996 – 2000). Herfra klasserne: skov, bebyggelse. Desuden medtages heder og vådområder, der ikke findes i ovenstående kort (bl.a. en del klitheder)
- ♦ Blokkort til indberetning i GLR for 1998. Kortet anvendes til at opdele arealer, der ikke er klassificeret ud fra ovenstående, i landbrugsareal (indenfor blokkene) og andre arealer såsom bebyggelse, mindre veje o.l.

Hvor samme areal er gengivet på flere kort, har det førstnævnte kort prioritet. Således dominerer en beskyttet mose over en skov, der igen dominerer over blokkortet. I de følgende afsnit beskrives en metode, udviklet til dynamisk allokering af landbrugsproduktionen i forhold til de her kortlagte arealer.

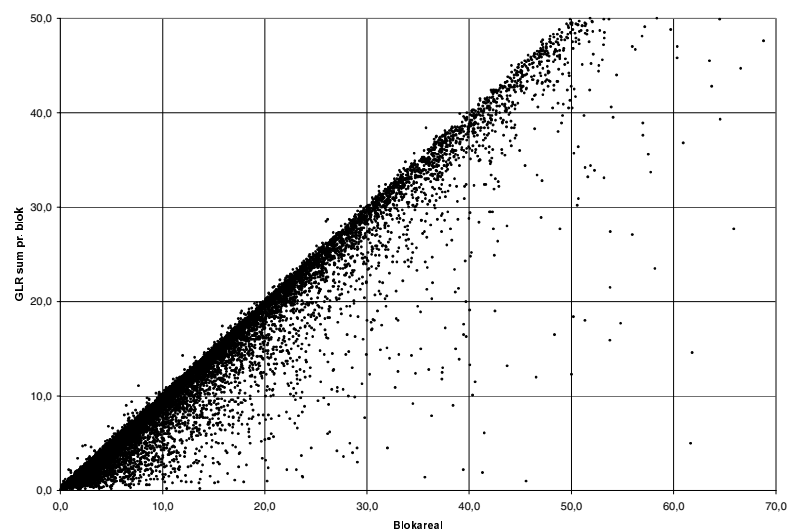
1.6 Model til opgørelse af arealanvendelsen

Det generelle landbrugsregister (GLR) indeholder oplysninger om dyrkede afgrøder på markblokniveau. GLR varetages af Plantedirektoratet til den årlige kontrol med udbetalinger af EU's landbrugsstøtte. Det dyrkede areal er opdelt i markblokke (markblokkortet), hvor blokkene fastlægges ud fra fysiske afgrænsninger i landskabet, såsom veje, vandløb, hegn etc. Ved ansøgning om hektarstøtte angives hvilken markblok den enkelte mark befinder sig i. I alt søges der årligt støtte til ca. 700.000 marker beliggende i ca. 225.000 markblokke. Det medfører at der i gennemsnit er 3,1 mark per markblok med en gennemsnitsstørrelse på knap 4 ha per mark. Den enkelte marks placering indenfor markblokken findes kun i de indsendte kort til hektarstøtteansøgningerne, men grænserne overføres ikke til det digitale kort. GLR opdateres årligt og omfatter ca. 100 forskellige afgrødetyper.

Ved at sammenlægge jordklassificeringskortet med GLR markblokkortet kan der opnås et estimat for hvilke arealer der er i omdrift hhv. permanent græs på de forskellige jordbundstyper.

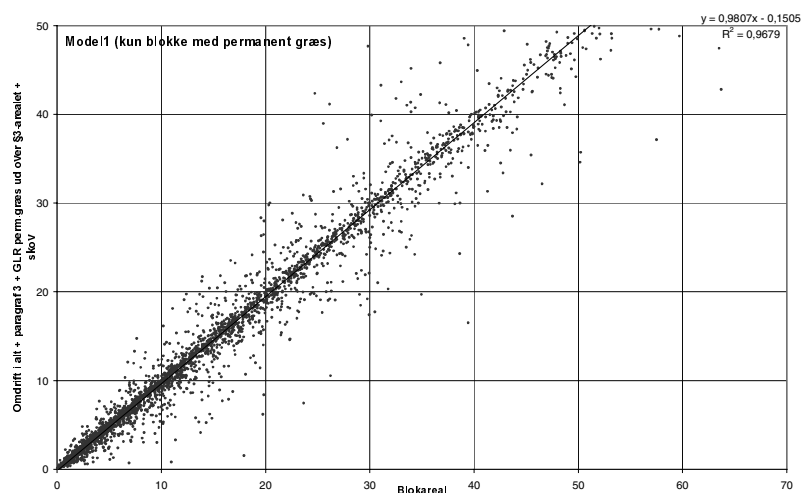
Imidlertid anvendes ikke alt areal inden for blokken til landbrugsformål. *Figur 3* viser et repræsentativt udsnit på 10% af alle markblokke. Der er især inden for de mindre markblokke et forholdsvis stort areal, hvortil der ikke søges om hektarstøtte, og som dermed ikke omfattes af landbrugsdrift. Det areal hvortil der ikke søges hektartilskud kan være §3-områder², skov, hjørner eller andre mindre dyrkningseggede områder. Arealer inden for blokken hvortil der søges hektarstøtte, må antages at være de mest dyrkningssikre, og den resterende del mindre dyrkningssikre, og dermed af mindre landbrugsmæssig værdi. Det kan derfor antages, at de ofte er mere vandlidende end resten og dermed udgør en større andel af de organiske jorde end blokken som helhed. Ved yderligere at tilføje oplysninger fra amternes kortlægning af beskyttede naturtyper (§3-mose, fersk eng, standeng, overdrev og søer) samt Kort- og Matrikelstyrelsens digitale topografiske kort – Top10dk - vedrørende skov og bebyggelse, heder og vådområder, kan der opnås en forbedret vurdering af de enkelte blokkes dyrkningspraksis og fordeling på jordbundsforhold (Münier, 2004).

² §3-områder er områder som er beskyttet af naturbeskyttelsesloven og som ikke må undergå større ændringer.



Figur 3 Blokarealet set i forhold til summen af GLR-indberetninger. Hver prik repræsenterer en blok (arealer i ha) (Münier 2004).

Figur 4 viser sammenhængen mellem det samlede blokareal og arealet hvortil der er søgt hektartilskud med tillæg for skovarealet, §3-arealet plus det areal med permanent græs der overskrider blokkens §3-areal. Herved er det antaget, at arealer med vedvarende græs fortrinsvist er sammenfaldende med §3-arealerne. Som helhed for alle blokke opnås herved en god sammenhæng mellem den enkelte bloks areal og dets samlede anvendelse i følge GLR og §3 og det topografiske kort. Den således opstillede model er anvendt til en geografisk stedfæstning af arealanvendelsen indenfor blokkene, herunder placeringen af de permanente græsarealer på mineral og organiske jorde.



Figur 4 Blokarealet set i forhold til summen omdriftsareal, skove, §3-arealer plus det areal med permanent græs, der overskrider blokkens §3-areal (arealer i ha) (Münier 2004).

Grundlaget for beregning af C-omsætningen og -balancen i jorden er afhængig af jordbundsfugtigheden og indholdet af organisk stof. For de organiske jorde skelnes der mellem våde og tørre (dvs. afvandede) organiske jorde. For de tørre organogene jorde forventes der at finde

en mineralisering sted, mens der for våde organiske jorde kan ske en opbygning af organisk stof.

Fastlæggelsen af grænsen mellem våde og tørre organiske jorde til nærværende rapport sker på baggrund af kortlægningen af lavbundsarealer. Lavbundsarealerne blev digitaliseret i forbindelse med okkerundersøgelsen på baggrund af fugtbundsarealer på topografiske kort fra omkring 1910 og hævet havbund og er det bedste estimat på et kort over de potentielt våde arealer fra tiden før dræningen for alvor lagde landet tørt. Kortet suppleres med §3-typer samt andre markarealer for at danne et billede af de nuværende våde og tørre arealer. Som en første tilnærmelse må §3-typerne, mose og strandeng formodes at være 'våd', mens overdrev, hede og fersk eng antages at tilhøre gruppen 'tør', idet de stadig skal kunne benyttes landbrugsmæssigt. Det samme gælder for arealer uden for §3.

2 Emissionen fra det dyrkede areal

Til emissionsopgørelsen deles jorderne i Den danske Jordklassificering (tabel 2) op i to grupper, hhv. mineraljorde og organiske jorde. For begge jorde er opbygget en Tier 2 model (IPCC, 2004) på baggrund af standard IPCC emissionsfaktorer, da der ikke foreligger kvalificerede danske emissionsfaktorer. Det er antaget, at alle mineraljorde er tørre jorde som kan dyrkes i fuld omdrift. De organiske jorde opdeles i tørre og våde jorde ud fra lavbundskortet, hvor de våde jorde tillægges en mindre emissionsfaktor end de tørre organiske jorde.

Ved at sammenligne GLR for 1998 og Den Danske Jordklassificering, kombineret med modellen for arealanvendelsen i foregående afsnit, er det muligt at vurdere på hvilke jordtyper de forskellige arealklasser befinder sig (Tabel 3). På denne baggrund vurderes det, at der er ca. 151.000 ha organiske jorde inden for de arealer som er opgivet i GLR, og som må formodes at være interessante i emissionsmæssige sammenhænge. Af de 151.000 ha kan de ca. 82.000 ha klassificeres som værende i sædskifte, ca. 16.000 ha som brak, ca. 25.000 ha med græs i omdrift og ca. 28.000 ha som permanent græs. I tabel 4 er vist den tilsvarende procentfordeling. Det ses tydeligt at brak og græs er mere dominerende på de organiske jorde end på mineraljordene. Fordelingen i forhold til det samlede landbrugsareal er vist i tabel 5. F.eks. er det beregnet at 3,8% af sædskiftearealerne ligger på organiske jord, mens 11,2% af brakjordene ligger her. De anvendte procentsatser må forventes at ændre sig over tid og vil blive reestimeret med mellemrum. Procentsatserne anvendes sammen med det totale dyrkede areal i opgørelsen fra Danmarks Statistik til at beregne det aktuelle areal inden for de enkelte klasser.

Tabel 3 Fordelingen af afgrøder på organogene hhv. mineraljord i 1998 beregnet ud fra GLR og Jordklassificeringen. Tallene er angivet i ha.

Jordbund	Sædskifte areal	Brak	Græs i omdrift	Permanent græs	Sum
Organiske jorde	82.191	16.056	24.885	27.864	150.997
Mineraljorde	2.098.396	126.777	214.053	114.944	2.554.169
Sum	2.180.587	142.833	238.938	142.808	2.705.166

Tabel 4 Den procentmæssige fordeling af afgrødetyper på organogene og mineraljorde i 1998.

Jordbund	Sædskifte	Brak	Græs i omdrift	Permanent græs	Sum
Organiske jorde	54%	11%	16%	18%	100%
Mineraljorde	82%	5%	8%	5%	100%

Tabel 5 Anvendte procent satser til beregning af arealanvendelserne for 1970-2002 i emissionsmodellerne for mineraljorde hhv. organiske jorde.

Jordbund	Sædskifte	Brak	Græs i omdrift	Permanent græs
Organiske jorde	3,8%	11,2%	10,4%	19,5%
Mineraljorde	96,2%	88,8%	89,6%	80,5%
Sum	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

2.1 Mineraljorde

De væsentligste faktorer som har betydning for ændringer i jordens SOC, er det initielle indhold af SOC samt sædskiftet, dvs. primært omfanget af græs i omdriften og mængden af husdyrgødning der tilføres (Heidmann 2001, Christensen 1988, von Ditz og Bachthaler 1978). Generelt afhænger udviklingen i jordens indhold af SOC af indholdet ved start, og indholdet bevæger sig i princippet mod en ligevægt som afhænger af dyrkningspraksis. Jorde med lavt indhold vil stige, mens jorde med et højt C-indhold vil falde i mængde (Mann 1986).

IPCC anbefaler enten at anvende en simpel model (Tier 2) baseret på dyrkningshistorikken eller en dynamisk modelsimulering (Tier 3) til opgørelse af SOC-balancen. Valg af Tier 3 kræver et omfattende datagrundlag som udgangspunkt samt en efterfølgende validering. Da der ikke foreligger en valideret dansk model til simulering af SOC, er der valgt at anvende Tier 2-metoden. For at sammenligne resultaterne er der foretaget en ikke-valideret modelkørsel med en dynamisk kulstofmodel (C-TOOL, Petersen 2003), for at kunne sammenligne resultaterne af de to metoder.

IPCCs Tier 2, beregner ændringen af SOC som den nuværende dyrkningspraksis sammenlignet med dyrkningspraksis for 20 år siden. Emissionen for 1990 beregnes derfor i forhold til dyrkningspraksis i 1970. 1991 sættes i relation til 1971 og så fremdeles. Baggrunden for dette valg fra IPCCs side er langtidsforsøg med en given dyrkningspraksis, hvor man har målt SOC-indholdet før og efter ændringer i arealanvendelse. Man har herefter opstillet nogle få scenarier med dyrkningspraksis og inputfaktorer som har indflydelse på SOC balancen. Faktorerne angiver således en forventet ændring i jordernes SOC. Samlet beregnes ændringen i SOC ud fra et referenceindhold som angiver jordens indhold uden dyrkning. Som eksempel kan nævnes, at dyrkning af en mineral jord i mere end 20 år uden at der tilføres husdyrgødning eller nedmuldes halm, vil reducere SOC i jord med 29% (IPCC 2004). Det beregnede C-indhold er derfor 71% i forhold til referenceindholdet. Hvis man i det samme sædskifte årligt foretager halmnedmuldning, vil det medføre at C-indholdet efter 20 år forøges med 11% til 79% af referenceindholdet ($0,71 \cdot 1,11 = 0,788$), men stadig ikke nok til at bevare referenceindholdet i jorden.

Anvendelse af standardfaktorerne kræver derfor validering med andre metoder, enten udtagning af repræsentative jordprøver og/eller modelvalideringer. I den forbindelse anvendes opgørelserne fra de danske kvadratnetsundersøgelser (Østergaard 1990, Heidmann et al. 2001, 2002) samt modelkørsler med C-TOOL (Petersen et al. 2003) til validering.

Analyser af jordprøver til bestemmelse af SOC er generelt usikre, blandt andet på grund af stor rumlig variation inden for prøveudtagningsområdet. Desuden er mængden af SOC stor i forhold til de årlige ændringer, hvilket medfører at der mindst bør være 5-10 år mellem prøveudtagningerne, eller at der skal benyttes et stort antal jordprøver for at minimere usikkerheden (IPCC 2004). IPCC anbefaler derfor at det enkelte land finder en balance mellem anvendelse af

eksisterende data og nye som kan verificere ændringerne, samtidig med at SOC skal opgøres for hvert enkelt år. Validering bør derfor foretages med nye og mere omfattende jordbundsanalyser i fremtiden, for at estimere landbrugsjordernes samlede indhold af SOC.

2.1.1 Mineraljordernes C-indhold

I Danmark skelnes mellem en række jordtyper afhængig af deres teksturforhold i pløjelaget (tabel 2). Jordtyper kategoriseres både som jordtyper (JB-numre) og som farvekoder (FK). Farvekoderne er benyttet i den landsdækkende kortlægning, mens JB-numrene benyttes til karakterisering af enkelte jordprøver.

Der findes primært tre kilder til data for de danske jorders kulstofindhold. Den ene er profildatabasen (PD), der rummer data fra ca. 2000 jordprofiler, hvoraf 847 stammer fra kvadratnettet, som blev etableret i 1986 (Østergaard 1990). Den anden er den danske jordklassificering (JK) der rummer data for tekstur og kulstofindhold fra ca. 36.000 punkter for jordlaget 0-20 cm. Denne jordklassificering, som blev gennemført i perioden 1975-1978 omfatter ikke skovjord. Den tredje er Landscenterets kvadratnetsprøver, der ikke er identiske med profildatabasen, da de ikke stammer fra samme sted. De sidste anvendes som supplerende information i beregningerne.

Det gennemsnitlige kulstofindhold i pløjelaget er vist i Tabel 6 for data fra både PD og JK. Kulstofindholdet er generelt lidt lavere for data fra PD end for JK, hvilket kan skyldes at prøverne i PD er udtaget nogle år senere end JK, og at det er svært at sikre en arealmæssig repræsentation af data fra PD som matcher data i JK.

Som det ses er der små forskelle i kulstofindholdet mellem jorderne. For mineraljordene (FK1-FK6) findes det højeste indhold i de mest sandede jorde samt i svær lerjord. Sidstnævnte udgør dog et meget lille andel af arealet. Denne fordeling kan skyldes at mange danske sandjorder er podzolerede, bl.a. som følge af at de er opdyrket fra hede. På podzolerede jorde er kulstofindholdet generelt højere end på andre jorde. Hertil kommer at man gennem mange år har haft en større andel af kvæg på de sandede jorde og følgelig en større andel af græs og husdyrgødning til at bidrage til opbygning af kulstofpuljen. På de podzolerede jorde er en større del af det organiske stof formentlig helt eller delvist inert (bl.a. som trækul), hvilket indebærer at det ikke indgår i den organiske stofomsætning og dermed ikke nedbrydes. Ca. 7% af arealet er klassificeret som organiske jorde med et indhold af organisk stof større end 10% (5,8% kulstof) i pløjelaget.

Tabel 6 Gennemsnitlige kulstofprocenter i pløjelaget i de danske jorddatabaser (profildatabasen: PD og jordklassifikationen: JK). Endvidere er det gennemsnitlige kulstofindhold i den øverste første meter af jorden beregnet for forskellige farvekoder i jordklassifikationen. Arealet dækker både natur, skov og landbrugsarealer (Krogh et al., 2003).

FK	Areal (km ²)	%	Kulstofprocent i pløjelaget (0-28 cm)		Kulstofindhold (0-1 m) t SOC ha ⁻¹
			PD	JK	
FK1+2	12.733	34	1,87	2,02	136
FK3	10.599	28	1,92	2,02	121
FK4	9.274	24	1,76	1,64	119
FK5	2.329	6	1,60	1,78	115
FK6	314	1	2,94	3,21	208
FK7	2.613	7	18,03	16,57	479

Der findes kun få danske målinger der angiver ændringer i agerlandets SOC-indhold. Som nævnt i indledningen er det generelle C-indhold i agerjord omkring 110 tons SOC per ha i 0-50 cm dybde (Heidmann et al. 2001, Olesen 1991), hvilket dækker over store variationer fra et lavt indhold på visse sandede jorde, til høje værdier på de organiske jorde. Den seneste større undersøgelse er målinger i kvadratnettet, hvor der blev foretaget målinger på de samme 328 punkter i 1987 og i 1998 (Heidmann et al. 2001). Tabel 7 viser det gennemsnitlige C-indhold i dybden 0-50 cm fordelt på jordbundstyper i 1987 og 1998. Undersøgelserne viser generelt, at der er sket en stigning i indholdet af organisk stof på ejendomme med kvæg og et fald på planteavls- og svineejendomme (Heidmann et al. 2001, 2002). Ligeledes ser det ud til, at der har været en stigning i C-indholdet på de lettere jorde (dog ikke signifikant) (Heidmann et al. 2001).

Tabel 7 Gennemsnitligt indhold af SOC (t ha^{-1}) i dybden 0-50 cm fordelt på jordtyper i 1987 og 1998. Jordprøver med JB over 7 er udeladt (efter Heidmann et al. 2001).

JB	FK	Antal prøver	% SOC (0-25 cm)		C-indhold, tons ha^{-1} (0-50 cm)		Ændring, tons ha^{-1}
			1987	1998	1987	1998	
1	1	49	2,08	2,34	121	145	+24
2	1	28	1,71	1,71	93	105	+12
3	2	20	2,25	2,17	124	130	+6
4	2	80	2,10	2,10	117	122	+5
5	3	13	1,66	1,53	105	92	-13
6	4	93	1,84	1,50	100	93	-7
7	5	45	1,72	1,59	116	101	-7
1-7		328			110	112	+2
11	7	4	12,43	10,42			

En nærmere analyse af udviklingen viste, at de betydende faktorer som havde negativ indflydelse på C-udviklingen, var C-indholdet ved start, % ler og % finsand, mens antal år med græs, antal gange med udbringning af husdyrgødning og udbringning af handelsgødning øgede C-indholdet i jord (Heidmann et al. 2001). Da især den danske kvægbestand, og dermed både mængden af husdyrgødning og antal græsmarker i sædskiftet, er størst på de lettere jorde, vil den største stigning i C-indholdet forekomme på de lettere jorde. Det modsatte forhold gør sig gældende for de mere lerholdige mineraljorde, som typisk har en mindre andel husdyrgødning og græs i om-drift.

2.1.2 Model til beregning af C-ændringer i mineraljorde

IPCCs metode for mineraljorde er angivet i ligning 1 og 2. De beregner ændringen i jordens indhold af organisk stof over en endelig periode, som følge af driftsændringer. Det tidligere (C_{t-20}) og det nuværende (C_t) kulstofindhold i jorden for hver del af landbrugsarealet estimeres fra et reference kulstofindhold ved anvendelse af faktorer, som beskriver effekten af driftsledelsen (ligning 2). De årlige ændringer beregnes som forskellen i lageret delt med en tidsperiode, der som standard er 20 år.

$$\Delta C = [(C_t - C_{t-20}) A] / 20 \quad (1)$$

$$C_t = C_R F_L F_M F_I \quad (2)$$

hvor ΔC er den årlige ændring i jordens kulstoflager ($t \text{ SOC } \text{år}^{-1}$), C_t er kulstoflageret til tiden t ($t \text{ SOC } \text{ha}^{-1}$), C_{t-20} er kulstoflageret til tiden $t-20$ ($t \text{ SOC } \text{ha}^{-1}$), A er arealet af det pågældende stykke landbrugsareal (ha), C_R er reference kulstofindhold i landbrugsjorden ($t \text{ SOC } \text{ha}^{-1}$), F_L er en faktor for ændring i arealanvendelse, F_M er en faktor for ændring i jordbearbejdningsmetode, og F_I er en faktor for input af organisk stof til jorden.

IPCC (2004) har angivet standardværdier for reference kulstofindhold i jorden. Relevante referenceværdier for kulstofindholdet er angivet i tabel 8. Disse er lidt lavere i sandjord end i lerjord. På baggrund af de danske undersøgelser, og fordi mange danske sandjorde er podzolerede, bl.a. som følge af at de er opdyrket fra hede, skønnes det ikke muligt at opdele jordtyperne med hensyn til effekt af jordtype (Tabel 7). Der benyttes derfor samme referenceindhold af kulstof i alle jorder. Der findes også en del kulstof i 30-50 cm dybde, hvortil kulstoffet kan komme fra rødder eller via transport f.eks. med vand. Dette er bl.a. vist i undersøgelserne fra kvadratnettet (Heidmann et al. 2001), hvor der kunne konstateres en signifikant stigning i dybden 25-50 cm. Som reference anvendes derfor dybden 0-50 cm, hvor referenceindholdet C_R sættes til 110 tons SOC ha^{-1} , svarende til gennemsnittet af alle data på mineraljorde i kvadratnettet i 1987 (Østergaard, 1990).

Tabel 8. Standardværdier for reference kulstofindhold i jorden i et fugtigt og køligt tempereret klima (0-30 cm dybde) (IPCC, 2004) samt de anvendte danske værdier.

Jordtype	Kulstofindhold ($t \text{ SOC } \text{ha}^{-1}$)	
	IPCC ^{a)}	Anvendt danske værdier ^{b)}
Lerjord (>8 % ler)	85	110
Sandjord (<8 % ler)	71	110
Podzolerede jorde	115	110

^a 0-30 cm dybde

^b 0-50 cm dybde

Krogh et al. (2003) beregnede kulstofindholdet i danske jorder til 1 m dybde med udgangspunkt i data fra både PD og JK (Tabel 6). Det gennemsnitlige kulstofindhold på mineraljorderne (FK1-6) til 1 m dybde er 126 tons SOC ha^{-1} . På landbrugsjorde var det gennemsnitlige kulstofindhold i pløjelaget (0-28 cm) 80 tons SOC ha^{-1} , som ligger tæt på IPCCs referenceværdier (Tabel 8).

Der foreligger ikke danske forskningsresultater, der viser at pløjefri dyrkning (direkte såning eller reduceret jordbearbejdning) øger jordens indhold af kulstof. Desuden er arealet med direkte såning så lille i Danmark, at det kan ignoreres. På langt hovedparten af arealet med pløjefri dyrkning anvendes en eller flere kraftige stubharvninger, som må formodes at øge omsætningen af organisk stof i jorden så meget, at det vil svare til en pløjning (Olesen et al., 2002). Faktoren for jordbearbejdning sættes derfor til $F_M = 1$.

Med hensyn til arealanvendelse skelnes kun mellem græsmarker, sædskiftemarker og brakmarker (set-aside). Der benyttes standard

IPCC (2004)-værdier for arealanvendelsesfaktoren svarende til et tempereret og fugtigt klima. Her er $F_L = 0.71$ for sædskiftemarker, $F_L = 0.82$ for brakmarker og $F_L = 1.0$ for naturlige græsmarker og $F_L = 1.14$ for intensivt dyrkede græsmarker. Faktoren for input af organisk stof (F_I) angives af IPCC (2004) til 1.11 for intensivt dyrkede græsmarker, der tilføres yderligere management input, hvilket her tolkes som husdyrgødning. For sædskiftemarker angiver IPCC (2004) en faktor på $F_I = 1.11$ for større input af planterester, f.eks. via halmnedmuldning og efterafgrøder. Hvis der derudover tilføres husdyrgødning, benyttes en faktor på $F_I = 1.38$. Dette svarer til at faktoren for husdyrgødning i sig selv er 1.24. En samlet oversigt findes i tabel 9.

Tabel 9 Anvendte inputfaktorer til beregning af udviklingen i jordens SOC-indhold.

	Faktor	Omdrift	Græsmark i omdrift	Brak	Uden for omdrift
Arealanvendelsesfaktor	F_L	0,71	1,14	1	1
Managementsfaktor	F_M	1	1	1	1
Input, uden halmnedmuldning	F_I	1	1	1	1
Input, halmnedmuldning + efterafgrøder	F_I	1,11	1	1	1
Husdyr, Kvæg og andet	F_H	1,24	1,11	1	1
Husdyr, Svin	F_H	1,24	1,11	1	1

For at vurdere IPCCs input-faktorenes validitet under danske forhold, er der taget udgangspunkt i kulstofindholdet i 320 punkter fra kvadratnettet for nitratundersøgelser, hvor der blev målt kulstofindhold i 0-25 cm og 25-50 cm dybde i 1997/98, og hvor arealanvendelse var kendt for de foregående 11 år. Der blev opstillet følgende regressionsmodel:

$$C = C_o + a A_g + b N_h \quad (3)$$

hvor C er det observerede kulstofindhold i dybden 0-50 cm (tons SOC ha^{-1}), C_o er kulstofindholdet i sædskiftemarker uden tilførsel af husdyrgødning (tons SOC ha^{-1}), A_g er andelen af græs i sædskiftet i de foregående 11 år, N_h er tilførslen af kvælstof med husdyrgødning (kg N ha^{-1}), og a og b er konstanter.

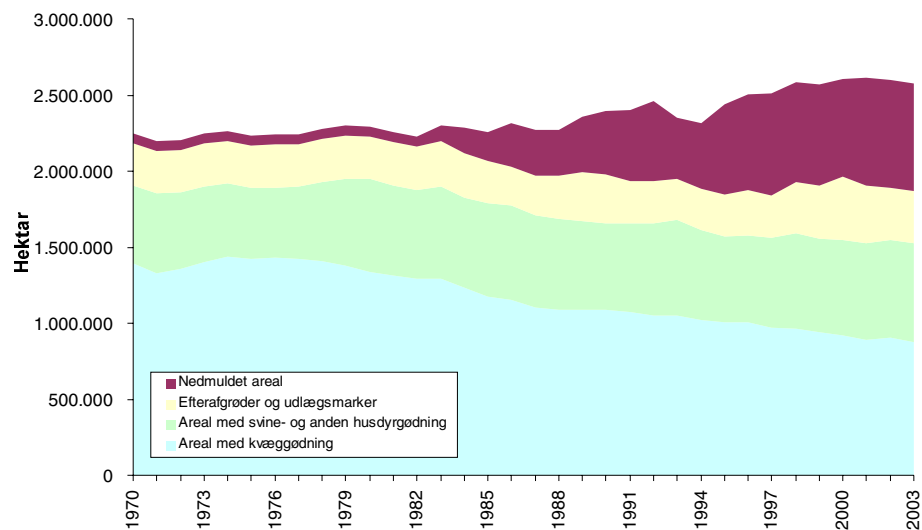
Med baggrund i det nævnte datasæt blev C_o estimeret til 95 tons SOC ha^{-1} , a til 78 tons SOC ha^{-1} , og b til 0.12 tons SOC $\text{kg}^{-1} \text{N}$. Dette giver et forhold mellem kulstofindhold på sædskiftemarker og græsmarker på 0.55. Dette skal sammenlignes med forholdet mellem IPCC-værdierne F_L for sædskiftemarker og for intensivt dyrkede græsmarker på $0.71/1.14 = 0.62$. Dette forhold afviger ikke væsentligt fra det estimerede forhold på 0.55, og der er derfor grundlag for at betragte græsmarkerne i Danmark som generelt intensivt dyrkede. Hvis det antages at husdyrgødede arealer i gennemsnit tilføres $150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, vil dette resultere i en stigning i kulstofindholdet på 18 tons SOC ha^{-1} . For sædskiftearealer fører dette til en stigning i jordens kulstofindhold på 19%, hvilket er en smule mindre end den effekt, der tillægges husdyrgødning i IPCC (2004)-metodikken. Her holdes dog

fast i værdierne fra IPCC (2004), da effekten fra regressionen er usikkert bestemt.

På denne baggrund benyttes følgende ligning til bestemmelse af jordens kulstoflager til tiden t :

$$C_t = C_R F_L F_I F_H \quad (4)$$

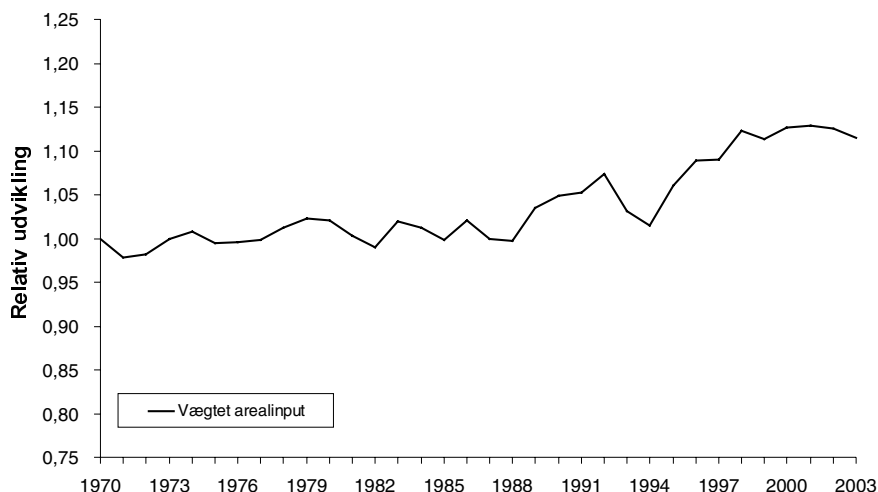
hvor F_I er en faktor, der afhænger af input af organisk stof med planterester, og F_H er en faktor, der afhænger af input med husdyrgødning. C_R sættes til 110 tons SOC ha^{-1} som kulstofindholdet i 0-50 cm for alle danske mineraljorder. F_L sættes til 0.71 for sædskiftemarker og 1.14 for græsmarker i omdriften, idet det antages at alle græsmarker vil være intensivt dyrkede. For græsmarker uden for omdriften sættes $F_L = 1.0$, svarende til naturlige græsmarker. Faktoren for input med planterester er kun relevant for sædskiftemarker, og F_I sættes til 1.11 ved nedmulding af halm og/eller dyrkning af efterafgrøder. I øvrige tilfælde sættes F_I til 1.0. Faktoren for husdyrgødning (F_H) sættes til 1.0 på arealer, der ikke tilføres husdyrgødning. På græsmarker sættes $F_H = 1.11$ ved tilførsel af husdyrgødning, og på sædskiftemarker sættes $F_H = 1.24$ ved tilførsel af husdyrgødning. Det antages at der ved tilførsel af husdyrgødning tilføres 150 kg total-N $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$. Ved fordelingen af husdyrgødningen er det antaget at sædskiftemarker på organiske jorde tildeles samme mængde som på mineraljorderne. Den til rådighed værende mængde til organiske jorde er således



Figur 5 Det samlede areal påvirket af inputfaktorer fra 1970 til 2003.

reduceret med arealet af organiske jorde. I figur 5 er vist det samlede areal som er påvirket af arealfaktorer. Siden 1970 er mængden af N i husdyrgødningen faldet, og dermed er det beregnede areal som modtager gødning ligeledes faldende. Efterafgrødearealet er holdt konstant fra 1970 til 1982, som er det første år, hvor Danmarks Statistik har opgjort arealet (defineret som udlægsmarker i tabellen over vintergrønne marker, Danmarks Statistik 2004). Siden 1998 er dette areal steget som følge af VMPII-aftalen. Arealet med nedmuldet halm

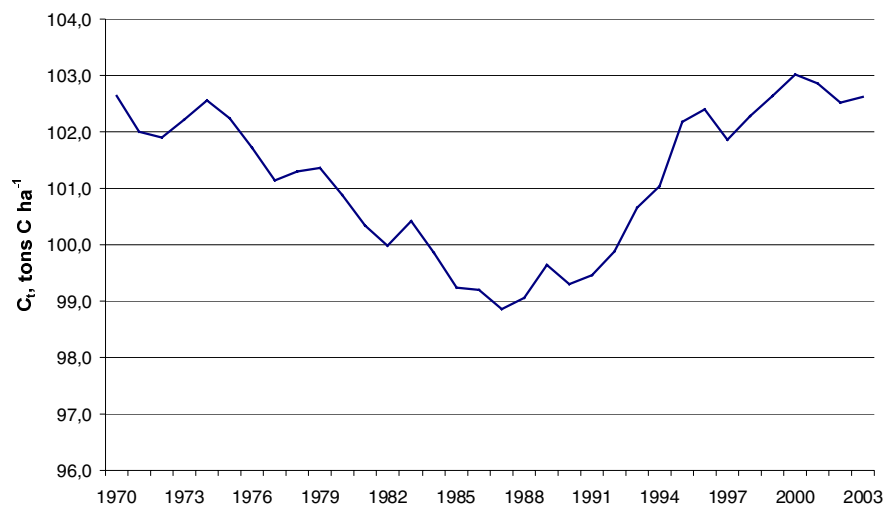
har været stigende siden starten af 80'erne (Statistiske Efterretninger for Energi og Miljø, diverse årgang). I henhold til Danmarks Statistik blev ca. 50% af "ikke bjærget halm" afbrændt i 1989, som var det sidste år inden forbuddet mod halmafbænding trådte i kraft. Efter 1990 er alt "ikke bjærget halm" nedmuldet. I figur 6 er vist den relative udvikling i inputfaktorer. Fra 1970 til slutningen af 80'erne varierer den relative vægtede input faktor omkring 1. Herefter ses en stigning frem til 2003 på 12%, primært som følge af halmafbændingsforbuddet, et øget areal med efterafgrøder samt et mindre landbrugsareal.



Figur 6 Relativ vægtet udvikling i inputfaktorer fra 1970 til 2003.

2.1.3 Emission fra mineraljorde

I figur 7 er vist den beregnede C_t for 1970-2003, med en reference (C_R) på 110 tons SOC ha^{-1} . Som følge af en dyrkningspraksis med højt halmudtag, et stort areal hvor halmen afbrændes samt få efterafgrøder, forudsiger IPCCs Tier 2-model et faldende SOC-indhold i mineraljordene frem til midten af firserne (den relative inputfaktor i figur 6 er uændret i perioden). Efter dette tidspunkt beregnes et stigende SOC-indhold i jorden som følge af halmafbændingsforbuddet i 1990, et øget areal med efterafgrøder samt brak.



Figur 7 Estimeret udvikling i C_t fra 1970 til 2003

IPCCs model anvender forskellen mellem C_t og C_{t-20} som udgangspunkt til beregning af de årlige ændringer (ligning 1). Det medfører, at ændringen i et givet år er afhængig af dyrkningspraksis i det pågældende år og 20 år forinden, uden at der tages hensyn til de mellemliggende år. I figur 12 ses de opgjorte nettoemissioner per ha for 1990 til 2003.

Det kritiske ved modeller af denne type er, hvor hurtigt en given ændring i inputfaktorerne og afgrødesammensætning vil slå igennem på emissionsopgørelsen. Vælges en lang tidsperiode, f.eks. 20 år, og kun forholdet mellem to specifikke år, som IPCCs Tier 2-metode, opnås dels en udjævnet men også en forsinket effekt. Udjævningen er dog kun delvis, fordi der anvendes to specifikke år, hvor det enkelte års dyrkning bliver afgørende. Blandt andet bliver usikkerheden i de årlige arealstatistikker meget fremtrædende. Det har derfor været nødvendigt at korrigere enkelte data i landbrugsstatikken til mere realistiske tal. Det drejer sig især om årene 1990 og 1991, hvor der er korigeret for halmudbytte, samt 1993 og 1994 hvor arealfordelingen mellem græs i sædskiftearealer, græs i omdrift, brak og permanent græs var meget uklare. Anvendes der derimod en kort periode slår ændringer i arealanvendelsen hurtigt igennem. Da de anvendte parametre er baseret på langtidsforsøg, vil kombinationen af parametre og kort tidsperiode give større ændringer i en emissionsopgørelse, end det er muligt set ud fra en biologisk betragtning. Figur 7 viser således emissionen, hvor tidsfaktoren er et år og dermed den maksimale ændring der kan forekomme med de anvendte parametre.

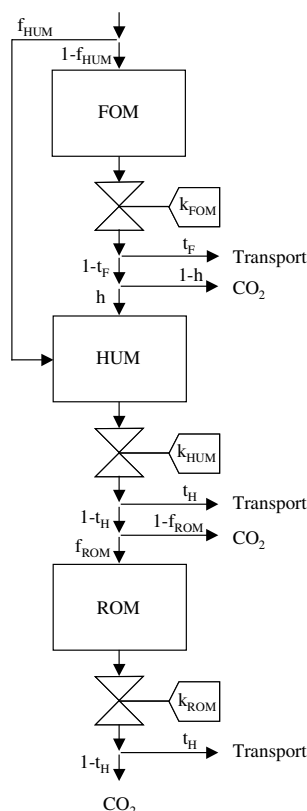
Da C_t kurven i figur 7 har sit laveste punkt omkring slutningen af 80'erne, og basisåret for emissionsopgørelserne i henhold til Klimakonventionen tager udgangspunkt i 1990, vil alle udjævninger som har en længere tidshorisont end 5 år, medføre, at 1990 vil have en nettoemission, og jo længere en tidsperiode der anvendes, jo længere frem mod år 2000 vil der forekomme en nettoemission. Dette kan sammenlignes med at Heidmann et al. (2001) for perioden 1987 til 1998 estimerede en stigning på ca. 2% (tabel 7). Herudover vil IPCC-metoden estimere at jordens C-indhold, C_t , stiger, samtidig med at man i opgørelsesmæssige sammenhænge estimerer en nettoemission

af CO₂-C. Metoden kan derfor ikke anvendes til at beregne eller sammenligne det absolutte SOC-niveau.

Resultaterne af beregningerne er samlet med resultaterne af modelberegningerne med C-TOOL i afsnit 2.1.5.

2.1.4 Beregning af SOC i mineraljorde med C-TOOL

For at sammenligne og validere IPCCs Tier 2-model er der foretaget beregninger med C-TOOL (Petersen et al. 2002, Petersen 2003). Med værktøjet C-TOOL er en dynamisk 3-puljet SOC-model implementeret hvor der anvendes førsteordens nedbrydningsrater (figur 8). Modellen er initialiseret med landsdækkende målinger af C-indholdet i 0-100 cm's dybde i 1987, og beregningerne er foretaget på amtsbasis frem til 2003. For hvert amt indgår arealerne med de respektive afgrøder, tilbageførte rester af organisk materiale fra afgrøderne, herunder nedmuldet halm og rodrester samt husdyrgødning. Inputdata kommer fra Danmarks Statistik og fra Landbrugsregistre samt fra målinger i det landsdækkende Kvadratnet.

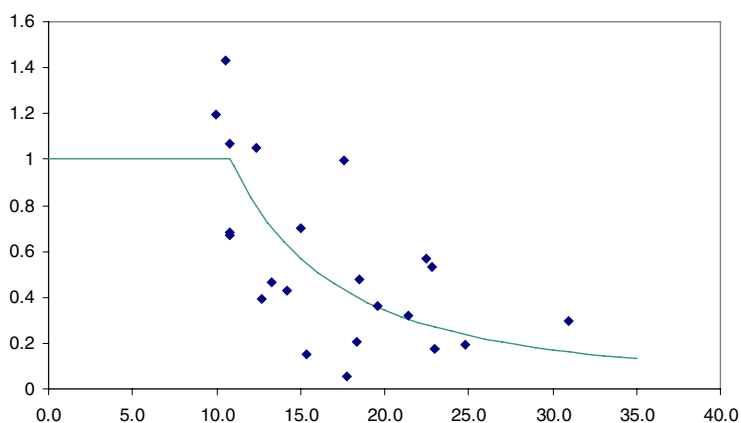


Figur 8 Modelstruktur. FOM: Fresh Organic Matter, HUM: "Humus", ROM: Resilient Organic Matter.

Modellens "FOM"-pulje er en samlepulje for delvist omsat materiale, mellemprodukter, svampe, bakterier og smådyr. Med den her ønskede mindsteopløsning på et år, kan disse samles i én pulje, mens modeller med finere tidsmæssig opløsning må differentiere mellem disse puljer (Petersen et al., in press (b)). "HUM"-puljen består af stabiliseret organisk materiale ("aktiv humus"), med en halveringstid omkring et halvt århundrede. "ROM"-puljen består af meget langsomt omsætteligt stof. ¹⁴C-dateringer viser, at jord fra pløjelaget typisk har

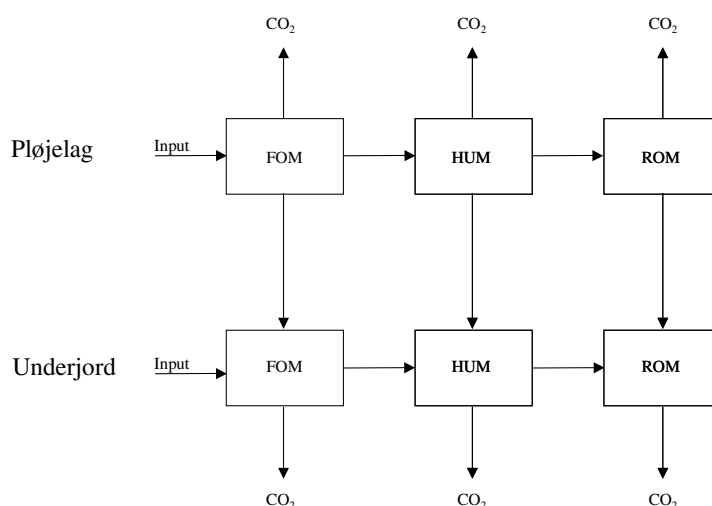
en gennemsnitlig alder på omkring 800-1000 år. Sammenholdes dette med data for omsætning i jorden, kan det konkluderes, at en betydelig del af jordens organiske stof ("ROM"-puljen) nødvendigvis må være årtusinder gammelt. Dermed kan dette organiske stof regnes for praktisk taget inaktivt, hvis man betragter udviklingen inden for nogle årtier eller endda århundreder.

Der findes ingen laboratorieanalyser der med acceptabel sikkerhed kan måle denne "inaktive" andel. Men ved anvendelse af modelberegninger kan fås et estimat for det gennemsnitlige indhold i pløjelaget på 40,5 %, Petersen et al. (2005a). Dette indhold sættes op ved høje C/N-forhold, således at der er mindre CO₂-udvikling per mængde C i jorden, jf. figur 9.



Figur 9 Relativ CO₂-udvikling plottet mod jordens C/N ratio. Punkterne angiver målinger fra Springob & Kirchmann (2002).

Jorden under pløjelaget udgør en særlig problemstilling ved anvendelse af denne type modeller. Der findes kun få data på jorden under pløjelaget, "underjorden", selvom gennemsnitligt 56 % af SOC findes i 25-100 cm's dybde, og kun 44 % findes i 0-25 cm's dybde, beregnet ud fra de prøver fra Kvadratnettet der indgår i datagrundlaget. Det er vist, at der er en betydelig CO₂ udvikling, også fra jorden under pløjelaget, selvom den udviklede mængde per enhed C i jorden er mindre end fra pløjelaget (Lomander et al. 1998, Accoe et al. 2002). Derfor må der foregå en nedadgående netto-transport af C i jorden, da langt størsteparten af rodmaterialer afsættes i pløjelaget. Denne transport er blandt andet forårsaget af jordlevende dyr, herunder regnorme samt opløst organisk stof og kolloid-bundet C. For enkeltheds skyld opererer modellen med to jordlag, pløjelaget i 0-25 cm's dybde og "underjorden" i 25-100 cm's dybde, se figur 10.



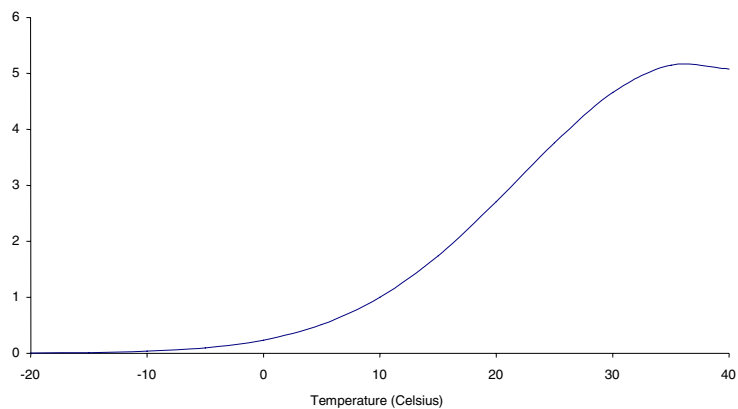
Figur 10 C-TOOLS opdelingen i pløjelag og underjord, med nedadgående transport.

Ved parametriseringen er modellens nedadgående transport af "humus" (t_H , Figur 8) sat således, at fordelingen af SOC mellem 0-25 cm og 75-100 cm i en "steady-state" modelsimulering er lig med gennemsnittet fra Kvadratnettets mineraljorde. Herved fås en værdi for t_H på 0,43, hvilket er i god overensstemmelse med Elzein og Balesdent (1995), som fandt at flowet ud af "aktiv humus" puljen var nærværdet ligeligt fordelt mellem transport og CO_2 -udvikling, samt Bol et al. (1999) der anslog en faktor mellem 0,3 og 0,5. Parameteren t_F (0,006) er estimeret ud fra Jenkinson (1977).

Omsætningshastigheden i de tre puljer følger 1. ordens kinetik

$$\frac{dC_i}{dt} = -k_i C_i \quad (5)$$

hvor C_i er indholdet af kulstof i pulje i (t ha^{-1}), t er tid (år) og k_i er omsætningshastigheden for pulje i (år^{-1}). Der benyttes månedlige tidskridt, som integreres ved benyttelse af 4. ordens Runge-Kutta-metoden. Omsætningshastigheden er angivet ved 10 °C, og modificeres ved at multiplicere med temperaturfunktionen fra figur 11. I denne simulering er anvendt gennemsnitlige månedsværdier fra Askov forsøgsstation. Pløjelaget antages at følge lufttemperaturen, mens underjordens temperatur simuleres som en gennemsnitlig svingning i jordtemperatur i 0.6 m's dybde, udregnet efter Hansen et al. (1990, s. 81)



Figur 11 Sammenhæng mellem relative omsætningsrater og temperatur (Kirschbaum 1995).

Fordelingen mellem SOC tabt fra FOM puljen som CO_2 , og SOC indbygget i HUM-puljen er taget fra Coleman og Jenkinson (1996):

$$R(X) = 3.09 + 2.67 \exp(-0.079X) \quad (6)$$

hvor X er lerprocenten og R ratioen ($\text{CO}_2\text{-C}$ tab)/(SOC indbygget i HUM-puljen). For husdyrgødningens vedkommende indbygges yderligere 8 % direkte i HUM-puljen (f_{HUM}). Dette tal er baseret på Stemmer et al. (2000).

Den vitale modelparameter k_{HUM} ($0,0289 \text{ år}^{-1}$ inklusive transport) er optimeret på dataserierne fra mark- og rammeforsøg ved Rothamsted, Ultuna, Askov og Risø. Disse dataserier til optimering og validering er taget fra Petersen et al. (2005a), ligesom algoritmerne til optimering er her fra. For at forbedre modelparametrene er der foretaget en kalibrering af modellen ud fra simuleringer af jordens udvikling i ^{14}C (Petersen et al. 2005a). Omsætningshastigheden for FOM er 1.44 år^{-1} (Petersen, 2003), mens omsætningshastigheden for ROM ($0,00046 \text{ år}^{-1}$ inklusive transport) er sat således, at indholdet af ^{14}C i overjorden svarer til niveauet for Askov Forsøgsstation før de atmosfæriske atomprøvesprængninger. Dette ^{14}C -indhold bidrager til at parametrisere omsætningen af ROM-puljen.

Som input til modellen indgår arealerne på amtsbasis med de respektive afgrøder, tilbageførte rester af organisk materiale fra afgrøderne, herunder nedmuldet halm, samt husdyrgødning. Mængden af C fra rodafsætning og afgrøderester er beregnet ud fra udbytterne via allometriske funktioner.

Mængden af C i husdyrgødning er baseret på antallet af husdyr der indgår i de nationale emissionsopgørelser (DIEMA 2004) samt beregnet på baggrund af husdyrgødningsnormtallene ab lager (Poulsen et al. 2001) og antallet af husdyr fordelt på de forskellige staldtyper korrigeret for afgræsning. Mængden af husdyrgødning afsat på græs er beregnet ud fra foderindtaget korrigeret for foderudnyttelse.

Startværdierne for SOC i jorden er taget fra Kvadratnettet (data venligst stillet til rådighed af Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret), hvor der er målt ned til en meters dybde med 25 cm intervaller i 1987. Over 600 punkter herfra indgår i herværende simuleringer. JB-

klasserne er opdelt på Jylland og Øerne, således at der anvendes gennemsnitlige jorde for disse to respektive områder inden for hvert JB-nummer. JB7 og JB8 er slået sammen. C/N-forholdet i jorden er dels taget fra datasættet der ligger til grund for Heidmann et al. (2001), og dels fra DJF's profildatabase. Jordtypefordelingen på de enkelte amter er fra 1995. Beregningerne af disse fordelinger omfatter landbrugsarealer (kode 2112) i Areal Informations System (AIS 2000), som er baseret på topografiske kort, TOP 10 DK-kort, samt amternes kortlægning af beskyttede naturtyper. Kun minerogene jordtyper i jordklassificeringen indgår i beregningerne, dvs. humusjord (FK7) er ekskluderet.

Mineraljordernes C-indhold er på denne baggrund beregnet til 373,68 Tg (mio. tons) i 0-1 m for 2.595.345 ha landbrugsjord. Dette giver i gennemsnit 143 tons ha⁻¹, hvilket er højere end angivet af Krogh et al. 2003. Forskellen kan tilskrives forskelle i brug af basisdata og opskaleringsmetode.

Resultaterne fra simuleringerne kan ses i figur 12. I perioden blev der simuleret en jævn stigning i hele perioden på nær fra 1987 til 1988 og fra 2002 til 2003. Den samlede stigning er opgjort til 5,1 mio. tons C, svarende til 1,3 % svarende til 18,6 mio. tons CO₂-C i perioden. I gennemsnit giver det 1,1 mio. tons CO₂-C år⁻¹.

Udviklingen i landbrugsarealets størrelse er ikke indregnet i disse simuleringer, der tager udgangspunkt i landbrugsarealet størrelse i 1995. Under antagelse af at landbrugsarealer der overgår til anden anvendelse, hverken har en generelt faldende eller stigende tendens, vil denne forenkling have en temmelig beskeden indflydelse på den simulerede udvikling.

Simuleringen udgør en uafhængig vurdering af udviklingen i mineraljordernes C-indhold. Det er imidlertid ikke muligt at validere modellen, da der ikke findes et tilstrækkeligt datamateriale med jordbundsanalyser. Resultaterne fra denne dynamiske simulering fremkommer grundlæggende som en balance mellem nedbrydning og tilførsel af C. Til begge poster er der knyttet parametre med en usikkerhed der ikke er kendt, så det er vanskeligt at vurdere den samlede usikkerhed ved denne metode. Derimod må det antages, at ved vurdering af *ændringer* i tendensen for udviklingen af SOC i jorden, som kan forårsages af ændret tilførsel af C eller ændrede temperaturforhold, er simuleringerne andre metoder overlegne.

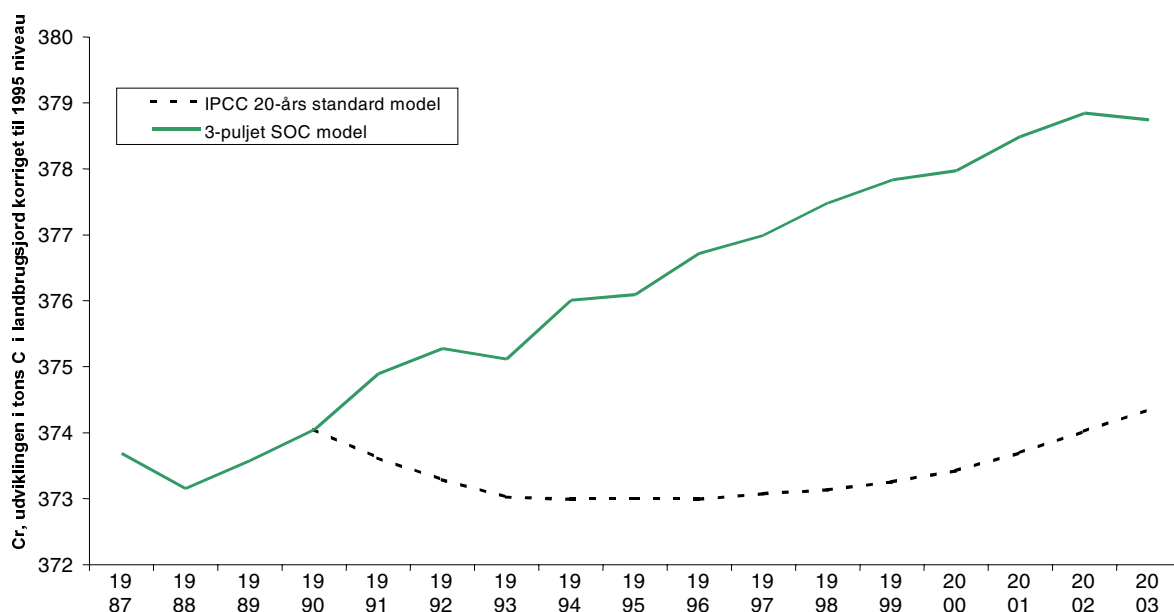
C-TOOL vil senere kunne raffineres ved at anvende det lokale klima for hvert punkt, samt øge antallet af dybde-intervaller.

2.1.5 Sammenligning mellem Tier 2 modellen og den dynamiske SOC-model

I figur 12 er vist resultaterne fra modelberegningerne med IPCCs Tier 2-model, hvor tiden, *t*, er sat til 20 år samt resultaterne fra C-TOOL. Det absolutte SOC-niveau er justeret til det beregnede estimat for jordens SOC-indhold indtil 1 m dybde i 1987 på 373 mio. tons C. Som det ses beregner IPCCs standardmodel, en nettoemission i 1990 og ligeledes en emission frem til 1996. Herefter vender udviklingen, og

der sker en nettobinding som er svagt stigende frem til 2003. Den simulerede udvikling med C-TOOL viser en forholdsvis konstant nettobinding i alle årene fra 1988 og frem. IPCCs Tier 2-model beregner en nettoemission på ca. 1,6 mio. tons CO_2 år^{-1} i 1990 og stigende til en nettobinding ca. 1,2 mio. tons CO_2 år^{-1} i 2003. C-TOOL simulerer en nettobinding i alle årene på ca. 1,4 mio. tons CO_2 år^{-1} .

Det er ikke endelig afgjort hvilken metode der bedst estimerer CO_2 -emissionen fra mineraljorde under danske forhold, da C-TOOL kører i en forsimplet udgave, hvor der blandt andet ikke er taget hensyn til ændringer i landbrugsarealets aktuelle størrelse.



Figur 12 Udvikling i jordens C-indhold med IPCCs Tier 2-metode og den simulerede udvikling med C-TOOL. Se tekst for nærmere forklaring.

2.1.6 Usikkerhed

Beregningerne er behæftet med en betydelig usikkerhed. Den maksimale opbygning af SOC ud fra viden om rodmængder, tilbageførte halm mængder, andre afgrøderester samt husdyrgødning vil svare til den dynamiske modellering, dog skal der tages hensyn til, at nedbrydningstiden f_{HUM} kan være overestimeret og kan andrage 400-750 $\text{kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i dyrkede arealer. En usikkerheden kan derfor ikke angives. På grund af den store usikkerhed omkring resultatet bør der gennemføres målinger i landbrugsjorden som kan tilvejebringe validere estimater for mineraljordenes udvikling i SOC.

2.2 Organiske jorde

Estimering af anvendelsen af organiske jorde sker ved at kombinere GLR 1998 med den danske jordklassificering. Som vist i tabel 3 er det vurderet, at 151.000 ha organiske jorde har landbrugsmæssig anvendelse ud af de undersøgte arealer (Bornholm indgik ikke i undersø-

gelsen). Tabel 4 viser dyrkningspraksisen på de organiske jorde. 54% af de organiske jorde som lå indenfor markblokkene er sædskiftearealer, 16% græs i omdrift, 11% brak og 18% permanent græs. Som vist i tabel 4 er anvendelsen af de organiske jorde forskellig fra mineraljordene. En større andel henligger med græs i omdrift, er braklagte eller med permanent græs.

Procentfordelingen i tabel 5 er anvendt for årene fra 1990 til 2003 til beregning af anvendelsen af de organiske jorde. Procentsatserne er sat i forhold til den totale arealanvendelse i Danmarks Statistik. Fra 2004 vil nye procentsatser blive beregnet på baggrund af en ny samkøring af GLR for 2004 og jordbundskortet. De organiske jorde underopdeles i grunde og dybe organiske jorde samt tørre hhv. fugtige arealer, på grund af forskelle emissionskoefficienten per ha.

2.2.1 Datagrundlag

Jordklassificeringen blev gennemført i begyndelsen af halvfjerdserne og dækker ca. 3,4 mio. ha eller ca. 80% af Danmarks areal. Ud over det daværende landbrugsareal på ca. 2,7 mio. ha blev der kortlagt en del udyrkede arealer, men ingen skovarealer. Jordklasserne er på minerogene jorde inddelt efter ler- og finsandindholdet. De organogene jorde (humus jord) er defineret ved et indhold af organisk stof over 10 vægt % og de kortlagte arealer udgør ca. 237.000 ha. Heraf udgør landbrugsarealer i AIS ca. 131.000 ha. Afgrænsningen af jordtyper, specielt FK7, blev støttet af topografiske forhold og geologiske kort samt landbrugskonsulenternes lokalkendskab til jord. Skalaen er 1:50.000.

Kvartærgeologiske kort i 1:25.000 og 1:200.000. Danmark og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS) har foretaget kortlægning af geologisk dannelsesmåde og jordart i 1 m dybde siden begyndelsen af 1900 tallet. Ca. 3,3 mio. ha eller ca. 77% af Danmark er p.t. kortlagt i skala 1:25.000. De særligt kulstofrige jordarter er ferskvands- (FT) og saltvandstørv (HT) samt ferskvands- (FP) og saltvandsgytje (HP), som tilsammen kan betegnes "dyb organogen jord" og udgør ca. 340.000 ha. Resten af Danmark er kun kortlagt i skala 1:200.000. Organogen jord er her ikke klassificeret særskilt, men er indeholdt i ca. 100.000 ha ferskvandsaflejringer (FS). For arealet på ca. 3.3 mio. ha, der dækkes af begge kort, udgør "dyb organogen jord" i 1:25.000 ca. 83 % af FS i 1:200.000, svarende til ca. 83.000 ha. Det samlede areal kortlagt som "dyb organogen jord" er således ca. 420.000 ha. Der er lidt lavere end fundet ved direkte opskalering af 1:25.000 kortlægningen til landsniveau, der giver ca. 440.000 ha.

Okkerkortlægning. Arealdatakontoret under Landbrugsministeriet gennemførte i somrene 1981-1983 en kortlægning af risikoen for okkerudledning i forbindelse med afvanding af lavbundsarealer. Kortlægningen omfattede alle jyske amter. Der blev gennemført i alt 8122 stedfæstede, manuelle lagfølgeboringer, hvoraf langt hovedparten blev ført til fast bund. De enkelte jordlag blev karakteriseret ud fra kornstørrelsesfordeling af mineraljord, omsætningsgrad af tørv (folic, fibric, hemic eller sapric), og typen af gytje (koprogen, kalkgytje). Ud over beskrivelse af den geologiske lagfølge blev der for 7847 boringer noteret grundvandsdybde. Der blev endvidere udført forskellige la-

boratorieanalyser til vurdering af risikoen for okkerfrigørelse. 1499 af boringerne er udført på landbrugsarealer med humusjord, FK7.

Areal Informations System (AIS 2000), der giver oplysning af arealanvendelse, er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser. Det er i skala 1:25.000 og er bl.a. baseret på topografiske kort i 1:25.000, TOP10DK kort i 1:10.000 og amternes kortlægning af beskyttede naturtyper. De fleste data er fra midten af halvfemserne. Arealtypen landbrug omfatter, ud over agermark, også en del vedvarende græsarealer. Det samlede landbrugsareal er ca. 2,8 mio. ha, hvilket er ca. 0,1 mio. ha mere end på daværende tidspunkt opgjort af Danmarks Statistik.

2.2.2 Analyser på organogen jord

På grundlag af AIS og Jordklassificeringen viser GIS-analyser, at ud af AIS's 2,82 mio. ha landbrugsareal er 2,76 mio. ha omfattet af Jordklassificeringen. Heraf er 2,63 mio. ha mineraljord og resten, ca. 131.000 ha, er klassificeret som organogen jord (FK7).

I det følgende beskrives analyser på organogen jord (FK7) på landbrugsarealer (AIS) med henblik på afklaring af, hvor stor en del heraf, der reelt er dyb organogen jord. FK 7-arealer er opdelt i områder med dyb organogen jord i henhold til geologisk kortlægning i skala 1:25.000 hhv. 1:200.000, jf. tabel 10. Tabellen viser særskilte data for Jylland, idet der er foretaget analyser på data fra okkerkortlægningen, der var begrænset til de jyske amter, jf. senere.

Tabel 10 Opdeling af organogen jord i jordklassificeringen på grundlag af geologiske kortlægninger. Arealer med grunde organogene aflejringer er FK7-arealer, der ikke opfylder de geologiske krav til dyb organogen jord.

Jylland					
Jordklassificering, ha		Geologi, ha		Jordart, ha	
FK7	107.737	1:25.000	75.782	Dyb organogen	47.241
				Grund organogen	28.541
		1:200.000	31.955	"Finsand"	16.243
				Grund organogen	15.712
Sum	107.737		107.737		107.737
Danmark					
Jordklassificering, ha		Geologi, ha		Jordart, ha	
FK7	130.896	1:25.000	80.589	Dyb organogen	63.913
				Grund organogen	34.047
		1:200.000	50.307	"Finsand"	16.676
				Grund organogen	16.260
Sum	130.896		130.896		130.896

* Hovedsagelig tørve- og dyndarealer

Dyb organogen jord på landbrugsarealer udgør i Danmark 63.913 ha ifølge 1:25.000 kortlægningen. For samme areal udgør finsandarealet 67.120 ha i 1:200.000 kortlægningen. Forholdet er således 0.952. Benyttes dette tal sammen med det aktuelle finsandareal på 16.676 ha i 1:200.000 kortlægningen, findes der yderligere ca. 15.879 ha dyb organogen jord her. Det samlede areal med dyb organogen jord på landbrugsarealer kan således opgøres til ca. 80.000 ha. Siden gennemførelsen af de geologiske kortlægninger er mange tørvearealer blevet afgravet, og der er sket mineralisering af organogene jordlag. Hvor stor en del af arealerne der stadig har dybe organogene jordlag, er undersøgt ved geologisk nyklassificering af jordprofiler i okkerkortlægningen.

De 8122 borer i forbindelse med okkerkortlægningen Jylland blev på grundlag af geografisk placering tildelt klassifikationskoder fra Jordklassificeringen, de geologiske kortlægninger og AIS. Af de 1065 borer placeret på landbrugsarealer med FK7 og geologisk kortlægning i 1:25.000, er 782 eller 73% oprindeligt karakteriseret som dyb tørv. En nyklassificering af disse borer viste, at kun 325 eller 42% af de 782 borer opfyldte kravet om organogene jordlag i 1 m dybde. Alle de 1499 borer er på grundlag af geografisk placering i de geologiske kortlægninger opdelt på samme måde som i tabel 10, jf. tabel 11.

Tabel 11 Fordeling af okkerboringer i Jylland i henhold til geologiske kort samt resultatet af geologisk nyklassificering af borerne.

Eksisterende geologiske kortlægninger					Ny dyb Organogen**		Ny grund organogen**	
	Antal	Geologi, antal	Jordart, antal		Antal	%	Antal	%
FK7	1.499	1:25000	1.065	Dyb. organogen	782	325	457	58,4
				Grund organogen	283	51	232	82,0
		1:200.000	434	"Finsand"	267	139	128	47,9
				Grund organogen	167	68	99	59,3
Sum	1.499		1.499		1.499	583	916	

*Hovedsagelig tørve- og dyndarealer

**Klassificeret på grundlag af okkerundersøgelsen

Hovedparten af de borer, der nu opfylder kravet om organogene jordlag i 1 m dybde, er som ventet at finde i gruppen "dyb organogen jord" i 1:25.000 og "finsand" i 1:200.000 kortlægningserne. I GIS ser det ud til, at borerne er tilfældigt og repræsentativt fordelt på de undersøgte arealer. Under den forudsætning at undersøgelserne fra Jylland kan overføres til hele landet, kan procenttallene fra nyklassificeringen benyttes til korrektion af arealopgørelserne for Danmark vist i tabel 10, dvs. korrektion af arealer med oprindelig dyb organogen jord til den nuværende situation, se tabel 12.

Tabel 12 Fordeling af okkerboringer i Jylland i henhold til geologiske kort samt resultatet af geologisk nyklassificering af borerne.

Eksisterende geologiske kortlægnings					Ny dyb organogen** ha	Ny grund organogen** ha
	Antal	Geologi, ha	Jordart, ha			
FK7	130.896	1:25000	80.589 Dyb. org.	63.913	26.562	37.351
			Grund organogen	34.047	6.136	27.911
		1:200000	"Finsand"*	16.676	8.682	7.994
			Grund organogen	16.260	6.621	9.639
Sum	130.896		130.896 Korrigeret areal	130.896	48.000	82.896

*Hovedsagelig tørve- og dyndarealer

**Klassificeret på grundlag af okkerundersøgelsen

Beregningerne viser, at det nuværende landbrugsareal med dyb organogen jord er ca. 50.000 ha mod de ca. 80.000 i de foreliggende geologiske kortlægnings. Procenttallene i tabel 11 kan sammen med Jordklassificeringen og de geologiske kortlægnings benyttes til arealopgørelser på amtsniveau. Tallene i tabel 12 kan benyttes som grundlag for opgørelse af kulstofemissionen fra organogen landbrugsjord. Arealerne med grund organogen jord i de oprindelige geologiske kortlægnings kan placeres geografisk, men det er ikke muligt at placere den del af de dybe organogene aflejringer, der er nyklassificeret som grund organogen jord.

Der er en usikkerhed på de foretagne beregninger. Jordklassificeringen i skala 1:50.000 har ikke medtaget alle mindre, isolerede organogene aflejringer, hvorfor det samlede FK7-areal kan være lidt undervurderet. Samtidig kan arealet med dyb organogen jord være lidt overvurderet, idet nogle gyttejorder, der i Jordklassificeringen ikke er med under FK7, i ovennævnte analyse er medtaget under dyb organogen jord. Endvidere er der i analysen, baseret på AIS, medtaget et landbrugsareal, der er ca. 35.000 ha større end oplyst af Danmarks Statistik i 1995. En del heraf vil være mosearealer med større frekvens af dybe organogene jordlag. Endelig vil mineralisering af tørv, siden okkerkortlægningen i midten af firserne, også kunne reducere arealet med dyb organogen jord. Der vil også være sket mineralisering på arealer med grund organogen jord, men det samlede areal med FK7 i Jordklassificeringen er fastholdt på ca. 131.000 ha, idet klassificeringen som nævnt ikke har medtaget alle jorde med stort humusindhold. Det bedste bud vil derfor være en fordeling af FK7-jord med 50.000 ha dyb organogen jord og 81.000 ha grund organogen jord.

2.2.3 Arealfordeling og emissionskoeffecienter

I Jordklassificeringen er FK7 defineret som organogen jord med minimum 10 % organisk stof (OM) i muldlaget. I IPCC-sammenhæng er organogen jord karakteriseret ved et indhold af organisk stof på minimum 20 %. For at få et mål for, hvor stor en del af FK7-områderne, der opfylder 20 % kravet, er der foretaget analyser på Jordklassificeringen og den tilhørende teksturdatabase. For landbrugsarealer (AIS 2000) i Jordklassificeringen udgør FK7 i alt 4.7 % af det klassificerede areal. Ud af 38.028 teksturanalyser på landbrugsarealer kan 1646 eller 4,3 % klassificeres som FK7, dvs. procentvis af samme størrelsesorden som arealet. Benyttes en grænse ved 20 % organisk stof er det kun 759 analyser ud af 1646 eller 46,1 %, der kvalificerer som organogen jord. Det betyder, at kun ca. 60.000 ha af 130.687 ha med organogen jord i tabel 12 opfylder kravet om minimum 20 % organisk stof. Ved sammenligning med ca. 50.000 ha dyb organogen jord synes dette tal for lille. Dette støttes af det forhold, at 63,5 % af ovennævnte 1499 okkerboringer har organogene lag større end 20 cm, og at anvendelse af samme procentsats på arealet i tabel 11 giver et areal på ca. 83.000 ha med organogen jord under pløjedybde. På grundlag af analyserne er det vurderet, at ud af ca. 131.000 ha landbrugsarealer med FK7 er der ca. 50.000 ha med dyb organogen jord og 81.000 ha med grunde organogene lag med over 10 % organisk stof i muldlaget. Hvis organogene jorde i stedet defineres som jorde med mere end 20 % organisk stof, reduceres arealet med grunde organogene lag til ca. 35.000 ha.

Det bedste bud på en arealopdeling i opgørelsesmæssig sammenhæng vil være "dyb organogen jord" med 50.000 ha og "øvrige FK7" arealer med over 20 % organisk stof på 35.000 ha. Da det ikke er muligt at fastlægge præcist hvor de enkelte arealer befinder sig, og at der vil forekomme en højere emission fra jorde med 10-20% organisk stof i muldlaget end fra mineraljorde, fastholdes grænseværdien på 10% organisk stof i definitionen organiske jorde.

Ud fra et dyrkningsmæssigt synspunkt kunne det antages, at våde organiske jorde i større udstrækning er udlagt som permanent græs. En nærmere analyse er foretaget ved at kombinere lavbundskortet med jordklassificeringen og GLR for 1998. Ved at foruddefinere §3-arealerne "moser" og "strandeng" som våde samt ved at anvende kortlægningen af lavbundsarealerne, digitaliseret i forbindelse med okkerundersøgelsen, på baggrund af fugtbundsarealer på topografiske kort fra 1910, kan det antages, at 26% af de organiske jorde kan henføres som våde. Analysen viser endvidere, at 15% af de organiske jorde som er klassificeret som tørre, er henlagt med permanent græs, mens 16% af de våde organiske jorde er med permanent græs. I beregningerne er det antaget, at denne procentsats også gælder de braklagte arealer. Der er således ikke forskel i anvendelsen, men i emissionsmæssig sammenhæng antages, at der ikke sker en nedbrydning men tværtimod en opbygning på disse jorde, svarende til 0,5 tons CO₂-C ha⁻¹ år⁻¹. For sædskifte marker og græs i omdrift antages at alle arealer er tørre.

Emissionskoefficienterne for de organiske jorde er estimeret på baggrund af data fra Tyskland, Storbritannien, Sverige, Finland og Danmark. Emissionsværdierne er efterfølgende korrigeret for klimapåvirkninger, idet der er anvendt en kurve for mineraliseringens af-

hængighed af forholdet mellem årlig nedbør og gennemsnitstemperatur, Eggelsmann (1976). Hvor der ikke er angivet klimadata, er benyttet skønnede værdier for nedbør og temperatur. Korrektionsfaktoren varierer fra 2.0 for det sydlige Finland til 0,6 for det centrale Tyskland. Tabel 13 viser de anvendte emissionskoefficienter for organiske jorde samt arealandelene som anvendes til fordeling af de årlige arealopgørelser fra Danmarks Statistik.

Tabel 13 Anvendte arealandele og emissionsfaktorer for organiske jorde.

	% organogen jord	% dyb	% våd	Emissionsfaktor, tons C ha ⁻¹			
				Tør, grund	Tør, dyb	Våd, grund	Våd, dyb
Sædskiftemarker	3,8	38	0	5	8	0	0
Græsmarker i omdrift	11,2	38	0	5	8	0	0
Braklægning med græs	10,4	38	50	3	4	-0,5	-0,5
Græsarealer uden for omdrift	19,5	38	50	3	4	-0,5	-0,5

2.2.4 CO₂-emission fra organiske jorde

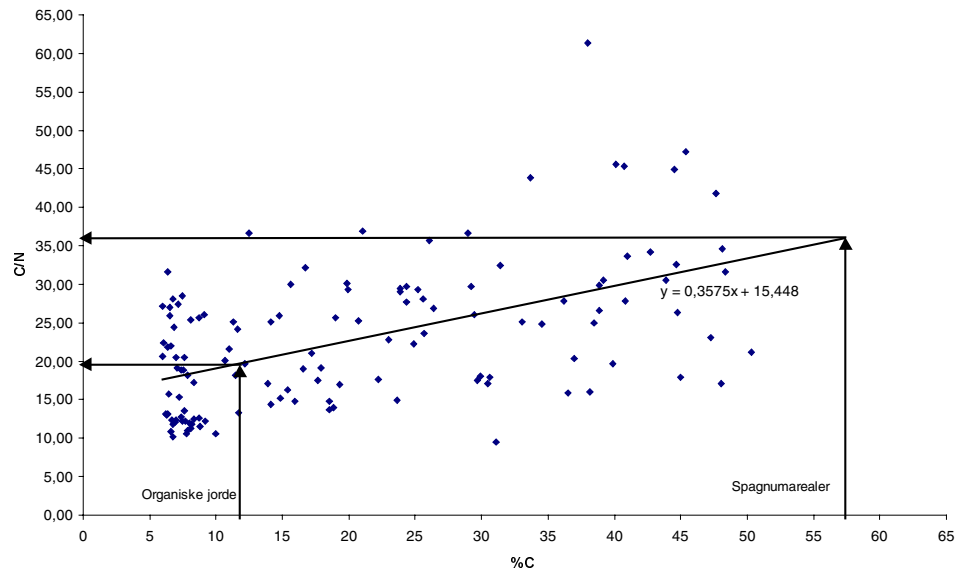
Emissionen fra de organiske jorde beregnes med en fast faktor per ha, jf. IPCC (2004)

$$CO_2 - C = \sum A_{DOS,k} * EF_{DOS,CO_2} \quad (7)$$

hvor $A_{DOS,k}$ er arealet, k er arealanvendelsen og EF_{DOS,CO_2} er emissionsfaktoren.

2.2.5 N₂O-emission fra organiske jorde

Under nedbrydningen af det organiske stof frigøres kvælstof. En del af kvælstoffet omdannes til lattergas, N₂O, som er en aggressiv drivhusgas der er 310 gange kraftigere end CO₂. Emissionen af N₂O bestemmes ud fra mængden af omsat N. I figur 13 er vist C/N-forholdets afhængighed af jordens C-indhold. Generelt gælder at jo højere SOC, jo højere er C/N-forholdet. Den gennemsnitlige C-indhold i de organiske jorde er 11,6% (Svend Elsnab Olesen, 2004). Den tilsvarende C/N-værdi (20) anvendes som grundlag for beregningen af N₂O-emissionen fra de organiske jorde samt gendannede vådområder og MVJ-ordninger (side 48). For emissionen af N₂O fra spagnumarealer anvendes den øvre værdi (C/N = 36).



Figur 13 C/N-forholdets afhængighed af jordens C-indhold (Olesen 2004)

N₂O-emission fra de organiske jorde beregnes ved at multiplicere den omsatte kvælstofmængde i det organiske stof med en emissionsfaktor. Der anvendes den samme emissionsfaktor som for kvælstofomsætningen i IPCCs guidelines (IPCC 1996). Den samlede mængde N₂O-N beregnes ud fra følgende:

$$N_2O - N = A_{DOS,k} * EF_{DOS,N_2O} \quad (8)$$

hvor $A_{DOS,k}$ er arealet og hvor k angiver arealanvendelsen og EF_{DOS,N_2O} er den aktuelle emissionsfaktor for N₂O. EF_{DOS,N_2O} er beregnet ud fra ligning 9.

$$EF_{DOS,N_2O} = CO_2 - C * \frac{1}{C : N} * 0,0125 \quad (9)$$

hvor CO₂-C er den estimerede mængde oxideret C (ligning 7), C/N er som gennemsnit sat til 20. Faktoren 0,0125 er en standard IPCC faktor for lattergasdannelsen ud fra andelen af omsat kvælstof.

2.2.6 CO₂ og N₂O emission fra organiske jorde

Den gennemsnitlige CO₂-C emission i 2003 er opgjort til 3,6 tons CO₂-C ha⁻¹ år⁻¹ og den gennemsnitlige N₂O-N emission er opgjort til 4,4 kg N₂O ha⁻¹ år⁻¹. Den gennemsnitlige emission per ha er beregnet til 14,7 tons CO₂-ækv. ha⁻¹ år⁻¹. I alt estimeres en emission på ca. 2,6 mio. tons CO₂-ækv. i 1990 faldende til ca. 2,4 mio. i 2003. Faldet sker primært som følge af reduktionen i det dyrkede areal. Hvis IPCCs grænseværdi på 20% organisk stof blev fulgt, ville den samlede emission være ca. 30% lavere.

2.2.7 Usikkerhed

Der er hæftet en betydelig usikkerhed på emissionen fra de organiske jorde. Dels er der anvendt standard faktorer, og dels er de danske organiske jorde defineret som jorde med mere end 10% organisk stof (OM) i modsætning til IPCCs guideline som anvender en grænseværdi på 20% OM. Hertil kommer at størsteparten af de organiske jorde er meget overfladiske, og at jordbundskarteringen blev foretaget for flere år siden. Det kan derfor vise sig, at det aktuelle indhold af OM i de fleste jorde ikke giver grundlag for en karakterisering som værende organisk. Det må derfor formodes, at den estimerede emission kan være lavere. Det er imidlertid umuligt at angive et skøn for usikkerheden, men det kan være i en størrelsesorden på op til 75-80%. IPCC har ikke opgjort usikkerheden for Tier 1-metoden for de organiske jorde. IPCC har anslået en gennemsnitlig emission på 1 tons $\text{CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for organiske jorde i kolde områder og 10 tons $\text{CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i tempererede områder for jorde for omdrift. Da Danmark befinder sig på grænsen mellem koldt og tempereret anses niveauet for passende.

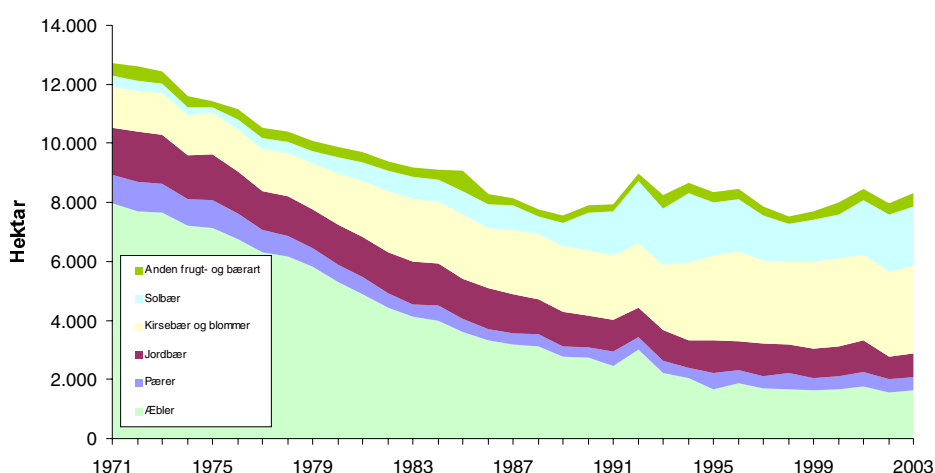
Usikkerheden på $\text{N}_2\text{O-N}$ -emissionen er af IPCC for næringsrige områder opgjort til 120% (0,2 til 5,2 kg $\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$).

3 Gartneri og Frugtavl

I CO₂-opgørelsen for jord indgår arealerne med et-årige afgrøder i den generelle arealanvendelse. Herudover findes der en stående vedmasse i frugttræer og -buske. Siden 1970'erne er den danske frugtavl reduceret betydeligt, som det fremgår af figur 14. Især er arealet med æbler reduceret betydeligt, mens der siden 1990 har været en stigning i arealet med kirsebær og solbær. Opgørelsen baserer sig på fem hovedgrupper:

1. æbler
2. pærer
3. kirsebær og blommer
4. solbærbuske
5. øvrige frugt og bærbuske

Jordbær har ingen vedmasse og indgår derfor ikke i beregningerne.



Figur 14 Gartneriarealets udvikling fra 1971 til 2003 (Danmarks Statistisk, diverse årgange).

3.1 Model for frugttræer og -buske

I relation til drivhusgasopgørelserne til Klimakonventionen og Kyoto-aftalen er det kun relevant at beregne emissionen fra 1990. Da arealet er forholdsvis lille, fordi fældede hhv. nyplantede arealer er ukendte, og da der er en stor spredning i plantetal og dyrkningsteknik, foretages der en simplificering, således at det kun er den absolutte arealændring der fører til ændringer i emissionen. Der anlægges derfor ikke en betragtning hvori der indgår tilvækstmodeller for de forskellige buske og frugttræer. Det er ligeledes antaget, at ændringen i arealanvendelsen ikke medfører ændringer i jordens basale C-indhold set i forhold til de almindelige jorde i omdrift i kapitel 2.

Den årlige ændring i biomassen er beregnet efter følgende:

$$\Delta C_i = A_i (CS_a - CS_{b,i}) * CF \quad (15)$$

hvor ΔC_i er den årlige ændring i biomassen ved ændring fra frugt-plantage til dyrket land, A_i er det årlige konverterede areal, CS_a er biomassen på arealet efter ændringen (default = 0) i ton ts ha⁻¹, $CS_{b,i}$ er biomassen umiddelbart før ændringen i ton ts ha⁻¹ og CF er kulstof-fraktionen.

Den samlede ændring i emissionen opgøres derfor til

$$CO_2 = \sum \Delta C_i * \frac{44}{12} \quad (16)$$

hvor CO_2 er den årlige emission år i og $44/12$ er omregningsfaktoren fra C til CO_2 .

Inden for frugtavlen er der sket ændringer i dyrkningspraksis, fra få træer per ha til mange, men mindre træer. Dette afspejles bl.a. af opgørelserne fra Danmarks Statistik. I ældre æbleplantager er der ofte ca. 1900 træer per ha. Dette er øget til 2700 træer. For pærer er der tale om en stigning fra 1250 til 2300 træer per ha (Nielsen, 2004).

I tabel 14 er vist de anvendte faktorer til bestemmelse af lagret C i frugt og buskplantager. Oplysninger om stammediameter, højde og stammetal per ha er opgivet af Danmarks JordbrugsForskning (Nielsen, 2004), mens formtal og øvrige faktorer er opgivet af Skov og Landskab (Johannsen, 2004). Stammediameteren for solbær er beregnet som en summering af arealet af alle stængler på solbærbuskene (Nielsen 2004). For øvrige frugtbuske er anvendt samme værdi som for solbær.

Den anvendte model til beregning af biomassen er den samme som anvendes i forbindelse med de danske opgørelser for løvfældende skov til Klimakonventionen.

Tabel 14 Parametre til bestemmelse af C i frugttræer og -buske.

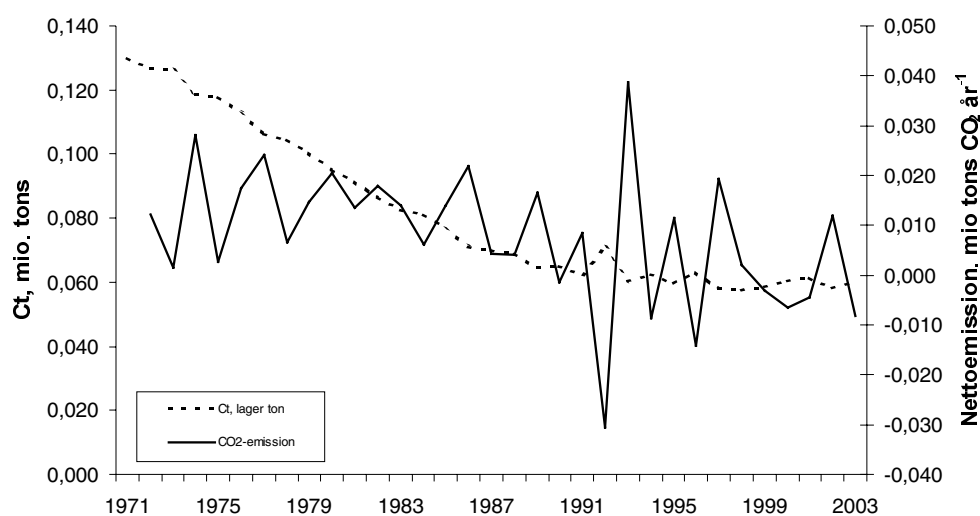
	Æbler gl.	Æbler nye	Pærer gl	Pærer nye	Kirsebær og Blommer	Solbær	Øvrige frugtbuske
Stammediameter, m	0,09	0,07	0,07	0,05	0,09	0,042	0,042
Højde, m	3,00	3,00	3,00	3,00	4,00	1,00	1,50
Stammeantal, stk. ha ⁻¹	1905	2700	1250	2300	1000	4500	3000
Formtal	1,20	1,20	1,20	1,20	1,20	1,00	1,00
Volumen, m ³ ha ⁻¹	43,63	37,41	17,32	16,26	30,54	6,23	6,23
Ekspansionsfaktor	1,20	1,20	1,20	1,20	1,20	1,20	1,20
Rumtæthed, tons m ⁻³	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56
Biomasse, tons ha ⁻¹	29,32	25,14	11,64	10,93	20,52	4,19	4,19
C indhold, tons C t ⁻¹ biomas-se ⁻¹	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
C, tons ha ⁻¹	14,66	12,57	5,82	5,46	10,26	2,09	2,09
C, tons ha ⁻¹ (gennemsnit)	13,61		5,64		10,26	2,09	2,09

Som det fremgår af tabel 14 er den lagrede mængde C i hhv. gamle og nye æbleplantager og gamle og nye pæreplantager stort set den

samme. I opgørelserne er middelværdien derfor anvendt for hele arealet med den pågældende afgrøde.

I figur 15 er vist den samlede estimerede mængde bundet C i frugttræer og frugtbuske (C_t). Fra 1970 til 1990 er den næsten halveret fra ca. 0,15 mio. tons C til 0,08 mio. tons C. Herefter er den bundne mængde nogenlunde konstant. Mængden skal ses i relation til at den samlede mængde C i biomasse i Danmark er opgjort til 500 mio. tons C.

De årlige emissionsændringer er ligeledes vist som mio. tons CO_2 . Siden 1990 har der både været emissioner og bindinger (negative tal på den sekundære Y-akse) i en størrelsesorden på $\pm 0,03$ mio. tons CO_2 per år og ingen generel trend.



Figur 15 Bundet mængde C i frugttræer og buske samt de årlige emissioner.

Fra 1989 til 1990 (basisåret for Kyotoprotokollen) har der været en lille negativ nettoemission hvilket medfører at mængden, der kan inddrages i Kyoto-regnskabet, er svagt forskudt i forhold til de årlige ændringer.

3.2 Usikkerhed

Arealopgørelsen er behæftet med nogen usikkerhed og det samme gør sig gældende for estimatet for den samlede biomassen. Det må antages at usikkerheden på estimatet er 30-50%.

4 Heder og Overdrev

Arealet med heder og overdrev er baseret på informationer i AIS (AIS 2000). I alt er 98.000 ha klassificeret som heder og 30.000 ha som overdrev. Det er ikke muligt at finde løbende opgørelser over arealudviklingen. Skov- og Naturstyrelsen (Skov- og Naturstyrelsen 2004) fastslår dog, at arealet med hede er øget i de senere år som følge af naturpleje. Naturplejen vil ofte bestå i fjernelse af træer og buske og dermed have en negativ effekt på arealernes samlede mængde bundet C.

Der findes kun få informationer omkring ændringerne i hedernes og overdrevenes C-status. Foreløbige resultater fra Vulcan-projektet (Beier, 2004) angiver et total indhold på lynghede til ca. 16 tons C ha⁻¹ i de øverste jordlag. En gennemsnitlig hede har en stående biomasse på ca. 10 tons biomasse ha⁻¹. Angreb af lyngbladbiller har medført et tab i total C. Dette skal opvejes mod en stigning i biomassen fra andre arter, bl.a. som følge af tilførsel af kvælstof via luften. Der er således modsatrettede tendenser.

Med naturpleje forsøges det at holde hederne og overdrevene lysåbne og hindre tilgroning. Hermed vil ændringerne i den stående biomasse være lille.

På grund af indsatsen om at bevare hederne og overdrevene i deres nuværende tilstand, samt at det ikke er muligt danne en konsistent tidsserie over udviklingen i arealet, antages det at den samlede C-mængde i heder og overdrev er konstant og dermed ikke har indflydelse på de danske emissioner af drivhusgasser.

5 Vådområder og MVJ-ordninger

Gennem de senere år er der reetableret vådområder samt givet tilskud til Miljøvenlig Jordbrugsdrift (MVJ-ordningerne). Gendannelse af vådområder omfatter, udover etablerede projekter under VMPII, også andre enkeltstående projekter som bl.a. Skjern Å-projektet.

Det totale antal gennemførte reetableringer af vådområder under VMPII er vist i tabel 15. Til og med 2003 er der gennemført i alt 30 projekter omfattende 1881 ha. Hertil kommer arealer etableret udenfor VMPII såsom Skjern å projektet.

Tabel 15 Gennemførte VMPII vådområde projekter (angivet i ha pr. år)

År	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Ha	0	34	53	117	459	1218
antal	0	1	1	4	6	19

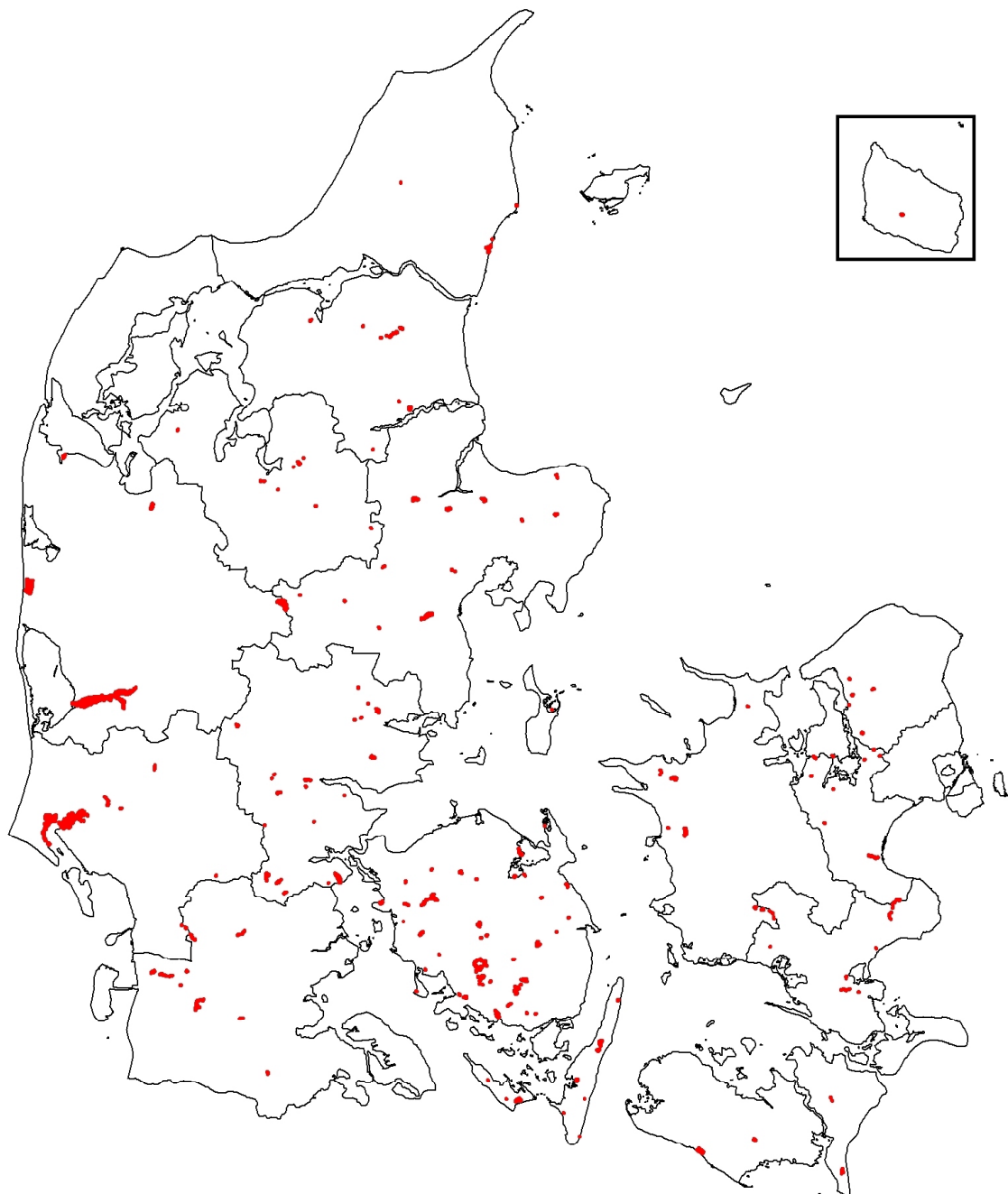
Kilde: Katrine Fabricius, Skov og Naturstyrelsen.

MVJ-ordningerne yder tilskud til bl.a. ændret sprøjtning, mindre kvælstofforbrug og vedligeholdelse af græsmarker. For at kunne inddrage ordningerne i drivhusgasopgørelsen under Kyotoprotokollen, skal ordningerne være af permanent karakter, hvilket arealerne med vådområder er, mens MVJ ordningerne har status af midlertidig karakter, idet arealerne igen kan overgå til landbrugsdrift når tilskuddet udløber. I nærværende opstilling inddrages dog 20-årige aftaler med øget grundvandsstand, da disse i vid udstrækning vil blive underlagt driftsbegrænsninger efter naturbeskyttelseslovens §3.

Ved forespørgsel hos amterne er der modtaget indberetninger om i alt 541 arealer, omfattende 8559 ha der har undergået ændring siden 1998. I 2003 er der 503 20-årige aftaler om ændret afvanding i kraft, omfattende et samlet areal på 3767 ha (for nogle amter indgår alle aftaler for 2003, mens de mangler for andre). Arealerne varierer i en størrelse fra 0,1 ha og op til 534 ha. Herudover er der etableret 38 vådområder på i alt 4792 ha rangerende fra 1 ha op til 2180 ha. Den største enkeltprojekt er genslyngningen af Skjern Å. På nedenstående kort er vist placeringen af 541 projekter.

Til emissionsopgørelsen har amterne indsendt GIS-kort (vektorkort). For kun at medregne de emissionsmæssige konsekvenser for det medgåede landbrugsareal er GIS-kortene sammenlignet med GLR for 1998 samt markblokkortet og lavbundskortet for at klassificere de udpegede arealer.

Til vådområder og MVJ-ordningerne indgår både landbrugs- og naturarealer. I definitionen af menneskeskabte emissioner indgår følgende kun landbrugsarealerne, hvorfor der i det følgende skelnes mellem landbrugs- og naturarealer.



Figur 16 Vådområder og 20-årige MVJ-ordninger med ændret afvanding.

5.1 Vådområder

I alt indgår 4792 ha vådområder. Af disse ligger de 3279 ha inden for markblokke og er klassificeret som landbrugsarealer (tabel 16). Af disse var 1750 ha i sædskiftet, 634 ha som brak, 608 ha som permanent græs samt 286 ha græs i omdrift. Det fremgår endvidere at ca. halvdelen er organiske jorde og resten mineraljorde. I alt kan 68% af arealet med vådområder klassificeres som landbrugsjord.

Tabel 16 Vådområdernes arealklassificering og fordelingen på ha.

	Areal total	Sædskifte-areal	Brak	Permanent græs	Græs i omdrift	I alt	Pct. landbrugsareal
Tør mineraljord	1824	863	243	274	168	1548	85%
Tør organogen	1661	801	323	221	79	1424	86%
Våd mineraljord	412	34	21	52	31	138	33%
Våd organogen	389	43	42	55	5	146	38%
Andet	505	9	5	6	3	23	4%
I alt	4792	1750	634	608	286	3279	68%

Som følge af ophør af dræning antages det, at nedbrydningen af organisk materiale standser og ligeledes frigivelsen af lattergas. Dette erstattes af dannelse af metan og af en opbygning af organisk materiale. For ændringen i CH_4 -emissionen anvendes IPCCs standard på $-20 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. For opbygningen af SOC anvendes ligeledes en værdi på $0,5 \text{ tons CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ som angivet i tabel 13 under de organiske jorde.

Emissionsændringen svarer til opgørelsen for organiske jorde med omvendt fortegn samt en emission af CH_4 , plus opbygningen. Der ses bort fra at en del af vådområdet kan være oversvømmet en del af året eller helt vanddækket.

5.2 Etablering af 20-årige MVJ-ordninger under VMPII

MVJ-ordningerne for ændret vandstand medfører krav om en vandstandsstigning på de pågældende arealer. Ændringen kan være fra 10 til 30 cm, hvilket typisk sker ved tilstopning af dræn eller opstemning af grøfter. Efter den 20-årige periode må det antages, at arealerne vil være så fugtige, at de ikke længere vil blive inddraget i omdrift (Katrine Fabricius, Skov- og Naturstyrelsen, pers. komm.). Samtidig må det antages, at dette areal stadig vil figurere i det samlede dyrkede areal som bliver opgivet til Plantedirektoratet og derved modtager hektarstøtte og indgår i det samlede dyrkede areal. Hvis dette ikke var tilfældet, ville omkostningerne ved ordningen være meget større og incitamentet til at indføre ordningen mindre.

I tabel 17 ses de tilsvarende beregninger som under vådområder. I alt indgår der 3767 ha i de modtagne vektorkort. Arealerne er beregnet med samme metode som til udpegning af organiske jorde, hvori der er taget hensyn til skov og §3 inden for den enkelte markblok (Münier, 2004). I tabellen ses endvidere fordelingen på hhv. tør og våd mineraljord, samt tør og våd organogen jord. Ca. halvdelen af arealerne er klassificeret som permanente græsarealer og kun 23 % kan klassificeres som værende med afgrøder i årlig omdrift. Ca. en tredjedel kan klassificeres som organiske jorde i modsætning til vådområdernes 50 %. Herudover kan det konstateres, at over halvdelen af arealet (1567 ha ud af de 3060 ha) i forvejen var udlagt som permanent græs. I alt er 81 % klassificeret som landbrugsjord, hvilket er noget højere end for vådområderne.

Tabel 17 20-årige MVJ-områders arealklassificering og fordelingen på ha.

	Areal total	Sædskifte-areal	Brak	Permanent græs	Græs i omdrift	I alt	Pct. landbrugsareal
Tør mineraljord	1522	439	264	469	148	1319	87%
Tør organogen	861	208	122	329	74	733	85%
Våd mineraljord	927	34	16	580	82	712	77%
Våd organogen	369	19	27	176	45	267	72%
Andet	89	8	4	13	3	28	32%
Sum	3767	709	433	1567	351	3060	81%

5.3 Ændringer i drivhusgasemissionen som følge af etablering af ændret afvanding og vådområder

Ændringen i drivhusgasemissionen beregnes som følgende

$$E_{CO_2-\text{ækv}} = A(-O_{CO_2} + B_{CO_2} + 310E_{N_2O} + 21E_{CH_4}) \quad (10)$$

hvor A er arealet, O_{CO_2} den gennemsnitlige opbygning af SOC ($t\ CO_2\ ha^{-1}$), B_{CO_2} er emissionsændring som følge af at der ikke længere nedbrydes organisk stof, E_{N_2O} den nedsatte emission af lattergas og E_{CH_4} en øget emission af metan som følge af at området gøres vandlidende. I tabel 18 ses de emissionsmæssige konsekvenser af vådområder og MVJ-aftalerne. For vådområder er der beregnet en nedgang i emission på 8,3 tons CO_2 -ækv ha^{-1} , mens det tilsvarende tal for MVJ-ordningerne er 5,3 tons CO_2 -ækv ha^{-1} . Den mindre emission fra MVJ-ordningerne skyldes primært, at en større andel af arealet på de organiske jorde i forvejen er opgivet som permanent græs og derfor har en lavere emission end for arealer i omdrift, samt at andelen af organisk jord er mindre end på områderne der er udpeget til vådområder.

Tabel 18 Ændring i emissioner, tons $ha^{-1}\ a^{-1}$ for hhv. vådområder og MVJ-aftalerne. Tallene gælder for det samlede vektorareal og ikke kun landbrugsarealet inden for området.

	tons $ha^{-1}\ a^{-1}$	
	MVJ-områder	Vådområder
CO_2 , reduktion fra areal med organisk jord	-3,19	-5,59
CO_2 , binding for landbrugsarealet	-1,49	-1,25
CO_2 , samlet effekt	-4,68	-6,84
N_2O , reduktion fra organiske jorde	0,003	-0,005
CH_4 , stigning som følge af våde områder	0,016	0,014
Samlet effekt i CO_2 -ækvivalenter	-5,31	-8,26

Den samlede effekt der kan inddrages i emissionsopgørelserne, er summen af alle arealer. Dette er angivet i tabel 19. Den samlede effekt af ordningerne er opgjort til 0,05 mio. tons CO_2 -ækv. i 2003. Dette tal vil stige i de kommende år, når planlagte naturgenopretningsprojekter iværksættes. Effekten af ordningerne vil være vedvarende, så længe det kan dokumenteres, at områderne har den fornødne status mht. til funktion og biomassetilvækst.

Tabel 19 Samlet emissionsmæssig effekt af vådområder og 20-årige aftaler om ændret afvanding.

	1000 tons CO ₂ -ækv. år ⁻¹					
	1998	1999	2000	2001	2002	2003
MVJ-områder	-0,5	-1,6	-5,8	-10,1	-14,3	-20,0
Vådområder	-0,0	-0,8	-21,5	-24,8	-30,2	-39,6
Samlet effekt	-0,5	-2,4	-27,3	-34,9	-44,5	-59,6

5.4 Usikkerhed

Der er en betydelig usikkerhed forbundet med opgørelsen som følge af stor usikkerhed på emissionsfaktorerne samt omfanget af de organiske jorde og deres oxidation af organisk stof.

Usikkerheden på ændringen i C-afbrændingen er den samme som usikkerheden for organiske jorde.

Usikkerheden på C-opbygningen er af IPCC angivet til 135% (0 til 630 kg CO₂-C ha⁻¹ år⁻¹) for næringsfattige områder og til 90% (30 til 2900 kg CO₂-C ha⁻¹ år⁻¹) for næringsrige områder. De anvendte værdier falder inden for disse variationer.

Usikkerheden på N₂O-N emissionen er af IPCC for næringsrige områder opgjort til 120% (0,2 til 5,2 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹).

Usikkerheden på emissionen af CH₄ er af IPCC opgjort til 85% (0 til -41 kg CH₄-C ha⁻¹ år⁻¹) for næringsfattige områder og 180% (30 til -72 kg CH₄-C ha⁻¹ år⁻¹).

6 Hegn

Gennem de senere år er der sket omfattende ændringer i omfanget og udformningen af de danske hegn. Hegnene fordeler sig fra gamle digehegn og stævningshegn til sitka- og hvidgranhegn. De sidste findes primært i de sandede jyske egne. Udseende og formål varierer, men fælles for disse hegn gælder, at de binder kulstof. Nogle af de gamle digehegn er beskyttet af naturbeskyttelseslovens § 4, mens mange af de øvrige hegn ikke er omfattet af fredning. Strukturudviklingen i dansk landbrug har medført, at mange hegn gennem tiderne er blevet fjernet (Agger og Brandt 1988). Den samlede længde af hegnene kan skønnes til 70-80.000 km hegn (Knudsen 2004).

Siden slutningen af 60'erne er der rejst ca. 1000 km 3-rækket læhegn om året med statsstøtte (Landsforeningen De Danske Plantningsforeninger, 2004). Ud over den offentligt støttede skovrejsning vurderes det ud fra undersøgelser i Bjerringbro-området, at der rejses ca. 1/3 mere hegn uden støtte (Knudsen 2004). Omfanget af hegn etableret samt fjernet uden for støtteordningerne er dårligt belyst og er derfor ikke indregnet i CO₂-opgørelserne.

Ud fra en optimal dyrkningsmæssig betragtning er der behov ca. 150.000 km hegn, mens hvis ønsket er, at alle marker skal være omgivet af hegn (det franske Bocage-princip), er der behov for ca. 250.000 km hegn (Knudsen 2004). Samtidig er der også sket en del plantninger af småbiotoper, bl.a. med støtte fra det offentlige (LBK nr 17 af 18/01/1996).

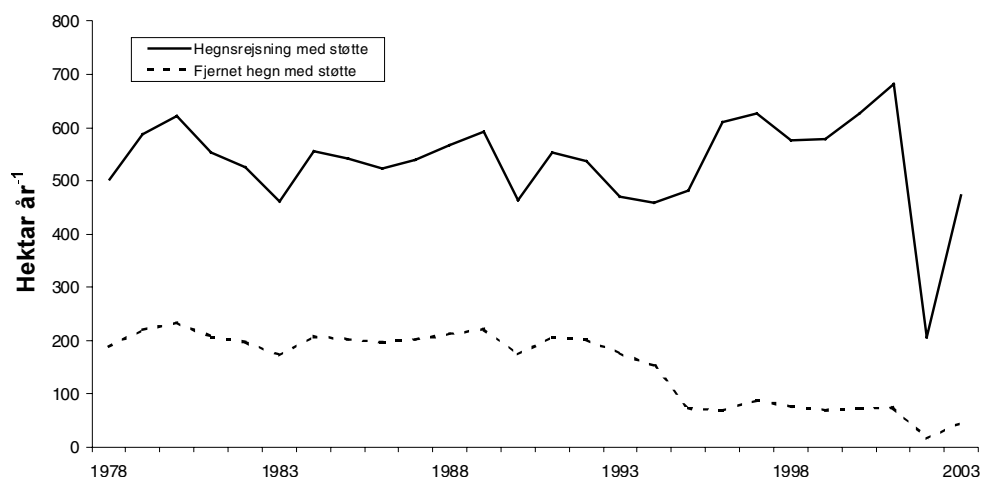
Gennem de senere år er der afsat ca. 35 mio. DKK årligt til støtte til hegnsrejsning. Det støtteberettigede beløb udgør ca. 40% af de samlede omkostninger til plantning og pasning i de første tre år. Hegns-højden er typisk fra 5 meter og op til >20m. Der tilstræbes høje hegn hvor det er muligt og helst i nord-syd-gående retning for at opnå maksimal solindstråling til marken og størst lævirkning ud fra den fremherskende vindretning.

Frem til 1993 blev der typisk etableret 3-rækkede hegn på ca. 5 m bredde til erstatning for gamle 1-rækkede granhegn på ca. 2,5 m. Fra 1993 er der også tale om 6-rækkede hegn med en bredde på ca. 8 meter. Tabel 20 viser etableringen af hegn med offentlig støtte.

Tabel 20 Støttet hegnsrejsning 1977-2002 samt nyplantningsandelen (Landsforeningen De Danske Plantningsforeninger, 2004)

År	km 3-rækket	km 6-rækket	km hegn	Andel nyplantet
1978	1005	-	1005	0,25
1979	1176	-	1176	0,25
1980	1244	-	1244	0,25
1981	1106	-	1106	0,25
1982	1053	-	1053	0,25
1983	923	-	923	0,25
1984	1110	-	1110	0,25
1985	1082	-	1082	0,25
1986	1049	-	1049	0,25
1987	1078	-	1078	0,25
1988	1133	-	1133	0,25
1989	1185	-	1185	0,25
1990	928	-	928	0,25
1991	1106	-	1106	0,25
1992	1072	-	1072	0,25
1993	942	-	942	0,25
1994	582	211	793	0,231
1995	560	252	812	0,642
1996	716	315	1031	0,73
1997	853	252	1105	0,682
1998	774	236	1010	0,696
1999	773	240	1013	0,725
2000	852	250	1102	0,735
2001	911	284	1195	0,751
2002	42	233	274	0,77
2003	650	186	836	0,776

De nye hegn erstatter ofte gamle eksisterende 1-rækkede hegn. Frem til 1993 var 70-80% af de nye hegn erstatninger. Dette tal er siden faldet betydeligt, således at i 2002 var kun 22% af de støttede hegn erstatninger for eksisterende hegn, og dermed er der sket en kraftig stigning i arealet med hegn.



Figur 17 Areal med støttet nyt samt fjernet hegn i ha, 1978-2003 (Landsforeningen De Danske Plantningsforeninger, 2004)

Der findes ikke tilgængelige statistiske oplysninger om biomasse samt om tilvæksten i de danske hegn. Hedeselskabet A/S har imidlertid i vinteren 2003/2004 foretaget udtyndinger af biomasse i 20-30 år gamle "nye" hegn til flis der anvendes i kraftvarmeværker. I udtyndingerne blev al biomasse, inkl. kviste udtaget. I alt blev der tynnet ca. 36 km læhegn svarende til ca. 18 ha. Samlet blev der produceret 6300 rummeter flis, hvilket svarer til ca. 2100 m³ fast ved. Ca. 45% af den samlede stående masse blev udtaget. Det medfører at den stående masse kan opgøres til 4700 m³ eller til ca. 260 m³ pr. ha (Christensen 2004).

Artssammensætningen i de etablerede hegn omfatter op til 50 forskellige arter, hvoraf nogle er hurtigvoksende og fungerer som ammetræer. Biomassetilvæksten kan derfor ikke antages at følge en normal eksponentiel funktion for løvfældende træer i skove. I de ovenstående tal for 2003/2004, hvor hegnene i gennemsnit har været 25 år gamle, vil der under antagelse af lineær tilvækst være en årlig tilvækst på ca. 10 m³ pr. ha pr. år eller ca. 5 m³ pr. km 3-rækket læhegn.

6.1 Model for biomassetilvækst i hegn

Biomassetilvæksten i nyetableret hegn beregnes efter følgende princip:

- Kun hegn hvortil der er opnået støtte indgår i opgørelsen
- Mængden af frigjort C fra gamle fjernede hegn opgøres direkte
- Nye hegn antages at vokse lineært over tid pga. af artssammensætningen. Opbygningen af biomasse følger en standardmodeltilvækst for alle hegn, dvs. at der ikke differentieres mellem klimatiske forhold og jordtyper.
- Gamle hegn antages at være 1-rækkede med en bredde på 2,5 m.

6.2 Tilvækst

Mængden af biomasse, B , $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ i hegn der fjernes opgøres som:

$$\Delta B_{h,i} = w_l l_{li} * b_f * BEF * d_g / 10000 \quad (11)$$

hvor w er bredden af hegnet i meter, l længden af hegnet i meter, b_f er den overjordiske biomasse i gammelt hegn, $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, BEF er ekspansionsfaktoren for at inddrage rødder, d_g er rumvægten i gammelt hegn. Parametrene er angivet i tabel 21 og tabel 22. De gamle hegn består oftest af hvidgran, som antages at have samme egenskaber som rødgran mht. veddets rumtæthed (Moltesen 1988). For rumvægt for de gamle hegn anvendes 0,38, hvilket er den samme som anvendes i de danske afrapporteringer for skovrejsning for rødgran til UNFCCC. Der ses bort fra at andre enkeltstående træer har anden rumtæthed.

Arealet i ha med ny hegn er opgjort som:

$$A_i = (w_3 l_{3i} + w_6 l_{6i}) / 10 \quad (12)$$

hvor A_i angiver det nytilplantede areal i ha i år i for arealer under Landsforeningen De Danske Planteforeninger, L_3 og L_6 angiver længden af hhv. 3- og 6-rækkede hegn i km, og 10 omregner fra km til ha.

Tabel 21 Anvendt hegnsbredde (Knudsen 2004).

	w (meter)
1-rækket	2,5
3-rækket	5
6-rækket	8

Pga. af den mangeartede artssammensætning i de nye hegn anvendes en lineær tilvækstmodel for hegnene, hvor det antages at der sker en udtynding efter 25 år og at 45% af den overjordiske biomasse udtages. Udtynding forventes at ske hvert 10. år.

Den samlede mængde biomasse bundet i nye hegn udgør herefter.

$$\Delta B_{n,i} = \sum_{i=1}^n A_i * BEF * d_{ny} \quad (13)$$

hvor ΔB_n angiver ændringen i biomasse i tons og d_{ny} angiver rumtætheden i nyt hegn.

For såvel løv som nål anvendes samme CF (ton C ton^{-1} total biomasse). Ekspansionsfaktoren for nåletræer er større end for løvtræer, da vedmassemodellerne ikke inkluderer noget af kronemassen for nåletræer. Derfor er ekspansionsfaktoren sat til 1,2 for løvtræ og 1,8 for nåletræer (Lars Vesterdal, 2004).

Mængden af bundet CO₂ beregnes ved at multiplicere med kulstof-faktoren, *CF* og atomvægtene

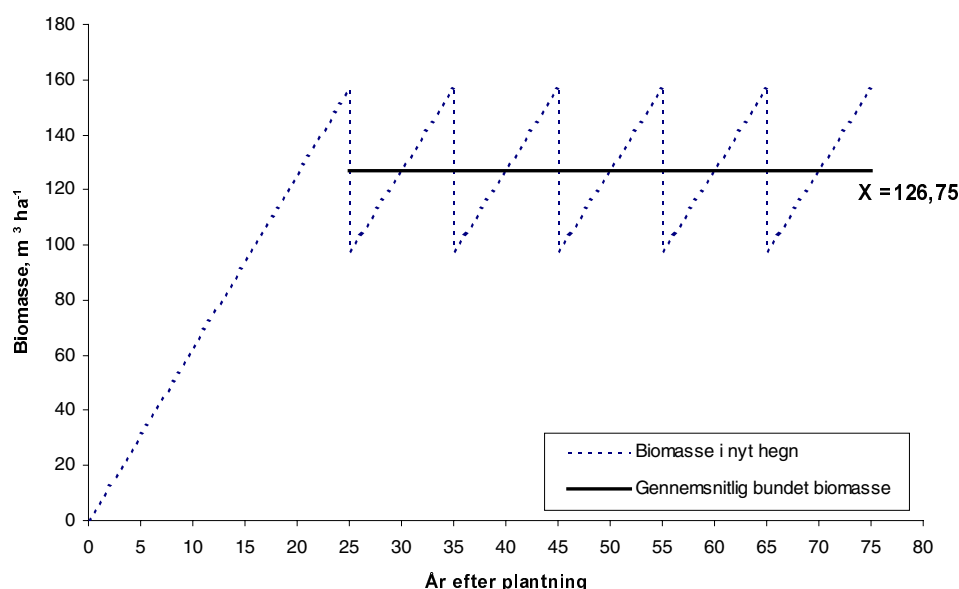
$$\Delta C = \Delta B * CF * \frac{44}{12} \quad (14)$$

Tabel 22 Parametre anvendt ved beregning af C i hegn.

	Gl. hegn (1-rk.)	Nyt hegn (3-rk.)
Fast masse, m ³ ha ⁻¹ , <i>B</i>	480	260
Rumvægt, bøg, <i>d_b</i>	0,56	0,56
Rumvægt, gran, <i>d_g</i>	0,37	0,37
Rumvægt anvendt til beregning, <i>d_{ny}</i>	0,38	0,50
Ekspansionsfaktor, <i>BEF</i>	1,80	1,20
Biomasse fast ved, m ³ per ha	328	156
t C tons biomasse ⁻¹ , <i>CF</i>	0,50	0,50
t C ha ⁻¹ hegn	164	78

CF er antaget ens for alle hegn, svarende til 0,50.

I figur 18 er vist den estimerede biomassemængde per ha hegn. Efter udttynding er antaget en lineær tilvækst. Rodmassen antages at have nået sit maksimum efter 25 år, hvorefter den er uændret. Den gennemsnitlige biomasse er herved estimeret til 126,75 tons biomasse per ha.

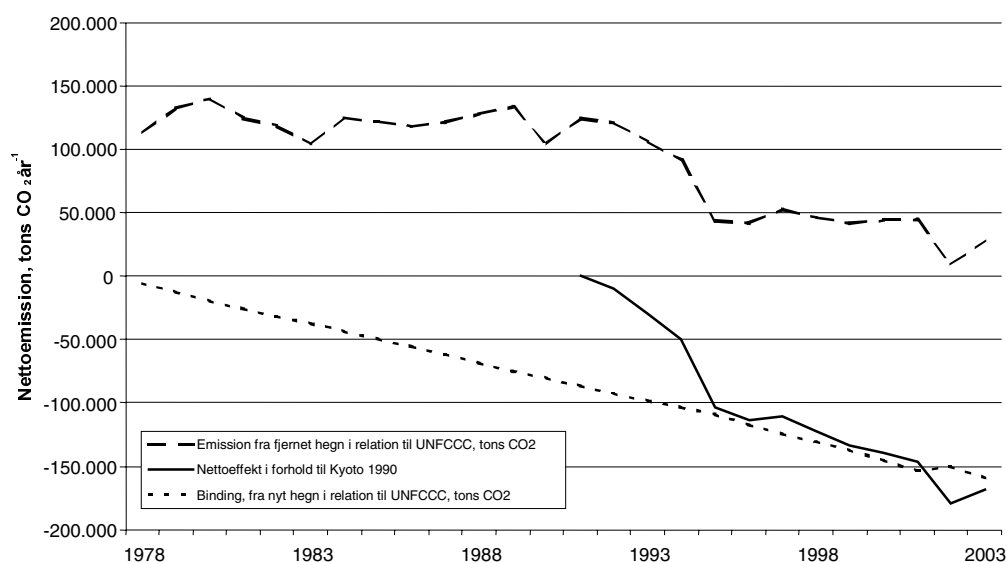


Figur 18 Biomassetilvækst for ny læhegn samt gennemsnitlig biomasse når de er fuldt udviklet.

6.3 Resultat af hegnсреjsning

I figur 14 er angivet de emissionsmæssige konsekvenser af hegnсреjsningen. Siden slutningen af 80'erne er arealet med fjernet gammelt hegn reduceret væsentlig således, at emissionen herfra er reduceret

fra ca. 120.000 tons CO₂ per år til 25.000 tons CO₂. Som følge af den jævne tilvækst med nyt hegn, kombineret med den lineære biomassetilvækst, er bindingen af C forholdsvis jævn. Hvis der fremover fastholdes en hegnstilvækst på ca. 1000 km om året, vil den årlige binding være ca. 0,15 mio. tons CO₂ årligt. En øget nettobinding i de kommende år vil kun kunne ske, hvis det årlige tilplantningsareal øges. I figur 19 er ligeledes vist nettoeffekten på det danske Kyoto-regnskab som følge af hegnsrejsning. Ved inddragelse af hegnsrejsning øges 1990-emissionen, men samlet set vil der ske en emissionsreduktion på ca. 0,15–0,18 mio., som vil kunne indregnes under forudsætning af, at hegnsrejsningen også fremover vil omfatte ca. 1000 km år⁻¹. Artssammensætningen i nyere hegn er ændret mod flere buske, hvilket betyder at den samlede biomasse i nyere hegn ændres. Der bør derfor følges op med supplerende biomassemålinger i fremtiden.



Figur 19 Nettoemission fra fjernet og nyt læhegn, samt de emissionsmæssige konsekvenser.

6.4 Usikkerhed

Arealet med hegnsrejsningen er meget præcist bestemt med en anslået usikkerhed på $\pm 5\%$. Biomassen i gamle hegn er skønnet af Christensen (2004) ud fra målinger i granhegn. Da ikke alle hegn er af gran og da der er store forskelle mellem hegn skønnes usikkerheden at være 10-20%. Biomassen i nye hegn er opgjort som skøn af Christensen (2004) ud fra udtyndinger, hvor ca. 45% af den stående biomasse er fliset. Her skønnes usikkerheden til 10%. Samlet vurderes usikkerheden at være ca. 15%.

7 Tørvearealer og tørveforbrug

CO₂-emissionen stammer både den åbne overflade, hvor der bliver brudt tørv, samt at det tørv man har brudt, nedbrydes der, hvor den anvendes som jordforbedring, eller hvor den afbrændes

7.1 Tørvearealer

Arealer, hvor der høstes spagnum, emitterer både CO₂ samt N₂O fra overfladen. De våde mosearealer emitterer desuden CH₄. Ved inddragelse af arealer til høst af spagnum sker der en dræning og CH₄ emissionen reduceres. Følgelig modregnes denne i emissionsopgørelsen.

I Danmark høstes der primært spagnum i Lille Vildmose i Nordjylland samt i Fuglsø mose på Djursland. Pindstrup Mosebrug A/S, har koncession på spagnumhøst på begge arealer. Herudover har der været en mindre produktion i Ribe og Ringkøbing amt.

Tabel 23 viser det beregnede areal som var åbent for spagnumproduktion i 1990 hhv. 2003. For Fuglsø Mose er anvendt samme areal i 1990 som værende åben i 2003. For Ribe og Ringkøbing amter er arealerne beregnet ud fra spagnumproduktionen oplyst til Danmarks Statistik divideret med høstudbyttet i Lille Vildmose.

Tabel 23 Ha åbent areal for spagnum høst i 1990 og 2003. Ribe og Ringkøbing amter er beregnet ud fra årsproduktionen af spagnum (Bisgaard 2004, Lindgaard 2004 samt egne beregninger).

Sted	1990	2003
Lille Vildmose	980	820
Fuglsø mose	62	62
Ribe Amt	14	0
Ringkøbing Amt	11	3
I alt	1067	885

Arealet der holdes åbent for spagnumhøst er faldet med 17% fra 1990 til 2003. Det reducerede areal i Lille Vildmose er bl.a. reetableret med græs. Den samlede danske produktion af spagnum har i alle årene holdt sig konstant omkring 300.000 m³ per år (Danmarks Statistik, diverse årgang).

Efter at et areal er høstet i bund, sker en udlægning af græs i arealet og et mageskifte med naboarealet hvorpå der startes en ny høst. I opgørelserne antages det, at evt. dræn bliver sløjfet, således at der ikke fortsat sker en mineralisering af organisk stof. Efter afsluttet spagnumhøst antages at emissionen af CH₄ vil blive genoptaget.

7.1.1 Model for emission fra spagnumarealer

7.1.1.1 CO₂-emission fra spagnumarealer

Emissionen af CO₂ estimeres ud fra arealet hvor der høstes spagnum:

$$CO_2 - C = A_{DOS} * EF_{DOS,CO_2} \quad (17)$$

Til beregning af CO₂-emissionen anvendes IPCC Tier 1-standardfaktorer for tempererede områder. Emissionsfaktoren for næringsstoffattige områder er 200 kg C ha⁻¹ år⁻¹ og for næringsrige moser er emissionsfaktoren 1000 kg C ha⁻¹ år⁻¹. C/N-forholdet for de danske højmoser, hvor der udvindes spagnum, findes i profildatabasen. Udtræk herfra angiver at C/N-forholdet er højt, hvorfor moserne kan anses for næringsstoffattige (Olesen, 2004). Den samlede emission af CO₂ er herefter opgjort til 719 tons CO₂ i 1990 faldende til 649 tons CO₂ i 2003.

7.1.1.2 N₂O-emission fra spagnumarealer

N₂O-emission fra høstområderne beregnes ved at multiplicere den omsatte kvælstofmængde i det organiske stof med en emissionsfaktor. Der anvendes den samme emissionsfaktor som for kvælstofomsætningen i IPCC guidelines (IPCC 1996). Den samlede mængde N₂O beregnes ud fra følgende:

$$N_2O - N = A_{DOS} * EF_{DOS,N_2O} \quad (18)$$

hvor A_{DOS} er arealet der holdes åbent for spagnum høst og EF_{DOS,N₂O} er den aktuelle emissionsfaktor for N₂O, der beregnes ud fra omsætningen af kulstof.

$$EF_{DOS,N_2O} = CO_2 - C * \frac{1}{C:N} * 0,0125 \quad (19)$$

hvor CO₂-C er den estimerede mængde oxideret C (ligning 17), C/N forholdet er sat til 36. De 1,25% er emissionsfaktoren for N₂O-N (IPCC 1996).

7.1.1.3 CH₄-emission fra spagnumarealer

Emissionen af CH₄ fra "åbne områder" nedsættes som følge af den ændrede afvandingsforhold i de åbne arealer. Emissionsreduktionen beregnes analogt med CO₂, med en fast faktor per ha. Det forudsættes at det kun er de åbne arealer som har denne ændrede afvanding, og dermed at reetablerede områder opnår en stigning i CH₄-emissionen når de ikke længere anvendes til spagnumhøst.

Emissionen af CH₄ opgøres derfor som:

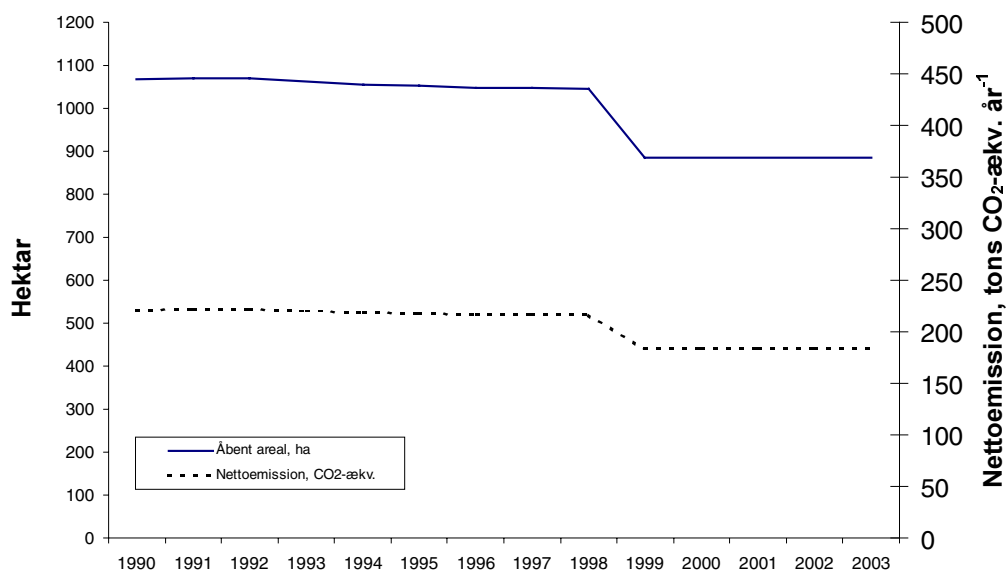
$$CH_4 - C = A_{DOS} * EF_{DOS,CH_4} \quad (20)$$

hvor EF_{DOS,CH_4} er emissionsfaktoren for CH_4 . Som emissionsfaktor anvendes IPCC Tier 1-faktoren for næringsstoffattige højmoser på $-20 \text{ kg } CH_4\text{-C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for tempererede områder.

Emissionen fra CH_4 fra spagnumarealerne udgør en meget lille andel af den samlede danske emission af CH_4 .

7.1.1.4 Samlet emission fra spagnumarealer

Den samlede emission fra spagnumarealerne er opgjort til 207 tons CO_2 -ækv. år^{-1} . Det er omtrent halvdelen af den afbrændte C-mængde, men pga. at CH_4 -emissionen reduceres væsentligt, er emissionen lavere.



Figur 20 Samlet åbent areal hvorpå der høstes spagnum i Danmark, samt den dertil estimerede emission, målt som CO_2 -ækvivalenter.

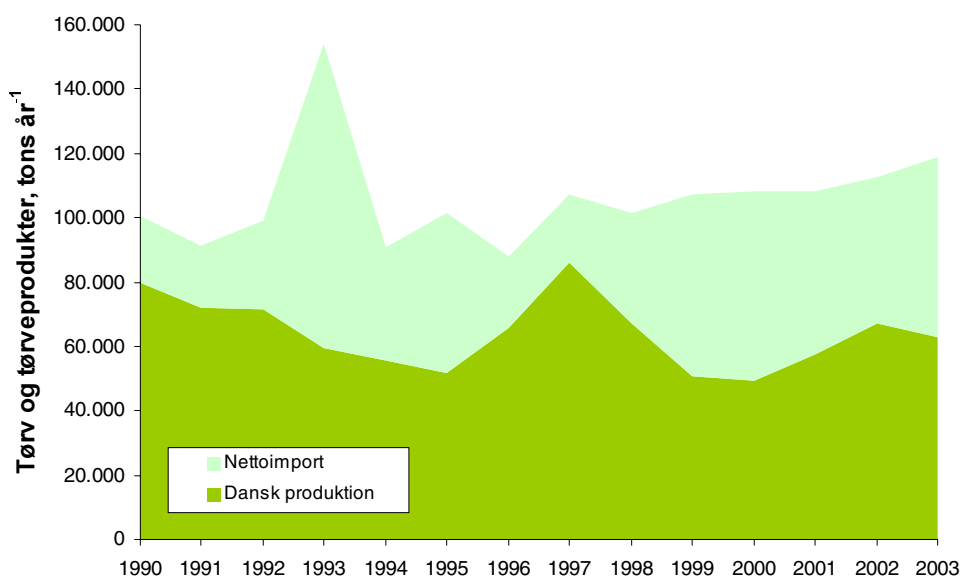
7.1.2 Usikkerhed på spagnumemissionen

Usikkerheden på det høstede areal er lille, ca. $\pm 5\%$. Som estimat for emissionerne anvendes Tier 1-værdier for CO_2 , N_2O og CH_4 . Usikkerheden på disse faktorer er af IPCC angivet til hhv. 100%, 300% og 85%. Emissionen af N_2O er dog beregnet på grundlag af det aktuelle C/N forhold i Lille Vildmose, hvorfor det må antages at være mere sikkert bestemt. Da emissionen per ha fra arealerne er meget lille, ligesom den samlede emission i relation til Danmarks samlede emission, er den absolutte usikkerhed negligerbar.

7.2 Tørveforbrug

Forbruget af tørv- og spagnumprodukter er opgjort som den brudte mængde i Danmark (Danmarks Statistik, 2004) plus import af tørv og tørveprodukter korrigeret for eksport (Danmarks Statistik, 2004). For simplificeringens skyld er det antaget, at tørv nedbrydes samme år

som den forbruges. I figur 21 er vist omfanget af den danske produktion og import/eksport fra 1990 til 2003. Den danske produktion har været svagt faldende og importen stigende. I 2003 er ca. halvdelen af forbruget importeret.

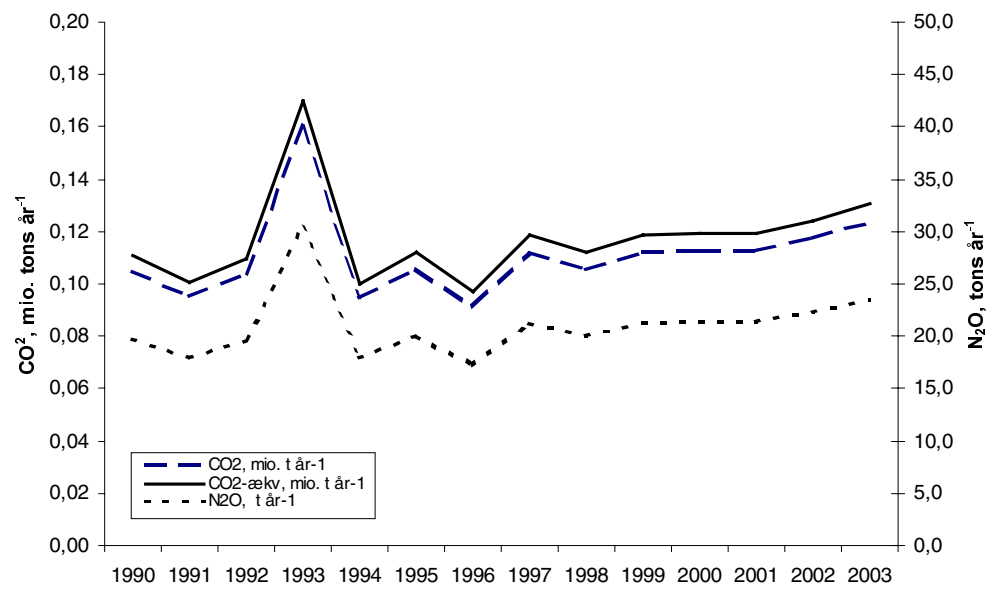


Figur 21 Dansk produktion samt nettoimporten af tørv og tørveprodukter fra 1990 til 2003.

Den danske produktion er opgivet i 1000 m³ og importen er opgivet i kg. Ved omregning til C er parametrene i tabel 24 anvendt. Densiteten og tørstofprocent er opgivet af Danmarks Statistik samt Henning Degn, Pindstrup Mosebrug A/S (pers. komm. 2004) og anvendt på alle tørv og spagnumprodukter uanset oprindelse. Askeprocent er som angivet i Plantedirektoratets gødningsfortegnelse for dansk spagnum og anvendt på alle partier uanset oprindelse (http://www.pdir.dk/Files/Filer/Virksomheder/Goedning/Oversigt/Pjo/Fortegnelse_2004.doc).

Tabel 24 Anvendte parametre til beregning af C i spagnum.

Densitet, kg m ⁻³	200
Ts i spagnum, %	50
Aske, %	2
C i spagnum, %	58



Figur 22 Samlet emission fra forbrug af tørv og tørveprodukter fra 1990 til 2003.

8 Kalkning

Landbrugsjorde kalkes jævnligt for at undgå forsuring. Kalk er calciumkarbonat (CaCO_3), som afgiver CO_2 under neutraliseringen af jorden. I Danmark anvendes primært dansk kalk som hovedsageligt består af CaCO_3 . Herudover anvendes importeret dolomitkalk ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). I dolomitkalk er noget af calciumet erstattet af magnesium. Kalk tilføres med års mellemrum, men i emissionsopgørelsen antages at emissionen sker samme år som tilførslen.

8.1 Forbrug

Landbruget er den største forbruger af kalk. Indenfor havebrug er der et beskedent forbrug, mens der i skovbruget og til pyntegrønt er et meget begrænset forbrug (Vesterdal, 2004). Da kalk indeholder en del inert materiale som ikke indeholder carbonat (CO_3), er der behov for at korrigere forbruget til rene carbonat-forbindelser. I Danmark skal alle producenter og importører anmelde indholdet af gødnings- og jordforbedringsmidler til Plantedirektoratets gødningskontrol. Disse kontroltal er anvendt ved korrektion af forbruget. I figur 23 er vist et eksempel fra plantedirektoratets gødningskontrol.

Det årlige forbrug i landbruget opgøres af Dansk Landbrugsrådgivning som mængden af solgt ren CaCO_3 efter korrektion for indholdet af inerte stoffer ud fra gødningskontrollens resultater (Birkmose, 2004). For landbrugets vedkommende, hvor der anvendes de direkte tal fra Dansk Landbrugsrådgivning, er der således ikke behov for korrektion for forskelle i sammensætning. Inden for havebrugssektoren er der indhentet salgsplysninger fra Firmaet Lars Andersen, Kongerslev Havekalk A/S. Lars Andersen, Kongerslev Havekalk A/S oplyser, at de står for ca. 80% af afsætningen i små poser til havebruget. På baggrund af dette skønnes det årlige forbrug i havebruget til 2.300 tons på $\text{CaCO}_3 \text{ år}^{-1}$ (korrigeret for inert materiale jf. Plantedirektoratets gødningskontrols data). Samlet anvender havebruget mindre end 0,5% af det samlede forbrug. Der er kun mindre variationer i forbruget mellem årene, og i betragtning af de små mængder, er der i opgørelserne anvendt det samme forbrug på 2.300 tons i alle år.

Det samlede forbrug af CaCO_3 er vist i figur 24. Siden slutningen af 80'erne er der sket et kraftigt fald i kalkforbruget fra ca. 1,5 mio. tons til ca. 0,5 mio. tons årligt. Variationen mellem enkelte år kan skyldes klimatiske forhold, f.eks. hvorvidt det er muligt at køre i marken, men det generelle fald i forbruget skyldes sandsynligvis den kraftige reduktion af "sur nedbør", som følge af kraftværkernes svovlfiltre, mindre svovlholdige brændstofprodukter til transport og at landbruget har reduceret forbruget af kvælstofgødning. Kvælstofgødning tilføres ofte som ammonium-kvælstof, mens planterne primært optager nitrat-kvælstof. Den tilførte ammonium skal derfor nitrificeres i jorden, hvilket efterlader H^+ -ioner som efterfølgende neutraliseres af kalk i jorden.

Dankalk A/S, Aggersundvej 50, 9670 Løgstør

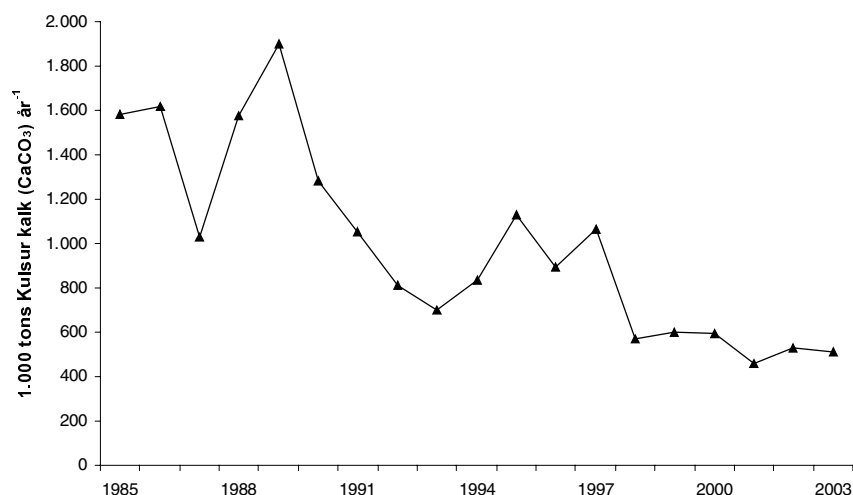
Tlf : 98 67 31 55 Firmakode : 756767

Jordbrugskalk, Dolomitkalk (ML15)

Handelsnavn : Havekalk

Analyseparameter	Deklaration	Enhed
Neutraliserende evne (Ne)	92,0	%
Total magnesium (Mg)	10,5	%

Figur 23 Eksempel på en kalks indhold af syreneutraliserende evne omregnet til CaCO_3 (Plantedirektoratet, 2004).



Figur 24 Forbruget af CaCO_3 i Danmark (inkl. anslået forbrug i haver) fra 1985 til 2003.

8.2 Emissionsfaktorer

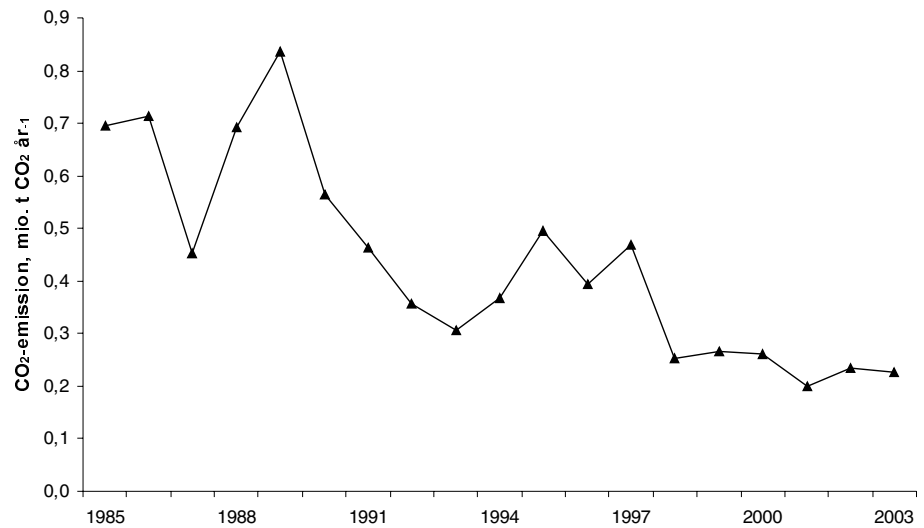
Emissionsfaktorerne for CaCO_3 forudsætter at al CO_3^- forsvinder som CO_2 . Baseret på atomvægte udgør kulstoffet 12% som herefter omregnes til CO_2

$$\text{tons } \text{CO}_2 - C = F_{\text{CaCO}_3} * 0,12 * \frac{44}{12} \quad (21)$$

hvor F_{CaCO_3} er det årlige forbrug i tons. Omregning til CO_2 sker ved at gange og dele med de respektive atomvægte.

8.3 Emission fra kalkning

CO_2 -emissionen fra kalkning er vist i figur 25. Figuren svarer til figur 24. Siden 1990 er emissionen faldet fra 0,56 mio. tons CO_2 årligt til 0,22 mio. tons CO_2 .



Figur 25 CO₂-emission fra forbruget af jordbrugskalk, 1985-2003.

8.4 Usikkerhed

Der er kun en lille usikkerhed forbundet med opgørelsen af kalkforbruget. Denne anslås til <5%. Da alle partier jordforbedringsmidler skal analyseres i Plantedirektoratet, er renheden af de solgte partier kendt. I IPCCs guidelines angives at al CaCO₃ omdannes til CO₂. Under danske klimatiske forhold vil der kunne ske en udvaskning af kalk som aflejres i søer og vandløb. Dette vil reducere den reelle emission fra kalkning, men omfanget af dette er ukendt og bør undersøges nærmere. Da der ikke er viden om udvaskningen af kalk, er det ikke muligt at angive en samlet usikkerhed.

9 Andre områder

9.1 Skov

Skov opgøres separat af Skov- og Landskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. Dokumentation for opgørelsesmetode osv. kan fås hos Lars Vesterdal, SL, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

9.2 Bebyggede områder

Der findes ikke danske opgørelser over den bundne kulstofmængde i de bebyggede områder. Det antages at mængden af bundet C i de bebyggede områder er konstant, hvorfor der ikke er foretaget emissionsopgørelser for dette område. Den del af landbrugsarealet som overgår til parcelhushaver må dog formodes at have en større mængde bundet C end landbrugsjorden, men da der ikke findes noget statistisk grundlag, er der ikke foretaget en opgørelse.

9.3 Høstet træmasse (Harvested wood products)

Høstet træmasse kan indbygges i huse og andre produkter og/eller oplagres og derved medføre emissionsforskydninger i tid. IPCC har udarbejdet guidelines for dette område (IPCC 2004), men det må generelt antages, at denne "oplagring" er af en tidsbegrænset varighed og kun sker i mindre opfang i Danmark. Da der samtidig ikke er udarbejdet datamateriale der beskriver lagringens omfang indgår den ikke i denne opgørelse. Det medfører, at ændringen i lagret træ sættes til 0.

I relation til Kyoto-aftalen er det besluttet ikke at indregne høstet træmasse i første forpligtelsesperiode.

10 Samlet emissionsopgørelse for LULUC(F)

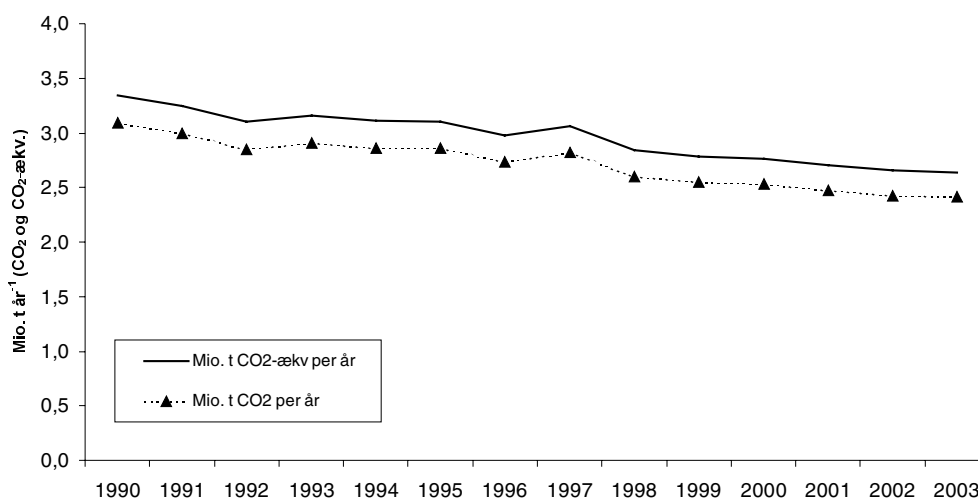
10.1 Emissionsopgørelse 1990-2003

I figur 26 og tabel 25 er vist den samlede emission fra de i rapporten behandlede områder inden for arealanvendelse (LULUCF). I tabellen er ikke inddraget emissioner fra mineraljorde, hvorfor disse foreløbigt er sat til 0.

Den samlede emission i 1990 fra LULUC(F) uden mineraljorde er opgjort til 3,3 mio. tons CO₂-ækvivalenter og faldende frem til 2003, hvor der er estimeret en nettoemission på 2,6 mio. tons CO₂-ækvivalenter.

Tabel 25 De emissionsmæssige effekter af de enkelte områder i relation til Klimakonventionen (UNFCCC). Summen af de enkelte delområder svarer ikke til "I alt" for at undgå dobbeltregning.

	mio. tons CO ₂ -ækv. år ⁻¹														
	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	
Mineraljorde	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Organiske jorde	2,644	2,632	2,633	2,636	2,666	2,547	2,571	2,522	2,557	2,503	2,515	2,529	2,471	2,479	
MVJ 20-årig ændring afvanding	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	-0,001	-0,002	-0,006	-0,010	-0,014	-0,020	
Etabl. af Vådområder	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	-0,001	-0,021	-0,025	-0,030	-0,040	
Hegn	0,024	0,038	0,028	0,008	-0,012	-0,065	-0,074	-0,070	-0,084	-0,095	-0,100	-0,107	-0,144	-0,131	
Tørvearealer	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	
Organiske jordforbedringsmidler	0,111	0,101	0,110	0,170	0,100	0,112	0,097	0,119	0,112	0,119	0,119	0,119	0,124	0,131	
Gartneri	-0,001	0,008	-0,031	0,039	-0,009	0,012	-0,014	0,019	0,002	-0,003	-0,006	-0,005	0,012	-0,008	
Kalkning	0,566	0,463	0,357	0,307	0,367	0,496	0,393	0,470	0,252	0,265	0,261	0,201	0,233	0,226	
Effekt på den nationale emissionsopgørelse	3,344	3,243	3,099	3,161	3,114	3,103	2,974	3,060	2,840	2,787	2,762	2,704	2,652	2,639	



Figur 26 Estimeret samlet emission fra LULUC i de nævnte sektor i Danmark fra 1990 til 2003.

For mineraljorde er der anvendt to forskellige metoder til at opgøre emissionen, hhv. IPCCs Tier 2 og C-TOOL. Det absolutte SOC-niveau kan ikke beregnes med disse metoder. IPCCs Tier 2-model beregner en nettoemission på ca. 1,6 mio. tons CO₂ år⁻¹ i 1990 og stigende til en nettobinding ca. 1,2 mio. tons CO₂ år⁻¹ i 2003. C-TOOL simulerer en nettobinding i alle årene på ca. 1,4 mio. tons CO₂ år⁻¹. Da C-TOOL ikke er valideret og modelkørslerne er foretaget på et forsimplet grundlag, er der ikke fastlagt en endelig model som kan anvendes til indrapportering af emissionerne under Klimakonventionen og i relation Danmarks reduktionsforpligtelser under Kyoto-protokollen.

Dyrkningen af de organiske jorde har medført en svagt faldende nettoemission i alle årene fra 2,6 til 2,5 mio. tons CO₂-ækvivalenter svarende til ca. 15 tons CO₂ ha⁻¹. Effekten af at indføre emissionen fra de organiske jorde i den nationale opgørelse betyder, at Danmarks samlede emission vil stige tilsvarende. Det har kun en begrænset effekt på reduktionsforpligtelsen og kun under forudsætning af, at Danmark tilvælger Crop Management i Kyoto-regnskabet.

Implementering af vådområder og MVJ-ordninger er estimeret til at reducere emissionen med 0,06 mio. tons CO₂-ækv. i 2003. Dette tal vil stige i de kommende år, når planlagte naturgenopretningsprojekter iværksættes. Effekten af ordningerne vil være vedvarende, sålænge det kan dokumenteres, at områderne har den fornødne status mht. til funktion og biomassetilvækst.

Indregning af hegnsrejsning i emissionsopgørelserne medfører en reduktion i nettoemission på 0,15 mio. tons CO₂-ækv. fra 1990 og frem til 2003. Denne effekt vil kun kunne nås i fremtiden under forudsætning af, at hegnsrejsning forekommer i samme tempo som i øjeblikket med ca. 1000 km hegn per år.

Åbne arealer, hvor der brydes tørv omfatter ca. 900 ha. Overfladens bidrag til emissionsopgørelserne er meget begrænset (180 tons CO₂-ækv. år⁻¹). Forbruget af tørv som jordforbedringsmiddel har derimod en langt større effekt. Under den forenkede forudsætning at tørv nedbrydes samme år som den tilføres, vil tørveforbruget medføre en stigning i den årlige emission på ca. 0,12 mio. tons CO₂-ækv. år⁻¹. Det må formodes, at et evt. stop for tørveindvinding i de danske højmoser kun vil have en begrænset effekt på den nationale emissionsopgørelse, da et indvindingsforbud sandsynligvis vil blive opvejet af en øget import.

Arealet der medgår til gartneri og frugtplantager har været konstant på ca. 8.300 ha i de senere år. Inddragelse af dette område medfører kun marginale ændringer i emissionsopgørelsen.

Kalkforbruget er faldet med ca. 60 % siden 1990. Inddragelse af kalkforbruget i emissionsopgørelserne medfører en stigning i det absolutte niveau på ca. 0,56 mio. tons CO₂-ækv. i 1990, faldende til 0,22 mio. tons CO₂-ækv. i 2003. Der har således været tale om en reduktion på 0,32 mio. tons CO₂.

Hvor stor en andel der kan inddrages under de danske forpligtigelser i forbindelse med Kyoto-aftalen fra anvendelse af landområderne, er ikke fastlagt.

11 anbefalinger

For at kunne foretage årlige opgørelser af ændringer i jordens SOC-indhold uden meget store ressourcer, anbefaler IPCC, at det enkelte land finder en balance mellem anvendelse af eksisterende data og nye som kan verificere ændringerne. For alle områder, på nær mineraljordene, er der anvendt anerkendte og valide metoder, hvorfor disse umiddelbart vil kunne implementeres i emissionsopgørelsen.

Mineraljordenes kulstofbalance er af afgørende betydning for korrekt estimering af emissionen. Den anvendte metode kan ikke antages at være fuldt fagligt valid, hvorfor validering og evt. fremskaffelse af et datagrundlag som gør det muligt anvende dynamiske modelsimuleringer i emissionsopgørelsen, er en vigtig opgave. Dette kræver en nøje planlagt metode for prøveudtagning og analyse af jordbundsdata samt udbygning af den anvendte dynamiske model.

Arealet med organiske jorde følger den danske definition på 10% organisk stof i pløjelaget og ikke IPCCs definition på 20%. Emissionsfaktorerne i tabel 13 er baseret på litteraturstudier som omfatter jorde med mere end 20% organisk stof. For at reducere usikkerheden bør der enten foretages en reklassificering af landbrugsjorden eller udarbejdes emissionsfaktorer for organiske jorde med 10-20% organisk stof.

Litteraturliste

Accoe, F., Boeckx, P., Van Cleemput, O., Hofman, G., Hui, X., Bin, H. & Chen, G.X. 2002: Characterization of soil organic matter fractions from grassland and cultivated soils via C content and delta C-13 signature. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 16, 2157-2164.

Agger, P. & Brandt, J. 1988: Dynamics of small biotopes in Danish agricultural landscapes, *Landscape Ecology*, 4, 227-240.

AIS 2000: Areal Informations System, Udgivet af Danmarks Miljøundersøgelser.

Beier, C. 2004: Claus Beier, Biosystems Department , Risø, personlig meddelelse.

BEK 142 af 08/03/1989, Bekendtgørelse om forbud mod markafbrænding af halm m.v. <http://retsinfo.dk>

Birkmose, T. 2004: Torkild Birkmose, Dansk Landbrugsrådgivning, personlig meddelelse.

Christensen, J.C.B. 2004: Jens Chr. Buhl Christensen, Hedeselskabet Skov og Landskab A/S, personlig meddelelse.

Christensen, B.T. 1988: Sædskiftets indflydelse på jordens indhold af organisk stof. I. Forsøg i rammeanlæg med halmnedmuldning og anvendelse af staldgødning, 1956-1986. *Tidsskrift for Planteavl* 92, 295-306.

Danmarks Statistik 2004: <http://www.dst.dk>

Coleman, K. & Jenkinson, D.S. 1996: RothC-26.3. A model for the turnover of carbon in soil. In: D.S. Powlson, P. Smith & J.U. Smith (Eds.), *Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing, Long-Term Datasets*, NATO ASI series I, Vol 38, Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 237-246.

Gerwitz, S. & Page, E.R. 1974: An empirical mathematical model to describe plant root systems. *J. Appl. Ecol.* 11, 773-781.

Gyldenkerne, S. & Mikkelsen, M.H. 2005: DIEMA – Danish Integrated Emission Model for Agriculture, Internt DMU notat.

Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H., 1990. DAISY – soil plant atmosphere system model. NPo forskning fra Miljøstyrelsen. A10, Miljøministeriet, Copenhagen, pp. 272.

Heidmann, T., Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T. & Østergaard, H.S. 2001: Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra Kvadratnettet 1987 - 1998. DJF rapport nr. 54. Danmarks JordbrugsForskning. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Heidmann, T & Søgaard, K. 2002: Ændring i jordens indhold af organisk stof, Internt DJF-notat af 15. marts 2002.

IPCC 1996: IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>

IPCC 2000: IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>

IPCC 2004: IPCC Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry, <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>

Jenkinson, D.S. 1977: Studies on the decomposition of plant material in soil. V. The effects of plant cover and soil type on the loss of carbon from ¹⁴C labelled ryegrass decomposing under field conditions. Journal of Soil Science, 28, 424-434.

Johannsen, V.K. 2004: Vivian Kvist Johannsen, Skov og Landskab, KVL, personlig meddelelse.

Kirschbaum, M.U.F. 1995: The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. Soil Biol. Biochem. 27, 753-760.

Knudsen, H. 2004: Helge Knudsen, Landsforeningen De danske Plantningsforeninger, personlig meddelelse.

Krogh, L., Noergaard, A., Hermansen, M., Greve, M.H., Balstroem, T. & Breuning-Madsen, H. 2003: Preliminary estimates of contemporary soil organic carbon stocks in Denmark using multiple datasets and four scaling-up methods, Agriculture Ecosystems & Environment 96,19-28.

Landsforeningen De Danske Plantningsforeninger, 2004, <http://www.laeplant.dk/>

LBK nr 17 af 18/01/1996 (Gældende): Bekendtgørelse af lov om læhegn og tilskud til læplantning, <http://www.retsinfo.dk>

Lomander, A., Kätterer, T. & Andrén, O. 1998: Carbon dioxide evolution from top- and subsoil as affected by moisture and constant and fluctuating temperature. Soil Biol. Biochem. 30(14): 2017-2022.

Mann, L.K. 1986: Changes In Soil Carbon Storage After Cultivation, Soil Science 142, 279-288, 1986.

Mikkelsen, M.H., Gyldenkerne, S., Poulsen, H.D., Olesen, J.E. & Sommer, S.G. 2005: Opgørelse og beregningsmetode for landbrugets emissioner af ammoniak og drivhusgasser 1985-2002. Arbejdsrapport fra DMU nr. 204.

Miljøstyrelsen 2002: <http://www.mst.dk>

Münier, B. 2004: Internt DMU notat.

- Nielsen, K. 2004: Kim Nielsen, Forskningscenter Årslev, Danmarks JordbrugsForskning, personlig meddelelse.
- Olesen, J.E. 1991: Foreløbig beregning af CO₂ emission fra dansk landbrugsjord. AJMET Notat no. 24. Internt notat. Afd. for Jordbrugsmeteorologi, 21 pp, Danmarks JordbrugsForskning.
- Olesen, J.E., Schjønning, P., Felding, G., Melander, B., Sandal, E., Jørgensen, M.H., Hansen, E.M., Fomsgaard, I., Heckrath, G., Axelsen, J., Jacobsen, O.H., Petersen, S.O., Christensen, B.T., Jørgensen, L.N., Hansen, L.M. & Nielsen, V. 2002: Miljøeffekter af pløjefri dyrkning. DJF-rapport Markbrug nr. 65.
- Olesen, S.E. 2004: Dataudtræk fra den danske profildatabase, Svend Elsnap Olesen, Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø, Danmarks JordbrugsForskning
- Olesen, J.E., Gyldenkerne, S., Petersen, S.O., Mikkelsen, M.H., Jacobsen, B.H., Vesterdal, L., Jørgensen, A.M.K., Christensen, B.T., Abildtrup, J., Heidmann, T. & Rubæk, G. 2004: Jordbruget og klimaændringer – samspil til vandmiljøplaner, Danmarks Jordbrugsforskning, Markbrug nr. 109, 177pp.
- Petersen, B.M. 2003: C-Tool version 1.1. A tool for simulation of soil carbon turnover. Description and users guide. Danmarks JordbrugsForskning, pp. 29. Kan hentes fra www.agrsci.dk/c-tool.
- Petersen, B.M., Olesen, J.E. & Heidmann, T. 2002: A flexible tool for simulation of soil carbon turnover. *Ecol. Model.*, 151, 1-14.
- Petersen, B.M., Berntsen, J., Hansen, S. & Jensen, L.S. 2005: CN-SIM - a model for the turnover of soil organic matter. I: Long-term carbon and radiocarbon development. *Soil Biology and Biochemistry*. (In press).
- Petersen, B.M., Jensen, L.S., Hansen, S., Pedersen, A., Henriksen, T.M., Sørensen, P., Trinsoutrot-Gattin, I. & Berntsen, J. 2005: CN-SIM - a model for the turnover of soil organic matter. II: Short-term carbon and nitrogen development. *Soil Biology and Biochemistry*. (In press).
- Plantedirektoratet 2004: <http://www.pdir.dk>
- Skov- og Naturstyrelsen 2004: <http://www.skovognatur.dk>
- Springob, G. & Kirchmann, H. 2002: C-rich Ap horizons of specific land-use contain large fractions of refractory organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 34, 1559-1570.
- Statistiske Efterretninger for Energi og Miljø, diverse årgang, Danmarks Statistik.
- Stemmer, M., Roth, K. & Kandeler, E. 2000: Carbon mineralization and microbial activity in a field trial used for ¹⁴C turnover experiments over a period of 30 years. *Biol. Fert. Soils*, 31, 294-302.
- Stokholm, M. 2004: Landsforeningen Danske Maskinstationer, personlig meddelelse.

Vesterdal, L. 2004: Lars Vesterdal, Skov og Landskab, KVL, personlig meddelelse.

von Ditz, T. & Bachthaler, G. 1978: Auswirkungen unterschiedlicher Fruchtfolge, Düngung und Bodenbearbeitung auf den Humusgehalt der Böden. Bayrischen Landwirtschaftlicher Jahrbuch 3, 368-377.

Østergaard, H.S. & Mamsen, P. 1990: Kvadratnet for nitratundersøgelser i Danmark. Oversigt 1986-11989. Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Planteavl, 75 pp.

Appendiks

Anvendt litteratur til estimering af emissionsfaktorer for organiske jorde.

SEO, november 2004								
Afgrøde	Land	Mosetype	Tørvedybde m	Grundvandsdybde m	kor. faktor klima	Emission t/ha*år	Forfatter	Bemærkning
Vedv. Græs	Finland	Lavmose	?	udrænet		-0,6-0,9	Tolonen & Turonen (1996)	ikke korrigeret
	Holland	Lavmose	>1,0	0,3-0,4	0,7	0,5-1,0	Shothorst (1977)	
	Holland	Lavmose	>1,0	,0,55-0,6	0,7	1,2-2,1	Shothorst (1977)	
	Holland	Lavmose	>1,0	0,7	0,7	2,4-2,8	Shothorst (1977)	
	Tyskland	Lavmose	0,5	0,3	0,6	1,7	Mundel (1976)	Lysimeter
	Tyskland	Lavmose	0,5	0,6	0,6	2,4	Mundel (1976)	Lysimeter
	Tyskland	Lavmose	0,5	0,9-1,2	0,6	2,5	Mundel (1976)	Lysimeter
	Tyskland	Lavmose	>1,0	0,3	0,6	1,8	Mundel (1976)	Lysimeter
	Tyskland	Lavmose	>1,0	0,6	0,6	3,3	Mundel (1976)	Lysimeter
	Tyskland	Lavmose	>1,0	0,9-1,2	0,6	3,9	Mundel (1976)	Lysimeter
	Holland	Lavmose	>1,0	0,3-0,5	0,7	2,0	Langeveld et al. (1997)	
	Danmark	Højmoser	>1,0	drænet	1,0	5,6	Pedersen (1978)	tørt område
	Danmark	Højmoser	>1,0	drænet	1,0	4,5	Pedersen (1978)	vådt område
	Sverige	Lavmose	>1,0?	drænet	1,2	2,0	Staff (2001) e. Berglund (1989)	
	Finland	Lavmose	>1,0	0,2-1,2	2,0	3,6	Nykänen et al. (1995)	
Vedv. Græs og lyng	Skotland	Hill blanket	>0,5	drænet?	2,0	5,7	Chapman & Thurlow, 1996	tørt område
	Skotland	Hill blanket	>0,5	drænet?	2,0	4,4	Chapman & Thurlow, 1996	vådt område
Sædskiftegræs	Finland	Lavmose	0,2	drænet	2,0	15,0	Maljanen et al. (2001)	
	Finland	Lavmose	>1,0	0,2-1,2	2,0	11,8	Nykänen et al. (1995)	
	Finland	Lavmose	?	drænet	2,0	1,6	Lohila et al. (2004)	
	Finland	Lavmose	0,3	drænet	2,0	6,6	Maljanen et al. 2004	
	Finland	Lavmose	0,7	drænet	2,0	9,2	Maljanen et al. 2004	+ mineraljord
	Sverige	Lavmose	>1,0?	drænet	1,2	3,8	Staff (2001) e. Berglund (1989)	
	Sverige	Lavmose	>1,0?	drænet	1,2	5,1-10,4	Kasimir et al.(1997) e. Berlund(1989)	
Korn	Finland	Lavmose	>0,4	0,8-1,0	2,0	4,2	Lohila et al. (2004)	
	Finland	Lavmose	0,2	drænet	2,0	8,0	Maljanen et al. (2001)	
	Finland	Lavmose	0,3	drænet	2,0	16,6	Maljanen et al. 2004	
	Finland	Lavmose	0,7	drænet	2,0	16,6	Maljanen et al. 2004	+ mineraljord
	Sverige	Lavmose	>1,0?	drænet	1,2	5,8	Staff (2001) e. Berglund (1989)	
	Sverige	Lavmose	>1,0?	drænet	1,2	10,4-20,9	Kasimir et al.(1997) e. Berlund(1989)	
Rækkeafgrøder	Sverige	Lavmose	>1,0?	drænet	1,2	9,3	Staff (2001) e. Berglund (1989)	
	Sverige	Lavmose	>1,0?	drænet	1,2	20,9-31,0	Kasimir et al.(1997) e. Berlund(1989)	

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø
Projektchef for kvalitets- og analyseområdet

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsovej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.