

**Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet  
Aarhus Universitet**

**08-02-2011**

**Notat vedrørende  
den tematiske jordstrategi's relevans  
for danske forhold**

*Af lektor Lars Elsgaard  
Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø  
Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet*

## FORMÅL OG AFGRÆNSNING

Nærværende ”Notat vedrørende den tematiske jordstrategi’s relevans for danske forhold” er bestilt af Danske Regioner, som den 3/9 2010 kontaktede Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (DJF), Aarhus Universitet. Kontakten skete med baggrund i DJF’s rapport fra 2009 om ”Threats to soil quality in Denmark – a review of existing knowledge in the context of the EU soil thematic strategy”.

Efter aftale mellem Danske Regioner og DJF er formålet med notatet at lave et kortfattet og letlæst resume af den eksisterende viden i Danmark om de jordforringende processer, eksklusive jordforurening, der fremgår af Europa Kommissionens forslag til et jorddrammedirektiv. På baggrund af den eksisterende viden skal det, så vidt det er muligt, konkluderes om en jordforringende proces er relevant for danske forhold eller ej. Hvor der ikke kan konkluderes om de pågældende processer er relevante eller ej, anføres hvilken viden der skal tilvejebringes for at kunne vurdere dette. Der redegøres desuden for sammenhængen mellem jordforringende processer og henholdsvis CO<sub>2</sub> udledning og biodiversitet.

Notatet er udarbejdet af lektor Lars Elsgaard (DJF). En arbejdsversion er diskuteret på et møde mellem Danske Regioner (Christian Andersen, Jes Pedersen og Rolf Johnsen) og DJF (Lars Elsgaard, Susanne Elmholt og Jørgen E. Olesen) den 25. januar 2011. Det endelige notat er fremsendt til Danske Regioner den 8. februar 2011.

## INDHOLDSFORTEGNELSE

Resume.....	3
Summary.....	4
Jordens funktioner.....	5
Jorddrammedirektivet.....	6
Erosion.....	7
Kulstof-tab.....	11
Jordpakning.....	13
Tilsaltning.....	16
Jordskred.....	17
Forsuring.....	17
Jordforringende processer og CO <sub>2</sub> emission.....	18
Biodiversitet.....	20
Referencer.....	25

## RESUME

EU-kommissionen foreslog i 2006 et jorddrammedirektiv (JRD) med henblik på at beskytte Europas jorder mod forringelse (EC, 2006a). JRD vedrører seks trusler mod jordens kvalitet og funktioner, sammenfattet under emnerne: erosion, kulstof-tab, jordpakning, saltdannelse, jordskred og forsuring. På baggrund af den foreliggende viden om betydningen af jordforringende processer under danske forhold, der gennemgås i notatet, sammenfattes følgende:

For **erosion** vurderes det, at Danmark ikke hører til de udsatte områder for vind- og vand-erosion og deraf følgende ødelæggelse af landbrugsjorden (Schjønning et al., 2009). Vand-erosion i samspil med stigende intensitet af nedbør bør dog følges fremadrettet. For erosion ved jordbearbejdning (fx som følge af pløjning på skråninger) er tabet af jord og omfordelingen indenfor marker mere omfattende, og det vurderes, at jordbearbejdningserosion på langt sigt kan være en trussel mod jordens produktivitet på kuperede arealer (Schjønning et al., 2009). Med hensyn til **kulstof-tab** vurderes det, at tabet af organisk stof er en jordforringende proces, der kan skade jordens dyrkningsegenskaber især på de østdanske lerjorder. Samtidig kan det forventes, at et fortsat tab af organisk stof svækker omfanget og aktiviteten af jordens mikroliv, hvilket går ud over blandt andet jordstrukturen og jordens evne til at frigive plantenæringsstoffer. **Jordpakning** vurderes at være en trussel, der reelt kan forringe jordresursen i Danmark. Dette skyldes primært, at skader, der sker i jorddybder under 40 cm, i praksis er uoprettelige (Schjønning et al., 2009). **Saltdannelse** (tilsætning) og **jordskred** har ikke i Danmark et omfang, der udgør en trussel mod jordresursen. **Forsuring** af jordbunden kan ske som følge af naturlige processer, men i særlig grad som følge af sur nedbør, der skyldes afbrænding af fossile brændstoffer. Problemer med denne form for forsuring er dog reduceret markant gennem de seneste årtier. Den naturlige forsuring af landbrugsjord modvirkes i almindelig dyrkningspraksis ved at udbringe kalk på jorden. Samlet vurderes forsuring ikke at fremstå som en væsentlig trussel mod jordresursen i Danmark.

Jordforringende processer udviser ofte en kobling til **emissionen af CO<sub>2</sub>**, der er den vigtigste drivhusgas i atmosfæren. Koblingen er ikke altid entydig, men tiltag, der beskytter jordresursen, forventes ofte at kunne medføre positive effekter i forhold til klimaet (EC, 2006b). Dette gælder blandt andet for de foranstaltninger, der skal medvirke til at begrænse erosion, kulstof-tab og jordpakning (Schils et al., 2008). For sammenhængen mellem jordforringende processer og **jordens biodiversitet** findes endnu kun et ufuldstændigt data-grundlag. Det vurderes dog, at biodiversiteten i almindelighed vil få gavn af de foranstaltninger, der foreslås for at imødegå andre trusler (EC, 2006a,b). For eksempel vil en stabilisering eller øgning af jordens indhold af organisk stof bidrage til at opretholde jordens biodiversitet.

## SUMMARY

The EU commission in 2006 launched a proposal for a Soil Framework Directive (SFD) with the purpose of protecting the soil resource in Europe (EC, 2006a). The SFD addresses six major threats to a sustained quality and function of soils, related to deterioration by: erosion, organic matter decline, soil compaction, salinisation, landslides and acidification. Based on the existing knowledge on the relevance of soil degrading processes under Danish conditions, which are described in the present paper, the following is summarized:

For erosion it is considered that Denmark is not an area exposed to severe wind and water erosion and subsequent degradation of the agricultural soil (Schjønning et al., 2009). Water erosion in combination with increased intensity of rainfall (due to climate change) should, however, be assessed in future studies. For tillage erosion, the loss of soil and the redistribution within fields is more pronounced than for wind and water erosion. Therefore tillage erosion must be considered a substantial long-term threat to soil productivity on undulating fields in Denmark (Schjønning et al., 2009). Loss of organic matter is considered as a soil degrading process of special significance for clayey soils in the eastern part of Denmark. At the same time a continuing decline in the soil organic matter content may decrease the extent and activity of the soil microbial life, which has consequences for the soil structure and the microbial ability of the soil to release plant nutrients. Soil compaction, due to frequent traffic with heavy machinery in agriculture and forestry, is considered as a threat that may decrease the soil quality. The threat is severe because compaction occurring below 40 cm soil depth is virtually irreversible (Schjønning et al., 2009). Salinisation and landslide are processes occurring only sporadically in Denmark, and are not considered as threats to the soil resource. Acidification of the soil may be caused by natural processes and anthropogenic processes related to combustion of fossil fuels (acid rain). The latter cause, however, has been reduced considerably during the last decades. Natural acidification of, e.g., agricultural soils are prevented during normal agricultural practice by liming. In summary, therefore, acidification is not considered as a major threat to the soil resource in Denmark.

Soil degrading processes may often be linked to emission of CO<sub>2</sub>. The linkage is not always unequivocal, but measures to protect the soil resource expectedly also have positive implications in relation to the climate impact (EC, 2006b). This is the case, e.g., for measures to mitigate erosion, organic matter decline and soil compaction (Schils et al., 2008). The linkage between soil degrading processes and soil biodiversity still needs to be clarified scientifically. Yet, it is considered the measures to protect the soil resource will implicitly also be beneficial for the soil biodiversity (EC, 2006a,b). Thus, for instance, a stabilization or increase in the soil organic matter content will contribute to sustain the biodiversity in the soil.

## JORDENS FUNKTIONER

Jord består af en blanding af mineraler (sand og ler), dødt og levende organisk stof samt vand og luft (Fig. 1). Jordens bestanddele opbygger krummer (aggregater) og hulrum (porer) af forskellig størrelse, hvilket har betydning for jordens funktioner. Jordens porer forsyner fx planterødder med vand og ilt og letter rodvæksten rent fysisk. Samtidig er porerne levested for jordbundsdyr og mikroorganismer, der nedbryder plante- og dyrerester, så jorden frigiver kvælstof (N), fosfor (P) og andre mineraler, som er nødvendige næringsstoffer for planter. Mikrolivet i jorden udfører derigennem centrale processer i jordbundens økosystem.

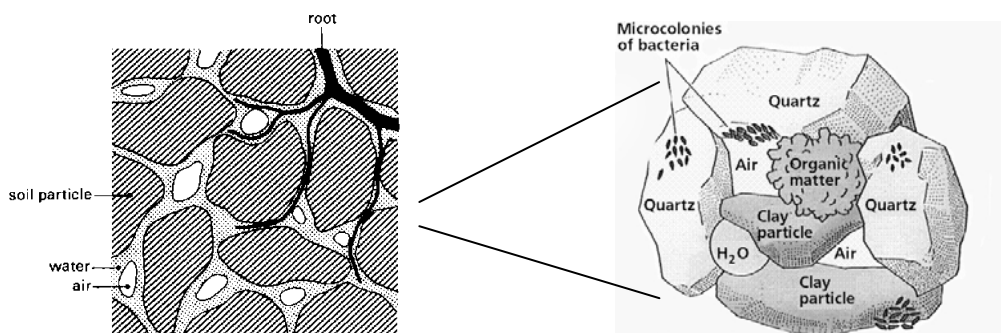


Fig. 1. Illustration af jordens opbygning af krummer og hulrum, der er fyldte med luft eller vand. Røddernes vækst lettes af jordens porer (t.v.). De mindste jordkrummer (t.h.) består af sand (quartz) og ler (clay), der holdes sammen af organisk stof (organic matter). Overflader og hulrum i jordbunden er levested for smådyr, svampe og bakterier (bacteria).

På et generelt og overordnet niveau spiller jorden en stor rolle i forhold til menneskehedens sociale og økonomiske udvikling. Dette opregnes af Blum (2008) i en række punkter (Box 1), hvoraf flere relaterer sig til biologiske og fysisk/kemiske processer, der er vigtige i forhold til jordens kvalitet og sundhed. Som eksempler danner jorden basis for plantevækst og dermed for produktion af biomasse, fødevarer og foder. Samtidig fungerer jorden som et filter, der tilbageholder og omdanner en række opløste og forurenende stoffer inden de frigives til vandmiljøet. Og ikke mindst tjener jorden som lager for CO<sub>2</sub> og en skjult reserve for den biologiske mangfoldighed. Jordbunden er således hjemsted for mere end 25 procent af verdens levende arter (Turbé et al., 2010), og en stor del disse arter er endnu ukendte – især blandt de mikroorganismer, der henregnes under svampe og bakterier.

Ovenstående og flere af jordens funktioner er diskuteret i omfattende rapporter udarbejdet i forbindelse med EU's Temastrategi for Jordbundsbeskyttelse (Van-Camp et al., 2004). Hensigten med denne temastrategi er at sikre menneskers fortsatte mulighed for en bæredygtig udnyttelse af jorden. Et af midlerne til at opnå dette er Jorddrammedirektivet (EC, 2006a), der sigter mod at imødegå jordbundsforringelse og genoprette forringet jordbund.

Box 1. Eksempler på jordens rolle i forhold til menneskehedens sociale og økonomiske udvikling.

Jordens vigtighed for menneskeheden illustreres ifølge Blum (2008) blandt andet ved, at jorden:

- tillader produktion af fx biomasse, fødevarer og foder
- opbevarer, filtrerer og omdanner stoffer som vand, næringsstoffer og kulstof
- fungerer som biologisk habitat og gen-reserve for en stor mængde af organismer
- fungerer som fysisk basis for tekniske og industrielle anlæg som huse og veje
- udnyttes som kilde til råmaterialer som sand, ler og grus
- fungerer som bevaringssted for natur- og kulturværdier.

## JORDDRAMMEDIREKTIVET

EU-kommissionen foreslog i 2006 Jorddrammedirektivet (JRD) med henblik på at beskytte Europas jorder mod forringelse (EC, 2006a). JRD vedrører eksplicit seks trusler mod jordens kvalitet og funktioner, sammenfattet under:

(1) erosion, (2) kulstof-tab, (3) jordpakning, (4) saltdannelse, (5) jordskred, (6) forsuring.

Siden 2006 er der foregået en række høringer og forhandlinger, der skal lede frem til en afgørelse om JRD i Ministerrådet og Parlamentet. På trods af Kommissionens indsats under skiftende Formandskaber er der ikke udsigt et kvalificeret flertal for JRD i Ministerrådet. Dette skyldes opposition fra et blokerende mindretal af medlemsstater herunder flere af EU's store medlemslande. De blokerende lande lægger blandt andet til grund, at JRD strider mod principperne om subsidiaritet (nærhed) og proportionalitet, ligesom de frygter for udgifter og administrative byrder ved JRD (EC, 2010). Det er uvist i hvilket omfang det nuværende (Ungarn) og de kommende Formandskaber (Polen, andet halvår 2011 og Danmark første halvår 2012) prioriterer at arbejde videre med forhandlingerne omkring JRD.

En redegørelse for udestående punkter, som nævnt ovenfor, blev senest fremlagt 10. marts 2010 under det Spanske Formandskab (EC, 2010). En redegørelse for den danske opfattelse af forhandlingssituationen og den danske Regerings holdning til JRD fremgår af Miljøministeriets notat til Folketingets Europaudvalgs Rådsmøde (miljø) den 15. marts 2010 (Miljøministeriet, 2010). Her fremgår det blandt andet, at det vurderes, at jordskred og tilsaltning ikke er problemer, der forekommer i Danmark, og at erosion, tab af organisk stof og jordpakning ikke har noget dramatisk omfang (Miljøministeriet, 2010).

Vedtages JRD skal Danmark (og de øvrige medlemslande) indenfor 5 år kortlægge de områder, hvor de jordforringende processer har fundet sted eller kan forventes at finde sted i nær fremtid (risikoområder eller prioritetsområder). Herefter skal hvert land udarbejde et

indsatsprogram, der sætter mål for risikoreduktion og anviser, hvordan målene kan indfries i de kortlagte prioritetsområder. Indsatsprogrammet sættes i værk senest otte år efter vedtagelsen af JRD og revurderes mindst hvert femte år. Selve kortlægningen skal revurderes mindst hvert tiende år (tidsfristerne gælder det oprindelige forslag, der siden er modificeret af skiftende Formandskaber).

Mens den videre skæbne af JRD ikke ligger fast, betyder eksisterende dele af EU's Fælles Landbrugspolitik, at jordbruget allerede underkastes krav, der indirekte berører nogle af intentionerne i JRD. Dette gælder fx bestemmelserne i Fødevareministeriets bekendtgørelse om god landbrugs- og miljømæssig stand (GLM), hvor der stilles krav til blandt andet plantedække og håndtering af afgrøderester (Box 2).

Box 2. Fødevareministeriets bekendtgørelse om god landbrugs- og miljømæssig stand (GLM).

Fødevareministeriet (2010) har for nylig udstedt bekendtgørelse nr. 1698, som skal sikre, at landbrugsarealer bevares i god landbrugs- og miljømæssig stand (GLM). Bekendtgørelsen stiller krav, som modtagere af direkte støtte skal overholde i henhold til EU's Fælles Landbrugspolitik. Dette gælder blandt andet krav om:

- etablering og vedligeholdelse af plantedække på udyrkede landbrugsarealer
- vedligeholdelse af plantedækket på permanente græsarealer
- vedligeholdelse af plantedækket på græsarealer i omdrift
- overholdelse af forbud mod markafbrænding af halm

Sådanne tiltag, der holder jordbrugsarealet i god landbrugs- og miljømæssig stand, indvirker også på jorden og flere af de processer, der omhandles i JRD (SoCo, 2009c). Generelt gælder det fx, at et permanent plantedække (i modsætning til bar jord) betyder, at jorden tilføres mere organisk kulstof, ligesom plantedækket modvirker risikoen for erosion.

På baggrund af en nærmere analyse (Schjønning et al., 2009) opsummerer det herværende notat den foreliggende viden om betydningen af jordforringende processer under danske forhold i relation til JRD og EU's Temastrategi for Jordbundsbeskyttelse. Samtidig omhandles mulige sammenhænge mellem jordforringende processer og såvel CO<sub>2</sub> emission som biodiversitet. Truslen mod jordens biodiversitet omtales i JRD, men det konstateres samtidig, at den nuværende viden om emnet er for begrænset til, at direktivet kan indeholde specifikke bestemmelser om beskyttelse af jordbundens biodiversitet (EC, 2006a).

## **EROSION**

Erosion betegner tab af jord ved påvirkning af vind, vand eller menneskelig aktivitet, så som pløjning eller anden jordbearbejdning. JRD nævner direkte truslen fra vind og vand, men senere arbejder i tilknytning til JRD nævner også jordbearbejdningserosion (Eckelmann et al., 2006). Dette er fulgt op i en dansk rapport, der sammenfatter forholdene omkring erosion ved vand og jordbearbejdning (Schjønning et al., 2009).

### **Vinderosion**

Vinderosion har historisk udgjort en risiko for danske jorder, men en langsigtet indsats omkring plantning af læhegn har begrænset denne trussel (DFFE, 2005). Ligeledes betyder den udbredte brug af vinterafgrøder, at jorden i stigende omfang beskyttes mod vindens kræfter. I de tilfælde, hvor vinderosion stadig kan være et problem, er det på sandede jorder på tidspunktet omkring såning. Finere partikler (<1 mm), herunder en del kulstof, kan forsvinde primært fra overflade-jorden. Arealerne, der følsomme for vinderosion, svarer stort set til de arealer, der tidligere var hedeområder med sandet jord (Veihe et al., 2003). Risikoen for vinderosion på disse arealer reduceres i praksis ved, at jorden vinterpløjes og tromles i våd tilstand, ligesom såbedet etableres ved overfladisk harvning (Veihe et al., 2003).

Samlet set vurderes det ikke, at Danmark hører til de udsatte områder for vinderosion og deraf følgende ødelæggelse af landbrugsjorden (Schjønning et al., 2009).

### **Vanderosion**

Når regndråber rammer jorden, frigør jorden partikler, der kan strømme bort med vandet. I hvilken grad, det sker, afhænger af regnens energi eller intensitet – det vil sige dråbernes størrelse og den hastighed, hvormed de falder. Dette betegnes som nedbørens erosivitet. Herover for står jordens sårbarhed overfor vanderosion, hvilket afhænger af blandt andet jordens tekstur, struktur og kemiske sammensætning. Denne egenskab betegnes som jordens erodibilitet.

Nedbørens erosivitet er forholdsvis moderat i Danmark i forhold til andre dele af verden. Klimaændringerne med stigende intensitet af nedbør især i vinterperioden (Olesen et al., 2006) forventes dog at medføre en øget erosivitet. Erødibiliteten – altså jordens sårbarhed over for erosion – er også moderat under danske jordbundsforhold. Erødibiliteten afhænger blandt andet af jordens struktur og indhold af organisk stof. En god og luftig jordstruktur betyder, at jorden kan optage vandet, så det ikke strømmer bort, mens et højt indhold af organiske stof binder jordens partikler sammen, så de ikke så let rives løs. Det er ligeledes betydende for erødibiliteten, at jordoverfladen er dækket af planter eller afgrøderester, hvilket modvirker risikoen afstrømning af vand og jord fra marken. Endelig begrænses risikoen for vanderosion ved, at det danske landskab generelt er fladt eller kun svagt bakket. Således er det kun én procent af Danmarks areal, der har hældninger, som overstiger 12 procent (Breuning-Madsen og Jensen, 1996).

Vanderosion kan dog forekomme på de fleste jordtyper - særlig efter perioder med langvarig regn eller i forbindelse afstrømning af smeltevand. Veihe et al. (2003) fandt i en sammenfat-



tende undersøgelse, at vanderosion i Danmark typisk er mindre end 3 ton jord per hektar om året. Det svarer omregnet til et jordlag på under 1 mm i tykkelse.

Risikoen for vanderosion præges af dyrkningsmæssige forskelle, således at vanderosion kan forekomme mere markant ved dyrkning af vinterafgrøder end ved vårafgrøder og græs. Det skyldes, at dyrkningen af vinterafgrøder medfører, at jorden pløjes og ligger ubeskyttet en del af efteråret, hvor der samtidigt falder kraftig regn. Sammenhængen mellem klimatiske forandringer (kraftigere nedbør) og vanderosion bør således følges fremadrettet.

Selv om omfanget af vanderosion er forholdsvis beskedent, og næppe på kort sigt har nogen betydende effekt, kan effekten af mange års erosion skabe en trussel mod jordens kvalitet. Ud fra den foreliggende viden findes der dog ingen specifikke undersøgelser, der belyser jordforringelse om følge af vanderosion i Danmark. Tilsvarende kan der ikke peges på en kritisk erosionsrate, der skulle være en grænse for blivende forringelse af jorden (Schjøning et al., 2009). Den rate, hvormed jordbunden gendannes, er dog langt under 1 mm om året, så i det omfang større hændelser af vanderosion forekommer, kan skaden for så vidt være langvarig eller permanent.

På baggrund af den foreliggende viden konkluderes, at vanderosion i Danmark udgør en forholdsvis lille risiko for jordforringelse på grund af landskabets flade topografi og en lav erosivitet af nedbøren. Vanderosion i samspil med stigende intensitet af nedbør bør dog følges fremadrettet. Ligeledes bør vanderosion modvirkes af miljømæssige hensyn, idet jord, der tabes til vandmiljøet, kan medføre en markant forurening af vandmiljøet med kvælstof og fosfor.

### **Jordbearbejdningserosion**

Jordbearbejdningserosion er en proces, der omfordeler jord indenfor kuperede marker, således at de øvre jordlag forsvinder fra bakketoppen og samler sig ved foden af bakken. Erosionen sker typisk, når der pløjes på skråninger, og omfanget stiger jo stejlere skråningen er, da tyngdekraften er en medvirkende faktor. Danske studier viser, at tabet af jord typisk kan være omkring 20 ton per hektar om året med en efterfølgende akkumulering andre steder i samme størrelsesorden (Heckrath et al., 2005). Ligeledes er det fundet, at arealer med stor erosion havde mistet 15 cm af overjorden gennem en periode på 45 år (Heckrath et al., 2005).

Jordbearbejdningserosion reducerer produktiviteten på de eroderede arealer, og kan derfor medføre en jordforringelse for udsatte områder. Risikoområder for jordbearbejdningserosion

er dog ikke kortlagt i Danmark, og det er heller ikke opgjort hvor stor en del af dyrkede land, der er påvirket af processen (Schjønning et al., 2009). Jordbearbejdningserosion forekommer imidlertid overalt på kuperet terræn og flytter markante mængder af jord. For de udsatte områder betegnes processen derfor som en alvorlig jordforringelse i det lange perspektiv (Schjønning et al., 2009).

Den mest effektive metode til at mindske jordbearbejdningserosion er, at dyrke jorden uden at pløje (pløjefri dyrkning). Desuden vil reduceret hastighed og dybde ved pløjning nedsætte erosionen (Fig. 2). Herigennem spiller management en afgørende rolle for risikoen for jordbearbejdningserosion, og denne risiko kan derfor være svær at kortlægge. På den anden side giver management et effektivt redskab til at imødegå jordbearbejdningserosion. Ved fx at pløje jorden hensigtsmæssigt (Fig. 2) nedsætter den enkelte landmand risikoen for jordbearbejdningserosion på sine marker.

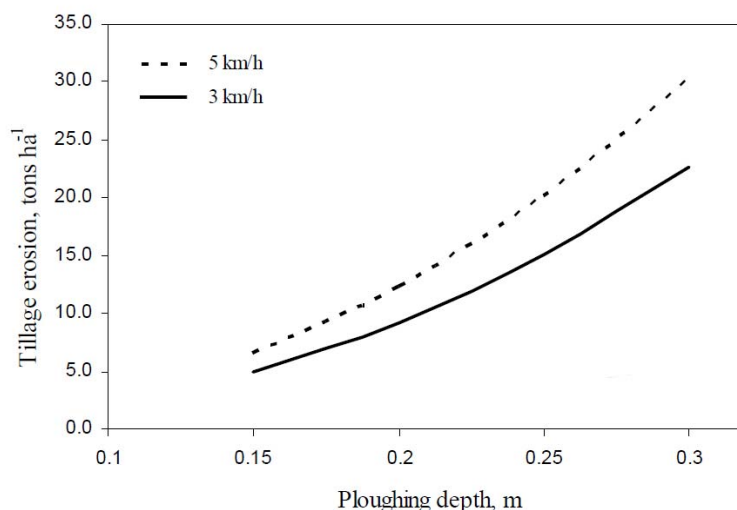


Fig. 2. Jordbearbejdningserosion (tillage erosion, tons per hektar) som funktion af pløjedybden (ploughing depth, 15-30 cm) og kørselshastigheden (3 eller 5 km/h). Figuren viser, at jo dybere der pløjjes, desto større er erosionen. Og ligeledes, at jo hurtigere der køres, desto større er erosionen. Efter Van Oost et al. (2006).

Da både tabet af jord og omfordelingen indenfor marker er mere omfattende og udbredt for jordbearbejdningserosion end for vanderosion, må jordbearbejdningserosion på langt sigt anses for en vigtig trussel mod jordens produktivitet på kuperede danske arealer (Schjønning et al., 2009).

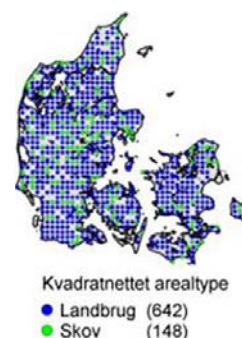
## KULSTOF-TAB

Jordbundens organiske kulstofindhold omfatter levende organismer og rester af døde organismer i forskellige grader af nedbrydning. Kilderne til organisk kulstof er fx afgrøderester og organiske gødninger som gylle og kompost. Organisk materiale udgør en afgørende bestanddel af en sund jord. Således er organisk materiale en kilde til føde for jordbundens mikroliv, en kilde til jordens frugtbarhed og en kilde til forbedret jordstruktur. Ligeledes er det velkendt at organisk stof har indflydelse på jordens vandholdende evne (Christensen, 1996). Tab af organisk stof fører generelt til en forringet jordbund, der samtidig bliver mere sårbar for andre jordforringelser som fx erosion (SoCo, 2009a).

Udviklingen i kulstofindholdet i forskellige danske landbrugsjorder blev undersøgt af Heidmann et al. (2001, 2002). Undersøgelsen var baseret på jordprøver fra en række punkter i det landsdækkende kvadratnet for nitratundersøgelser (Østergaard og Mamsen, 1990; Box 3). Disse prøver blev udtaget i 1986/87 og igen i 1997/98. Resultaterne viste, at driftsformen og jordtypen havde stor betydning for ændringen i jordens kulstofindhold over de 10-12 år undersøgelsen dækkede. Mens der var tendens til en stigning i kulstofindholdet på de mest sandede jorde, var der tendens til et fald for de mere lerholdige jorde. Dette så ud til at skyldes jordtypen såvel som driftsformen, idet der på sandede jorde hyppigt optræder kvægbugsbedrifter, hvor der udbringes gylle til foderafgrøder, mens der på mange af lerjordene dyrkes salgsafgrøder uden samme tilførsel af organisk materiale. Udviklingen med stigende indhold af organisk kulstof på de sandede jorde og faldende indhold på lerjordene ser ud til at være fortsat siden 1997/98, hvilket dokumenteres af nye prøvetagninger fra kvadratnettets punkter i 2008/09 (Bjørn Molt Petersen, personlig meddelelse).

Box 3. Målinger af jordens indhold af organisk stof i det landsdækkende kvadratnet for nitratundersøgelser.

Driftsformens virkning på udviklingen i jordens indhold af organisk stof er blevet belyst ved målinger i det landsdækkende kvadratnet for nitratundersøgelser, der administreres af Dansk Landbrugsrådgivning (DLBR). Kvadratnettet (t.h.) består af ca. 800 fastliggende måleflader, systematisk fordelt over hele landet med 7 km's afstand. Undersøgelserne af organisk kulstof er baseret på hele eller dele af kvadratnettet (Heidmann et al., 2001, 2002) og er foretaget i 1986/87, i 1997/98 og senest i 2008/09. Resultaterne fra de seneste undersøgelser er endnu ikke publicerede. Kulstof undersøgelserne er foretaget i samarbejde mellem DLBR og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet ved Århus Universitet, dog uden at der findes faste fremtidige rammer eller bevillinger til dette samarbejde.



Tabet af organisk stof, som dyrkningsformen kan medføre, giver på visse lerholdige jorde problemer med at etablere et ordentligt såbed, når jorden pløjes. Problemet opstår fordi jor-

den ikke danner en løs struktur, men derimod klumper sammen. Årsagen er, at jordens lerpartikler ved lave indhold af organisk stof lettere frigøres til jordens vandfyldte porer, så der efterfølgende kan ske en form for cementering i jorden. Dette nedsætter jordens evne til at smuldre og danne et godt såbed, ligesom det forringer vilkårene for andre vigtige jordfunktioner.

Tabet af organisk stof kædes sammen med faktorer som ensidig dyrkning af enårige salgsafgrøder, opdyrkning af permanente græsmarker, dræning og intensiveret jordbearbejdning. Modsat viser resultaterne af danske undersøgelser, at jordens indhold af organisk stof oprettholdes ved at tilbageføre planterester til jorden fx ved at nedmulde halm. Tilsvarende gavner det jordens indhold af organisk stof at dyrke efterafgrøder, ligesom pløjefri dyrkning eventuelt kan have en positiv effekt.

Risikoen for jordforringende effekter ved tab af organisk kulstof kan ikke vurderes alene på baggrund af det aktuelle kulstofindhold. Der findes således ikke en universel nedre grænseværdi for et tilstrækkeligt indhold af organisk stof på tværs af alle jordtyper og klimaområder (Van-Camp et al., 2004). I arbejdet omkring EU's Temastrategi for Jordbundsbeskyttelse foreslås det i stedet at definere en nedre grænseværdi for forskellige kombinationer af jordtyper og klimaområder (Van-Camp et al., 2004). Schjønning et al. (2009) foreslår en alternativ strategi, der tager udgangspunkt i nye undersøgelser, der tyder på, at kvotienten mellem jordens indhold af ler og organisk kulstof er korreleret til vigtige egenskaber ved jordstrukturen (Dexter et al., 2008). Schjønning et al. (2009) har kortlagt denne indikator for hele Danmark (Fig. 3) og foreslår, at et sådant kort vil kunne udvikles til at udpege risiko-områder for et kritisk lavt niveau af organisk stof i jorden. Der er dog behov for yderligere forskning, der kan belyse betydningen af den nye indikator i relation til også de biologiske og kemiske egenskaber og funktioner i jorden.

Som en anden mulighed foreslår Schjønning et al. (2009), at der kan udpeges såkaldte 'dyrkningsmetodetærskler', der giver tilfredsstillende mængder af organisk stof i jorden på tværs af forskellige jordtyper. Disse tærskler kan baseres på ekspertvurderinger og modellering og kan fx vedrøre indførsel af bestemte sædskifter, en given andel grønne marker i sædskiftet eller tilbageførsel af en given mængde afgrøderester.

Sammenfattende vurderes det, at tabet af organisk stof er en jordforringende proces, der kan skade jordens dyrkningsegenskaber især på de østdanske lerjorder. Samtidig kan et fortsat tab af organisk stof svække omfanget og aktiviteten af jordens mikroliv, hvilket går ud over blandt andet jordstrukturen og jordens evne til at frigive plantenæringsstoffer.

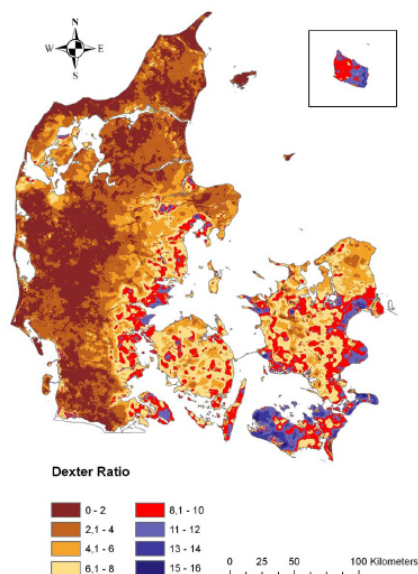


Fig. 3. Dexter ratio beregnet som forholdet mellem overjordens (0-20 cm) indhold af ler og organisk kulstof. En Dexter ratio på 10 og derover (blå nuancer) tages som udtryk for en risiko for forringelse af jordens dyrkningsegenskaber. Fra Schjønnig et al. (2009). Kortet er primært baseret på data fra 1970'erne ([www.djfgeofdata.dk](http://www.djfgeofdata.dk)), og flere af de røde områder vil muligvis have nærmet sig en Dexter ratio på 10 som følge af tab af organisk stof i den mellemliggende periode.

## JORDPAKNING

Jordpakning betegner den sammentrykning af jorden, der sker, når fx tunge maskiner kører på jorden og forplanter et skadeligt tryk ned gennem jorden (Fig. 4). Fænomenet er også kendt som traktose. Effekten af jordpakning på høstudbytte blev målt i en stor international undersøgelse, der tog sin start i 1980'erne og kørte over en periode på 12 år (Håkansson og Reeder, 1994). Som et resultat af forsøget blev der opstillet en forståelsesramme, der sammenfatter, at jordpakning kan medføre et tab i høstudbytte og at tabet er midlertidigt (reversibelt) eller permanent (irreversibelt) afhængig af hvilken jorddybde pakningen forekommer i. Det vil sige, at skader ved jordpakning i de øverste jordlag (0-40 cm) fortager sig i løbet af 5-10 år, mens skader, der sker i jordlaget under 40 cm, er permanente.

Box 4. Forståelsesramme for de udbytteskader som jordpakning medfører. Efter Håkansson og Reeder (1994).

- jordpakning i 0-25 cm laget medfører et tab i udbytte på ca. 7½ procent, der fortager sig i løbet af 5 år
- jordpakning i 25-40 cm laget medfører et tab i udbytte på ca. 2½ procent, der fortager sig i løbet af 10 år
- jordpakning i laget under 40 cm medfører et tab i udbytte på ca. 2½ procent, der IKKE fortager sig.

De ovenstående forsøg blev udført med hjultryk på omkring 5 ton, hvilket i starten af 1980'erne blev anset for et højt tryk. I det moderne landbrug anno 2011 benyttes ofte højere hjultryk ved kørsel med gyllevogne og høstmaskiner, hvor trykket kan udgøre mere end 10 ton. Ved sådanne høje hjultryk er der endnu ingen danske undersøgelser, der direkte belyser sammenhængen mellem jordpakning og høstudbytter. Udenlandske undersøgelser tyder på, at tabet i udbytte kan være op til 6-12 procent (Voorhees, 2000), og den generelle stagnation

i udbyttet af vinterhvede i Danmark er blevet fortolket i lyset af den stigende kørsel med tunge landbrugsmaskiner gennem de seneste årtier (Schjønning et al., 2010).

For at forstå den negative effekt af jordpakning, vender vi tilbage til jordens struktur (Fig. 1). Når jorden presses sammen forsvinder en del af jordens hulrum og porer. Det betyder, at jorden bliver dårligere til at bortlede vand gennem det normalt fine netværk af små kanaler, der findes i jorden. I stedet vil vandet i højere grad transporteres gennem større porer (makroporer) som fx gange fra regnorm. Denne transport kortslutter vandets filtrering og interaktion i jorden og øger risikoen for at udvaske uønskede stoffer som fosfor, kvælstof og pesticider til vandmiljøet (Jarvis, 2007). En samtidig konsekvens af de færre porer er, at jorden ikke i samme grad forsynes med ilt ( $O_2$ ) til at opretholde livsvilkårene for dyr, planter og svampe. Derimod skabes der basis for jordlommer uden ilt, hvor kun prokaryote mikroorganismer trives. Denitrificerende bakterier er et eksempel på en sådan gruppe af mikroorganismer, der kan leve uden ilt ved at omdanne nitrat ( $NO_3^-$ ) til blandt andet drivhusgassen lattergas ( $N_2O$ ). Jordpakning kan derved have betydning også for emission af drivhusgasser (Bakken et al., 1987; Hansen et al., 1993).

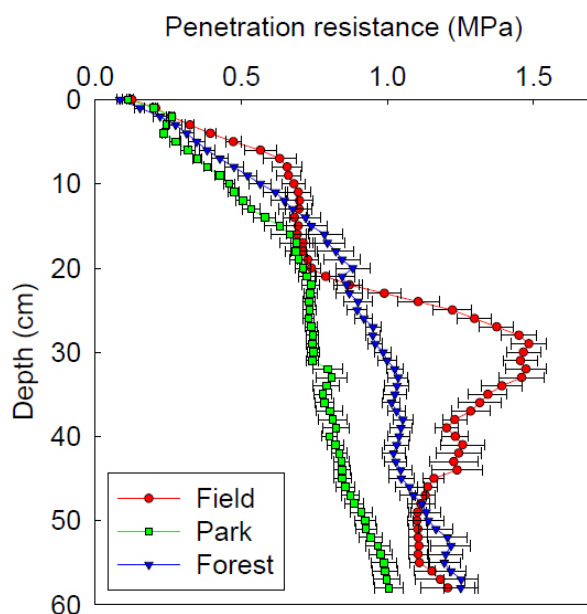
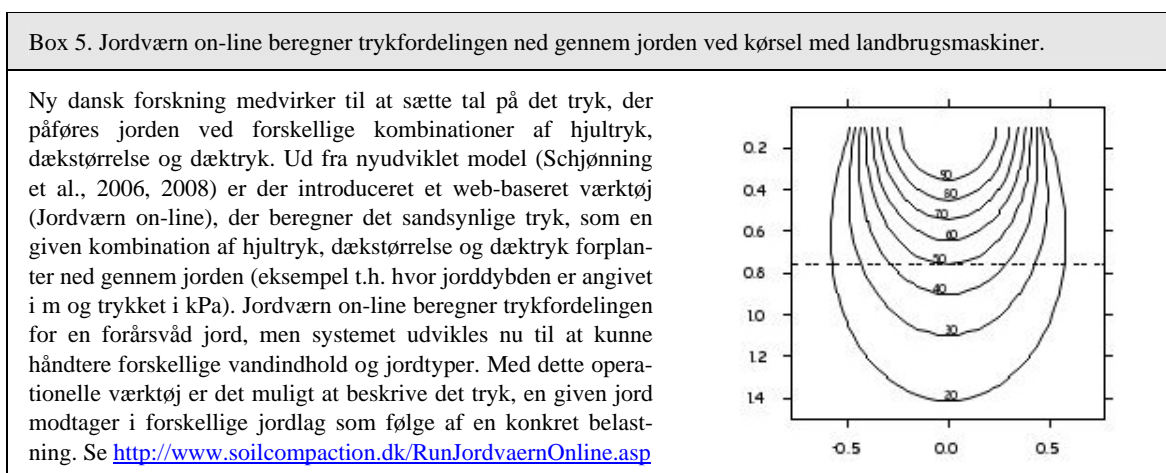


Fig. 4. Modstand (kPa) mod nedtrængning af et jordspyd gennem de øverste 60 cm af jorden i tre jorder fra samme område, men med forskellig anvendelse: landbrugsmæssig drift (Field), parkområde (Park) og skovområde (Forest). Alle tre systemer viser en stigende modstand med dybden. Men landbrugsjorden, hvor der hyppigt kører tunge maskiner, udviser en særlig høj modstand (= pakning) i jorden under pløjelaget. Efter Schjønning et al. (2000).

Områder med risiko for irreversibel jordpakning kan udpeges ved at kortlægge områder, hvor jordpakning allerede er sket og områder, hvor kombinationen af jordens sårbarhed og størrelsen af det påførte tryk betyder, at pakning vil foregå. Enkeltstående undersøgelser viser, at underjorden på visse arealer allerede lider af sammenpakning. Men der foreligger ikke dækkende målinger, der tillader, at danske arealer med jordpakning systematisk kan

udpeges på denne baggrund. En udpegning af risikoområder må ske ved at analysere sammenhængen mellem jordens sårbarhed og størrelsen af det påførte tryk.

Vægten af de maskiner, der anvendes i landbruget, er steget i løbet af de seneste årtier og forventes fortsat at stige (Kutzbach, 2000). Dette afspejler sig i størrelsen på de indkøbte traktorer. I 1995 oversteg 1 ud af 10 indkøbte traktorer ca. 100 kW - i 2003 var det tal steget til 5 ud af 10 (Schjønning et al., 2009). Udviklingen ledsages af større hjulstørrelser og mulighed for lavere dæktryk, hvilket medvirker til at fordele trykket på jorden, men risikoen for trykskader i jorden er stadig stigende på grund af udviklingen i maskinparken (Box 5).



Overfor den konkrete trykbelastning står jordens mekaniske styrke – altså det tryk som et jordlag kan modstå uden, at der indtræder irreversible skader på jordstrukturen. Generelt er en jord med fin tekstur (lerholdig) mere sårbar overfor trykskader end en jord med grov tekstur (sandholdig). Samtidig er våd jord mere sårbar overfor trykskader end tør jord. Men mere specifikt og detaljeret er jordens evne til at modstå tryk ganske svær at kvantificere.

Når et jordlag udsættes for stigende tryk, sammenpresses jorden i første omgang på en reversibel (elastisk) måde. Men efterhånden som trykket stiger, bliver sammenpresningen irreversibel (plastisk). På baggrund af en række målinger under feltforhold, tegner der sig et mønster, der tyder på, at skadelig (irreversibel) jordpakning kan undgås, hvis ingen dybder af jorden udsættes for tryk højere end 50 kPa. Schjønning et al. (2006) har således på baggrund af egne og internationale undersøgelser fremsat den ekspertvurdering, at irreversible pakningsskader som hovedregel kan undgås, hvis trykket i 50 cm jorddybde ikke overstiger 50 kPa (50-50 reglen). Dette svarer til en hjulbelastning på ca. 3,5 ton ved anvendelse af de mest skånsomme dæktryk (Schjønning et al., 2009). Denne vurdering underbygges eksperimentelt af nye undersøgelser under feltforhold (Horn og Fleige, 2009). I betragtning af de

hjulbelastninger, der anvendes i moderne landbrug, betyder 50-50 reglen, at alle dyrkede jorder i Danmark skulle klassificeres som risikoområder med hensyn til jordpakning.

For at skabe et mere nuanceret billede af vekselvirkningen mellem en given trykpåvirkning og risikoen for skadelig jordpakning arbejder DJF (AU) i nuværende projekter på at udvikle algoritmer (og web-baserede værktøjer), der direkte kan sammenligne jordens mekaniske styrke i forskellige jordlag med den trykpåvirkning, der afsættes ved kørsel med konkrete monteringer af landbrugsmaskiner. Dette værktøj vil støtte en vurdering af, om en given maskinoperation vil kunne medføre permanente trykskader på en given mark.

Sammenfattende vurderes jordpakning at være en trussel, der reelt kan forringe jordressursen i Danmark (Schjønnung et al., 2009). Dette skyldes primært, at skader, der sker i jorddybder under 40 cm, i praksis er uoprettelige.

## **TILSALTNING**

Tilsaltning betyder, at der ophobes vandopløselige salte i jorden. Disse salte omfatter fx kalium ( $K^+$ ), magnesium ( $Mg^{2+}$ ) og klorid ( $Cl^-$ ). Saltene stammer fra vand og ophobes, når vandet fordamper. Tilsaltning kan være primær eller sekundær, alt efter om det skyldes naturlige processer (fx højt saltindhold i grundvandet) eller om det skyldes menneskelige aktiviteter, som vanding med saltholdigt vandingsvand. Oftest sættes tilsaltning i forbindelse med kunstvandede arealer, hvor lav nedbør, høj fordampning eller jordbundens tekstur forhindrer udvaskning af salte, som derved ophobes i jorden. I Europa anslås det, at tilsaltning af jord berører ca. 1-3 millioner hektar og primært udgør et problem i områder som Spanien og Bulgarien (SoCo, 2009b).

For de Nordiske lande angiver Soil Atlas of Europe (EC, 2005), at brug af salt til at optø is på vejbanerne kan føre til lokale tilsaltninger. Det er således velkendt, at en del af den anvendte vejsalt i Danmark (ca. 300.000 tons om året) kan ophobes i jorden langs veje og hæmme væksten af træer og buske (Randrup og Pedersen, 1996). Der findes en række undersøgelser af jordens påvirkning af vejsalt, ligesom der arbejdes med at udvikle og vurdere effekten af alternativer til vejsalt som tømiddel (Pedersen og Ingerslev, 2007). Da saltpåvirkning fra vejsalt er lokalt begrænset, kan det næppe opfattes som en trussel mod jordressursen, der omfattes af JRD.



## JORDSKRED

Jordskred betegner bevægelse af jordmasser på skrånende terræn langs et underlag af ler eller klippe. Jordskred er hyppigst i bjergområder, og kan skyldes kraftigt regnvejr, der øger jordens vandindhold og svækker jordens sammenbindingskraft. Denne proces kan i Danmark være anledning til mindre jordskred ved skrænter og stejle skråninger især langs kysterne. På grund af Danmarks topografi og klimatiske forhold er jordskred dog ikke en jordforringende proces af betydning.

## FORSURING

Forsuring af jordbunden kan ske som følge af naturlige processer, men i særlig grad som følge af sur nedbør, der skyldes afbrænding af fossile brændstoffer. De dannede svovl- og kvælstofgasser, der frigives til atmosfæren, bidrager således til dannelsen af sur jord, når stofferne deponeres med nedbøren. Svovl deponeres fx oftest som svovlsyre ( $H_2SO_4$ ), der i jorden spaltes til sulfat og brintioner, med forsuring af jorden til følge.

På landbrugsarealer udgør driften dog den største effekt på jordens surhedsstatus, mens økosystemer som skove og ekstensive græsarealer i højere grad påvirkes gennem den syrepåvirkning, der følger med nedbøren. Landbrugsjordens pH falder med stigende tilførsel af ammoniumholdige handelsgødninger, med tilførsel af husdyrgødning og som følge af vanding og bortførsel af biomasse. Dette modvirkes i almindelig dyrkningspraksis ved at udbringe kalk ( $CaCO_3$ ) på jorden, hvilket neutraliserer jordens surhed og opretholder et egnet jordmiljø for plantevækst.

Forsuring af jorden kan skade plantevæksten og medfører samtidig en ringere tilgængelighed af næringsstoffer og en øget koncentration af giftige stoffer i jordvæsken (Bak 1996). Den faktiske effekt af forsurende nedbør afhænger af en kombination mellem to faktorer, nemlig mængden af forsurende stoffer, der afsættes, og jordens evne til at modvirke forsuringen (DMU, 2011a).

Beregninger viser, at en kritisk grænse for sur nedbør var oversteget på ca. 207 millioner hektar af de Europæiske økosystemer i 1980 (Elvingson og Ågren, 2004). Dette areal vurderes, at være formindsket med 80 procent i 2010, hvilket skyldes et betydeligt fald i emissionerne af forsurende stoffer til atmosfæren (Elvingson og Ågren, 2004). For svovldioxid er den totale emission således reduceret med 96 procent fra 1980 til 2008 som følge af bedre rensning af røg og brug af brændstoffer med lavere svovlindhold (DMU, 2011b).

Selvom der på følsomme arealer kan være problemer med forsurening, konkluderede en dansk kortlægning af tålegrænser for svovl og kvælstof i 1996, at kvælstof forurening (eutrofiering) udgjorde et større problem end forsurening i relation til påvirkning af naturlige økosystemer (Bak, 1996). Tilsvarende forventes det på europæisk plan, at forsurening af jord i 2020 kun vil være et problem i særligt udsatte områder fortrinsvis i grænseområdet mellem Holland og Tyskland (EEA, 2010). Nyere danske analyser er ikke fremkommet, men på baggrund af ovenstående vurderes forsurening ikke at fremstå som en væsentlig fremtidig trussel mod jordressourcen i Danmark.

## **JORDFORRINGENDE PROCESSER OG CO<sub>2</sub> EMISSION**

Atmosfærens CO<sub>2</sub> indhold udgør det vigtigste element i den samlede drivhuseffekt (Christensen, 1996). Samtidig indeholder jordbunden et kulstoflager, der svarer til det dobbelte af det, der findes i atmosfæren (Schimel, 1995). Det betyder, at jordforringende processer kan influere på klimaeffekten i det omfang, der er en kobling mellem de jordforringende processer og emissionen af CO<sub>2</sub>. Hertil kommer, at en række af de jordforringende processer er indbyrdes forbundne og derigennem kan påvirke CO<sub>2</sub> emissionen indirekte. For de enkelte jordforringende processer kan der være tale om forskellige koblinger til CO<sub>2</sub> emission, men fælles er, at koblingen ofte effektueres gennem den mikrobielle omsætning af organisk stof.

Betydningen af erosion for kulstofkredsløbet og CO<sub>2</sub> emission er omdiskuteret. Dette skyldes, at modsatrettede mekanismer spiller ind i koblingen mellem erosion og CO<sub>2</sub> (Van Oost, 2007). På den ene side kan erosion medføre, at organisk stof begravnes og omsættes langsommere, ligesom organisk stof gendannes på de eroderede arealer (via plantevækst der binder CO<sub>2</sub>). På den anden side betyder den fysiske og kemiske nedbrydning af jorden under erosionsprocessen, at omsætningen af det organiske stof forøges. Nogle studier har konkluderet, at erosion medfører en netto emission af CO<sub>2</sub>, mens andre har fundet, at erosion medfører en netto binding af kulstof i jorden (Dymond, 2010). Overfor dette konkluderede Van Oost et al. (2007), at erosion hverken var en vigtig kilde eller dræn for CO<sub>2</sub> i det globale kulstofkredsløb.

Kulstof-tab er i sig selv knyttet til omsætning af jordens kulstof-lager og/eller svigtende input af organisk kulstof til jorden. Processer, der medfører tab af kulstof, er som tidligere nævnt kædet sammen med faktorer som opdyrkning af permanente græsmarker, dræning og intensiveret jordbearbejdning. Disse faktorer vil alle virke gennem en øget CO<sub>2</sub> emission. Dræning medfører fx, at jord, der tidligere var vandmættet og dårligt forsynet med ilt, efterfølgende ændrer status og får mere ilt. Dette fører til øget omsætning af organisk kulstof og

afgivelse af CO<sub>2</sub> til atmosfæren. Intensiveret jordbearbejdning og opdyrkning af græsmarker vil ligeledes forøge luftens adgang til jordbunden og samtidig medvirke til en fysisk frigørelse af jordens organiske stof, så det bliver mere tilgængeligt for de mikroorganismer, der omsætter organisk stof til CO<sub>2</sub>.

Feedback mellem tab af kulstof (i form af CO<sub>2</sub>) og afledte klimaeffekter, kan forstærke omsætningen af organisk stof. I relation til dannelsen af CO<sub>2</sub> er jordtemperaturen den primære faktor, der styrer raten af mikrobielle processer. En klimaeffekt, der øger temperaturen, vil derfor forøge omsætningen af organisk stof og dannelsen af CO<sub>2</sub>. Videre kan nedgangen i indholdet af organisk stof som følgevirkning svække jordstrukturen og øge risikoen for jordforringelser i form af erosion og jordpakning (Lal, 2004).

Jordpakning kan i sig selv indvirke på aktiviteten af jordbundsfauna og mikroorganismer, således at deres respiration og dannelse af CO<sub>2</sub> begrænses. Jordpakningens generelle effekt på mikroorganismer og mikrobielle processer i kulstofkredsløbet er dog ikke entydig, og varierende resultater er fundet i forskellige studier (Brussard og van Faassen, 1994; Whalley et al., 1995). Over en vis pakningsgrad (svarende til en vægtfylde på 1,7 g/cm<sup>3</sup>) ser det dog ud til, at de negative effekter dominerer (Beylich et al., 2010), så livsprocesserne i jorden - og dermed dannelsen af CO<sub>2</sub> - begrænses.

Forsuring eller lavt pH er en vigtig faktor for omsætning af kulstof til CO<sub>2</sub> i jordbunden. Surhedsgraden (pH værdien) indvirker på abiotiske faktorer som tilgængelighed af kulstof og næringsstoffer. Herudover indvirker pH på biotiske faktorer som forholdet mellem svampe og bakterier, der styrer størstedelen af jordbundens kulstofomsætning (Rousk et al., 2009). Bakterier trives bedst ved neutralt pH, mens svampe klare sig bedre i sur jord. Rousk et al. (2009) fandt, at den relative betydning af svampe steg med en faktor 30, når jordens pH værdi gik fra 8.3 til 4.5 (pH 4.5 er surt). Dette påvirkede dog kun jordens respiration og CO<sub>2</sub> dannelse i ringe grad, hvilket blev fortolket som et udslag af funktionel redundans (se også Fig. 6) i forhold til nedbrydningen af organisk stof i jorden. Effekten af forsuring på dannelsen af CO<sub>2</sub> var således ikke så tydelig, som de ændringer i mikrolivet, der forekom.

Jordskred og forsaltning er jordforringende processer med meget begrænset relevans under danske forhold, og koblingen til CO<sub>2</sub> emission er ligeledes mindre relevant. Forsaltning påvirker generelt jordbundens mikroorganismer i en grad, der er mere potent end påvirkningen fra tungmetaller (Sardinha et al., 2003). Forsaltning medfører ofte en nedgang i mikrobiel biomasse, enzym-aktivitet og CO<sub>2</sub> udvikling (Rietz og Haynes, 2003).

Sammenfattende findes der for de enkelte jordforringende processer en kobling til emissionen af CO<sub>2</sub>, der er den vigtigste drivhusgas i atmosfæren. Koblingen kan dog være både positiv eller negativ, så den samlede effekt af jordforringende processer på atmosfærens CO<sub>2</sub> kan være vanskelig at opgøre. I en effekt-vurdering af EU's Temastrategi for Jordbundsbeskyttelse opregnes dog adskillige positive effekter som beskyttelse af jordressursen forventes at medføre i forhold til klimaet (EC, 2006b). Dette gælder blandt andet for de foranstaltninger, der skal medvirke til at begrænse erosion, begrænse kulstof-tab og begrænse jordpakning (Schils et al., 2008). Emissionen af CO<sub>2</sub> og andre drivhusgasser kan således forventes at blive reduceret gennem tiltag som reduceret jordbearbejdning, reduceret husdyrtæthed og øget kulstoflagring (Box 6).

Box 6. Klimapåvirkning fra tiltag der modvirker jordforringende processer. Fra EC (2006b).

- Klimapåvirkning fra tiltag der modvirker *erosion*:  
Reduceret emission af CO<sub>2</sub> og andre drivhusgasser ved mindre anvendelse af maskiner og energi (reduceret jordbehandling), mindre husdyrtæthed og bidrag til kulstof-lagring (fx ændret arealanvendelse fra landbrug til skov).
- Klimapåvirkning fra tiltag der modvirker *tab af organisk kulstof*:  
Øget kulstoflagring, der modvirker stigning i atmosfærens CO<sub>2</sub> indhold.
- Klimapåvirkning fra tiltag der modvirker *jordpakning*:  
Reduceret emission af CO<sub>2</sub> og andre drivhusgasser ved mindre anvendelse af maskiner (reduceret jordbehandling), mindre husdyrtæthed og bidrag til kulstof-lagring (fx ændret arealanvendelse fra landbrug til skov).

## BIODIVERSITET

### Jordbundens biodiversitet

Biodiversitet er et begreb, der dækker over mangfoldigheden af alt levende i et givent økosystem. Ofte forbindes biodiversitet med forekomsten af planter og dyr, som fx blomster, træer eller fugle. Den mest udbredte målestok for biodiversitet er artsdiversitet, der opgøres som antallet af forskellige arter inden for et undersøgt område. Her har planter og dyr den fordel, at de kan ses med det blotte øje, bestemmes på artsniveau og optælles.

Jordbundens biodiversitet knytter sig til organismer, der lever i jorden. Jordbunden er hjemsted for myriader af mikroorganismer, smådyr og mellemstore dyr som fx regnorme (Fig. 5). Et overslag vurderer, at livet i jorden repræsenterer mere end en fjerdedel af verdens levende arter (Turbé et al., 2010). Fælles for de fleste af jordbundens organismer er dog, at de er meget små (fra mikrometer til millimeter), og at de forekommer i høje, hvis ikke astronomiske, antal. Et enkelt gram jord indeholder typisk 1 milliard bakterier fordelt på mere end ti tusind arter. Tilsvarende kan der under 1 kvadratmeter af en græsmark være tusindvis af jordbundsdyr fordelt på flere hundrede arter (Jeffery et al., 2010).

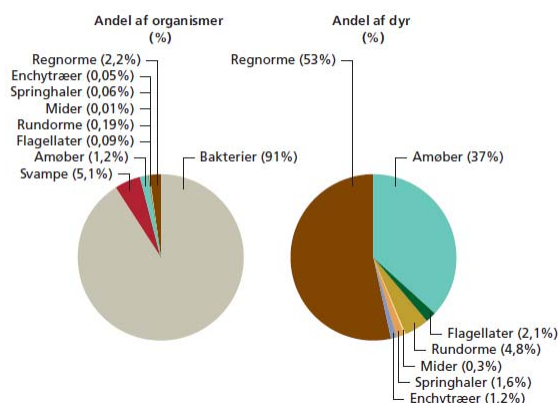


Fig. 5. Forskellige hovedgrupper af jordbundsorganismer i en typisk landbrugsjord. Til venstre vises, hvor stor en del af jordbundens organismer de enkelte grupper udgør. Til højre samme slags opgørelse for dyrene alene. Alle tal er udregnet efter vægt. Efter Elmholt og Holmstrup (2003).

Direkte bestemmelse af jordens biodiversitet (artsdiversitet) er i praksis en umulig opgave, netop på grund af det ekstremt høje antal af arter, der for manges vedkommende kræver stor specialviden at bestemme (fx jordbundsdyr), og for andres vedkommende endnu ikke er taksonomisk beskrevet. Man regner således med, at det kun er i størrelsesordenen én procent af jordens mikroorganismer, der endnu er kendte.

Ikke desto mindre betyder den generelle nedgang i biodiversitet, der erkendes for større dyr og planter, at der er god grund til at overveje konsekvenserne af tabet af biodiversitet i jordbunden, som formodes at være en grundlæggende økologisk konsekvens af moderne jordbrugsmetoder (Pankhust, 1997). Alene mikroorganismene står for størstedelen af nedbrydningen af organisk materiale og katalyserer vigtige omsætninger i kredsløbene af næringsstoffer som kulstof, kvælstof, svovl og fosfor. Det er derfor vigtigt at kende betydningen af biodiversiteten for jordens evne til at opretholde disse funktioner i økosystemet.

En anden årsag til at kvantificere jordbundens diversitet (især den mikrobielle diversitet) er at ændringerne kan tjene som indikatorer på generelle effekter af miljøpåvirkninger. For eksempel indtræder ændringer i jordens mikrobielle biomasse ofte forud for ændringer i jordens totale indhold af organisk stof eller samlede biodiversitet. Det betyder, at mikroorganismene ideelt set kan anvendes som tidlige indikatorer på en langsigtet udvikling (Sparling, 1997).

Frem for at undersøge jordbundens biodiversitet på artsniveau findes der metoder til at karakterisere enten den genetiske eller den funktionelle diversitet. Fordelen ved at betragte den funktionelle diversitet er, at mange af økosystemets tjenester ('ecosystem services') afhænger mere af organismernes funktionelle egenskaber end af deres taksonomiske status. Jordens økosystem tjenester kan i den forbindelse opdeles i smalle og brede processer. Smalle processer udføres af et begrænset antal arter, mens brede processer udføres af et stort antal

arter. Et eksempel på sidstnævnte er nedbrydning af organisk materiale til CO<sub>2</sub>, der udføres af mikroorganismer på tværs af alle taksonomiske skæl.

For den mikrobielle diversitet kan en sammenligning mellem effekten af en påvirkning på taksonomisk eller funktionelt niveau illustreres som i Fig. 6. Sammensætningen af det mikrobielle samfund kan være kendetegnet ved helt at kunne modstå en given stresspåvirkning (høj resistens) eller ved relativt hurtigt at kunne vende tilbage til udgangspunktet efter en stresspåvirkning (høj resiliens). Undersøgelser viser dog, at de fleste mikrobielle systemer reagerer på stress gennem en ændring i samfundets sammensætning (Allison og Martiny, 2008). Ændringen i samfundets sammensætning på taksonomisk niveau behøver dog ikke at påvirke økosystemets funktion, når de arter, der hæmmes af en stresspåvirkning, erstattes af andre arter med samme funktion (funktionel redundans). Dette gælder typisk for brede processer.

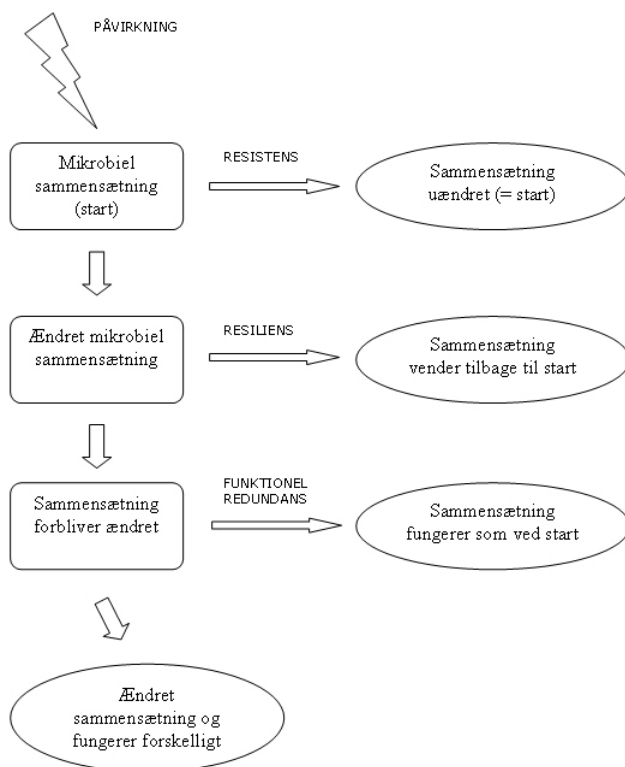


Fig. 6. Konceptet omkring resistens, resiliens og funktionel redundans i mikrobielle økosystemer. Efter Allison og Martiny (2008).

Nogle undersøgelser peger på, at mikrobiel diversitet i et økosystem aldrig er så fattigt, at det mikrobielle samfund ikke kan udføre sin rolle i det biogeokemiske stofkredsløb, og at bekymringer omkring tab af biodiversitet hos dyr og plantearter ikke umiddelbart kan overføres til biodiversitet på det mikrobielle niveau (Finlay et al., 1997). Andre undersøgelser er mere forsigtige i vurderingen af, hvad tabet af taksonomisk diversitet betyder for økosyste-

mets funktioner (Allison og Martiny, 2008), blandt andet da funktionel redundans ikke nødvendigvis eksisterer for alle processer, som fx omsætning af svært nedbrydelige og miljøfremmede stoffer (Turbé et al., 2010).

Danmarks Miljøundersøgelser har i 2011 udgivet den første sammenfatning af status, udvikling og trusler mod Danmarks biodiversitet (Ejrnæs et al., 2011). Her er biodiversiteten behandlet for hvert af ni økosystemer ud fra 10-20 indikatorer (arter, levesteder og processer), der specifikt er udvalgt for hvert økosystem. Rapporten er et forsøg på en videnskabeligt baseret evaluering af FN's mål om at bremse tilbagegangen i biodiversitet. DMU's rapport viser overordnet, at biodiversiteten er i tilbagegang for 47 procent af de valgte indikatorer og stabil eller i fremgang for 25 procent af de valgte indikatorer. For 28 procent af de valgte indikatorer er udviklingen ukendt, hvilket blandt andet henføres til manglende viden (Ejrnæs et al., 2011). For eksempel er der utilstrækkelig viden til at vurdere udviklingen i biodiversiteten blandt artsgrupper som insekter og jordbundsdyr. Samtidig peger rapporten på, at der findes aspekter af biodiversitet, hvor vores viden endnu er så ufuldstændig, at det end ikke er muligt at kortlægge og overvåge udviklingen. Dette gælder diversiteten af mikroorganismer som bakterier og svampe, der spiller en central rolle i jordbundens økosystem og funktioner. Den faglige rapport fra DMU forsøger således ikke specifikt at opgøre status, udvikling og trusler mod jordbundens biodiversitet.

En illustrativ fremstilling af kompleksiteten og betydningen af jordens biodiversitet findes i European Atlas of Soil Biodiversity (Jeffery et al., 2010). Dette arbejde forsøger at kortlægge truslen mod jordens biodiversitet - om end på en indirekte måde. Antagelser er, at den nedgang i biodiversitet, der truer planter og dyr, også foregår blandt jordbundens organismer. En ekspertgruppe blev i den forbindelse bedt om at vægte de trusler, de opfatter som de mest betydende for jordens biodiversitet, hvilket gav anledning til den nedenstående rækkefølge (i faldende orden) med procentuel vægtning fra ca. 65 til 32 procent:

Intensiv menneskelig udnyttelse > Nedgang i organisk stof > Ødelæggelse af habitater > Jordforsegling > Jordforurening > Ændringer i arealanvendelse > Jordpakning > Erosion > Habitat fragmentering > Klimaforandringer > Invasive arter > GMO forurening.

Ud fra eksisterende kort over de fleste af disse trusler (graderet på en skala fra 1 til 5) blev der fremstillet et sammenfattende kort, hvor ovenstående vægtning er indregnet (Fig. 7). Kortet må i bedste fald vurderes som et første skridt på vejen mod en videnskabeligt baseret opgørelse over truslen mod jordbundens biodiversitet.

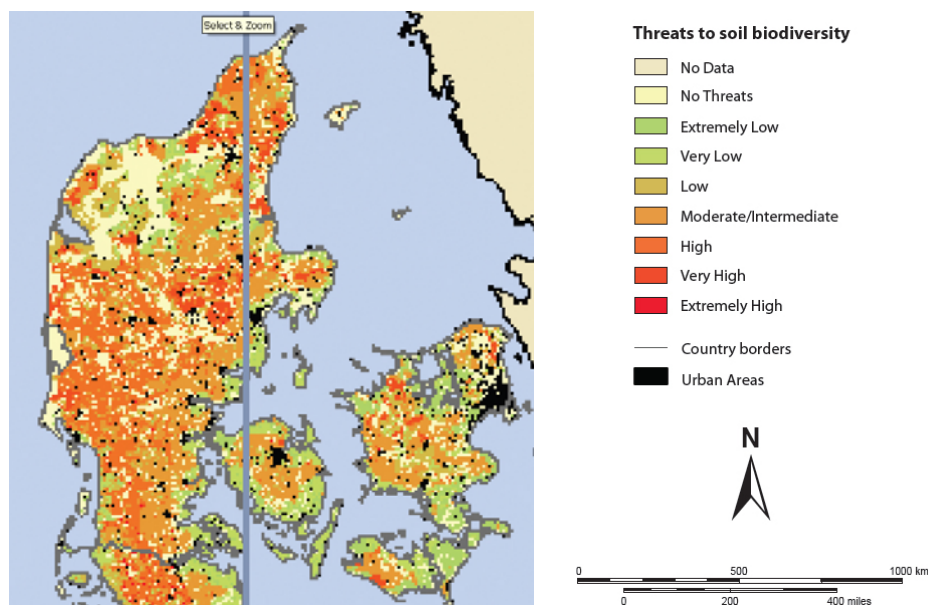


Fig. 7. Forsøg på kortlægning af trusler mod jordbundens biodiversitet. Udsnit vist for Danmark (minus Bornholm). Efter Jeffery et al. (2010).

I forbindelse med JRD har EU kommissionen udgivet en omfattende rapportserie under arbejdet med EU's Temastrategi for Jordbundsbeskyttelse (Van-Camp et al., 2004), hvor også nedgang i biodiversitet opregnes som en alvorlig trussel mod jordkvaliteten. I udkastet til JRD konkluderes det imidlertid, at den nuværende videnskabelige viden om jordbundens biodiversitet er for begrænset til, at direktivet kan indeholde specifikke bestemmelser om beskyttelse af jordbundens biodiversitet. Det vurderes dog, at biodiversiteten i almindelighed vil få gavn af de foranstaltninger, der foreslås for at imødegå andre trusler (EC, 2006a,b). For eksempel vil nedgang i jordens indhold af organisk kulstof betyde mindre føde til levende organismer i jordbunden, hvilket dermed forringer dens biodiversitet. Omvendt vil en stabilisering eller øgning af jordens indhold af organisk stof bidrage til at opretholde jordens biodiversitet.



## REFERENCER

- Allison SD, Martiny JBH, 2008, Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. *Proc Natl Acad Sci USA* 105 (Suppl):11512–11519.
- Bak J, 1996. Kortlægning af tålegrænser for svovl og kvælstof. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 159, 110 pp.
- Bakken LR, Borresen T, Njøs A, 1987. Effect of soil compaction on soil structure, denitrification, and yield of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Journal of Soil Science* 38:541-552.
- Beylich A, Oberholzer HR, Schrader S, Höper H, Wilke BM, 2010. Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soil. *Soil and Tillage Research* 109:133-143.
- Blum WEH, 2008. Characterization of soil degradation risk: an overview. In: Threats to soil quality in Europe (Tóth G, Montanarella L, Rusco, E, eds.). JRC Scientific and Technical Reports, EUR 23438 EN, pp. 5-10.
- Breuning-Madsen H, Jensen NH, 1996. Soil map of Denmark according to the revised FAO legend 1990. *Danish Journal of Geography* 96:51-59.
- Brussard L, van Faassen HG, 1994. Effects of soil compaction on soil biota and soil biological processes. In: Soane BD, van Ouerkerk C (eds.), *Soil compaction in crop production*. Elsevier Science, Amsterdam, pp. 215-235.
- Christensen BT, 1996. Luftens CO<sub>2</sub> indhold og organisk stof i jord. *Naturens Verden* 9:336-346.
- Dexter AR, Richard G, Arrouays D, Czyz EA, Jolivet C, Duval O, 2008. Complexed organic matter controls soil physical properties. *Geoderma* 144:620-627.
- DFFE, 2005. Rapport om effektivitet af læplantningsordningen. Direktoratet for Fødevareerhverv, 77 pp.
- DMU, 2011a. Air pollutants. <http://www.dmu.dk/luft/emissioner/airpollutants/>
- DMU, 2011b. Sulphur dioxide. <http://www.dmu.dk/luft/emissioner/airpollutants/so2/>
- Dymond JR, 2010. Soil erosion in New Zealand is a net sink of CO<sub>2</sub>. *Earth Surface Processes and Landforms* 35:1763-1772.
- EC, 2005 (European Commission). *Soil Atlas of Europe*. European Soil Bureau Network, European Commission, Office for Official Publications of the European Communities, L-2995 Luxembourg, 128 pp.
- EC, 2006a (European Commission). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC. COM (2006) 232 final ([http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/com\\_2006\\_0232\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/com_2006_0232_en.pdf)).
- EC, 2006b (European Commission). Impact assessment of the thematic strategy on soil protection. SEC(2006)620. [http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/sec\\_2006\\_620\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/sec_2006_620_en.pdf)
- EC, 2010 (European Commission). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil - Progress report. Note from General secretariat to the Council. <http://register.consilium.europa.eu/pdf/en/10/st07/st07100.en10.pdf>
- Eckelmann W, Baritz R, Bialousz S, Bielek P, Carré F, Houšková B, Jones RJA, Kibblewhite M, Kozak J, Le Bas C, Tóth G, Tóth T, Várallyay G, Halla MY, Zupan M, 2006. Common criteria for risk area identification according to soil threats. *European Soil Bureau Research Report No. 20*, EUR 22185 EN, 94 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

- EEA, 2010. The European Environment - State and Outlook 2010. Contribution to SOER 2010. EEA and JRC, Luxembourg: Publications Office of the European Union, 44 pp.
- Ejrnæs R, Wiberg-Larsen P, Holm TE, Josefson A, Strandberg B, Nygaard B, Andersen LW, Winding A, Termansen M, Hansen MDD, Søndergaard M, Hansen AS, Lundsteen S, Baatrup-Pedersen A, Kristensen E, Krogh PH, Simonsen V, Hasler B, Levin G, 2011. Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. Faglig rapport fra DMU nr. 815. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Elmholt S, Holmstrup M, 2003. Livet i Jorden. In: Holmstrup M. (ed.), Økologisk landbrug og naturen, pp. 21-31. Miljøbiblioteket 1, Gads Forlag
- Elvingson P, Ågren C, 2004. Air and the environment. 170 pp. Online version. <http://www.airclim.org/airAndEnvironment>
- Finlay BJ, Maberly SC, Cooper JJ, 1997. Microbial diversity and ecosystem function. *Oikos* 80:209-213.
- Fødevareministeriet 2010. Bekendtgørelse om god landbrugs- og miljømæssig stand (GLM), BEK nr 1698 af 15/12/2010, Fødevareministeriet, FødevareErhverv, j.nr. 3902-09-3604.  
<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=134721&exp=1>
- Hansen S, Maehlum JE, Bakken LR, 1993. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biology & Biochemistry* 25:621-630.
- Heckrath G, Djurhuus J, Quine TA, Van Oost K, Govers G, Zhang Y, 2005. Tillage erosion and its effect on soil properties and crop yield in Denmark. *Journal of Environmental Quality* 34:312-324.
- Heidmann T, Nielsen J, Olesen SE, Christensen BT, Østergaard HS, 2001. Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra Kvadratnettet 1987- 1998. DJF rapport Markbrug nr. 54. Danmarks JordbrugsForskning, Tjele.
- Heidmann T, Christensen BT, Olesen SE, 2002. Changes in soil C and N content in different cropping systems and soil types. In: Petersen SO & Olesen JE (eds.), *Greenhouse Gas Inventories for Agriculture in the Nordic Countries*. DIAS Report No. 81, Plant Production. Danish Institute of Agricultural Sciences, Tjele, Denmark, pp. 77-86.
- Horn R, Fleige H, 2009. Risk assessment of subsoil compaction for arable soils in Northwest Germany at farm scale. *Soil & Tillage Research* 102, 201-208.
- Håkansson I, Reeder RC, 1994. Subsoil compaction by vehicles with high axle load - extent, persistence and crop response. *Soil and Tillage Research* 29:277-304.
- Jarvis NJ, 2007. A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science* 58:523-546.
- Jeffery S, Gardi C, Jones A, Montanarella L, Marmo L, Miko L, Ritz K, Peres G, Römbke J, van der Putten W.H. (eds.), 2010. *European Atlas of Soil Biodiversity*. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 128 pp.
- Kutzbach HD, 2000. Trends in power and machinery. *Journal of Agricultural Engineering Research* 76:237-247.
- Lal R, 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123:1-22.
- Miljøministeriet, 2010. Samlenotat til Folketingets Europaudvalg Rådsmøde (miljø) den 15. marts 2010 – miljødelen. Miljøministeriet 23. februar 2010, EU og Internationalt politisk sekretariat.  
<http://www.mim.dk/NR/rdonlyres/A0F77BB0-F443-4884-99CB-BFA703C7E5FD/0/SNtilFEU1.pdf>

- Olesen, JE, Jacobsen BH, Thorup-Kristensen K, Andersson N, Kudsk P, Jørgensen LN, Hansen LM, Nielsen BL, Boelt B, 2006. Tilpasning til klimaændringer i landbrug og havebrug. DJF Rapport Markbrug nr. 128.
- Pankhurst CE, 1997. Biodiversity of soil organisms as an indicator of soil health. In: Pankhurst CE, Doube BM & Gupta VVSR (eds.), *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International, Wallingford, UK.
- Pedersen LB, Ingerslev M, 2007. Alternativer til vejsalt som tømiddel i glatførebekæmpelsen. Arbejdsrapport Skov og Landskab nr. 36-2007.
- Randrup TB, Pedersen LB, 1996. Vejsalt, træer og buske. Rapport nr 64, Vejdirektoratet (ISBN 87-7491-757-9), 69 pp.
- Rietz DN, Haynes RJ, 2003. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry* 35:845-854.
- Rousk J, Brookes PC, Bååth E, 2009. Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization. *Applied And Environmental Microbiology* 75:1589-1596.
- Sardinha M, Müller T, Schmeisky H, Joergensen RG, 2003. Microbial performance in soil along a salinity gradient under acidic conditions. *Applied Soil Ecology* 23:237-244.
- Schils R, Kuikman P, Liski J, van Oijen M, Smith P, Webb J, Alm J, Somogyi Z, van den Akker J, Billett M, Emmett B, Evans C, Lindner M, Palosuo T, Bellamy P, Alm J, Jandl R, Hiederer R, 2008. Review of existing information on the interrelations between soil and climate change. *ClimSoil final report*, 208 pp.
- Schimel DS, 1995 *Terrestrial ecosystems and the carbon cycle*. *Global Change Biology* 1:77-91.
- Schjønning P, Munkholm LJ, Elmholt S, Deboz K, Mikkelsen GH, Trautner A, 2000. Den danske dyrkningsjords tilstand og kvalitet – konsekvenser af trafik og jordbearbejdning. *Tidsskrift for Landøkonomi* 4/00, 293-300.
- Schjønning P, Lamandé M, Tøgersen FA, Pedersen J, Hansen POM, 2006. Reduction of soil compaction – Magnitude and distribution of stress in the contact area between wheel and soil (Minimering af jordpakning – Størrelse og fordeling af stress i trædefladen mellem hjul og jord). DJF-Rapport Markbrug 127, Danmarks JordbrugsForskning, Tjele.
- Schjønning P, Lamandé M, Tøgersen FA, Arvidsson J, Keller T, 2008. Modelling effects of tyre inflation pressure on the stress distribution near the soil-tyre interface. *Biosystems Engineering* 99:119-133.
- Schjønning P, Heckrath G, Christensen BT, 2009. Threats to soil quality in Denmark: A review of existing knowledge in the context of the EU soil thematic strategy. DJF Report, Plant Science, No. 143, 121 pp.
- Schjønning P, Green O, Birkmose T, 2010. Soil compaction effects on the development of winter wheat yields in Denmark. In: Petersen J, Haastrup M, Knudsen L. & Olesen JE (eds.), *Causes of yield stagnation in winter wheat in Denmark*. DJF rapport Markbrug, nr. 147, chapter 9, pp. 121-138.
- SoCo, 2009a. Sustainable agriculture and soil conservation - Soil degradation processes. Fact Sheet no. 3, Organic matter decline. European Commission - Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.
- SoCo, 2009b. Sustainable agriculture and soil conservation - Soil degradation processes. Fact Sheet no. 4, Salinisation and sodification. European Commission - Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.
- SoCo, 2009c. Sustainable agriculture and soil conservation - Soil degradation processes. Fact Sheet no. 8, Jordbundsrelevante politikker. European Commission - Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.
- Sparling G, 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: Pankhurst CE, Doube BM & Gupta VVSR (eds.), *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International, Wallingford, UK.

- Turbé A, De Toni A, Benito P, Lavelle P, Lavelle P, Ruiz N, Van der Putten WH, Labouze E, Mudgal S, 2010. Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission (DG Environment), 250 pp.
- Van-Camp L, Bujarrabal B, Gentile AR, Jones RJA, Montanarella L, Olazabal C, Selvaradjou SK, 2004. Soil Thematic Strategy. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection, Volume I-VI, EUR21319 EN/1.
- Van Oost K, Govers G, de Alba S, Quine TA, 2006. Tillage erosion: a review of controlling factors and implications for soil quality. *Progress in Physical Geography* 30:443-466.
- Van Oost K, Quine TA, Govers G, De Gryze, S, Six J, Harden JW, Ritchie JC, McCarty GW, Heckrath G, Kosmas C, Giraldez JV, Marques da Silva JR, Merckx R, 2007. The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *Science* 318:626-629.
- Veihe A, Hasholt B, Schiøtz IG, 2003. Soil erosion in Denmark: processes and politics. *Environmental Science and Policy* 6:37-50.
- Voorhees WB, 2000. Long-term effect of subsoil compaction on yield of maize. In: Horn R, van den Akker JJH & Arvidsson J. (eds.), *Subsoil Compaction: Distribution, Processes and Consequences*. *Advances in GeoEcology* 32, Catena Verlag, Reiskirchen, Germany, pp. 331-338.
- Whalley WR, Dumitru E, Dexter AR, 1995. Biological effects of soil compaction. *Soil and Tillage research* 35:53-68.
- Østergaard HS, Mamsen P, 1990. Kvadratnet for nitratundersøgelser. Oversigt 1986-1989. Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Planteavl.