

Vidensyntese - Udkast til ekstern interessenthøring

## 1 Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord

## 2 **Forord til Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord**

3 Denne vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord er udarbejdet af forskere ved Aarhus Universitet på  
4 baggrund af en bestilling fra Landbrugsstyrelsen (LBST) under Ydelsesaftalen Planteproduktion v.  
5 Rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening mellem Miljø- og Fødevarerministeriet og Aarhus  
6 Universitet 2020-2023.

7 Som beskrevet i bestillingen ønskes syntesen udformet som en rapport, der belyser den samlede og nyeste  
8 viden om kulstofrig jord, fsva. emissioner, barrierer for udtagning, mulige tiltag der modvirker nedbrydning  
9 og fremmer opbygning af jordens kulstofpulje samt miljø-, klima og biodiversitetseffekter ved mulige tiltag  
10 der modvirker nedbrydning og fremmer opbygning af jordens kulstofpulje. Rapporten ønskes ligeledes at  
11 belyse aktuelle usikkerheder og videnshuller. Der er taget udgangspunkt i litteratur fra Danmark og  
12 sammenlignelige lande – først og fremmest nordvest Europa. Hvor det har været relevant, er litteratur fra  
13 den øvrige verden inddraget. Litteraturen er blevet udvalgt af forfatterne på basis af litteratursøgning i  
14 relevante internationale databaser og fra kendskab til nationale rapporter og dokumenter, som ikke  
15 fremgår af disse databaser. I rapporten indgår også resultater som ved rapportens udgivelse ikke har været  
16 i eksternt peer review eller er publiceret andre steder. Ved en evt. senere publicering i tidsskrifter med  
17 eksternt peer review vil der derfor kunne forekomme ændringer. Rapporten er disponeret med  
18 udgangspunkt i forslag til disposition fra bestillingen. Det kan i den forbindelse nævnes, at  
19 Landbrugsstyrelsen ved igangsættelsen af vidensyntesen gennemførte en skriftlig interessent-  
20 inddragelsesproces med henblik på at skabe åbenhed om processen og få input til projektet. Inden  
21 færdiggørelse af vidensyntesen er status præsenteret for Landbrugsstyrelsen, og endelig har rapporten af  
22 LBST været sendt i ekstern høring. Kommentarer og AUs håndtering af disse kan findes på dette LINK.

23 Forfattere og fagfællebedømmere fremgår af de enkelte kapitler. Endvidere er rapporten samlet  
24 fagfællebedømt af Søren Munch Kristiansen, Inst. For Geoscience, AU.

25

## 26 Contents

27	1	Generelt om kulstofrig jord.....	6
28	1.1	Kort historisk/politisk/samfundsgeografisk kontekst.....	6
29	1.1.1	Lavbundsjord.....	6
30	1.1.2	Afgrænsning af lavbundsjord på kort.....	6
31	1.2	Definition af kulstofrige/tørvejorder.....	8
32	1.3	Historisk kortlægning af Danmarks moser og tørvegravning.....	8
33	1.4	Anvendelsen af tørvejorder.....	10
34	1.5	Referencer.....	12
35	2	Kortlægning af kulstofrig jord.....	14
36	2.1	Beskrivelse af Tekstur 2014-kulstof – baggrund, resultat mv.....	14
37	2.1.1	Udvidet metodebeskrivelse.....	14
38	2.1.2	Udbredelsen af kulstofrige jorder.....	16
39	2.1.3	Vurdering af usikkerheder i kortets prædiktion af jordens kulstofindhold.....	17
40	2.2	kortlægning af sammenhængende kulstofrige arealer.....	19
41	2.3	Lavbundsjordenes grundvandsstand og den fremtidige udvikling.....	22
42	2.3.1	Dybde til grundvandet i SINKS-boringerne.....	22
43	2.4	Lavbundsjordernes dræning.....	22
44	2.4.1	Andel af grøftedrænet og rørlagt areal.....	23
45	2.5	Udvikling i arealet med kulstofrige lavbundsjord fra 2010 frem mod 2050.....	27
46	2.6	Arealanvendelse.....	29
47	2.6.1	Arealanvendelse inden for landbrugsarealet.....	29
48	2.6.2	Arealanvendelse uden for landbrugsarealet.....	29
49	2.7	Perspektivering til andre landes kortlægning.....	30
50	2.8	Referencer.....	32
51	3	Drivhusgasemissioner fra kulstofrig jord.....	34
52	3.1	Kuldioxid.....	34
53	3.2	Metan.....	36
54	3.3	Lattergas.....	39
55	3.4	Samlede tab af drivhusgasser.....	40
56	3.5	Den danske emissionsopgørelse for kulstofrige jorder.....	41
57	3.6	Referencer.....	45
58	4	Lavbundsordningen.....	49
59	4.1	Samspillet med/diskrepans mellem denne effektberegning og Danmarks nationale emissionsopgørelse?.....	55
60			
61	4.2	Ny bekendtgørelse i høring.....	56
62	4.3	Barrierer for implementering af Lavbundsprojekter.....	56

63	4.4	Referencer.....	56
64	5	Mulige tiltag til beskyttelse af jordens kulstofpulje og efterfølgende mulig arealanvendelse.....	58
65	5.1	Tiltag der beskytter jordens kulstofpulje og mulig efterfølgende arealanvendelse .....	58
66	5.1.1	Hvordan bliver de beskrevne tiltag afspejlet i Danmarks nationale emissionsopgørelse?.....	59
67	5.1.2	Referencer.....	62
68	5.2	Klimaeffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje .....	63
69	5.2.1	Passive udtagninger - beskyttelsesniveau A1, A2 og B1-B6 .....	63
70	5.2.2	Aktive beskyttelser - beskyttelsesniveau C1, C2, D1 og D2.....	66
71	5.2.3	Referencer.....	70
72	5.3	Kvælstofeffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje .....	73
73	5.3.1	Kvælstofeffekter ved omlægning af dyrket tørvejord til forskellige beskyttelses niveauer.....	73
74	5.3.2	Målinger af N retention i forskellige typer vådområder.....	74
75	5.3.3	Effekten af ændret arealanvendelse på udvaskningen .....	76
76	5.3.4	Effekt af vådlægning på ammoniakfordampningen .....	77
77	5.3.5	Samlet effekt på N udledningen til vandløbet.....	79
78	5.3.6	Negative effekter på kvælstoftab ved vådlægning.....	82
79	5.3.7	Vurdering af arealer der kan omlægges til de forskellige beskyttelsesniveauer.....	83
80	5.3.8	Referencer.....	84
81	5.4	Fosforeffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje.....	86
82	5.4.1	Indledning .....	86
83	5.4.2	Strømningsveje igennem organiske lavbundsarealer.....	87
84	5.4.3	Fosforpuljer og -omsætning i organisk lavbundsjord.....	88
85	5.4.4	Fosfortab fra drænet organisk lavbund .....	92
86	5.4.5	Effekter af aktive foranstaltninger på fosforomsætning og -tab (beskyttelsesniveau C og D) 93	
87	5.4.6	Referencer.....	95
88	5.5	Natur/biodiversitetseffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje .....	101
89	5.5.1	Basis for biodiversitet.....	101
90	5.5.2	Tidligere vurderinger af virkemidler på lavbundsjord i forhold til effekt på biodiversitet.....	102
91	5.5.3	Græssende dyr.....	103
92	5.5.4	Jordbundsdyr.....	104
93	5.5.5	Biodiversitetseffekter af de udvalgte beskyttelsesniveauer .....	104
94	5.5.6	Beskrivelse af scenarierne i forhold til biodiversitet.....	105
95	5.5.7	Konklusioner.....	110
96	5.5.8	Referencer.....	111
97	6	Barrierer for indsatser.....	115
98	6.1	Foringede drænforhold på højbunden .....	115
99	6.2	Karakterisering af overfladevand-grundvands-interaktioner i vådområder .....	116

100	6.3	Identifikation af arealer med forringede drænforhold .....	117
101	6.3.1	Jordens naturlige dræningstilstand .....	117
102	6.3.2	Sandsynlighed for dræning.....	118
103	6.3.3	Afgræsning af ådalen.....	119
104	6.3.4	Kortlægning af grundvands-overfladevands-interaktioner.....	120
105	6.4	Fosforpuls.....	121
106	6.5	Principper omkring jordfordeling.....	121
107	6.5.1	Jordfordeling i praksis – potentialer og barrierer.....	122
108	6.5.2	Jordfordeling i relation til udtagning af lavbundsjarde.....	125
109	6.6	Udfordringer og barrierer i forhold til plan- og arealreguleringslovgivningen.....	126
110	6.6.1	Planloven.....	127
111	6.6.2	Naturbeskyttelsesloven.....	127
112	6.6.3	Vandløbsloven.....	127
113	6.7	Referencer.....	128
114	7	Vidensbehov.....	130
115	8	Opsummering / konklusion .....	133
116	9	Bilag.....	137
117	9.1	Bilag 1 Fordeling af landbrugsafgrøder 2018 i ha på omdrift, afgrødekategori og OC-	
118		kulstofniveau.....	137
119			
120			

## 121 **1 Generelt om kulstofrig jord**

122 *Mogens H. Greve, Mette B. Greve, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet*

123 *Fagfællebedømt Søren Munch Kristiansen.*

### 124 **1.1 Kort historisk/politisk/samfundsgeografisk kontekst**

125 *Eng er agers moder* er et ordsprog brugt af jyske landmænd allerede i middelalderen, som afspejler  
126 vigtigheden af engarealerne for landbrugsdriften efterhånden som engene blev drænet op gennem  
127 middelalderen. Dette understreges yderligere af, at man på de fattigste jorder placerede gårdene langs  
128 åer og enge, hvor der var sikker græsning til kreaturerne og høslæt til vinterfoder. I forbindelse med  
129 hartkornsansættelsen i 1844 blev jorderne værdiansat ud fra *"deres indvortes Godhed og naturlige*  
130 *Beskaffenhed"*. Engene blev dog i stedet vurderet ud fra deres høproduktion (Rothe, 1844).

#### 131 **1.1.1 Lavbundsjord**

132 Lavbundsjord er en kompleks gruppe, som er karakteriseret ved permanent eller sæsonbestemt  
133 overfladencært grundvand. Lavbundsjord ligger ofte i nærheden af vandløb, søer eller kystnært. I visse  
134 landskabstyper findes lavbundsjord i afløbsløse lavninger samt på store flade lavtliggende områder, såsom  
135 i de hævede havbunde på Littorinaflader i Nordjylland, i marsken og på Tinglev Hedeslette i Sønderjylland.

136 Lavbundsjord, som ikke er afvandet, har karakteristiske plantesammensætninger som i fx fattig- og rigkær,  
137 enge, moser, marsk og fugtige (græssede) overdrev. Lavbundsjord er på grund af højtliggende grundvand  
138 ofte humusrig, da den mikrobielle nedbrydning af planterester her går meget langsom eller helt i stå.  
139 Lavbundsjord bliver i denne rapport opdelt i tre klasser baseret på kulstof indholdet i jorden:

- 140 • Mineralsk lavbundsjord ( $\leq 6$  % kulstof (Organisk kulstof i jorden)
- 141 • Kulstofrig lavbundsjord ( $> 6$  % kulstof)
- 142 • Tørvejorder ( $> 12$  % kulstof)

143 Alt sammen opgivet som vægt %.

#### 144 **1.1.2 Afgrænsning af lavbundsjord på kort**

145 Udbredelsen af lavbundsjord i Danmark er stærkt påvirket af omfanget af dræningsdræningsaktiviteter,  
146 vandindvinding, inddæmning og landvinding (Se Kronvang et al., 2013; Breuning-Madsen, 1989). Flere år  
147 efter iværksættelsen af et dræningsprogram vil et område miste sin karakter af vådområde og på  
148 overfladen fremstå som et relativt godt drænet område. Som et resultat af meget stor menneskelig  
149 dræningsaktivitet, er det samlede lavbundsområde blevet reduceret især siden 1800-tallet.

150 I forbindelse med SINKS projektet er der udarbejdet et nyt lavbundstema. Lavbundsjordens historiske  
151 afgrænsning er lavet på baggrund af en række eksisterende kort, dannet på forskellige tidspunkter over de  
152 seneste ca. 120 år, disse er:

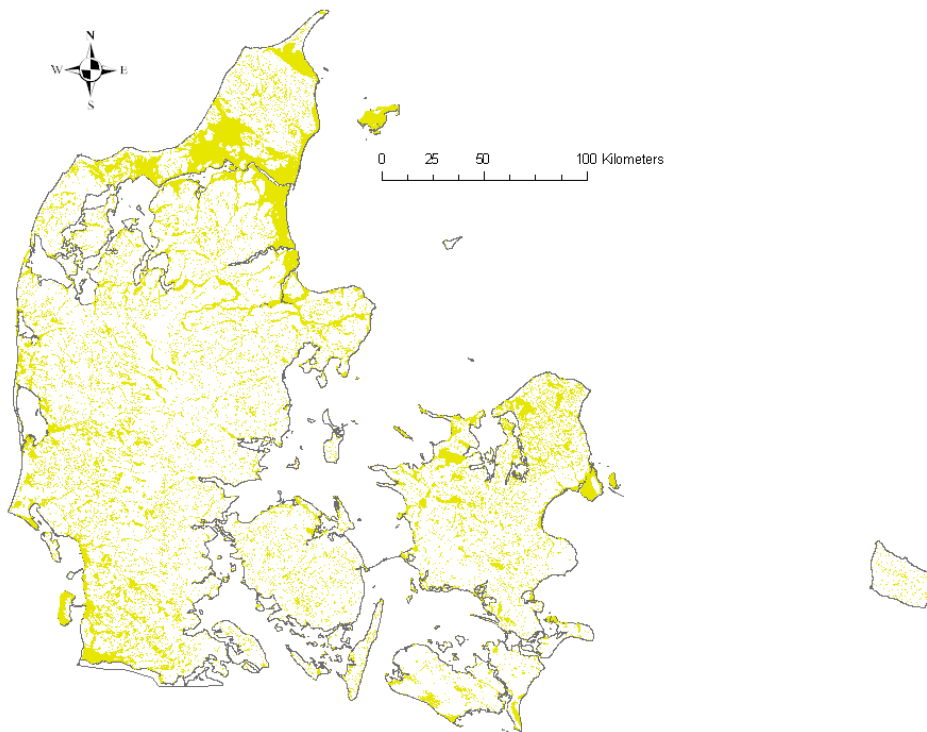
- 153 • Lavbundsområder fra topografiske kort (ca. 1915)
- 154 • Lavbundsjordarter fra GEUS' jordartskort (fra ca. 1890 og frem)
- 155 • Humusjordernes udbredelse fra Jordklassificeringen (ca. 1975)

156 Lavbundsområder fra topografiske kort blev afgrænset ved en digitalisering af arealer med  
157 sidbundssignatur (eng, mose og marsk) på geodætiske kort (Maalebordsblade) fra begyndelsen af 1900-  
158 tallet. Hertil kom inddæmmede og tørlagte arealer samt arealer, der landskabsmæssigt var karakteriseret  
159 som marsk, Littorina eller yngre marint forland (Madsen et al., 1992).

160 Lavbundsjordarter fra GEUS' jordartskort er ferskvandstørv (FT), saltvandstørv (HT), ferskvandsgytje (FP) og  
161 saltvandsgytje (HP) på 1:25.000 klassificeringen, samt visse steder ferskvandssand (FS) på 1:200.000  
162 klassificeringen.

163 Fra Jordklassificeringen blev humusjorderne udvalgt (FK7, jord med over 6 % kulstof).

164 For at finde det område, der historisk har været lavbund, er alle disse kort (dvs. topografiske, jordbund og  
165 geologiske) blevet gemt som ArcGIS-vektorer for at lette databehandling til kortoverlay-operation.  
166 Foreningsmængden af disse lag resulterer i det udvidede lavbundskort med en udbredelse på ca. 900.000  
167 ha (se figur 1.1).



168  
169 *Figur 1.1 Minimum 20,5 % af Danmark er - eller har været - lavbund (udvidet lavbund). (reference).*

## 170 1.2 Definition af kulstofrige/tørvejorder

171 Internationalt findes der en række forskellige definitioner på tørvejorder. Der er i disse forskellige krav til  
172 kulstofindhold og tørvetykkelse.

173 I Danmark finder vi den første definition på tørvejorder i 1910. Tørvejorder er her defineret som jorder med  
174 mindste 30 cm tørvedække (Mentz, 1910).

175 I forbindelse med Den Danske Jordklassificering, som blev udarbejdet i midten af 1970'erne, anvendtes 6  
176 % kulstof (10 % humus) som nedre grænse for JB11, humusjordene, desuden anvendtes 20 cm som mindste  
177 tykkelse. Denne definition blev anvendt ved udarbejdelsen af Basisdatakortene (Madsen et al. 1992).

178 Ved gennemførelsen af SINKS tørvekortlægningen i 2009 og 2010 anvendtes IPCC definitionen på tørv. I  
179 denne defineres tørvejorder som jorder med mere end 12 % kulstof i overjorden med en tykkelse på mindste  
180 20 cm (IPCC, 2006).

181 I de to dominerende internationale jordklassifikationssystemer, World Reference Base for Soil Resources  
182 (WRB) og USDA Soil Taxonomy er en tørvejord en jord, der primært består af organisk materiale. Tørvejord  
183 skal have 40 centimeter eller mere organisk materiale i de øverste 80 centimeter af jorden. Organisk  
184 materiale har her per definition et kulstofindhold på mindst 12 til 18 % eller mere afhængigt af jordens  
185 lerindhold. Disse definitioner er meget på linje med den definition vi anvendte i SINKS tørvekortlægningen.

186 Det skal bemærkes, at visse former for >20 cm lag med >12 % kulstof som findes på veldrænet, men meget  
187 sur og næringsfattig jordbund i naturskove (skovtørv sensu Andersen, 1984) ikke er medtaget her. Arealerne  
188 af disse er meget begrænset.

## 189 1.3 Historisk kortlægning af Danmarks moser og tørvegravning

190 Højmoser med sphagnum, og i mindre grad lavmoser med andre former for organisk materiale aflejret i  
191 søer og langs vandløb, har været påvirket af menneskets aktiviteter i tusindvis af år (Risager et al. 2017;  
192 Odgaard, 2006). Den store menneskelige påvirkning vanskeliggør kortlægning af disse arealer. Allerede i  
193 jernalderen blev højmosetørv brugt som brændsel (Risager et al. 2017) og det er fortsat op i historisk tid  
194 (Carlsen, 1884). Store såkaldte mosebrande har også bevirket, at betydelige, men ukendte mængder med  
195 højmosetørv er forsvundet – fx som beskrevet i Store Vildmose (Carlsen, 1884) men som også ses i tørre år i  
196 nutiden.

197 Kortlægningen af de danske moser startede med dannelsen af Moseindustriforeningen i 1901. Foreningen  
198 havde bl.a. til formål at opmåle de danske moser med henblik på gravning af brændetørv. De indledende  
199 undersøgelser blev udført af Moseselskabet som fra 1908 samarbejdede med Hedeselskabet, som jo  
200 allerede her havde lang erfaring med kortlægning og opmåling. Det blev Hedeselskabet, der frem mod  
201 1942 blev hovedkraften i de landsdækkende undersøgelser (Hove., 1983). Tørvejorder blev her defineret  
202 som områder med et tørvedække på mindste 30 cm tykkelse. Formålet var at kortlægge ressourcen af



203 tørvebrændsel og sekundært jordfordring, i Danmark, og det omfattede alle tørveområder, der var større  
 204 end 5 ha. Oplysninger om arealanvendelse, tørvemængde, massefylde, befugtningsgrad og askeindhold  
 205 er tilgængelige fra denne undersøgelse. Moser, eksklusive områder, der er påvirket af saltvand, og med >30  
 206 cm tørv og >5 ha, dækkede i alt 130.800 ha (Thøgersen 1942, se tabel 1.1).

207 *Tabel 1.1 Tabellen viser antal moser og deres klassificering i de fire landsdele og samlet for Danmark.*  
 208 *Undersøgelsen omfatter moser > 5 ha, undersøgelsen er udført i perioden fra 1919-1940 (Thøgersen, 1942).*

	Klasse I		Klasse II		Klasse III		Klasse IV		Total	
	Antal moser	Areal (ha)	Antal moser	Areal (ha)	Antal moser	Areal (ha)	Antal moser	Areal (ha)	Antal moser	Areal (ha)
Jylland	556	44.031	540	34.118	144	20.855	18	9.216	1.100	108.220
Sjælland	103	4.294	167	6.329	81	5.377	2	29	337	16.029
Bornholm	2	4	4	33	2	48	-	-	8	85
Fyn	101	3.487	68	2.006	22	924	-	-	184	6.417
Total	762	51.816	779	42.486	249	27.204	20	9.245	1.629	130.751

209  
 210 Undersøgelsen undervurderede tørvearealet markant, da den kun fokuserede på de større områder og for  
 211 mere end halvdelen af landet blev moser uden brugbar tørv til brændstof ikke undersøgt på grund af deres  
 212 ringe økonomiske betydning, og alle tørveområder påvirket af havet blev udelukket fra undersøgelsen  
 213 (Risager et al. 2017).

214 I forbindelse med kortlægningen blev ikke kun naturlige moser dækket, men også tørvegravningsområder  
 215 og dyrkede arealer blev inkluderet. Moserne blev klassificeret i fire klasser:

216 I: Moser uden tørv.

217 II: Moser med tørv, der kan bruges til brændstof, men med lavt resterende tørvelag.

218 III: Moser med tørv, der kan anvendes til brændstof, hvorfra der er mulighed for ekstraktion af tørv i stor  
 219 skala.

220 IV: Moser med tørv, som ikke er anvendelig til brændstof

221 Efter kortlægningen blev der udarbejdet et kort over de klassificerede moser, kortet kan ses i figur 1.2.



222

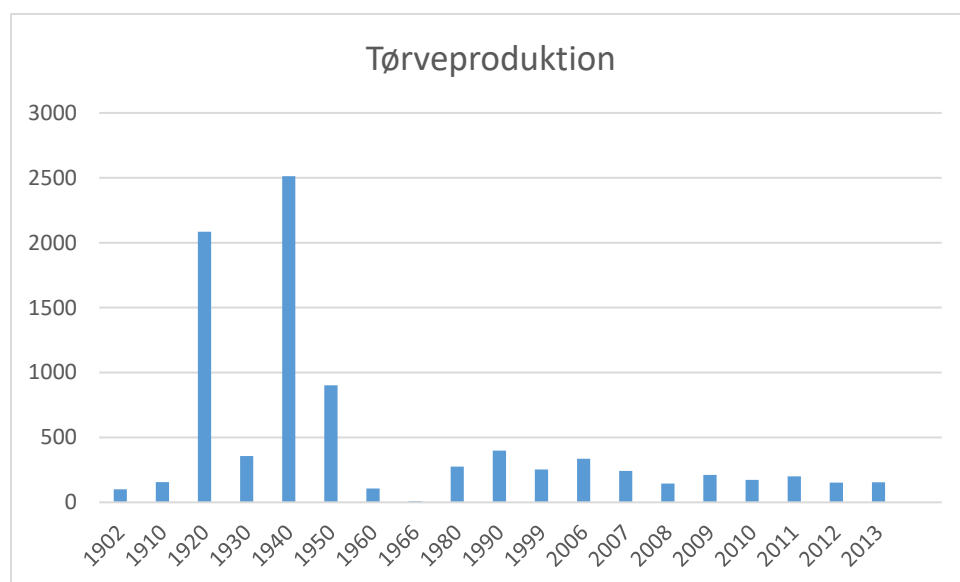
223 *Figur 1.2 Kortet viser udbredelsen af tørvemoser, moserne er klassificeret i fire klasser. Hedeselskabets*  
224 *undersøgelse er udført i perioden fra 1919-1940, kortlægningen omfatter ikke Bornholm (Thøgersen, 1942).*

#### 225 1.4 Anvendelsen af tørvejorder

226 Ud over den kulturelle og spirituelle anvendelse af moser, som f.eks. til ofringer, er der eksempler på  
227 småskalatorvegravning fra små tørvegruber (1-10 m<sup>2</sup>) fra bronzealderen (Becker 1948, Christensen &  
228 Fiedel 2003). Større udgravninger (>10.000 m<sup>2</sup> diameter) er kendt fra præromersk jernalder.  
229 Tørvegravningen er løbende fortsat indtil moderne tid. Produktionen af tørvekul gennem tørring af tørv er  
230 kendt fra historisk tid. Tørvekul kan anvendes til udvinding af jern fra myremalm (Becker 1948) og er yderst  
231 velegnet til smedning.

232 Lavbundsjord, og især arealer med tørv, er dyrket op sent. De kunne for alvor først opdyrkes efter drænrør  
233 af tegl blev indført i 1850-erne (Breuning-Madsen, 2010). Egentlig opdyrkning af arealer med høj- og  
234 lavmosetørv var i starten med dårlige resultater, og først efter 1890 blev det de kulturtekniske teknikker  
235 forbedret efter hollandsk og tyske forbilleder, hvorved "det sure Kær eller den brune Lyngmose er bleven til

236 lysegrønne Enge” (Westh, 1909). I starten vha. dækning med sand, men siden ved at “bortlede det  
 237 skadelige vand og tilføre de manglende plantencæringsstoffer kali og fosforsyre samt. for de\_  
 238 lyngebevoksede moser, kalk” (Westh, 1909). Disse metoder blev med tiden yderligere forbedret og tilpasset  
 239 til højmoser, lavmoser og de forskellige former for indvundet hav- og søbund (se fx Amstrup, 1955, Hansen,  
 240 1989; Jensen, 1989; Pedersen, 1978). Tørv og aske blev også regelmæssigt tilsat gødning og brugt til at  
 241 gøde landbrugsjorder (Hove 1983). Udvinning af tørv til brændsel og til jordforbedring har medført en  
 242 reduktion af tørvearealet frem til begyndelsen af 1950’erne. På det tidspunkt blev tørv hovedsageligt brugt  
 243 til brændsel. Tørveudvinning toppede over de to verdenskrige (se figur 1.3). Fra 1980 og frem er  
 244 tørvegravningen primært til havebrug, og produktionen varierede mellem 253.000 og 430.000 m<sup>3</sup> om året  
 245 (Danmarks statistik 2014). Tørveudvinning foregår stadig i Danmark på ca. 250 ha højmose primært ved  
 246 Pindstrup Mose på Norddjursland og i begge Vildmoserne.



247  
 248 *Figur 1.3 Årlige tørvegravning i 1000 tons i Danmark (1902-1966: Hove 1983; 1980-1999: Danmarks Statistik*  
 249 *2000; 2006-2013: Danmarks statistik 2014).*

250 Som tidligere nævnt var tørvegravning til brændsel specielt vigtigt under de to verdenskrige, hvor Danmark  
 251 var under tysk blokade i Nordsøen, og derfor ikke kunne modtage kul fra England. På figur 1.3 ses en  
 252 eksplosion i produktionen af brændselstørv ved begyndelsen af 1. verdenskrig. Produktionen stiger endnu  
 253 kraftigere ved begyndelsen af 2. verdenskrig, hvilket afspejler et større energiforbrug, men også øget  
 254 muligheden for at grave tørv i især Store Vildmose, da staten i 1920’erne opkøbte 2.800 ha af stamhuset  
 255 Birkelses mosejord muliggjorde dette tørvegravning i Store Vildmose. Da Danmark i vinteren 1939-40  
 256 manglede den udenlandsk brændsel, påbegyndte staten en tørveproduktion i Store Vildmose. I sommeren  
 257 1941 arbejdede omkring 1.200 mand ved 20 tørveværker i mosen. (Kristensen, M. K, 1945). Så snart der  
 258 igen kunne importeres kul og koks fra udlandet, forsvandt efterspørgslen på dansk tørv abrupt - både pga.  
 259 lavere pris, men også fordi kvaliteten var faldende med store sod- og askeproblemer til følge.

## 260 1.5 Referencer

- 261 Amstrup, N. (1955). Kultiveringsproblemer på den tørlagte Søborg Sø. Geografisk Tidsskrift 55, 24-35.
- 262 Andersen, S. T., Forests at Løvenholm, Djursland, Denmark, at present and in the past. Det Kongelige Danske  
263 Videnskabernes Selskab, Biologiske skrifter 1984, 24, 1-211.
- 264 Becker, C.J. (1948) Tørvegravning I ældre jernalder Nationalmuseets Arbejdsmark.
- 265 Christensen, C. & Fiedel, R. (2003) Tørvegravning i forhistorisk tid., pp. 85-99. Nationalmuseets Arbejdsmark,  
266 Danmark.
- 267 Carlsen, VC. Geografisk Tidsskrift 1884. Et besøg i den store Vildmose.
- 268 Breuning-Madsen, H., (2010). Drænrørets indførelse og betydning i et landbrugs- og miljømæssigt  
269 perspektiv. I: Det fremmede som historisk drivkraft: Danmark efter 1742, Det Kongelige Danske  
270 Videnskabernes Selskab: København; sider 158-165.
- 271 Brian Kronvang, Søren Munch Kristiansen, Kirsten Schelde, Christen Duus Børgesen. 2013.  
272 Udredningsprojekt vedrørende dræns betydning for afvanding - og de naturlige og menneskeskabte  
273 faktorer som influerer på dræns virke som vand-afleder fra marker. DCE NOTAT.
- 274 Danmarks Statistik (2014). [www.Statistikbanken.dk](http://www.Statistikbanken.dk)
- 275 Hansen, B. (1989). Sætning efter afvanding og drænsystemers funktionstid på organogenjord;  
276 Hedeselskabet. 62 sider.
- 277 Hove, T.T (1983). Tørvegravning i Danmark. Fra Håndgravning til moseindustri. Herning, Poul Kristensens  
278 forlag.
- 279 IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National  
280 Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds).  
281 Published: IGES, Japan.
- 282 Jensen, C:R. (1989). Dræning i jordbruget – kulturteknik III. DSR forlag. Det Kongelige Veterinær- og  
283 Landbohøjskole. København.
- 284 Kristensen, M. K.: Vildmosearbejdet. Det Kgl. Danske Landhusholdningsselskab. København 1945.
- 285 Madsen, Henrik Breuning & al. (1992): "Atlas over Danmark - Den danske jordklassificering", Det Kongelige  
286 Danske Geografiske Selskab, København.
- 287 Mentz, A. (1910) De vigtigste typer af moser og enge i Danmark; Grundlag for forelæsninger på Asmild  
288 Kloster Landbrugsskole. [The most important types of mires and meadows in Denmark]. Viborg:  
289 Folkebladets Trykkeri. (in Danish).

- 290 Odgaard, B. V. 2006, Fra bondestenalder til nutid. i G Larsen & KS Jensen (red), Naturen i Danmark.  
291 Geologien. 1 udg., bind 2, Gyldendal, København, Naturen i Danmark, s. 333-359.
- 292 Pedersen, E. F. (1978). Tørvelagets sammensynkning og mineralisering i Store Vildmose. Statens  
293 Planteavlsvforsøg 1425. beretning, 509-520.
- 294 Risager, Mette; Aaby, Bent; Greve, Mogens Humlekrog. Denmark. 2017. Mires and peatlands of Europe:  
295 Status, distribution and conservation. red./Hans Joosten; Franziska Tanneberger; Asbjørn Moen. E.  
296 Schweizerbart Science Publishers, 2017, s. 352-359.
- 297 Rothe C. 1844. Beretning om den i Aaret 1844, for Kongeriget indførte nye Skyldsætnings Væsen og  
298 Historie. Kjøbenhavn 1844.
- 299 Thøgersen, F. (1942). Danmarks Moser. Beretninger om Hedeselskabets systematiske Eng- og  
300 Moseundersøgelser.
- 301 Westh, T. C. (1909). Mosekulturen. Hedebogen. Viborg.

## 302 2 Kortlægning af kulstofrig jord

303 *Mogens H. Greve, Mette Balslev Greve, Yi Peng, Birger Faurholt Pedersen, Anders Bjørn Møller, Institut for*  
304 *Agroøkologi, Aarhus Universitet*

305 *Fagfællebedømt Søren Munch Kristiansen.*

306

### 307 2.1 Beskrivelse af Tekstur 2014-kulstof – baggrund, resultat mv.

#### 308 2.1.1 Udvidet metodebeskrivelse

309 På baggrund af de videnskabelige arbejder udført i forbindelse med udarbejdelse af et nyt teksturkort over  
310 Danmark (Adhikari et al., 2013) og SINKS-kortlægningen af tørvejorderne (Greve et al., 2011) blev det  
311 besluttet, at udarbejde et kort over danske jorders kulstofindhold (Tekstur 2014).

##### 312 2.1.1.1 Metode

313 Til beregning af udbredelsen af jordens kulstofindhold er der anvendt regressions-kriging (RK). Dette er en  
314 rumlig prædiktionssteknik, der i dette tilfælde kombinerer regression af kulstofindholdet med kriging af  
315 residualerne. Metoden anvender punktmålinger af kulstofindholdet og en række miljøvariable  
316 (eksempelvist parametre, der stammer fra en digital højdemodel (DEM), remote sensing samt tematiske  
317 kort som f.eks. det geologiske jordartskort) til en regressionsanalyse. Regressionsanalysen giver et kort over  
318 den deterministiske del af variationen i kulstofindholdet. Herefter anvendes der kriging-interpolation af  
319 regressionsresidualerne (forskellen mellem den målte og den estimerede værdi). Det endelige kort  
320 fremkommer som summen af regressionskortet og de krigede residualer.

##### 321 2.1.1.2 Data

###### 322 **Punktdata:**

323 Der er anvendt jorddata fra SINKS-kortlægningen, Den danske Jordklassificering og jordprofiler fra Den  
324 Danske Jordprofildatabase (Adhikari et al., 2013). Der er anvendt 52.400 punkter fra topjorden. Der er  
325 genereret landsdækkende kort over ler, silt, finsand, grovsand og humus i en rumlig opløsning på 30,4  
326 meter.

###### 327 **Prædiktorer/miljøvariable:**

328 Til prædiktions af Tekstur 2014 er brugt 17 landsdækkende miljøvariable, jf. Tabel 2.1.

329 *Tabel 2.1 Oversigt over de anvendte miljøvariable som, hvis der ikke er en kilde opgivet, er data frit*  
 330 *tilgængelige GIS data i Danmark.*

Variabel	Datakilde/kort beskrivelse	Opløsning	Type	Gennemsnit (range)
Aspekt/retning	DEM/retning af stejleste hældningsgradient fra nord	30,4 m	Kvantitative data	181,2 (0-360)
Direkte solindstråling (1 år)	DEM/Potentiel solindstråling beregnet med SAGA GIS (Boehner and Antonic, 2009)	30,4 m	Kvantitative data	1269 (122-1707)
Højde	DEM/lidarproduceret højdemodel	30,4 m	Kvantitative data	31.21 (0-172)
Flow accumulation	DEM/antal opstrømsceller	30,4 m	Kvantitative data	61 (1-110908)
Mid-slope position	DEM/dækker de varmere zoner i forhold til hældning (Bendix, 2004)	30,4 m	Kvantitative data	0,001 (0-1)
MRVBF	DEM/Identificerer depositionsområder (Gallant og Dowling, 2003)	30,4 m	Kvantitative data	4,26 (2,22-10,90)
Saga wetness index	DEM/mål for hvor vand potentielt akkumulerer (Boehner et al., 2002)	30,4 m	Kvantitative data	14,46 (6,9-19,1)
Hældning	DEM/Maksimal højdeforskel mellem celler og naboceller	30,4 m	Kvantitative data	1,63 (0-90)
Vertikal afstand til vandløbsnetværk	DEM/vertikal afstand til vandløbsnetværk for hver celle	30,4 m	Kvantitative data	559,45 (0-10041,50)
Daldybde	DEM/dalens relative position	30,4 m	Kvantitative data	7,53 (0-90)
Central lavbund	Lavbund, som på et tidspunkt har været eller er tør	30,4 m	Kategoriske data	3 klasser
Lavbund	Udvidet lavbund. ADK lavbund, FG7, tørveklasser fra jordartskort	30,4 m	Kategoriske data	2 klasser
Geologi	Geologisk kort	1:25.000	Kategoriske data	37 klasser
Georegioner	Kort over georegioner	1:100.000	Kategoriske data	10 klasser
Landskabs-elementer	Kort over landskabselementer	1:100.000	Kategoriske data	12 klasser
Arealanvendelse	Corine arealanvendelseskort	1:100.000	Kategoriske data	31 klasser
Jordtyper	FGJord	1:50.000	Kategoriske data	11 klasser

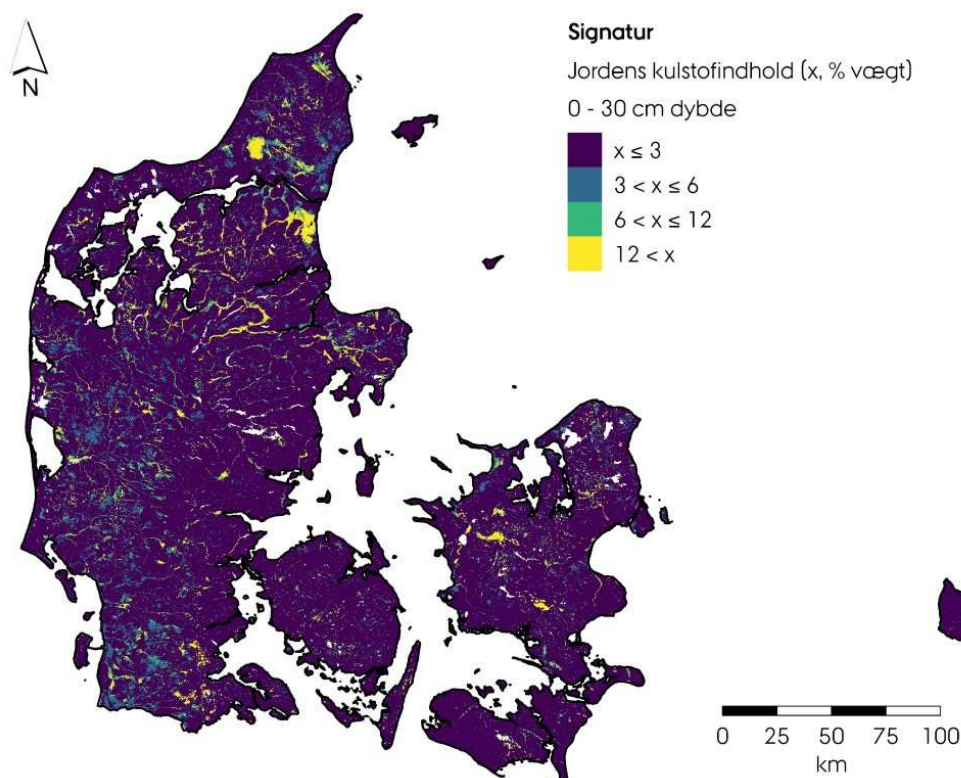
332 **2.1.2 Udbredelsen af kulstofrige jorder**

333 På baggrund af ovennævnte metode blev der udarbejdet et landsdækkende kort over danske jordes  
 334 kulstofindhold, Tekstur 2014 kortet figur 2.1. I tabel 2.2 ses arealdækningen af de fire kulstofklasser: <3 %, 3-  
 335 6 %, 6-12 % og >12 % kulstof. Tabellen viser både klassernes bruttoareal samt arealdækningen inden for  
 336 landbrugsarealet (defineret som arealer inden for markpolygoner, landmænd har anmeldt i Internet  
 337 Markkort (IMK) 2018). I tabel 2.3 er det gennemsnitlige kulstofindhold opgjort for alle landskabstyper

338 *Tabel 2.2 Areal (tusind ha) i hver kulstofklasse, både totalt og inden for landbrugsarealet. I parentes ses %*  
 339 *af samlet areal. Skæringsværdierne mellem hver klasse indgår i det nedre af de to intervaller, som de*  
 340 *afgrænser.*

	<3 %	3-6 %	6-12 %	>12 %	I ALT
Samlet areal af hver klasse	3.617 (85,4 %)	325 (7,7 %)	162 (3,8 %)	129 (3,1 %)	4.234
Areal af hver klasse inden for landbrugsarealet 2018	2.286 (86,0 %)	201 (7,6 %)	98. (3,7 %)	73 (2,8)	2.659

341



342  
 343 *Figur 2.1 Fordelingen af topjordens (0 - 30 cm under terræn) kulstofindhold i Danmark. Opdelt i de fire*  
 344 *kulstofklasser: < 3 %, 3 - 6 %, 6 - 12 % og > 12 % (alle i % vægt). Skæringsværdierne er i alle tilfælde inkluderet*  
 345 *i det nedre interval.*

346



### 347 2.1.3 Vurdering af usikkerheder i kortets prædiktion af jordens kulstofindhold

348 Usikkerhed på kortet er beregnet ved anvendelse af bootstrapping. Bootstrapping er en ikke-parametrisk  
349 tilgang til kvantificering af usikkerhed (Efron og Tibshirani 1993). Bootstrapping involverer gentagen  
350 tilfældig sampling og udarbejdelse af kort. Ved at gentage processen med tilfældig sampling og  
351 anvendelse af modellen, er vi i stand til at generere sandsynlighedsfordelinger af prædiktionerne fra hver  
352 model ved hver pixel. Et robust estimat kan bestemmes ved at tage gennemsnittet af alle de simulerede  
353 forudsigelser ved hver pixel. Ved at opnå sandsynlighedsfordelinger af resultaterne, er man også i stand til  
354 at kvantificere usikkerheden ved modelleringen ved at beregne et forudsigelsesinterval med et specifikt  
355 niveau af sikkerhed. Mens bootstrapping-fremgangsmåden er relativt ligetil, er der et krav om at generere  
356 et stort antal kort. I dette projekt er der anvendt 100 gentagelser.

357 Det gennemsnitlige kort og variansen for prædiktionen fra disse 100 kort beregnes:

$$\text{Var}(X) = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (xi - \mu)^2$$

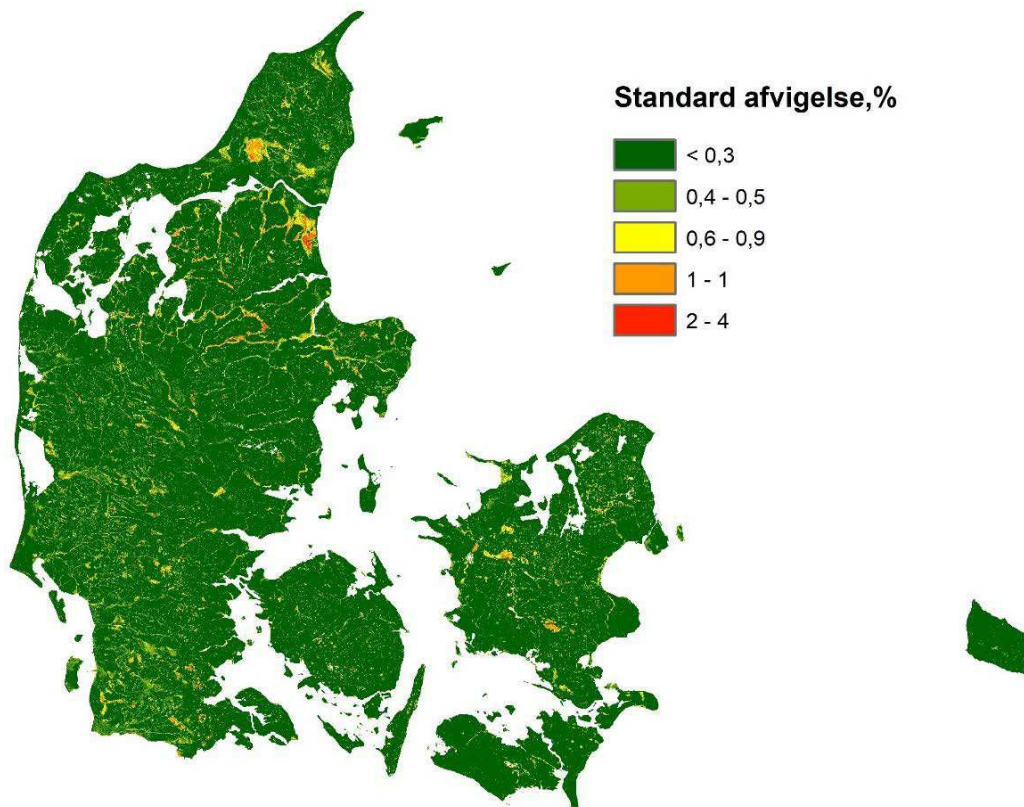
358

359  $\mu$  er i dette tilfælde det gennemsnitlige prædiktionskort, og  $x_i$  er det  $i$ -te bootstrap kort,  $n$  er antallet  
360 af bootstrappinggentagelser ( $n = 100$  i dette arbejde).

361 På figur 2.2 ses den landsdækkende kortlægning af usikkerhederne på kulstofestimaterne. I tabel  
362 2.3 er usikkerhederne opgjort for alle landskabstyperne. Det er tydeligt, at usikkerhederne er størst i  
363 lavbundsområderne, hvilket hænger sammen med den meget store rumlige variation i disse  
364 områder.

365

366



367 *Figur 2.2 Landsdækkende kort over usikkerhed på kulstofestimater. De største usikkerheder er knyttet til*  
 368 *lavbundsområderne, specielt de meget kulstofholdige*

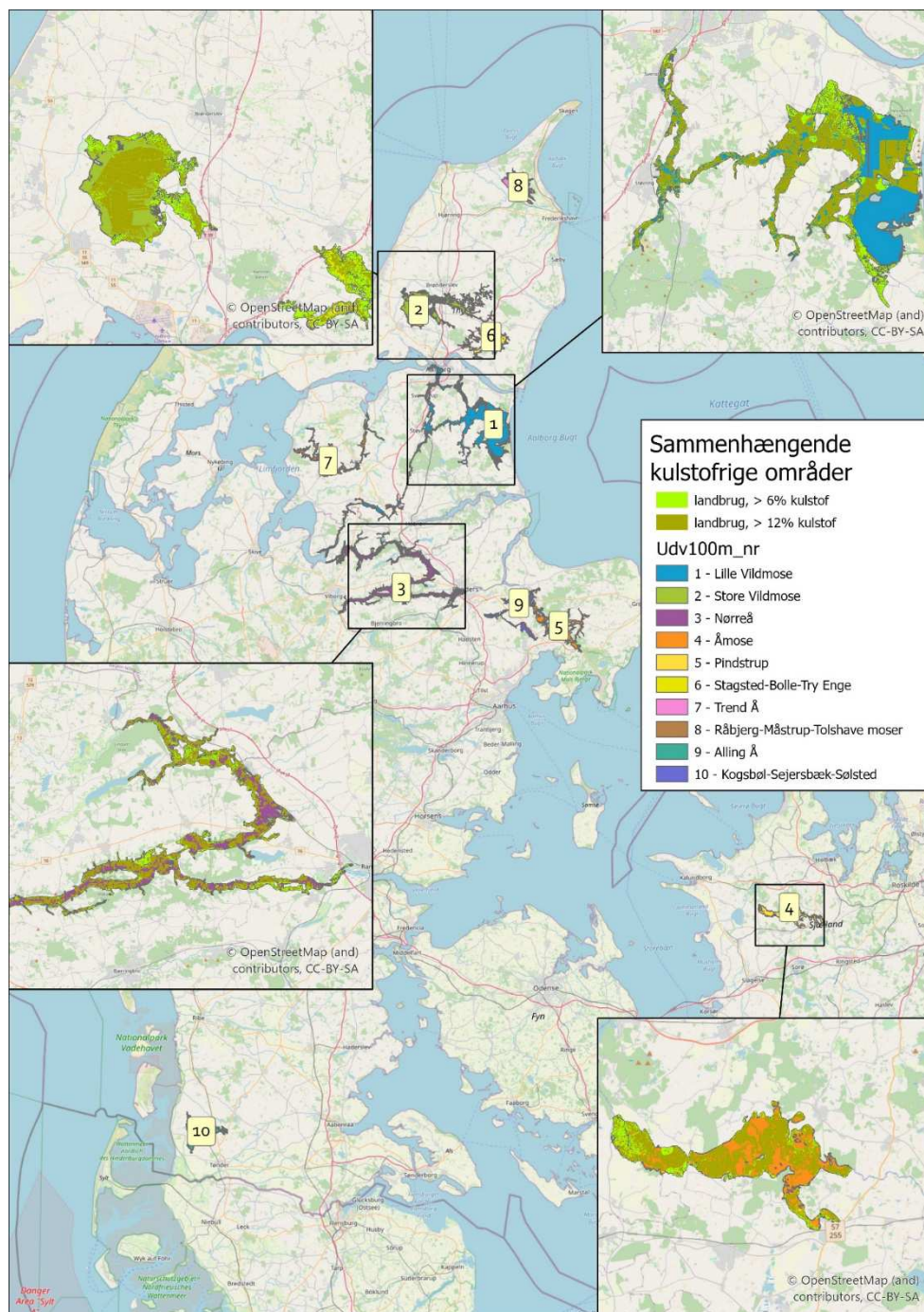
369 *Tabel 2.3 Gennemsnitlige indhold af kulstof og den gennemsnitlige fejl udtrykt ved standardafvigelsen*  
 370 *opgjort for landskabstyperne i Danmark.*

Landskabstype	Gennemsnitligt kulstofindhold (%)	Standardafvigelse (%)
Klit	1,6	0,19
Littorina	2,1	0,21
Yoldia	1,9	0,20
Randmoræne	2,3	0,22
Moræne	1,6	0,18
Inddæmmet areal	1,7	0,19
Dødislandskab	1,7	0,19
Tunneldal	1,9	0,21
Smeltevandsslette	2,2	0,22
Bakkeø	2,3	0,22
Marsk	2,1	0,22
Grundfjeld	1,4	0,17
Lavbund	6,2	0,41

## 371 2.2 kortlægning af sammenhængende kulstofrige arealer

372 I forbindelse med udtagning af lavbundsjorder, vil størrelsen af de kulstofrige jorder være et af flere  
373 elementer i beslutningsprocessen om, hvilke der skal udtages først. Store sammenhængende  
374 landbrugsjorder med højt kulstofindhold vil være attraktive at udtage. Vi har på baggrund af kulstofkortet  
375 og IMK 2018 udvalgt de ti største arealer med sammenhængende kulstofrige jorder. Inden for disse er  
376 landbrugsjorder og tørvejorde bestemt, se figur 2.3.

377 Som udgangspunkt er brugt Texture2014-kulstofkortet, og alle områder med mere end 6 % kulstof er valgt  
378 ud til at finde store sammenhængende områder med højt kulstofindhold. Tekstur2014-kulstofkortet er et  
379 rasterkort og der kan opstå små huller imellem cellerne, så områderne ikke er direkte sammenhængende.  
380 Vi har derfor iterativt udvalgt de rasterceller med højt kulstofindhold, der ligger indenfor 100m af andre  
381 celler med højt kulstofindhold til at være sammenhængende. I tabel 2.4 er områders størrelse angivet.



382

383 *Figur 2.3 Viser de 10 største sammenhængende områder med kulstofrige jorde i Danmark*

384 Størrelsen af hvert område fremgår af tabel 2.4, der endvidere viser landbrugsarealet af disse områder

385 både med mere end 6 % kulstof og med mere end 12 % kulstof.

386 *Tabel 2.4 Størrelsen af de ti største sammenhængende kulstofrige områder i Danmark, deres opdyrknings-*  
 387 *% og hvor stor en andel af arealet der har >12 % kulstof*

	Område	Areal $\geq 6$ % kulstof, ha	Heraf landbrugsareal, ha	Pct landbrugsareal	Heraf landbrugsareal $\geq 12$ % kulstof, ha	Landbrugsareal $\geq 12$ % kulstof
1	Lille Vildmose	18.077	7.850	43,4	5.932	32,8
2	Store Vildmose	10.051	4.936	49,1	3.714	37,0
3	Nørreå	10.026	4.106	41,0	3.087	30,8
4	Åmose	3.905	2.224	57,0	1.809	46,3
5	Pindstrup	3.756	2.259	60,1	1.445	38,5
6	Stagsted- Bolle-Try Enge	3.659	2.540	69,4	1.064	29,1
7	Trend Å	3.548	1.925	54,3	1.281	36,1
8	Råbjerg- Måstrup- Tolshave moser	2.962	1.579	53,3	912	30,8
9	Alling Å	2.644	1.313	49,7	770	29,1
10	Kogsbøl Mose, Sejersbæk Kog og Sølsted Mose	2.419	1.856	76,7	653	27,0
	Sum, ha	61.047	30.588		20.667	

388

## 389 2.3 Lavbundsjordenes grundvandsstand og den fremtidige udvikling

### 390 2.3.1 Dybde til grundvandet i SINKS-boringerne

391 I forhold til udledning af drivhusgasser fra dyrkede tørvejorde, er det især dybden til grundvand, der er af  
 392 interesse, og her spiller jordens dræningstilstand en stor rolle. Denne er bestemt af dræningsdybde samt af  
 393 grøftning og vandstand i nærliggende vandløb. Årstid og observationsår er også vigtigt, da  
 394 grundvandsstanden har store naturlige fluktuationer, men på lavbundsjord også påvirkes kraftigt af  
 395 oppumpning af drænvand, hvilket mange steder især sker om foråret og sommeren.

396 *Tabel 2.5 Gennemsnitlig dybde til grundvand i SINKS lavbundsprofiler målt i 2010 samt DKModellen*

Kulstof (%C)	Antal observationer SINKS	Grundvandsdybde (cm) SINKS	DKModel 100 m
<3	2.668	91	100-140
3-6	2.532	80	
6-12	1.806	74	90-95
12-24	1.361	68	60-75
>24	1.587	57	
ialt	9.954		

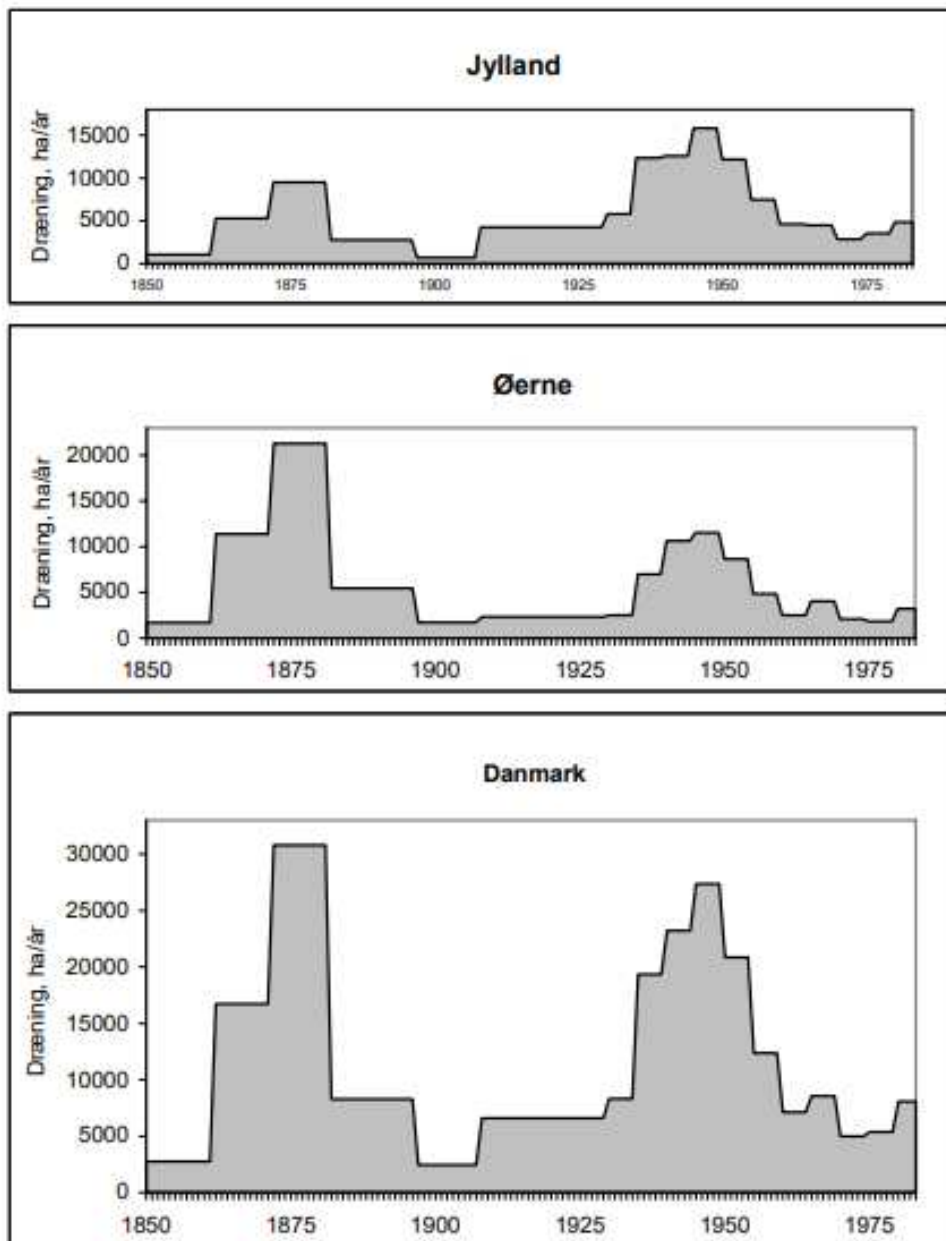
397  
 398 Grundvandsdybden på lavbundjordene er beskrevet ud fra ca. 1.000 SINKS-lavbundboringer udført i 2010  
 399 og den aktuelle DKmodel. I SINKS-boringerne er grundvandsstanden vurderet ifm. prøvetagning af  
 400 jordprøver ned til ca. 1,3 m under terræn. DKmodellens grundvandsdybder er lavet ved et overlap mellem  
 401 kulstofkortet og DKmodellens grundvandsdybder.

402 Der er relativt stor forskel mellem estimerne lavet ud fra de to metoder ved jorde med lavt kulstofindhold,  
 403 mens der er god overensstemmelse mellem metoderne for de deciderede tørvejorde. Årsgaen til dette er  
 404 usikker, men kan hænge sammen med, at grundvandsstanden i tørvejorderne er mere stabil høj og muligvis  
 405 mere variabel i de kulstofrige jorder med 6-12 % kulstof.

## 406 2.4 Lavbundsjordernes dræning

407 Dræning af landbrugsjorder har i Danmark fundet sted i næsten 1.000 år. Mens man i de første århundreder  
 408 udelukkende drænede jorden med gravede grøfter, har den fremherskende metode i nyere tid været  
 409 nedgravede drænrør på højbund og en kombination af grøfter og drænrør på lavbundsjorder. I Danmark  
 410 blev de første drænrør nedgravet i 1848 (Breuning-Madsen, 2010). Dræningen tog dog først for alvor fart,  
 411 da det i 1859 blev lovligt at føre drænrør over anden mands ejendom (Risager et al. 2017). Samtidig blev  
 412 det tilladt, at føre drænvandet ud til søer og åer.

413 Dræningen med drænrør i Danmark fandt primært sted i to perioder (Olesen, 2009). I den første periode,  
 414 1860 – ca. 1900, var dræningen fokuseret på de lerede højbundsjorder i Østdanmark. Her har jorderne en  
 415 høj bonitet, og de kunne nemt afvandes gennem rødræn. I den anden periode, ca. 1930 – 1970, var  
 416 dræning med rør derimod fokuseret i det vestlige Danmark og især på lavbundsjorder, se figur 2.6.



417

418 *Figur 2.4 Dræningsintensitet siden 1850. Fra Olesen 2009.*

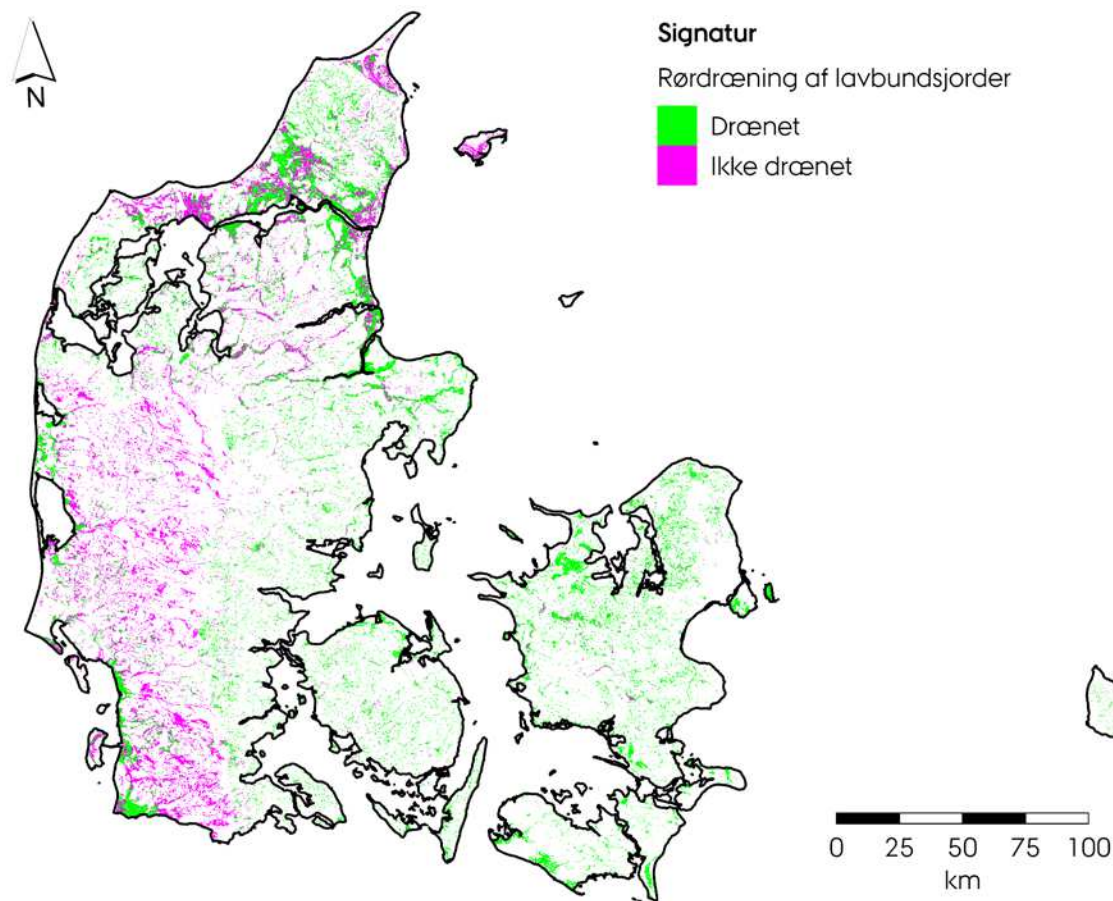
#### 419 2.4.1 Andel af grøftedrænet og rørlagt areal

420 Dræning med rør eller grøfter er udbredt på lavbundsjord i Danmark, da de ellers kun i begrænset omfang  
421 kan bruges til landbrug. I dette afsnit vil vi undersøge udbredelsen af dræning på lavbund, og placeringen  
422 af drænedede lavbundsjord.

423 Møller et al. (2018) udarbejdede et kort over rødræning på landbrugsjord i Danmark, både for højbund  
424 og lavbund. Figur 2.7 viser kortets angivelser af dræning for lavbundsjord. Som det ses, ligger de  
425 rødrænedede lavbundsjord fortrinsvist i Østdanmark, på indvundne arealer, i marsken og i områder med

426 morænejorder i Nordjylland. De fleste lavbundsjorder i Vestjylland er ikke rødrænedede, og på  
427 Littorinafladerne findes der både rødrænedede og ikke rødrænedede jorder.

428



429

430 *Figur 2.5 Rødræning af lavbundsjorder ifølge Møller et al. (2018)*

431 Drænkortet har en overordnet nøjagtighed på 79 %, baseret på 247 uafhængige observationer (Tabel 2.6).  
432 Nøjagtigheden for de fleste lavbundsjorder er enten tilsvarende eller højere, men for tørvejorder (>12 %  
433 kulstof) er nøjagtigheden lav (57 %). Dette skyldes primært, at drænkortet udelukkende redegør for  
434 rødræning, hvorimod tørvejorder ofte er drænet både med rør og grøfter.



435 *Tabel 2.6 Observerede og kortlagte drænprocenter samt nøjagtigheden af drænkortet for henholdsvis*  
 436 *højbundsjorder, lavbund, centrale lavbundsområder og tørvejorder*

Klasse	Observationer	Drænprocent		Nøjagtighed (%)
		Observeret	Kortlagt	
Højbund	211	54	58	79
<b>Al lavbund</b>	36	56	47	81
Lavbund	21	62	48	86
Central lavbund	8	38	50	88
Tørvejorder (> 12 % kulstof)	7	57	43	57
<b>I alt</b>	247	54	56	79

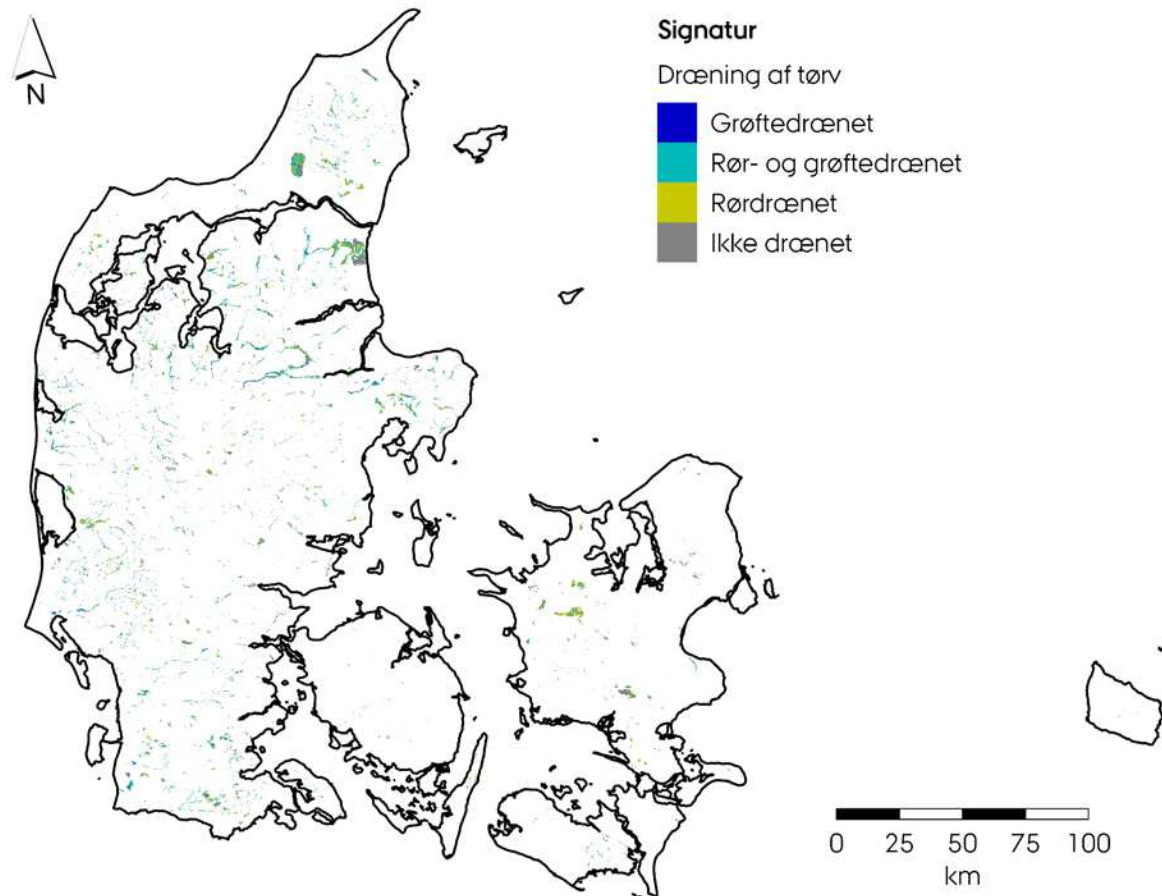
437  
 438 For at give et mere dækkende billede af dræntilstanden på tørvejorde udførte vi endnu en analyse, baseret  
 439 på afstanden til vandløb, da der ikke findes data, der skelner mellem grøfter og andre vandløb. Vi antog  
 440 først, at tørvejorde uden for landbrugsarealet (IMK) ikke var drænede, da eventuelle drænsystemer på disse  
 441 jorde sandsynligvis ikke vedligeholdes og dermed ikke er effektive. For dyrkede tørvejorder antog vi, at jord  
 442 indenfor 7,5 m fra vandløb var grøftedrænede, da Dansk Markdræningsguide anbefaler en drænafstand  
 443 på 14 – 16 m på tørvejorder (Nielsen, 2015). Vi antog herudover, at dyrkede tørvejorder mindre end 50 m  
 444 fra et vandløb var drænet ved en kombination af rør og grøfter, imens de øvrige dyrkede tørvejorder med  
 445 mere end 50 meter mellem grøfterne var rødrænede.

446 De fleste tørvejorder er drænet ved en kombination af grøfter og rør (36 %; Tabel 2.7), imens en mindre del  
 447 udelukkende er drænet med rør (27 %). Omkring en tredjedel (32 %) af tørvejorderne ligger uden for  
 448 landbrugsarealet og er sandsynligvis ikke drænede. De rent grøftedrænede tørvejorder udgør kun en lille  
 449 del af arealet (5 %).

450 *Tabel 2.7 Arealet af rør- og grøftedrænede tørvejorder, samt kriteriet for hver klasse.*

Klasse	Kriterium	Areal (ha)	%
Grøftedrænet	Landbrug; ≤7,5 m fra vandløb	5.321	5
Rør- og grøftedrænet	Landbrug; ≤50 m fra vandløb	38.098	36
Rødrænet	Landbrug; >50 m fra vandløb	28.920	27
Ikke drænet	Ikke landbrug	34.423	32
I alt		106.762	

451  
 452 Tørvejorder drænet med en kombination af rør og grøfter ligger især i Vest- og Nordjylland, hvorimod  
 453 tørvejorderne i Østdanmark fortrinsvist enten er rødrænede eller uden dræning (Figur 2.6 Rør- og  
 454 grøftedræning af tørvejord i Danmark. Tørvejord uden for landbrugsarealet antages ikke drænede.  
 455 Grøftedrænede tørvejorder er defineret ved at ligge indenfor 7,5 m af et vandløb, imens jorder indenfor 50  
 456 m fra et vandløb antages drænet ved kombineret rør- og grøftedræning, se detalje på figur 2.7).

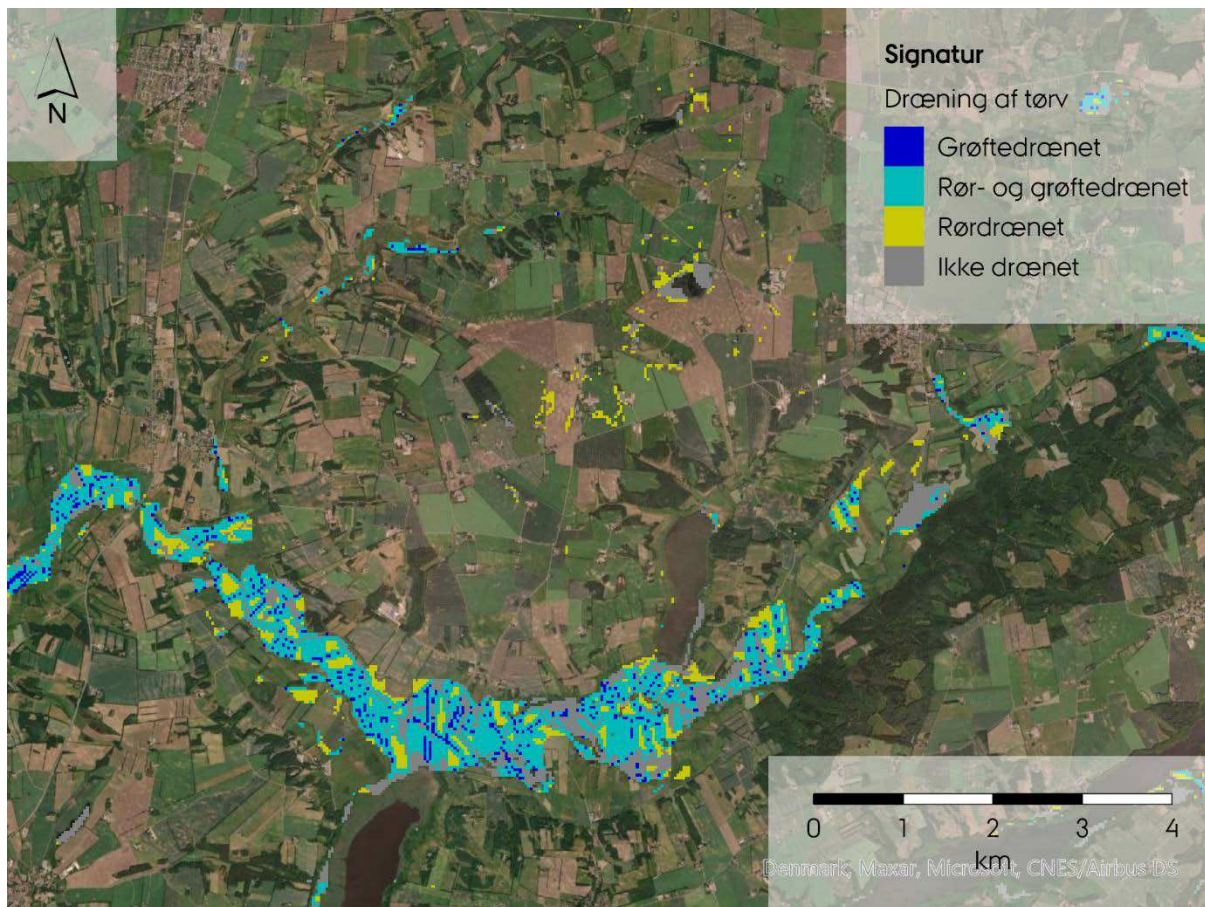


457

458

459 *Figur 2.6 Rør- og grøftedræning af tørvejord i Danmark. Tørvejord uden for landbrugsarealet antages ikke*  
460 *dræned. Grøftedrænedede tørvejorder er defineret ved at ligge indenfor 7,5 m af et vandløb, imens jorder*  
461 *indenfor 50 m fra et vandløb antages drænet ved kombineret rør- og grøftedræning*

462 På nærmere hold ses det, at det især er tørvejorderne i ådalene, som er drænet med en kombination af rør  
463 og grøfter, hvorimod tørvejorderne uden for ådalene fortrinsvist er drænet med rør (Figur 2.7 Rør- og  
464 grøftedræning af tørvejorder i og omkring Skalsådalene i Vesthimmerland. 2.7).



465

466 *Figur 2.7 Rør- og grøftedræning af tørvejorder i og omkring Skalsådal i Vesthimmerland.*

## 467 2.5 Udvikling i arealet med kulstofrige lavbundsjord fra 2010 frem mod 2050

468 Til vurdering af det fremtidige tørveareal findes en undersøgelse fra 2014 (Greve et al. 2014), som ud fra  
469 prøverne indsamlet i SINKS lavbund fra 2010 og historiske jordprøver indsamlet tilbage fra Den Danske  
470 Jordklassificering i midten af 1970'erne, laver et estimat af ændringer i tørveudbredelsen (>12 % kulstof).  
471 Prøverne stammer fra fire kortlægninger (se tabel 2.8) som blev bearbejdet, så de kunne anvendes til  
472 kortlægning af tørveudbredelsen i 1975 og 2010. Udgangspunktet for denne bearbejdning var, at hvis det  
473 på et tidspunkt efter 1975 var fundet tørv i en jordprøve var den også tørv i 1975. Hvis der i historiske  
474 jordprøver var fundet mere end 55 cm, blev den i 2010 stadig betragtet som tørv; hvis der var mindre end  
475 55 cm, var det usikkert, om der var tørv i 2010, og prøven blev ikke medtaget i 2010-analysen. (se tabel 2.9)

476 Analysen viste, at tørvejordernes udbredelse inden for landbrugsarealet faldt fra ca. 107.000 ha i 1975 til  
477 ca. 73.500 ha i 2010, altså et fald på 33.500 ha. over en periode på 35 år. Det svarer til et fald på ca. 1,1 %  
478 pr år (eller 1.060 ha om året frem til 2010). For at anslå den nuværende tørveudbredelse og  
479 tørveudbredelsen i 2050 har vi anslået, at tørveudbredelsen vedbliver at falde med 1,1 % pr. år frem til  
480 henholdsvis 2020 og 2050 (se tabel 2.9), så længe der er drænet. Dette scenarium tager ikke hensyn til den  
481 forventede stigende grundvandsstand (som dog modvirkes af effektiv dræning på landbrugsjord), eller de

482 kommende udtagninger af lavbundsjord. I artiklen (Greve et al. 2014) forholdt vi os ikke til de jorder med  
 483 6-12 % kulstof. Vi vil dog forvente, at dette areal falder på tilsvarende måde, så længe det er effektivt  
 484 drænet.

485 Estimaterne er forbundet med nogen usikkerhed, når SINKS-genbesøgsprojektet gennemføres, vil vi have  
 486 et langt bedre estimat i 2023.

487 *Tabel 2.8 Antal jordprøver anvendt til at beregne tørveudbredelsen i hhv. 1975 og i 2010. Historiske*  
 488 *databeskrivelser fra Madsen et al. 1992.*

		Mineralsk lavbund ( $\leq 12\%$ kulstof)		Tørvejorder ( $> 12\%$ kulstof)	
		1975	2010	1975	2010
Kortlægning					
Jordklassificeringen	9.751	—	6.907	2.844	2.844
Okker klassifikationen (ref.)	6.524	5.432	6.385	1.092	139
JUPITER	98.122	2.419	1.790	5.703	6.332
SINKS lavbund 2010	18.171	17.888	17.103	283	1.068
total	42.568	25.739	32.185	9.922	10.383

489

490 *Tabel 2.9 viser udbredelsen af lavbund, mose, tørvejorder samt kulstofrige lavbundsjord på forskellige*  
 491 *tidspunkter*

Temakort	Udbredelse i ha
Udvidet lavbund	891.000
Moseudbredelsen, 1942 (Thøgersen, 1942)	130.800
Tørveudbredelsen 1975	178.300
Tørveudbredelsen 1975 (landbrugsjord, 2006)	118.200
Tørveudbredelsen 2010	107.000
Tørveudbredelse 2010 (landbrugsjord, 2018)	73.500
Tørveudbredelse 2020 (landbrugsjord, 2018)	65.000
Tørveudbredelse 2050 (landbrugsjord, 2018)	47.000

492

## 493 2.6 Arealanvendelse.

### 494 2.6.1 Arealanvendelse inden for landbrugsarealet

495 Arealanvendelsen på lavbundsjordene kan opgøres ud fra en overlapsanalyse mellem  
 496 markpolygontemaet fra IMK2018 og "Tekstur 2014 kulstof"-kortet. Fra IMK2018 kendes afgrøderne på alle  
 497 anmeldte marker i 2018 og fra Tekstur 2014 kulstofkortet kendes kulstofindholdet. Afgrøderne er fordelt på  
 498 en hel række afgrødekoder, som efterfølgende med udgangspunkt i den seneste afgrødeliste fra LBST  
 499 gældende for 2018<sup>1</sup> er grupperet i afgrødegrupperne: permanent græs, omdrift og øvrige afgrøder.

500 Fra overlapsanalysen fås en oversigt over de ansøgte afgrødearealer per afgrødekode fordelt på de to  
 501 kategorier med mest kulstof, kategorierne 6-12 % C og >12 % C. Fordelingen af afgrødekoderne på de  
 502 enkelte afgrødegrupper er vist i bilag 1. Fra overlapsanalysen er landbrugsarealet opgjort for hhv. arealer  
 503 i omdrift og med permanent græs (samt øvrige afgrøder) på kulstofrige jorder. Fordeling på de enkelte  
 504 afgrødegrupper findes i bilag 1. Den summerede fordeling er vist i tabel 2.10 og 2.11.

505 *Tabel 2.10 Total brutto kulstofrige landbrugsarealer med hhv. >6-12 % og >12 % organisk kulstof for hele*  
 506 *kortlægningsområdet. 2018 data.*

Arealer i ha	6-12 %	>12 %	I alt
Brutto kulstofrige jorder med ansøgte landbrugsafgrøder 2018	97.743	73.264	171.007

507

508 *Tabel 2.11 Total brutto kulstofrige landbrugsarealer med hhv. 6-12 % og >12 % organisk kulstof for hele*  
 509 *kortlægningsområdet fordelt på arealanvendelse. Data fra 2018.*

Arealer i ha	6-12 %	>12 %	I alt
Permanent græs	20.244	21.592	41.836
Omdrift	66.973	39.318	106.292
Øvrige afgrøder	10.525	12.354	22.880
Brutto kulstofrige jorder med ansøgte landbrugsafgrøder 2018	97.743	73.264	171.007

510

### 511 2.6.2 Arealanvendelse uden for landbrugsarealet

512 Til klassificering af arealanvendelsen er Basemap03 for 2018<sup>2</sup> benyttet. For at kunne identificere arealet  
 513 uden for landbrugsarealet benyttes Markkortet (IMK) 2018.

514 Basemap reklassificeres til syv arealanvendelsesklasser (tabel 2.12).

<sup>1</sup> Til formålet er anvendt den seneste afgrødekodeliste fra LBST, hentet fra <https://lbst.dk/tilskud-selvbetjening/kom-i-gang-med-selvbetjening/tast-selv-service/koder-til-faellesskemaet/>.

<sup>2</sup> BASEMAP03 Technical documentation of the method for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark, Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 159, 2019 <https://dce2.au.dk/pub/TR159.pdf>

515 *Tabel 2.12 viser Basemap reklassificeringen*

Kode	Områdetype
1	Befæstet
2	Tør natur og landbrug
3	Våd natur
4	Skov
5	Vand
6	Hav
9	Ikke klassificeret

516

517

518 Arealanvendelsen på de kulstofrige jorder (>6 % kulstof) uden for landbrugsarealet i 2018 (tabel 2.13).

519 *Tabel 2.13 Viser arealanvendelsen af kulstofrige jord (>x % org. C) uden for landbrugsarealet. Arealer som*  
 520 *er hhv. Befæstet, vand og hav er betegnet Befæstet*

Kode	Arealanvendelse	Areal (ha)
1	Befæstet	14.611
2	Tør natur	12.664
3	Våd natur	54.140
4	Skov	22.219
5	Vand	16.051
6	Hav	57
9	Ikke klassificeret	0
I alt kulstofrige jorder uden for landbrugsarealet		119.743

## 521 2.7 Perspektivering til andre landes kortlægning

522 Fordelingen af tørvejorder i Europa er opgjørt ud fra de forskellige landes europæiske jorddatabaser.  
 523 Datakilderne er 1: 1.000.000 europæisk jorddatabase (v1.0) (Panagos, P, 2006). Tabel 2.14 viser fordeling  
 524 af tørvejord i de europæiske lande. Resultaterne afslører en stærk nordlig bias, idet organisk rige jorde især  
 525 findes i tempererede og koldere klimaer også i Europa. Næsten en tredjedel af den europæiske  
 526 tørveressource er i Finland, og mere end en fjerdedel er i Sverige. Resten er i Polen, Storbritannien, Norge,  
 527 Tyskland, Irland, Estland, Letland, Holland og Frankrig. Små områder med tørv forekommer i Litauen,  
 528 Ungarn, Danmark og Tjekkiet. Resultaterne er relevante for planlægningen af effektive  
 529 jordbeskyttelsesforanstaltninger på europæisk niveau.

530 *Tabel 2.14 viser det tørvedækkede areal i de europæiske lande.*

Land	Tørvearealet i de europæiske lande ud fra den Europæiske jordbundsdatabase	
	km <sup>2</sup>	%
Albanien	44	0,2
Østrig	276	0,3
Belgien	240	0,8
Bosnien-Hercegov	170	0,3
Bulgarien	53	0,5
Kroatien	41	0,1
Tjekkiet	687	0,9
Danmark	1.091	2,6
Estland	9.353	21,7
Færøerne	201	15,0
Finland	88.908	29,5
Frankrig	3.157	0,6
FYROM	0	0,0
Tyskland	15.276	4,3
Grækenland	554	0,4
Ungarn	2.738	3,0
Irland	11.392	16,5
Italien	292	0,1
Letland	7.385	11,7
Lichtenstein	0	0,0
Litauen	2.433	3,8
Luxembourg	3	0,1
Malta	0	0,0
Monaco	0	0,0
Holland	5.392	15,6
Norge	18.685	6,0
Polen	29.720	9,7
Portugal	271	0,3
Rumænien	95	0,0
Slovakiet	35	0,1
Slovenien	78	0,4
Spanien	360	0,1
Sverige	65.859	15,6
Schweiz	183	0,5
Storbritannien	26.519	10,9
Jugoslavien	110	0,1

531

## 532 2.8 Referencer

- 533 Adhikari K, Bou Kheir R, Greve MB, Bøcher PK, Malone BP, Minasny B, McBratney AB and Greve MH, 2013.  
534 High-Resolution 3-D Mapping of Soil Texture in Denmark. Soil Sci. Soc. Am. J 77,  
535 doi:10.2136/sssaj2012.0275.
- 536 BASEMAP03 Technical documentation of the method for elaboration of a land-use and land-cover map  
537 for Denmark, Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 159, 2019  
538 <https://dce2.au.dk/pub/TR159.pdf>
- 539 Bendix, J. 2004. Geländeklimatologie. Gebrüder Borntraeger, Berlin
- 540 Boehner, J., and O. Antonic. 2009. Land surface parameters specific to topo-climatology. In: T. Hengl and  
541 H.I. Reuter, editors, Geomorphometry: Concepts, software, applications. Elsevier, New York . p. 195-226.
- 542 Boehner, J., R. Koethe, O. Conrad, J. Gross, A. Ringeler, and T. Selige. 2002. Soil regionalization by means of  
543 terrain analysis and process parameterization. In: E. Micheli, F. Nachtergaele, and L. Montanarella, editors,  
544 Soil Classification 2001. Eur. Soil Bur., Res. Rep. No. 7, EUR 20398 EN, Luxembourg. p. 213-222.
- 545 Breuning-Madsen, H. (2010). Drænrørets indførselse og betydning i etlandbrugs- og miljømæssigt  
546 perspektiv. Det fremmede som historisk drivkraft: Danmark efter 1742. København, Det Kongelige Danske  
547 videnskabernes Selskab: 158-165.
- 548 Efron, B., Tibshirani, R. 1993. An introduction to the bootstrap. Chapman and Hall, London. Viscarra Rossel  
549 RA, Chen C, Grundy MJ, Searle R, Clifford D, Campbell PH (2015) The Australian three-dimensional soil grid:  
550 Australia's contribution to the globalsoilmap project. Soil Res 53:845-864
- 551 Gallant, J.C., and T.I. Dowling. 2003. A multi-resolution index of valley bottom flatness for mapping  
552 depositional areas. Water Resour. Res. 39(12):1347-1359. doi:10.1029/2002WR001426
- 553 Greve, M.H., Greve M.B, Christensen, O.F., Bou-Kheir, R. 2011. Mapping of the organogenic soils on  
554 agricultural land. Final report, SINKs (DP6).
- 555 Greve, M.H.; Christensen, O.F.; Greve, M.B.; Kheir, R.B. 2014. Change in Peat Coverage in Danish Cultivated  
556 Soils During the Past 35 Years, Soil Science: May 2014 - Volume 179 - Issue 5 - p 250-257 doi:  
557 10.1097/SS.0000000000000066
- 558 Madsen H. B., A. H. Nørr, and K. A. Holst. 1992. The Danish Soil Classification. Atlas over Denmark I,3. The  
559 Royal Danish Geographical Society, Copenhagen.
- 560 Møller, A. B., Børgesen, C. D., Bach, E. O., Iversen, B. V., and Moeslund, B., 2018, Kortlægning af  
561 drænedede arealer i Danmark. Report 135: Danish Centre for Food and Agriculture. Aarhus  
562 University.



- 563 Møller, A. B., Børgesen, C. D., Bach, E. O., Iversen, B. V., and Moeslund, B., 2018, Kortlægning af  
564 drænedede arealer i Danmark. Report 135: Danish Centre for Food and Agriculture. Aarhus  
565 University.
- 566 Nielsen, J. A., 2015, Dansk Markdræningsguide, SEGES, 49 p.:
- 567 Olesen SE. 2009. Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer opdelt efter  
568 landskabsselement, geolog, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund. (2009). Intern rapport fra Det  
569 Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
- 570 Panagos Panos. The European soil database (2006) GEO: connexion, 5 (7), pp. 32-33.
- 571 Tøgersen, F. (1942). Danmarks Moser. Beretninger om Hedeselskabets systematiske Eng- og  
572 Moseundersøgelser.

### 573 3 Drivhusgasemissioner fra kulstofrig jord

574 *Lars Elsgaard, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet, Steen Gyldenkærne Institut for Miljøvidenskab,*  
575 *Aarhus Universitet, fagfællebedømmer: Poul Erik Lærke og Ole-Kenneth Nielsen*

576 Kulstofrige jorde er kilde til gasformige tab til atmosfæren af drivhusgasserne kuldioxid (CO<sub>2</sub>), metan (CH<sub>4</sub>)  
577 og lattergas (N<sub>2</sub>O). Gassene dannes og frigives, når mikroorganismer (svampe, bakterier og arkæer)  
578 nedbryder jordens indhold af organiske kulstof (OC) forbindelser. Det betyder, at tabet af drivhusgasser  
579 styres af faktorer, der regulerer de mikrobielle livsprocesser (Conrad, 1996). I den forbindelse skelnes  
580 mellem aerobe og anaerobe processer, der foregår henholdsvis med og uden tilstedeværelse ilt (O<sub>2</sub>). Når  
581 der er ilt til stede, anvender aerobe mikroorganismer ilten som elektron acceptor til at oxidere organisk  
582 kulstof, så der dannes CO<sub>2</sub> som slutprodukt. Når der ikke er ilt til stede, anvender anaerobe mikroorganismer  
583 andre elektron acceptorer, så som CO<sub>2</sub> og nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), hvorved der kan dannes CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O. Disse to  
584 drivhusgasser er henholdsvis 25 (CH<sub>4</sub>) og 298 (N<sub>2</sub>O) gange stærkere end CO<sub>2</sub> set på en 100-års tidsskala  
585 jf. IPCCs fjerde opgørelsesrapport (Forster et al., 2007). Disse omregningsfaktorer anvendes i den danske  
586 emissionsopgørelse (Nielsen et al., 2020). Metan kan ligeledes dannes ved anaerobe fermentative  
587 processer, hvor det organiske kulstof omsættes uden brug af eksterne elektron acceptorer. Forskellen  
588 mellem aerobe og anaerobe mikrobielle processer betyder, at tilgængeligheden af ilt er en afgørende  
589 faktor for dannelse og frigivelse af drivhusgasser fra organiske jorder, både kvalitativt og kvantitativt.  
590 Aerobe forhold optræder, når jorden ikke er vandmættet, idet atmosfærisk ilt diffunderer ca. 10.000 gange  
591 hurtigere i luftfyldte end i vandfyldte hulrum i jorden. Jordens vandmætning har dermed en stor betydning  
592 for iltforholdene og dermed for balancen mellem aerob og anaerob omsætning. Under både aerobe og  
593 anaerobe forhold gælder dog, at den mikrobielle aktivitet, der danner drivhusgasserne, også afhænger af  
594 andre miljøfaktorer, så som jordens pH, temperatur og næringsstofstatus. Disse sammenhænge betyder, at  
595 der for specifikke lokaliteter typisk findes en god relation mellem jordens vandmætning og emissionen af  
596 drivhusgasser, hvorimod denne relation ikke er så tydelig på tværs af lokaliteter (Tiemeyer et al., 2016).

#### 597 3.1 Kuldioxid

598 Den største emission af CO<sub>2</sub> fra kulstofrige jorder skyldes mikrobiel nedbrydning af det organiske stof under  
599 aerobe forhold (Bader et al., 2018). Disse forhold optræder i drænedede jorder, hvor tilgængeligheden af ilt  
600 er høj, hvorved omsætningen af organisk stof primært sker ved aerobe processer, der frigiver det nedbrudte  
601 kulstof som CO<sub>2</sub>. Den kvantitative betydning af miljømæssige faktorer på CO<sub>2</sub> emissionen er ikke  
602 velundersøgt under danske forhold. Studier af tyske kulstofrige jorder under græs viser, at tilgængeligheden  
603 af fritlagt kvælstof (N) i det luftfyldte jordvolumen kan være en vigtig faktor for CO<sub>2</sub> emissionen, hvorimod  
604 tilgængeligheden af fritlagt organisk kulstof ikke havde samme betydning (Tiemeyer et al., 2016). Ligeledes  
605 viser tyske studier, at emissionen af drivhusgasser fra organiske jorder med relativt lavt indhold af kulstof  
606 kan være lige så stor som emissionen fra jorder med højt indhold af organisk kulstof. Eickenscheidt et al.  
607 (2015) undersøgte den årlige emission af drivhusgasser fra jorder med 9,4-10,9 % organisk kulstof og 16,1-  
608 17,2 % organisk kulstof, hvor der på begge jordtyper indgik driftsformer med årlig omdrift og permanent

609 græs. Undersøgelsen viste, at den samlede emission fra de kulstofrige jorder ikke var styret af indholdet af  
610 kulstof. Tilsvarende fandt Tiemeyer et al. (2016) i en tværgående analyse af drænedede tyske jorder under  
611 permanent græs, at kulstofrige jorder med ned til 5 % organisk kulstof havde lige så stor emission af  
612 drivhusgasser som tørvejorder med mere end 18 % organisk kulstof. Dette knytter sig til den ovenstående  
613 forståelsesramme, hvor jordens vandindhold (og dermed iltforsyningen), i højere grad end kulstof  
614 koncentrationen, er styrende for de mikrobielle processer, der betinger emissionen af drivhusgasser (Aerts  
615 and Ludwig, 1997; Karki et al., 2016). Der findes endnu ingen empiriske data, der belyser sammenhængen  
616 mellem jordens indhold af organisk kulstof og emissionen af drivhusgasser under danske forhold.

617 De eksisterende målinger af CO<sub>2</sub> emission fra danske kulstofrige jorder er udført i enkelte år og primært for  
618 dybt drænedede arealer med højt indhold af organisk kulstof; her defineret som jorder med mere end 12 %  
619 organisk kulstof (Pedersen, 1978; Elsgaard et al., 2012; Kandel et al., 2018). I 2008-2009 blev der  
620 gennemført et måleprogram for drivhusgasemission fra dyrkede kulstofrige jorder, hvor der indgik fem  
621 lokaliteter i omdrift og tre lokaliteter med permanent græs, alle med mere 12 % organisk kulstof (Petersen  
622 et al., 2011, 2012; Elsgaard et al., 2012). Resultaterne af dette studie viste et årligt tab på  $30,8 \pm 3,7$  ton CO<sub>2</sub>  
623 ha<sup>-1</sup> for arealer med permanent græs (n = 3) og et kulstof tab på  $42,1 \pm 7,3$  ton CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> (n = 5) for arealer  
624 i omdrift (data angivet som gennemsnit  $\pm$  standardfej), omend der ikke var statistisk signifikant forskel på  
625 tabet fra de to driftsformer (Elsgaard et al., 2012). Senere danske data er primært baseret på enkeltstående  
626 studier fra dyrkede arealer i Store Vildmose og kulstofrige jorder i Nørreådal. En sammenstilling af disse  
627 resultater (Tabel 3.1) indikerer, at resultaterne målt i 2008-2009 (Elsgaard et al., 2012) ligger i den øvre ende  
628 af det fremkomne interval. Ved sammenligning mellem lokaliteter og år skal det dog bemærkes, at år-til-  
629 år variationen i emissionen af CO<sub>2</sub> fra dyrkede kulstofrige jorder er betydelig (Jacobs et al., 2007; Marcolla  
630 et al., 2011; Elsgaard et al., 2012), og omfanget af denne variation er ikke empirisk dokumenteret under  
631 danske forhold.

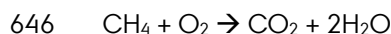
632 *Tabel 3.1 Målte netto økosystemkulstofbalancer (net ecosystem C balance - NECB), dvs. jordens tab af*  
 633 *organisk kulstof, for danske kulstofrige jorde i omdrift ('Cropland') og under permanent græs ('Grassland').*  
 634 *Kilde: Annex 2 i Notat til Miljø- og Fødevarerministeriet, Departementet: Afdækning af usikkerheder ved*  
 635 *brug af LULUCF kreditter (Gyldenkerne et al., 2017). Tabet af organisk C kan omregnes til CO<sub>2</sub>*  
 636 *ækvivalenter ved at gange med en faktor på 3,67. r*

Reference	NECB (Mg C ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup> )				Notes		
	Grassland		Cropland				
	Mean	Sites	Mean	Sites			
Elsgaard et al. (2012) <sup>1</sup>	<b>8,4</b>	6,9	<b>11,5</b>	15,3	Fen and bog ecosystems. Arable sites cropped to annual grasses, cereals and potato		
		7,9		7,2			
		10,4		16,7			
				7,0			
				11,5			
Görres et al. (2014)	<b>10,0</b>	9,7			Same grassland data as Elsgaard et al. (2012); but different modelling. Means of reported minimum and maximum values		
		9,7					
		10,6					
Pedersen (1978)			<b>4,9</b>	5,0	Data for two bog sites in different years; balances from bare soil respiration		
				4,7			
Karki et al. (2015)			<b>5,7</b>	3,5	Spring barley and reed canary grass on fen peatland; (data corrected to exclude N <sub>2</sub> O)		
				7,8			
Kandel et al. (2013)			<b>5,2</b>	4,3	Same data as Karki et al. (2015); but different modelling		
				6,1			
Kandel et al. (2017b)	<b>7,8</b>	7,8	<b>5,8</b>	5,5	Unpublished manuscript for bog sites; balances from bare soil respiration. Arable sites cropped to cereals and potato		
							6,8
							5,2
Karki et al. (2016)			<b>6,8</b>	3,5	Mesocosm studies with fen peat soil under drained conditions at WT of 30 and 40 cm		
				10,0			
Kandel et al. (2017a)			<b>0,9</b>	1,5	Fen cropped to festulolium and tall fescue with two- and three-cut harvest; wet year		
				0,3			

637

## 638 3.2 Metan

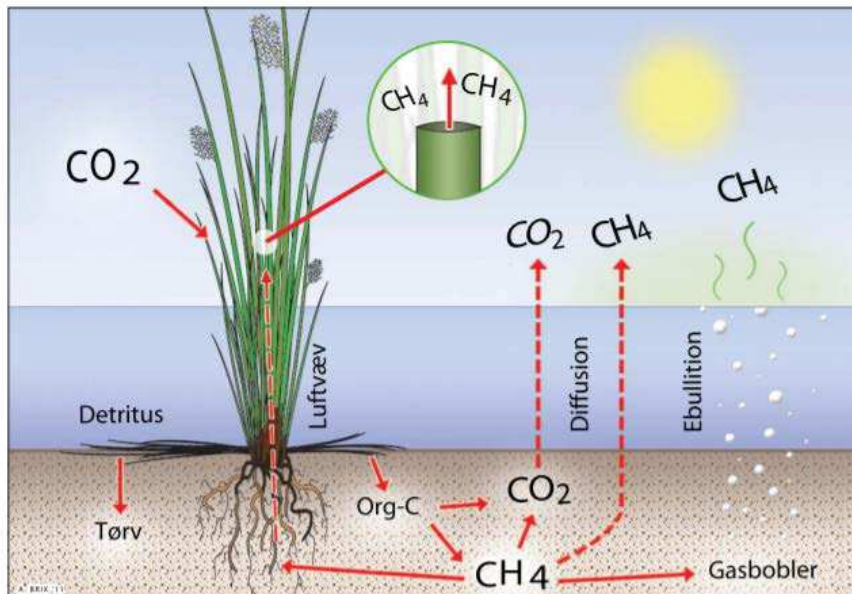
639 Niveaueet af metanemission fra kulstofrige jorde er stærkt knyttet til iltforholdene, idet metan dannes af  
 640 strengt anaerobe mikroorganismer, der hæmmes ved tilstedeværelse af ilt. Det betyder i praksis, at metan  
 641 dannes i vandmættede jordlag under drændybden på kulstofrige jorder, der indgår i landbrugsmæssig  
 642 drift. Dannelsen af metan i dybere jordlag medfører dog ikke nødvendigvis, at der afgives metan til  
 643 atmosfæren. Dette afhænger af, hvordan metanen transporteres fra de dybere jordlag og op til overfladen.  
 644 Sker det ved diffusion gennem et umættet og iltet jordlag, vil størstedelen af metanen blive oxideret til CO<sub>2</sub>  
 645 af specialiserede bakterier (metanotrofer) hvis energimetabolisme er baseret på følgende proces:



647 Dette begrænser ikke tabet af kulstof fra jorden, men giver en mindre klimabelastning, da metan er en  
 648 stærkere drivhusgas end CO<sub>2</sub>. Empiriske målinger af metanemission fra danske og internationale  
 649 kulstofrige jorder viser samstemmende, at udslippet af metan fra jordoverfladen er minimalt, så længe der

650 findes et aerobt øvre jordlag på omkring 20-25 cm's tykkelse eller mere. Men stiger vandstanden, så de  
651 øverste 25 cm er helt eller delvist bliver anaerobe, er der risiko for et stigende udslip af metan (Fig. 3.1),  
652 særligt på næringsrige jorde med let omsætteligt organisk kulstof (Zak et al., 2015, 2018).

653



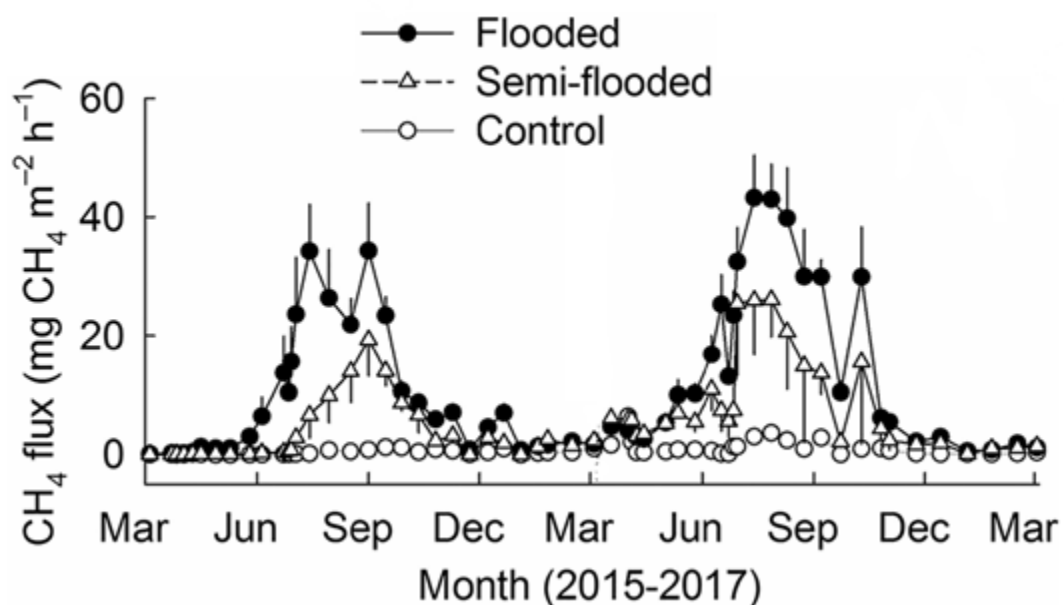
654

655 *Figur 3.1 Kredsløb og transport af metan og CO<sub>2</sub> i kulstofrige jorder. Metan kan tabes til atmosfæren ved*  
656 *enten diffusion, ebullition (bobledannelse) eller transport gennem aerenkym ('luftvæv') i sumpplanter som*  
657 *fx lysesiv. Ilt kan tilsvarende transporteres fra atmosfæren til dybere jordlag gennem planternes aerenkym*  
658 *(ikke vist). Fra Nielsen et al. (2011).*

659 Udslip af metan fra drænedede jorder kan faciliteres af den vegetation, der vokser på arealerne. Nogle  
660 planter, der trives under fugtige jordbundsforhold, indeholder lufttransporterende væv (aerenkym), der dels  
661 skaffer ilt til rødderne, men også tillader, at metan fra dybere lag i jorden kan transporteres gennem planten  
662 og slippe ud i atmosfæren. Herved forhindres, at metanen bliver oxideret af metan-oxiderende bakterier i  
663 den øvre aerobe zone af jorden. Eksempler på sådan vegetation, der naturligt breder sig på fugtige  
664 lavbundsarealer, er lysesiv (*Juncus effusus* L.). Petersen et al. (2011) fandt i et studie på drænedede  
665 landbrugsarealer, at målefelter på to forskellige græsarealer havde en markant udledning af metan over  
666 hele året, hvilket var sammenfaldende med forekomsten af lysesiv. Nielsen et al. (2011) viste, at metan kan  
667 diffundere ind i planten gennem de yderste 2-3 cm af rodspidsen, eller gennem siderødderne, og herefter  
668 transporteres via aerenkymet til atmosfæren. Som en modsatrettet mekanisme kan den ilt, som planterne  
669 transporterer til rødderne, i en vis grad bidrage til oxidation af metan i dybe jordlag. Den relative betydning  
670 af transport af metan og ilt i planterne varierer både i tid og rum, og den resulterende effekt er kompleks at  
671 afdække. Dette gælder også for effekten af andre sumpplanter med intern gastransport af ilt og metan.

672 Udledning af metan til atmosfæren efter vådlægning af drænedede kulstofrige jorder er kun sporadisk  
673 undersøgt under danske forhold og ofte kun i et enkelt eller få år efter vådlægning (Audet et al., 2013,  
674 Kandel et al., 2019; 2020). De gennemførte studier viser, at der umiddelbart efter vådlægning kan være en  
675 betydelig metan-udledning. Kandel et al. (2020) målte emission af metan fra plots på en kulstofrig jord  
676 dyrket med rørgræs (*Phalaris arundinacea* L.), hvor vandstanden kunstigt var hævet til henholdsvis 1, 3 og  
677 9 cm under jordoverfladen (Fig. 3.2). Målinger over to år viste et tab af metan svarende til 82-116 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>  
678 <sup>2</sup> år<sup>-1</sup> (svarende til 21-29 ton CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) ved vandstand på 1 cm; 35-69 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> (svarende til  
679 9-17 ton CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) ved vandstand på 3 cm under jordoverfladen; og 3-9 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> (svarende  
680 til 0,8-2,3 ton CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) ved vandstand på 9 cm. Altså en betydelig effekt i form af stigende  
681 metanemission ved stigende grundvandsstand. IPCC (IPCC, 2014), som danner baggrund for de danske  
682 emissionsopgørelser for CH<sub>4</sub> (Nielsen et al., 2020) har på baggrund af 37 steder i tempererede områder  
683 fundet en gennemsnitlig CH<sub>4</sub> emission på 7,2 ton CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (95 % konfidensinterval 0-28,5 ton CO<sub>2</sub>-  
684 ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>). Der mangler dog grundlæggende danske studier, der kan generalisere effekten af  
685 vådlægning og management på udledningen af metan, særlig med hensyn til hvilken ligevægt, der kan  
686 forventes at indstille sig flere år efter vådlægning. Blandt andet kan den forudgående drift være en styrende  
687 faktor for metan emission fra reetablerede kulstofrige jorde, således at tidligere landbrugsjorde med højt  
688 næringsstof indhold kan have en høj metan emission. På nuværende tidspunkt er der også kun lidt viden  
689 om management muligheder, der kan udføres i praksis for at begrænse udslippet af metan efter  
690 vådlægning, men forsøg har vist, at det kan være vigtigt at fjerne nogle af jordens næringstoffer enten ved  
691 høst af biomasse eller fjernelse af topjord (Zak et al., 2015, 2018).

692



693

694 *Figur 3.2 Tab af metan målt gennem to år på en organisk lavbundsjord dyrket med røgræs, hvor*  
695 *vandstanden (årlig middel) var hævet til henholdsvis 1, 3 og 9 cm under jordoverfladen (betegnet som*  
696 *henholdsvis 'Flooded', 'Semi-flooded' og 'Control'). Fra Kandel et al. (2020).*

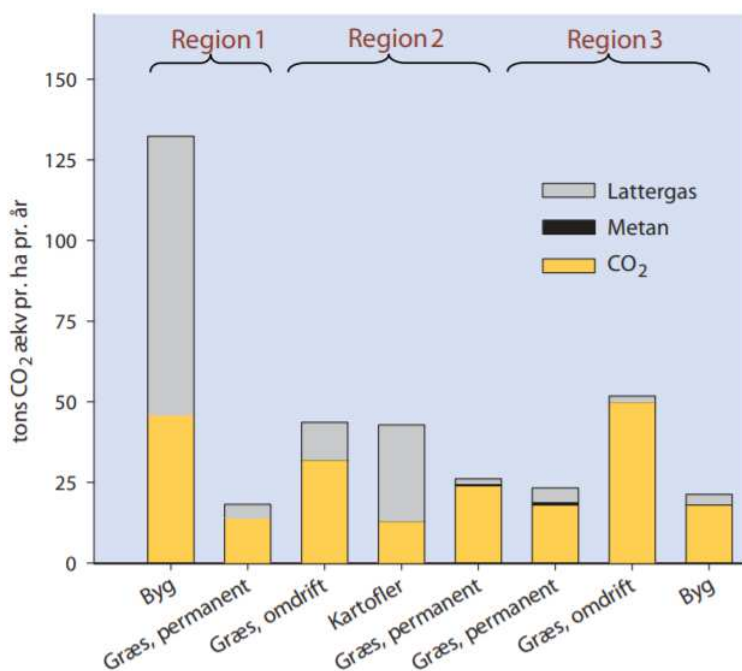
### 697 3.3 Lattergas

698 Lattergas dannes af mikrobielle eller koblede mikrobielle og kemiske processer i kvælstofkredsløbet. De  
699 primære og bedst undersøgte kilder til lattergas er mikrobiel nitrifikation, hvor ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) omdannes  
700 til nitrat, og denitrifikation, hvor nitrat omdannes til gasformige N forbindelser, herunder lattergas og frit  
701 kvælstof ( $\text{N}_2$ ). Udledningen af lattergas bestemmes af et samspil mellem de biologiske processer og  
702 jordbundsmiljøet, hvor især dræningstilstand, kvælstoftilgængelighed og pH har betydning. De to  
703 processer, nitrifikation og denitrifikation, kræver henholdsvis aerobe og anaerobe forhold, hvilket betyder,  
704 at jordens dræningstilstand og dermed iltforholdene er afgørende for dannelsen og emissionen af lattergas.  
705 I drænedede jorder sker der en fortløbende nedbrydning af de organiske bestanddele, der både indeholder  
706 C og N. Herved frigives såvel  $\text{CO}_2$  og ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), der er i pH afhængig ligevægt med ammonium  
707 ( $\text{NH}_4^+$ ). Tørvens mineraliseringsrate er derfor en af de styrende faktorer for tilgængeligheden af N. En anden  
708 vigtig faktor er tilførsel af mineralsk eller organisk gødning, der indeholder N som næringsstof for  
709 plantevækst. Omsætningen af ammonium til nitrat, der sker under aerobe forhold, medfører en risiko for  
710 frigivelse af lattergas som et sideprodukt i processen. Opstår der anaerobe forhold, eller tabes den dannede  
711 nitrat til dybere anaerobe jordlag, omdannes nitrat ved denitrifikation, hvor lattergas er et obligatorisk  
712 mellemprodukt i dannelsen af frit  $\text{N}_2$ . Denitrifikation er derfor en betydelig kilde til lattergasemission.  
713 Processen bidrager samtidig til  $\text{CO}_2$  emission, da denitrifikation er en anaerob mineraliseringsproces, hvor  
714 organisk kulstof respireres mikrobielt. Skiftende aerobe og anaerobe forhold, fx udløst af fluktuerende  
715 vandstand, giver mulighed for vekselvirkning mellem dannelse og forbrug af ammonium og nitrat, hvilket  
716 kan medvirke til høje emissioner af lattergas.

717 Kulstofrige vandmættede jorde med naturlig hydrologi udgør en begrænset kilde til tab af lattergas  
718 (Leppelt et al., 2014). Faktisk antager IPCC (2014) og Wilson et al. (2016), at der ikke tabes lattergas fra  
719 udrænedede og vådlagte kulstofrige jorder, men nye målinger og dataanalyse viser, at denne simplificering  
720 ikke er dækkende (Minkkinen et al., 2020). Det gennemsnitlige tab af lattergas fra udrænedede og vådlagte  
721 finske tørvejorde blev således opgjort til omkring 0,5-1 kg  $\text{N}_2\text{O}$  (0,15-0,3 ton  $\text{CO}_2$ -ækv)  $\text{ha}^{-1}$   $\text{år}^{-1}$  og både  
722 grundvandsstand og jordens C/N forhold blev fundet at være styrende faktorer for tabet af lattergas  
723 (Minkkinen et al., 2020).

724 Drænedede kulstofrige jorder udgør en betydelig kilde til tab af lattergas. Dette forstærkes af  
725 dyrkningsmæssige faktorer som jordbearbejdning og tildeling af N-holdige gødninger. Så i det omfang  
726 udtagning af lavbundsjord medfører en generel hævnning af grundvandsstanden, vil det reducere  
727 udledningen af lattergas, idet mindre organisk kvælstof bliver mineraliseret og transformeret via nitrifikation  
728 og denitrifikation. Den relative betydning af  $\text{N}_2\text{O}$  for tørvens klimabalace under danske dyrkningsforhold  
729 blev undersøgt i 2008 på otte lokaliteter med dybt drænedede jorder (Fig. 3.3). Resultaterne viste, at

730 emissionen af lattergas kan være langt mere betydelig end antaget ved brug af gennemsnittet fra  
 731 internationale studier (Petersen et al., 2011, 2012). For eksempel er der under danske forhold målt en årlig  
 732 lattergas emission på mellem 1,5 og 38 kg N<sub>2</sub>O (0,45-11,3 ton CO<sub>2</sub>-ækv) ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> for forskellige marker i  
 733 samme tørvejordsområde i 2016 (Kandel et al., 2018), ligesom der i tidligere år er målt helt op til 96 kg N<sub>2</sub>O  
 734 (28 ton CO<sub>2</sub>-ækv) ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> fra samme område (Petersen et al., 2012). Særlige jordbunds- og biogeokemiske  
 735 forhold kan gøre sig gældende, men der mangler bedre viden om de komplekse sammenhænge, der ofte  
 736 resulterer i stor rumlig og tidsmæssig variation i dannelse og tab af lattergas (Leppelt et al., 2014,  
 737 Taghizadeh-Toosi et al., 2019, 2020).



738  
 739 *Figur 3.3. Årligt regnskab for tab af drivhusgasser fra otte danske kulstofrige jorder målt over et helt år (2008-*  
 740 *2009). Jorderne var beliggende i Vestjylland ('Region 1'), Nordjylland ('Region 2') og Østjylland ('Region 3')*  
 741 *og var enten i omdrift eller under permanent græs. Tabet af lattergas og metan er omregnet til CO<sub>2</sub>*  
 742 *ækvivalenter. Fra: Petersen et al. (2011).*

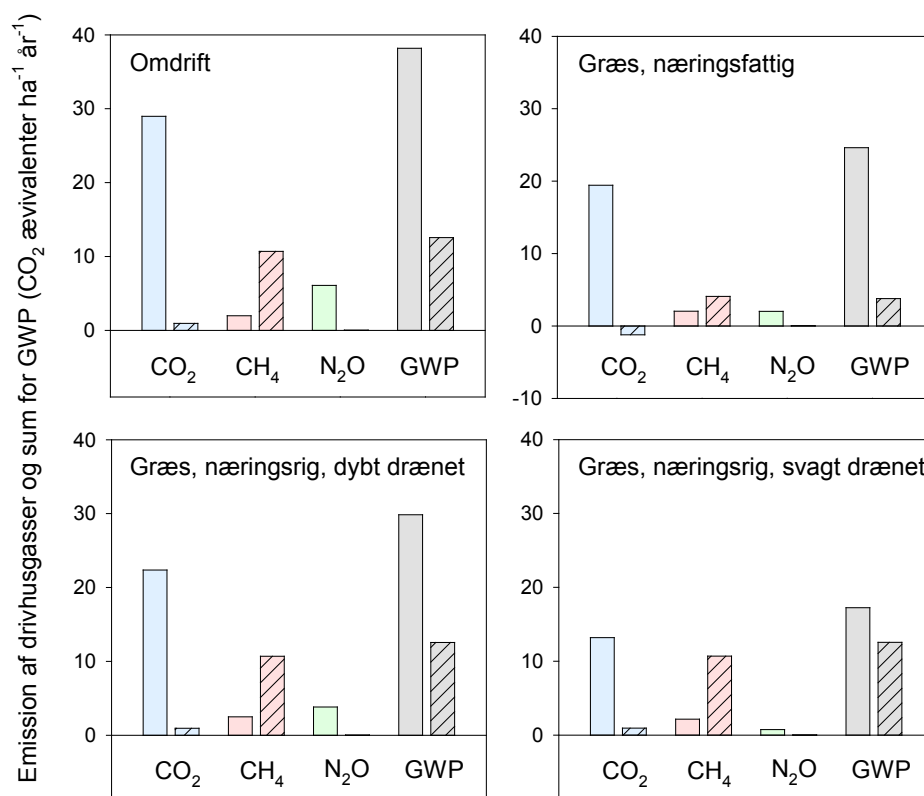
### 743 3.4 Samlede tab af drivhusgasser

744 Et større datagrundlag for vurdering af drivhusgasudledning fra kulstofrige jorder er sammenstillet af Wilson  
 745 et al. (2016) på baggrund af arbejde i IPCCs Wetlands Supplement (IPCC, 2014). Disse data inkluderer  
 746 globale studier under forskellige jordbunds- og klimaforhold, men er herunder (Fig. 3.4) sammenfattet for  
 747 den tempererede klimazone og opdelt efter næringsstofstatus og dræningstilstand. Denne dataanalyse  
 748 viser, at de gennemsnitlige udledninger af drivhusgasser fra vådlagte organiske jorder altid er mindre end  
 749 udledningerne fra drænedede kulstofrige jorder, selvom der sker en stigning i udledningen af metan.  
 750 Klimagevinsten er særlig stor for jorder, der går fra at være i omdrift og/eller dybt drænedede til vådlagte, og  
 751 dette forhold vil også gælde for danske kulstofrige jorder, selvom der kan være betydelige lokale



752 variationer i udledningen af metan fra vådlagte jorder (Wilson et al., 2016), hvilket bør afdækkes nøjere for  
 753 danske kulstofrige jorder. Wilson et al. (2016) angiver i en syntese af internationale data for vådlagte  
 754 næringsrige jorder at usikkerhederne på middelværdien af metan emission ( $288 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ) ligger  
 755 inden for et 95% konfidensinterval på  $0\text{-}1141 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ .

756



757  
 758 *Figur 3.4 Atmosfærisk tab af CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O fra kulstofrige jorder i landbrugsmæssig omdrift eller med*  
 759 *permanent græs opgjort før (søjler uden skravering) og efter vådlægning (søjler med skravering). Alle*  
 760 *værdier er omregnet til CO<sub>2</sub> ækvivalenter og den samlede klimabelastning er vist som GWP (global*  
 761 *warming potential). Optegnet efter internationale data i Wilson et al. (2016).*

### 762 3.5 Den danske emissionsopgørelse for kulstofrige jorder

763 De danske emissioner er afrapporteret til FN som beskrevet i Nielsen et al. (2020). Emissionerne fra  
 764 kulstofrige jorder opgøres både i IPCC's guidelines (IPCC, 2014) og i den danske opgørelse, som det  
 765 medgæede areal ganget med en emissionsfaktor. Opgørelserne er foretaget fra 1990 og frem.

766 En drænet dyrket landbrugsjord mindre end 2-3 % organisk kulstof, vil have en ligevægt mellem årlig  
 767 tilførsel i organisk materiale og nedbrydningen af dødt organisk materiale, hvilket betyder at alle dræned

768 jorder med et kulstofindhold højere end 2-3% vil have et nettotab. Det blev derfor besluttet i den nationale  
769 opgørelse at inddrage alle kulstofrige jorder (>6 % OC).

770 Den danske emissionsopgørelse for kulstofrige jorder tager udgangspunkt i klassificeringen fra 1975 og  
771 kortlægningen fra 2010 (Adhikari et al., 2013) som primære fikspunkter. Kortlægningen fra 2010 (Adhikari  
772 et al., 2013) benævnes herefter som "Tekstur2014." Tekstur2014 beregner det samlede danske kulstofrige  
773 areal (>6 % OC) til 291.000 ha. Fra og med 2010 findes der markkort hvor hver enkelt afgrøde er indtegnet  
774 i Landbrugsstyrelsens Internet MarkKort-system (IMK). IMK er Landbrugsstyrelsens system til håndtering af  
775 landbrugsstøtteordningerne. IMK indeholder en præcis stedfæstning af den enkelte mark, samt hvad der  
776 dyrkes på den. Ved at overlægge IMK landbrugsarealerne for 2010 med Tekstur2014 kunne det  
777 konstateres, at der i 2010 kun er ca. 179.000 ha kulstofrige jorder med >6 % IC, som vurderes at være inden  
778 for landbrugsmæssig drift.

779 Den Danske Jordklassificering fra 1975 definerede organiske jorder som jorder med > 10 % organisk  
780 materiale svarende til 6 % organisk kulstof. Det samlede landbrugsareal i 1975 med > 6 % organisk kulstof  
781 blev opgjort til 243.000 ha. Til beregning af emissionen for perioden 1990-2010 er afgrødefordelingen fra  
782 2010 tilbageført til 1990 sammen med, at der er foretaget en lineær reduktion af det kulstofrige  
783 landbrugsareal fra 1975 niveauet til 2010 niveauet (Tekstur2014-kortet). Et tab på ca. 1400 ha kulstofrig  
784 jord om året hvilket medfører en reduktion i beregnede årlige udledninger. Fra 2010 og frem opgøres  
785 arealet af landbrugsjorder på organiske jorder ved et GIS-overlay mellem Tekstur2014 og et udtræk fra IMK  
786 for derved at fastslå arealet med de forskellige afgrøder på hhv. 6-12 % OC og => 12 % OC. Disse arealer  
787 er efterfølgende ganget med de aktuelt anvendte emissionsfaktorer, tabel 3.2 I denne forbindelse er det  
788 konstateret, at arealet indrapporteret til IMK som klassificeres som organisk er faldende til ca. 170.000 ha i  
789 2019. Denne reduktion fra 179.000 ha i 2010 er ikke nødvendigvis et udtryk for, at disse arealer er blevet  
790 CO<sub>2</sub>-neutrale i 2019, men mere et udtryk for, at 1) lodsejerne ikke har fundet det formålstjenligt at  
791 opretholde grundbetalingsansøgningen af forskellige grunde, eller 2) arealet er overgået til en anden  
792 støtteordning, som ikke skal afrapporteres i IMK. Der kan således ikke argumenteres for, at de jorder hvor  
793 der ikke længere søges om grundbetaling er blevet CO<sub>2</sub>-neutrale. Derfor indgår arealdifferencen mellem  
794 det ansøgte landbrugsareal i IMK og Tekstur2014-kortet med en standard lav emissionsfaktor fra IPCCs  
795 guidelines (IPCC, 2014) som værende svagt drænet, se tabel 3.2.

796 Frem til og med opgørelsen rapporteret i 2020 har det været vanskeligt at fremskaffe absolutte kort for de  
797 forskellige udtagningsordninger, som kunne dokumentere omfanget af ordningerne, herunder kvælstof- og  
798 fosforvådområder samt lavbundsordningen. Dette problem er nu løst, og i forbindelse med rapporteringen  
799 fra 2021, kommer der til at ske en mindre justering i emissionsopgørelsen.

800 LULUCF-arealet har en arealmatrice, som opdeler Danmarks samlede areal i seks arealklasser: Forest Land,  
801 Cropland, Grassland, Wetlands, Settlements og Other Land (strande, heder og lignende). Med de  
802 nytilkommende kort for vådområder kommer der til at ske en justering af arealmatricen i 2021-

803 afleveringen, hvor arealer registreret i IMK som ligger inden for et etableret vådområde, emissionsmæssigt  
 804 kan overgå til at have emissioner enten som fuldt vanddækket (søer) eller delvis vanddækket. For at denne  
 805 overgang sker, skal der forinden i IMK-systemet være registreret afgrødekoder som indikerer, at der er ydet  
 806 økonomisk tilskud til en vådlægning, dvs. afgrødekode 317, 318, 319 eller 321. For arealer som ligger  
 807 indenfor Tekstur2014 beregnes en emission jf. emissionsfaktorerne i tabel 3.2 og Tabel 3.3 De nye  
 808 oplysninger medfører, at der i rapporteringen i 2021 overføres ca. 6000 ha yderligere fra arealkategorierne  
 809 Cropland og Grassland for perioden 2008 til 2019 til Wetlands hvilket giver en relativ mindre CO<sub>2</sub> udledning  
 810 fra Cropland og Grassland. Det endelige omfang er endnu ikke opgjort. Dette vil også påvirke N<sub>2</sub>O  
 811 emissionen fra dyrkede kulstofrige jorder afrapporteret i landbrugssektoren.

812 Implementering af lavbundsprojekter kan også ske delvis inden for en given projektpolygon. Kun arealer  
 813 som har ovenstående afgrødekoder overgår til arealkategorien "Wetland." Hvis der stadig findes  
 814 landbrugsrelaterede afgrødekoder inden for vådområdepolygonen, overgår arealet ikke til Wetland-  
 815 kategorien i arealmatricen.

816 *Tabel 3.2 Emissionsfaktorer anvendt i den danske emissionsopgørelse for kulstofrige jorder samt*  
 817 *standardværdier fra IPCC Guidelines. For jorder med 6-12 % organisk kulstof er det antaget at udledningen*  
 818 *er halvt stor som for jorder med >12 % organisk kulstof.*

	En årlige afgrøder og græs i omdrift		Vedvarende græs			Arealer uden for markkort <sup>a</sup>			Vådområder		
	C, kg ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	N <sub>2</sub> O, kg N <sub>2</sub> O-N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	C, kg ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	CH <sub>4</sub> , kg ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	N <sub>2</sub> O, kg N <sub>2</sub> O-N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	C, kg ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	CH <sub>4</sub> , kg ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	N <sub>2</sub> O, kg N <sub>2</sub> O-N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	C, kg ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	CH <sub>4</sub> , kg ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	N <sub>2</sub> O, kg N <sub>2</sub> O-N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
> 12 % OC	11.500 <sup>b</sup>	13	8,400 <sup>b</sup>	16	8.2	3.600	39	1.6	0	288	0
6-12 % OC	5.750 <sup>b</sup>	6.5	4.200 <sup>b</sup>	8	4.1	1.800	19,5	0.8	0	144	0
IPCC 2014	7.900 (CI = 6,5-9,4) <sup>c</sup>	13	3,800-6,100 (CI = 5,0-7,3)	16	8.2	3.800 (CI = 1,8-5,4) <sup>c</sup>	39	1.6	0	288	0

819  
 820 <sup>a</sup> Arealer uden for markkort er arealer som indgik i IMK-kortgrundlaget i 2010 og hvor der efterfølgende ikke  
 821 er ansøgt om støtte og derfor ikke længere registreres i IMK. Dette areal udgør ca. 3200 ha i 2019.

822 <sup>b</sup> Danske emissionsfaktorer (Elsgaard et. al., 2012)

823 <sup>c</sup> CI: 95 % konfidens interval

824

825

826 *Tabel 3.3 Udvaskning af org. C fra drænedede kulstofrige jorder. For jorder med 6-12 % organisk kulstof er det*  
 827 *antaget at udledningen er halvt stor som for jorder med >12 % organisk kulstof.*

828

	Udvasket kulstofrige jorder fra	Fra drænkanaler (5 % af det samlede markareal, IPCC 2014, standard tal)	
	C, kg ha <sup>-1</sup> år <sup>1</sup>	CH <sub>4</sub> , kg ha <sup>-1</sup> år <sup>1</sup>	
Fuldt drænet > 12 % OC	310	1.165	831
6-12 % OC	155	582,5	832
Svagt drænet > 12 % OC	310	527	833
6-12 % OC	155	263,5	

834

835 I tabel 3.4 er vist indrapporteret gennemsnitlig emission per ha (ton C/ha/år) for udvalgte nærtliggende  
 836 lande til UNFCCC. Implied Emission Factor (IEF) er i UNFCCCs tabeller beregnet som den samlede emission  
 837 divideret med antal ha. Hvis der er flere variable i den nationale metodeopgørelse, vil IEF derfor afvige  
 838 mellem lande. Som det fremgår, er der en vis spredning mellem landene, som meget beror på, hvilken  
 839 datatilgang de enkelte lande anvender. Ofte er der involveret nationale målinger i tallene, som i sig selv  
 840 har en stor variation, og som er afhængige af lokale forhold. F.eks. er der i den danske opgørelse forskel i  
 841 emissionsfaktoren mellem landbrugsarealer i omdrift og vedvarende græs. I Tyskland har man valgt at slå  
 842 alle målte emissioner fra landbrugsarealer sammen til én faktor. Når der så er forskelle i IEF i Tabel 3.4  
 843 skyldes det fx, at tyskerne inkluderer vandstanden på arealet som parameter, hvor omdriftsarealer typisk er  
 844 mere drænedede end vedvarende græs. For Holland gælder fx, at emissionen opgøres ud fra historiske  
 845 niveausætninger for forskellige afgrødetyper. Finske målinger er generelt lavere, bl.a. pga. lavere  
 846 temperaturer og højere vandstande, men alligevel har Finland valgt at anvende default værdier fra IPCCs  
 847 2013 Wetland Supplement (2014). Sverige har implementeret nationale emissionsfaktorer, som for  
 848 Cropland svarer til IPCC default (IPCC 2014), mens de er noget lavere for Grassland.

849 Den tyske og danske IEF er på samme niveau. Den tyske dækker over jorder med >12 % OC, men har en  
 850 ikke-lineær vandstandsmodel indbygget som begrænser nedbrydningen og dermed CO<sub>2</sub> emissionen for  
 851 vandlidende jorder. Den danske dækker over to forskellige kategorier med forskellige emissionsfaktorer.

852 Den maksimale emission per ha i den tyske model svarer meget præcist til middelværdien af de danske EF  
 853 for arealer i omdrift og vedvarende græs for jorder => 12 % OC.

854 I en analyse af SINKS datasættet er det vist at mængden af fritlagt kulstof i de danske jorder er der er meget  
 855 lille forskel mellem mængden af fritlagt OC på en 6-12 % OC og jorder med ≥12 % OC (Greve, pers  
 856 meddelelse). Dette kan indikere en underestimering af de danske emissioner for 6-12 % OC jorder under  
 857 forudsætning af, at jorderne er fuldt drænedede. Da den tyske model ikke skelner mellem græsarealer og  
 858 arealer i omdrift, opnås en lavere (Implied Emission Factor (IEF) end modellens maksimale EF. Dette giver

859 tilfældigvis den samme IEF som den danske, selvom den danske opsætning anvender EF for to forskellige  
860 jordtyper.

861 Generelt er emissionerne fra græsarealer lavere end fra arealer i omdrift, hvilket kan skyldes flere ting:  
862 volumenvægt, afstand til vandspejl, græs er mere tolerant over for oversvømmning og højt vandspejl og  
863 derfor allokeret på våde arealer Alle emissions faktorer er opgjort som ton  $\text{Cha}^{-1}$ , hvor kulstofklasserne er  
864 opgjort på baggrund af vægtprocent OC. Græsarealer har generelt en lavere volumenvægt ( $\text{g cm}^{-3}$ ) så et  
865 græsareal har et lavere total indhold af organisk kulstof inden for samme jorddybde end procent  
866 kategorien tilskriver. Det betyder, at for den samme drændybde for hhv. afgrøder i omdrift med høj volumen  
867 jordvægt og vedvarende arealer med en lavere volumenvægt er der forskelle i mængden af fritlagt  
868 organisk kulstof. Det kan forklare, at målte EF for græs er lavere end for arealer i omdrift, da EF  
869 rapporteres/kategoriseres ud fra det procentmæssige kulstofindhold (% indhold).

870 *Tabel 3.4 Afrapporteret Implied Emission Factor (IEF) for kulstofrige jorder i 2018 fra forskellige lande (Kilde:*  
871 *UNFCCC.int)*

	IEF, Udledning, t C/ha/år (ikke omlagte arealer)		
	Skov	Landbrugsarealer i omdrift	Vedvarende Græs
Danmark <sup>a</sup>	1,29	7,59	5,66
Belgien	NO	10,00	1,89
Finland	0,19	6,49	3,50
Nederlandene	0,93	3,59	4,12
Sverige	0,35	6,22	1,70
Tyskland	2,57	8,10	6,75
Storbritannien	-0,66	5,00	0,25
IPCC, default <sup>b</sup>	2,60	7,90	6,10

872 <sup>a</sup>Gennemsnitsværdierne for Danmark inkluderer 6-12 % OC og  $\geq$  12 % OC arealer landbrug og  
873 vedvarende græs.

874 <sup>b</sup>gælder for fuldt drænet i tempererede områder (IPCC, 2014)

### 875 3.6 Referencer

876 Adhikari K, Kheir RB, Greve MB, Bøcher PK, Malone BP, Minasny B, McBratney AB, Greve MH, (2013). High-  
877 resolution 3-D mapping of soil texture in Denmark. Soil Sci. Soc. Am. J. 77, 860–876.

878 Aerts R, Ludwig F (1997). Water-table changes and nutritional status affect trace gas emissions from  
879 laboratory columns of peatland soils. Soil Biology and Biochemistry 29, 1691–1698.

880 Audet J, Elsgaard L, Kjaergaard C, Larsen SE and Hoffmann CC (2013). Greenhouse gas emissions from a  
881 Danish riparian wetland before and after restoration. Ecological Engineering 57, 170-182.

882 Bader C, Müller M, Schulin R, Leifeld J (2018). Peat decomposability in managed organic soils in relation to  
883 land use, organic matter composition and temperature. Biogeosciences 15, 703-719.

- 884 Conrad R (1996). Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, OCS, N<sub>2</sub>O,  
885 and NO). *Microbiol. Rev.* 60, 609-40.
- 886 Eickenscheidt T, Heinichen J, Drösler M (2015). The greenhouse gas balance of a drained fen peatland is  
887 mainly controlled by land-use rather than soil organic carbon content. *Biogeosciences* 12, 5161–5184.
- 888 Elsgaard L, Görres, CM, Hoffman, CC, Blicher-Mathiesen, G, Schelde K, Petersen SO (2012). Net ecosystem  
889 exchange of CO<sub>2</sub> and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management.  
890 *Agriculture Ecosystems and Environment* 162, 52-67.
- 891 Forster et al., 2007, Forster, P., V. Ramaswamy, P. Artaxo, T. Berntsen, R. Betts, D.W. Fahey, J. Haywood, J.  
892 Lean, D.C. Lowe, G. Myhre, J. Nganga, R. Prinn, G. Raga, M. Schulz and R. Van Dorland, 2007: Changes in  
893 Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis.*  
894 Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate  
895 Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)].  
896 Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- 897 Gyldenkærne S, Levin G, Lærke PE, Elsgaard L, Olesen JE, Taghizadeh-Toosi A (2017). Afdækning af  
898 usikkerheder ved brug af LULUCF-kreditter. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi og DCA -  
899 Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 29 pp.
- 900 Gyldenkærne, S., 2020, Bestemmelse af drivhusgasemissionen fra Lavbundsjord, Teknisk rapport fra DCE  
901 - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 384, 2020.
- 902 IPCC (2006), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National  
903 Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L, Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds).  
904 Published: IGES, Japan.
- 905 IPCC (2014), 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories:  
906 Wetlands, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds).  
907 Published: IPCC, Switzerland. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/>
- 908 Jacobs CMJ, Jacobs AFG, Bosveld FC, Hendriks DMD, Hensen A, Kroon PS, Moors EJ, Nol L, Schrier-Uijl A,  
909 Veenendaal EM (2007). Variability of annual CO<sub>2</sub> exchange from Dutch grasslands. *Biogeosciences* 4, 803-  
910 816.
- 911 Kandel TP, Karki S, Elsgaard L, Labouriau R, Lærke PE (2020). Methane fluxes from a rewetted agricultural  
912 fen during two initial years of paludiculture. *Science of the Total Environment* 713, 15 April 2020, 136670.  
913 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136670>

- 914 Kandel TP, Lærke PE, Elsgaard L (2018). Annual emissions of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from a temperate peat bog:  
915 Comparison of an undrained and four drained sites under permanent grass and arable crop rotations with  
916 cereals and potato. *Agric Forest Meteorol.* 256-257, 470-481.
- 917 Kandel TP, Lærke PE, Hoffmann CC, Elsgaard L (2019). Complete annual CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O balance of a  
918 temperate riparian wetland 12 years after rewetting. *Ecological Engineering* 127, 527-535.
- 919 Karki S, Elsgaard L, Kandel TP, Lærke PE (2016). Carbon balance of rewetted and drained peat soils used  
920 for biomass production: A mesocosm study. *Global Change Biology Bioenergy* 8, 969-980.
- 921 Leppelt T, Dechow R, Gebbert S, Freibauer A, Lohila A, Augustin J, Drossler M, Fiedler S, Glatzel S, Hoper H,  
922 Jarveoja J, Lærke PE, Maljanen M, Mander U, Makiranta P, Minkinen K, Ojanen P, Regina K, Stromgren M  
923 (2014) Nitrous oxide emission budgets and land-use-driven hotspots for organic soils in Europe.  
924 *Biogeosciences* 11:6595-6612.
- 925 Marcolla B, Cescatti A, Manca G, Zorer R, Cavagna M, Fiora A, Gianelle D, Rodeghiero M, Sottocornola M,  
926 Zampedri R (2011). Climatic controls and ecosystem responses drive the inter-annual variability of the net  
927 ecosystem exchange of an alpine meadow. *Agric. Forest Meteorol.* 151, 1233-1243.
- 928 Minkinen K, Ojanen P, Koskinen M, Pentilla T (2020). Nitrous oxide emissions of undrained, forestry-drained,  
929 and rewetted boreal peatlands. *Forest Ecology and Management* 478, 118494.
- 930 Nielsen AH, Brix H, Petersen SO, Bøcher PK, Sorrell BK. Lysesiv – er der hul igennem. *Aktuel Naturvidenskab*  
931 3, 29-32.
- 932 Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R.,  
933 Thomsen, M., Hjelgaard, K., Fauser, P., Bruun, H.G., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Callesen, I.,  
934 Caspersen, O.H., Scott-Bentsen, N., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Olsen, T. M. & Hansen, M.G. 2020.  
935 Denmark's National Inventory Report 2020. Emission Inventories 1990-2018 - Submitted under the United  
936 Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE -  
937 Danish Centre for Environment and Energy. Scientific Report No. in press. Denmark's National Inventory  
938 Report 2020. Emission Inventories 1990-2018. <https://dce2.au.dk/pub/SR372.pdf>Petersen 2011
- 939 Pedersen EF (1978). Tørvelagets sammensynkning og minearlisering i Store Vildmose. *Tidsskr Planteavl* 82,  
940 509-520.
- 941 Petersen SO, Greve MH, Hoffmann C, Lærke PE, Schäfer C (2011). Tørvens klimabalace. *Aktuel*  
942 *Naturvidenskab* 3, 24-28.
- 943 Petersen SO, Hoffman C, Schäfer C-M, Blicher-Mathiesen G, Elsgaard L, Kristensen K, Larsen SE, Torp SB,  
944 Greve MH (2012). Annual emissions of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O, and ecosystem respiration, from eight organic soils in  
945 Western Denmark managed by agriculture. *Biogeosciences* 8, 10017-10067.

- 946 Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T., Petersen, S. O., Elsgaard, L. (2020). Nitrous oxide dynamics in agricultural  
947 peat soil in response to availability of nitrate, nitrite, and iron sulfides. *Geomicrobiol. J.* 37, 76–85.
- 948 Taghizadeh-Toosi A, Elsgaard L, Clough T, Labouriau R, Ernstsén V, Petersen SO (2019) Regulation of N<sub>2</sub>O  
949 emissions from acid organic soil drained for agriculture. *Biogeosciences* 16, 4555–4575.
- 950 Tiemeyer B, Albiac Borrás E, Augustin J, Bechtold M, Beetz S, Beyer C, Drösler M, Ebli M, Eickenscheidt T,  
951 Fiedler S Förster C (2016). High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic  
952 soils. *Global Change Biology* 22, 4134–4149.
- 953 Wilson D, Blain D, Couwenberg J, Evans CD, Murdiyarso D, Page SE, Renou-Wilson F, Rieley JO, Sirin A, Strack  
954 M, Tuittila ES (2016). Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and*  
955 *Peat* 14, Article 04, 1-28.
- 956 Zak D, Goldammer T, Cabezas A, Gelbrecht J, Gurke R, Wagner C, et al. (2018). Top soil removal reduces  
957 water pollution from phosphorus and dissolved organic matter and lowers methane emissions from  
958 rewetted peatlands. *Journal of Applied Ecology* 55, 311-320.
- 959 Zak D, Reuter H, Augustin J, Shatwell T, Barth M, Gelbrecht J, McInnes RJ (2015). Changes of the CO<sub>2</sub> and  
960 CH<sub>4</sub> production potential of rewetted fens in the perspective of temporal vegetation shifts. *Biogeosciences*  
961 12, 2455–2468.



## 962 4 Lavbundsordningen

963 *Steen Gyldenkærne, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet, fagfællebedømmer Ole-Kenneth*  
964 *Nielsen*

965 Lavbundsordningen er en tilskudsordning til udtagning/ekstensivering af lavbundsjord fra mere eller  
966 mindre intensiv landbrugsdrift. For ansøgninger skal projektområdet i henhold til Miljø- og  
967 Fødevareministeriets bekendtgørelse om tilskud til vådområdeprojekter og naturprojekter på kulstofrige  
968 lavbundsjord "være beliggende på kulstofrige lavbundsjord, også kaldet organogene jord med  
969 mindst 6 % OC, dog må op til 25 % af projektområdet ligge uden for organogene jord med mindst 6 %  
970 OC." De gældende regler kan findes i bekendtgørelsen. De væsentligste punkter er nævnt her fra §13 i BEK  
971 1523 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2019). Henvisningerne i nedenstående tekst henviser til denne  
972 bekendtgørelse.

973 En evt. støtte til udtagning af jord under de forskellige udtagningsordninger beregnes særskilt af  
974 Landbrugsstyrelsen på baggrund af den historisk arealanvendelse.

975 § 13. Etablering af et lavbundsprojekt, jf. § 3, stk. 1, nr. 4, skal opfylde følgende:

- 976 1) Minimum 75 pct. af projektområdet skal være beliggende på kulstofrige lavbundsjord med minimum 6 % organisk  
977 kulstofindhold, jf. dog stk. 2.
- 978 2) Projektet skal være beliggende i et hovedvandopland med forventet kvælstofreduktionseffekt af lavbundsprojekter, jf. bilag  
979 2, jf. dog stk. 3 og 6.
- 980 3) Den samlede reduktion af kvælstofbelastningen fra et hovedvandopland ved etablering af lavbundsprojekter må ikke  
981 overstige den i bilag 2 angivne forventede kvælstofreduktionseffekt af lavbundsprojekter i hovedvandoplandet, jf. dog stk.  
982 3, 4 og 6.
- 983 4) Projektet bidrager til at reducere kvælstofbelastningen fra et kystvandopland, hvor der vurderes at være et indsatsbehov  
984 for at nedbringe kvælstofbelastningen, jf. bilag 2, jf. dog stk. 3 og 6.
- 985 5) Reduktionen af kvælstofbelastningen fra et kystvandopland må ikke overstige den i bilag 2 angivne forventede  
986 kvælstofreduktionseffekt af lavbundsprojekter i kystvandoplandet, jf. dog stk. 3, 5 og 6.
- 987 6) Projektet indebærer, at der sker en ekstensivering af landbrugsdriften med henblik på at reducere mængden af CO<sub>2</sub>-  
988 ækvivalenter med mindst 13 ton pr. ha pr. år<sup>1</sup>, jf. dog stk. 2.
- 989 7) Projektet bidrager med mindst 30 kg kvælstof pr. ha pr. år til at reducere kvælstofbelastningen fra et kystvandopland,  
990 hvor der vurderes at være et indsatsbehov for reduktion af kvælstofudledning, jf. dog stk. 3 og 6.
- 991 8) Projektet skal være omkostningseffektivt, jf. de vejledende gennemsnitlige referenceværdier i bilag 5. En samlet pris på  
992 mere end 3 gange den vejledende gennemsnitlige referenceværdi anses ikke for omkostningseffektivt, jf. dog stk. 7.
- 993 9) Projektet skal fremme naturlig hydrologisk tilstand i projektområdet i videst muligt omfang.
- 994 10) Projektet må ikke føre til en forøget fosforudledning, der har en væsentlig negativ effekt på omgivelserne.

995

996 Ordningen administreres af Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen, hvor Miljøstyrelsen står for evaluering af  
997 ansøgninger, mens Landbrugsstyrelsen står for de økonomiske anliggender i forhold til omkostninger til  
998 projektet og kompensation til berørte lodsejere. Ansøgninger til ordningen udarbejdes primært af  
999 kommuner og Naturstyrelsen med to ansøgningsrunder om året, hvor der i første omgang kan beviliges  
1000 støtte til et forprojekt, som undersøger de nærmere forhold omkring et projektområde. Dette omfatter  
1001 undersøgelser af før- og efter-vandstanden, projektgrænser, hvilke arealer der blive påvirket, afledte  
1002 effekter på kvælstof- og fosforomsætningen, biologiske og naturforhold samt økonomiske forhold. I

1003 forprojektet udarbejdes en rapport, som opstiller de klimamæssige, biologiske og økonomiske  
1004 konsekvenser, ligesom der udarbejdes kort over før- og forventet eftertilstand i 25 cm ækvidistancer. Nogle  
1005 gange for årlig middelvandstand mellem hhv. vinter- og sommerstand og andre gange kun som årlig  
1006 sommervandstand. Hvis forprojektet findes etableringsværdigt, overgår projektet i en etableringsfase, hvor  
1007 den endelige projektgrænse fastlægges, der foretages jordopkøb, foretages jordfordelinger og hvor dræn  
1008 og andre kulturtekniske anlæg fjernes for at øge vandstanden. Støtteberegninger, -udbetalinger til  
1009 involverede lodsejere samt kontrol af ordningen administreres af Landbrugsstyrelsen. I dette indgår den  
1010 endelige afgrænsning af projektet, som indtegnes på en kortpolygon i Landbrugsstyrelsens administrative  
1011 system. Kun landbrugsarealer inden for denne polygon kan opnå støtte. Ved etablering sker der en  
1012 tinglysning på arealerne, som betinger, at arealerne ikke må pløjes, gødes eller pesticidbehandles  
1013 fremover. Arealerne må afgræsses, ligesom der må ske græsslet. Som følge af terrænhældninger,  
1014 oplandets tilførsel af vand, jordbundens beskaffenhed og vandløbsforhold og planlægningsmæssige tiltag,  
1015 vil hele projektarealet normalt ikke blive oversvømmet. Noget af arealet kan blive permanent vanddækket,  
1016 andet varierende med vådt om vinteren og delvis vådt om sommeren, og nogle arealer vil stadig kunne  
1017 anses for tørre om sommeren, hvilket gør det muligt at foretage en afgrænsning. Dette vil variere fra projekt  
1018 til projekt.

1019 I tabel 4.1 og 4.2 er vist hvilke arealer, der er indgået i hhv. 22 lavbundsprojekter (forprojekter) og 17  
1020 kvælstofvådområder. Som følge af kravet om, at mindst 75 % af landbrugsarealet skulle have et organisk  
1021 indhold på mindst 12 % organisk kulstof er denne jordtype meget højt repræsenteret i ansøgningerne. Det  
1022 fremgår også af tabel 4.1, at gennemsnitligt 16 % af vådområdepolygonerne ikke havde landbrugsmæssig  
1023 drift, og at kun 25 % af arealet havde årlige omdriftsarealer, at 25 % lå hen med vedvarende græs, og at  
1024 en tredjedel blev rapporteret med omdriftsgræs. Tabel 4.2 viser tallene for de 17 kvælstofvådområder. Her  
1025 er der ikke noget krav til jordernes kulstofindhold. Her er således 64 % af kvælstofpolygonen på organisk  
1026 jord  $\geq 12$  organisk kulstof. I disse projektansøgninger er der ikke oplysninger om fordelingen på 6-12 %  
1027 organisk kulstof, ligesom det ikke er rapporteret, om omdriftsarealerne er årlige afgrøder eller græs i omdrift.  
1028 Umiddelbart har der ikke været større forskelle i de overordnede indgåede areal typer mellem de to  
1029 ordninger, udover at kravet om en vis procentandel på organisk jord har medført, at 87 % af  
1030 Lavbundspolygonen ligger indenfor  $\Rightarrow 12$  % organisk kulstof, For kvælstofvådområderne er det 64 %.

1031 *Tabel 4.1* Oversigt over tidligere arealanvendelse fra 22 ansøgninger til forprojekter under  
 1032 lavbundsordningen. Data sammenstillet af Steen Gyldenkærne (upubliceret). *Lavbundsprojekter (n=22)*

	ha	Arealfordeling (%)	Jordtypefordeling (%)		
			=>12 organisk stof	% 6-12 organisk stof	% Mineraljord
Omdrift, ej græs	446,1	25	21	2	2
Omdrift, græs	584,7	33	29	2	2
Vedvarende græs, ialt	442,0	25	22	1	2
Naturarealer, ialt	278,7	16	14	0	2
Sø	4,2	0			
Skov	3,8	0			
<b>Projektareal, ha</b>	<b>1759,5</b>	<b>100</b>	<b>87</b>	<b>5</b>	<b>8</b>

1033

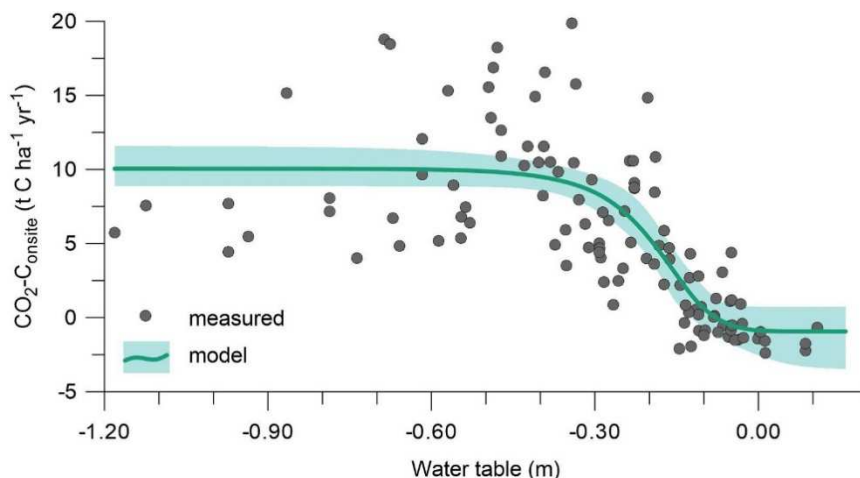
1034 *Tabel 4.2* Oversigt over tidligere arealanvendelse fra 17 ansøgninger til forprojekter under N-ordningen.  
 1035 Data sammenstillet af Gyldenkærne (upubliceret). *Vådområdeprojekter (n= 17)*

	ha	Arealfordeling (%)	Jordtypefordeling (%)	
			>12 % OC	0-12 % OC
Omdrift	802,4	49	31	17
Vedvarende græs	459,8	28	21	7
Naturarealer	342,1	21	12	9
Sø	3,9	0		
Skov	33,1	2		
<b>Projektareal</b>	<b>1641,3</b>	<b>100</b>	<b>64</b>	<b>33</b>

1036

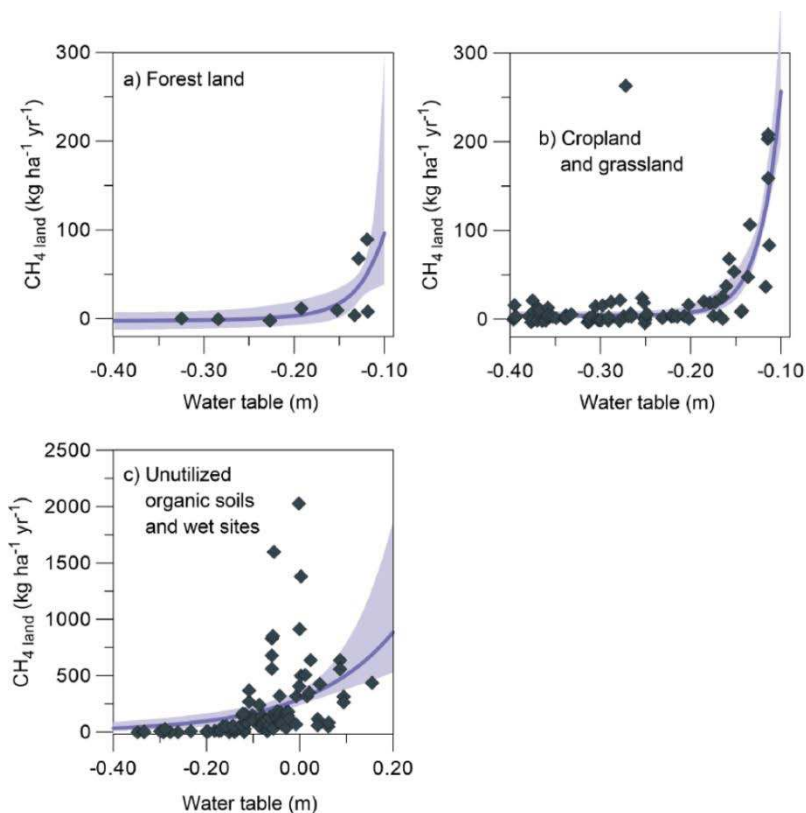
1037 Til brug for den klimamæssige effekt af Lavbundsordningen har DCE, Aarhus Universitet, udarbejdet et  
 1038 regnearksværktøj til opgørelsen. Til og med ansøgningsrunden per 6. marts - 28. april 2020 er der anvendt  
 1039 Version 2.01, mens der fra ansøgningsrunden per 12. juni - 18. august 2020 er anvendt Version 3.0. Der er  
 1040 betydelige forskelle i beregningsmetoden mellem de to versioner. Ver. 2.0 blev udarbejdet i 2015  
 1041 (Gyldenkærne og Greve, 2015) på baggrund af simple antagelser omkring vandstandens effekt på  
 1042 drivhusgasudledningen. Siden er der kommet flere internationale forskningsdata, og i Version 3.0 er  
 1043 anvendt en tysk model (Tiemeyer et al., 2020) til beregning af drivhusgaseffekten ved etablering af  
 1044 vådområder (Gyldenkærne, 2020). Den tyske model anvendes i den tyske nationale opgørelse. Som nævnt  
 1045 tidligere, kan der ikke konstateres forskel i EF for fuldt drænede jorder mellem de danske og tyske målinger.  
 1046 Fordelen ved at anvende den tyske model i Lavbundsordningen er, at den har en non-lineær  
 1047 emissionsforløb for forskellige vandstande, figur 4.1.

1048



1049  
 1050 *Figur 4.1 Eksempel på årlig netto CO<sub>2</sub>-C-flux fra tyske kulstofrige jorder i forhold til gennemsnitlig årlig*  
 1051 *vandstand (Tiemeyer et al., 2020). Vær opmærksom på at dybden til grundvand er angivet med negative*  
 1052 *værdier i forhold til jordoverfladen.*

1053  
 1054 De tyske data for CH<sub>4</sub> udledningen er vist i Figur 4.2.



1055  
 1056  
 1057 *Figur 4.2 Udledningen af CH<sub>4</sub> fra hhv. skovjorde (a), landbrugsarealer (b) og naturarealer (c) (Tiemeyer et*  
 1058 *al., 2020). Vær opmærksom på at dybden til grundvandet er angivet med negative værdier i forhold til*  
 1059 *jordoverfladen.*

1060  
 1061

1062 Klimaeffekten ved udtag under Lavbundsordningen beregnes ved at se på forskellen mellem vandstanden  
1063 før etablering og vandstanden efter etablering, ligesom der inkluderes effekten af, at arealerne ikke  
1064 længere må gødes. I regnearket anvendes den årlige gennemsnitsvandstand beregnet som gennemsnit  
1065 mellem vinter- og sommervandstand.

1066 Ved gennemgang af den internationale litteratur på området kan det konstateres, at langt de fleste  
1067 emissionsmålinger ligger på højorganogene jorder, og at der tages udgangspunkt i jordernes procentvise  
1068 organiske kulstofindhold. Implementeringen af en nedre grænseværdi på 6 % organisk kulstof med faktisk  
1069 målte emissioner i regnearket kunne derfor ikke implementeres. Det blev derfor besluttet, at for jorde med  
1070 6-12 % OC skulle der anvendes en emissionsfaktor på 50 % af emissionsværdierne for jorder => 12 % OC,  
1071 jf. det danske princip.

1072 Ved gennemgang af litteraturen kan det endvidere konstateres at:

1073 • målinger af emissioner er ofte relateret til få lande, især i starten Finland, som har et koldere klima  
1074 end Danmark og Tyskland

1075 • målingerne mangler ofte informationer om jordens volumenvægte for at kunne omregne mængde  
1076 fritlagt organisk kulstof

1077 • målingerne mangler ofte informationer om jordfugtighed og effektiv drænybde

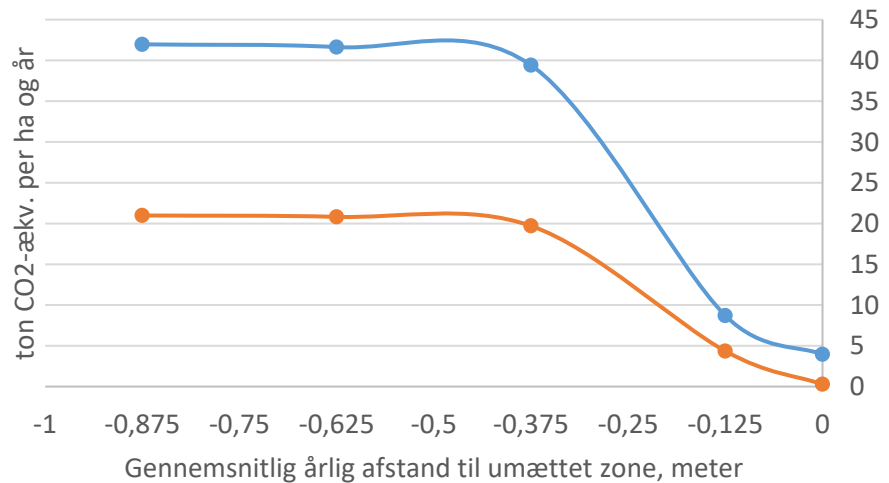
1078 Den store variation i emissionsmålingerne betyder, at en absolut emission i de enkelte projekter beregnes  
1079 med en stor usikkerhed, selvom de lokale forhold er meget mere veldefineret end i den nationale  
1080 opgørelse. I de senere år er der kommet mange nye målinger, hvorisær Tyskland har været involveret.  
1081 Mange af disse målinger har dog stadig den mangel, at de ofte er udført på jorder med meget høje  
1082 kulstofmængder (se f.eks. Tiemeyer et al., 2020).

1083 Regnearkene til beregning af klimaeffekten i lavbundsprojekterne skal primært bruges til at vurdere  
1084 klimaeffekten af et foreslået projekt og danne baggrund for om der skulle iværksættes en forundersøgelse.  
1085 Regnearkene er derfor designet til få input parametre, hvor man ud fra skøn kan få et godt estimat af  
1086 klimaeffekten. Det drejer sig om afgrødefordeling og fordeling af arealerne på hhv. mineraljord, 6-12 % OC  
1087 og >= 12 % OC i før-tilstanden. Da regnearket i version 2.0 blev udarbejdet i 2015 (Gyldenkerne og Greve,  
1088 2015), var der kun et begrænset antal studier til rådighed, som havde set på dræningsforholdene. Det blev  
1089 derfor besluttet, at udgangspunktet for før-tilstanden var, at alle jorder var fuldt drænet. Efter-tilstanden  
1090 skulle herefter skønsmæssigt fordeles på de tre jordbundstyper med forskellige vandstande i 25 cm  
1091 ækvidistanter (standardnormen ved udarbejdelse af vandstandsændringer i miljøprojekter, jf.  
1092 Landbrugsstyrelsen (2020). For at udregne klimaeffekten blev der udarbejdet en trappeformet  
1093 emissionsmodel, hvor før-tilstanden ved fuldt drænet var en drænybde > 75 cm og maksimal nedbrydning

1094 af organisk materiale svarende til emissionsfaktorerne i den nationale opgørelse, 0-25 cm som er  
1095 nedbrydningsneutral (CO<sub>2</sub>-neutral) og 25-50 cm og 50-75 cm er intermedicære emissionsfaktorer.

1096 I forbindelse med udviklingen af Ver 3.0 blev det besluttet, at udvide datakravet til før-tilstanden, ved at før-  
1097 vandstanden også skulle indgå. For at imødegå denne beslutning, blev der indført en tysk emissionsmodel  
1098 (Tiemeyer et al., 2020), hvor emissionen er beregnet ud fra en kontinuert funktion, som følger af den årlige  
1099 middelvandstand. Denne model er baseret på data fra 21 forskellige områder, 149 steder og 320 årlige  
1100 drivhusgasbudgetter. Til sammenligning omfatter de danske målinger 8 datasæt (Elsgaard et al., 2012).  
1101 Den gennemsnitlige maksimale CO<sub>2</sub>-emission i den tyske model svarer til de danske målinger, hvorfor  
1102 denne ændring ikke medfører større ændringer for fuldt drænede (drændybde 75 cm) arealer. Der er dog  
1103 forskel mellem effekten af vandstanden mellem trappefunktionen i version 2.0 og den kontinuerte funktion  
1104 i Tiemeyer et al. (2020). I Tiemeyer et al. (2020) er der stadig en høj emission ved drændybder på 50-75  
1105 cm, figur 4.2, ligesom CO<sub>2</sub>-C ligevægten ligger ved en højere grundvandsstand end i trappemodellen. I  
1106 trappemodellen er ligevægten defineret til en middeldrændybde på 12,5 cm, mens den Tiemeyer et al.  
1107 (2020) er på 8 cm. Det betyder alt andet lige, at effektivvurderingen ved at anvende Ver. 3.0 skal have et  
1108 større andel af et projektarealet i 0-25 cm intervallet end med Ver. 2.0 for at opnå CO<sub>2</sub>-C neutralitet. Eller  
1109 sagt på en anden måde: for at opnå den krævede klimaeffekt i Lavbunds bekendtgørelsen skal  
1110 projektområdet gøres mere vådt end hidtil.

1111 For de forskellige intervaller i Lavbundsprojekterne er emissionen beregnet ud fra funktionerne i Tiemeyer  
1112 et al. (2020). Den samlede drivhusgasemission for funktionerne er vist i Figur 4.2. Punkterne angiver  
1113 middelværdierne ved 25 cm ækvidistancer til grundvandspejlet (altså tykkelsen af umættet zone). Den  
1114 totale emission omfatter emissioner af CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O fra arealet. Bemærk, at kurverne ikke indeholder  
1115 bidrag fra ændret emission af N<sub>2</sub>O som følge af ændret brug af handelsgødning. Punkterne er de  
1116 emissioner, der anvendes i regnearket under Lavbundsordningen (Gyldenkerne, 2020).



1117  
 1118 *Figur 4.3. Emissionsforløb i CO<sub>2</sub>-ækvivalenter fra jorder med mindst 12 % organisk kulstof (blå linje) i forhold*  
 1119 *til afstanden til den våde(umættede) zone. Den røde linje er 6-12 % organisk kulstof jorder. Baseret på*  
 1120 *Tiemeyer et al. (2020) og IPCC (2014). Den totale emission omfatter emissioner af CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O fra*  
 1121 *arealet. Kurverne indeholder ikke en ændret emission fra ændret brug af handelsgødning. Punkterne er de*  
 1122 *emissioner, der anvendes i regnearket under Lavbundsordningen.*

1123 **4.1 Samspillet med/diskrepans mellem denne effektberegning og Danmarks nationale**  
 1124 **emissionsopgørelse?**

1125 Den nationale opgørelse er simpel ud fra den betragtning, at den antager, at alle landbrugsarealer indenfor  
 1126 IMK-kortet er fuldt drænet, og at disse arealer har en høj emission per ha, og at når de overgår til et  
 1127 vådområde vil de være CO<sub>2</sub>-kulstof neutrale. Dette i modsætning til beregningerne under  
 1128 Lavbundsordningen foretaget med Ver. 3.0 som tager hensyn til både før- og efter-vandstanden i et  
 1129 projektområde. Det betyder, at den beregnede effekt i Lavbundsordningerne med Ver. 3.0 ofte vil være  
 1130 lavere end i det nationale regnskab. Både fordi betingelsen for før-tilstanden omkring fuld dræning muligvis  
 1131 ikke vil være opfyldt, fordi allerede vandlidende arealer kan indgå i Lavbundsprojekterne, og fordi det  
 1132 sandsynligvis ikke kan opnås CO<sub>2</sub>-C neutral vandstand for hele arealet i efter-tilstanden. I nærværende  
 1133 rapport er der ikke gennemgået lavbundsprojekter som er udregnet med Ver. 3.0 for en nærmere analyse  
 1134 af denne antagelse.

1135 Den nationale opgørelse inddrager kun landbrugsarealer, som indgår i IMK-systemet. Efter ønske fra  
 1136 Miljøstyrelsen er Ver. 3.0 opbygget, så den inkluderer emissioner fra hele projektarealet, dvs. også  
 1137 naturområder, som kan have en lavere vandstand som følge af randpåvirkning af dræningen af  
 1138 landbrugsarealerne. Regnearket omfatter kun emissioner og emissionsændringer fra jord samt i tilfælde af  
 1139 at det bruges i forbindelse med N- og P-vådområder også klimaeffekten af at der fjernes kvælstof fra  
 1140 oplandet. Regnearket inkluderer ikke en evt. opbygning af nyt dødt organisk materiale eller øget tilvækst  
 1141 med levende plantemateriale.

1142 Lavbundsmodellen anvender som input eksisterende data fra IMK-systemet vedr. afgrøder inden for  
1143 området samt Tekstur2014. Herudover modelleres før- og efter-vandstanden vha. hydrologiske modeller  
1144 der skal have mange jordparametre, terrænkurver, nedbørsforhold og eksisterende kote-niveauer for vand  
1145 i jorden og i vandløb. Disse initialværdier kan være mangelfulde, hvorfor før-vandstanden ikke  
1146 nødvendigvis er præcist beregnet. Efter-vandstanden vurderes at være mere præcist beregnet (personlig  
1147 meddelelse: Kristine Mulbjerg, MST).

#### 1148 4.2 Ny bekendtgørelse i høring

1149 En ny bekendtgørelse vedr. Lavbundsordningen er sendt i høring med høringssvar 6. november 2020. Den  
1150 nye bekendtgørelse ændrer kriterierne for at opnå støtte under Lavbundsordningen fra at 75 % af arealet  
1151 til at et konkret projekt skal, for at opnå tilskud under Miljøstyrelsens klima-lavbundsordning eller indgå som  
1152 del af Naturstyrelsens projektområder, være på min. 15 hektar, have minimum 60 % overlap med kulstofrig  
1153 jord (> 6 % kulstof) og reducere udledning af CO<sub>2</sub> med minimum 10 tons pr. hektar. Det forventes primært  
1154 at være landbrugsjord, der ekstensiveres. I særlige tilfælde kan kriterier fraviges, hvor et projekt på et af  
1155 kriterierne ligger højst 10 % under den angivne arealstørrelse eller udledning.

1156 Der er ikke foretaget en vurdering af hvilken betydning ændringen har på ansøgninger under  
1157 Lavbundsordningen.

#### 1158 4.3 Barrierer for implementering af Lavbundsprojekter

1159 Der er ikke foretaget en gennemgang af barrierer for implementering af Lavbundsprojekter. Der henvises  
1160 derimod til en rapport udarbejdet af SEGES

1161 ([https://www.landbrugsinfo.dk/basis/7/0/3/miljoe\\_udtagning\\_af\\_lavbundsjord\\_status\\_efter\\_5\\_aar\\_med](https://www.landbrugsinfo.dk/basis/7/0/3/miljoe_udtagning_af_lavbundsjord_status_efter_5_aar_med_lavbundsordningen)  
1162 [lavbundsordningen](https://www.landbrugsinfo.dk/basis/7/0/3/miljoe_udtagning_af_lavbundsjord_status_efter_5_aar_med_lavbundsordningen)).

#### 1163 4.4 Referencer

1164 Elsgaard L, Görres, CM, Hoffman, CC, Blicher-Mathiesen, G, Schelde K, Petersen SO (2012). Net ecosystem  
1165 exchange of CO<sub>2</sub> and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management.  
1166 Agriculture Ecosystems and Environment 162, 52-67.

1167 Gyldenkærne, S & Greve, MH 2015, For bestemmelse af drivhusgasudledning ved  
1168 udtagning/Ekstensivering af landbrugsjorder på kulstofrige lavbundsjorder. Aarhus Universitet. Nationalt  
1169 Center for Miljø og Energi. Teknisk Rapport, vol. 56, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og  
1170 Energi. <http://dce2.au.dk/pub/TR56.pdf>

1171 Gyldenkærne, S., 2020, Bestemmelse af drivhusgasemissionen fra Lavbundsjord, Teknisk rapport fra DCE  
1172 - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 384, 2020



- 1173 IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2014), 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines  
1174 for National greenhouse gas inventories: Wetlands.
- 1175 Landbrugsstyrelsen (2020), Vådområde- & lavbundsordningerne Vejledning om tilskud til vådområdeog  
1176 lavbundsprojekter 2020, [https://mst.dk/media/188346/vejledning-om-tilskud-til-vaadomraade-og-](https://mst.dk/media/188346/vejledning-om-tilskud-til-vaadomraade-og-lavbundsprojekter-2020.pdf)  
1177 [lavbundsprojekter-2020.pdf](https://mst.dk/media/188346/vejledning-om-tilskud-til-vaadomraade-og-lavbundsprojekter-2020.pdf)
- 1178 Miljø- og Fødevareministeriet, 2019, BEK 1523. <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2019/1523>
- 1179 Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E.A., Augustin, J., Bechtolda, M., Beetz, S., Beyerd, C., Ebli, M., Eickenscheidt,  
1180 T., Fiedlere, S., Förster, C., Gensior, A., Giebels, M., Glatzelc, S., Heinichen, J. Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski,  
1181 G., Laggner, A., Leiber-Sauheitl, k., Peichl-Brak, M., og M. Drösler, 2020, A new methodology for organic soils  
1182 in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. Ecological Indicators,  
1183 Volume 109, February 2020, 105838, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105838>

## 1184 **5 Mulige tiltag til beskyttelse af jordens kulstofpulje og efterfølgende mulig** 1185 **arealanvendelse**

1186 *Poul Erik Lærke, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet, fagfællebedømmer Lars Elsgaard*

### 1187 **5.1 Tiltag der beskytter jordens kulstofpulje og mulig efterfølgende arealanvendelse**

1188 Da ikke alle kulstofrige lavbundslande er i landbrugsmæssig udnyttelse, er en af de væsentligste beskyttelser  
1189 til at opretholde den kulstofrige jordbund et forbud mod at inddrage udyrkede kulstofrige lavbundslande i  
1190 dyrkingen, herunder et forbud mod at dræne eller på anden måde afvande disse. De fleste af disse arealer  
1191 er allerede omfattet af naturbeskyttelsesloven paragraf 3 og dermed beskyttet mod nydræning.

1192 I forhold til beskyttelse af kulstofindholdet i drænet tørvejord, der er i landbrugsmæssig drift, såvel omdrift  
1193 som permanent græs, kan der skelnes mellem passive og aktive foranstaltninger. Ved passive  
1194 foranstaltninger sker der en ekstensivering uden at grundvandsstanden aktivt hæves. I praksis vil passive  
1195 foranstaltninger kun være effektive til at beskytte jordens kulstoflager, hvis grundvandsstanden øges som  
1196 følge af ophør af vedligehold af drænkanaler. Ved aktive foranstaltninger øges grundvandsstanden ved  
1197 afbrydning af dræn, grøfter. Den aktive udtagning kan evt. kombineres med biomasseproduktion  
1198 (paludikultur) på det vådlagte areal. Både græsser og træarter, der trives ved høj vandstand, kan anvendes  
1199 i paludikultur (Wichtmann et al., 2016).

1200 Passiv beskyttelse af tørvejord kan omfatte, 1) ophør med jordbearbejdning, 2) omlægning til vedvarende  
1201 græs, 3) undlade vedligeholdelse af dræn, 4) undlade vedligeholdelse af grøfter, og 5) undlade  
1202 omdræning og nydræning. Generelt vil passive foranstaltninger kun være effektive, hvis det medfører en  
1203 øget vandstand. Derfor vil dokumenterbar klimaeffekt af passive foranstaltninger i praksis kræve  
1204 efterfølgende vandstandsmålinger i arealet.

1205 I tabel 5.1 er ophør med jordbearbejdning og omlægning til vedvarende græs slået sammen til samme  
1206 beskyttelsesniveau (A), mens undladelse af nydræning og omdræning samt nedslidte og generel  
1207 manglende vedligehold af dræn og grøfter (se også Kronvang et al., 2013 – ref i andre kap.) placeres i  
1208 beskyttelsesniveauet (B).

1209 Aktiv beskyttelse af tørvejord på landbrugsarealer i omdrift/vedvarende græs og vedvarende  
1210 græsarealer/naturarealer omfatter afbrydning af drænsystemer, så grundvandsstanden hæves og  
1211 arealerne derved gøres mere fugtige/vådere. drænkanaler og grøfter dækkes til, for at fremme områdets  
1212 naturlige hydrologi, så det kan klassificeres som vådområde. Aktiv beskyttelse af tørvejord er sammenfattet  
1213 i beskyttelsesniveauet C, hvor næringsstofforsyningen giver mulighed for produktion og udnyttelse af  
1214 arealets biomasseproduktion (paludikultur), mens beskyttelsesniveau D omfatter vådområder, hvor der er  
1215 fokus på næringsstofudpining. De fire forskellige beskyttelsesniveauer (A-D) er underopdelt i forhold til  
1216 arealets næringsstofstatus og -forsyning samt afstanden fra terræn til grundvand, da disse faktorer har

1217 primær betydning for den samlede udledning af drivhusgasser samt miljø og natureffekter, der redegøres  
1218 for i efterfølgende afsnit.

1219 Tørvejorde i landbrugsmæssig drift er typisk næringsrige som følge af tidligere tildeling af gødning og kalk,  
1220 og hvor afvandet hav- og søbund (gytje) ofte har et meget lavt C:N forhold. Næringsstoffer kan ligeledes  
1221 være aflejret fra tidligere oversvømmelser af arealet med næringsrigt vand fra åen, som arealet dræner til.  
1222 Der kan dog være næringsfattige undtagelser angivet i tabel 5.1 som B3, B6 og D2. Hvis jordens C:N forhold  
1223 er større end 24 betegnes arealet ofte som næringsfattigt, men C:N forholdet kan ikke alene forklare  
1224 omsætning af næringsstoffer og udledning af drivhusgasser.

1225 Efter ekstensivering kan lavbundsjarde i ådale forblive næringsrige (A1, B1, B4, C1, C2) og dette kan skyldes  
1226 tilløb af næringsrigt drænvand fra oplandet. Alternativt kan der fortsat tildeles typer af mineralsk gødning,  
1227 hvis det er miljømæssigt forsvarligt og der er lovgrundlag for det. Hvor der hverken er tilløb af næringsrigt  
1228 drænvand eller tildeling af gødning vil arealets næringsstofftilstand typisk falde, men det forudsætter især,  
1229 at der fortsat høstes biomasse (B2, B5, D1), som derved fjerner næringsstoffer fra området. Tidsperspektivet  
1230 kan være adskillige år, inden der ses et markant fald især for fosfor.

1231 I tabel 5.1 skelnes ligeledes mellem dybt og svagt drænedede tørvejorde på ekstensiveringstidspunktet, mens  
1232 der ikke ses på om der oprindeligt var tale om lav- eller højmosetørv, og den forventede udvikling i  
1233 vandstand efter ekstensivering angives for de forskellige beskyttelsesniveauer (Wilson et al. 2016).  
1234 Strømningsvejene i lavbundsarealet har stor betydning for omsætning af tilløbne næringsstoffer og bliver  
1235 nærmere behandlet i kapitel 5.2 og 5.3. For alle beskyttelsesniveauer gælder, at dræningsdybden i  
1236 lavbundsarealet kun er bestemmende for arealets vandstand, hvis der kan afvandes effektivt til  
1237 hovedvandløbet. Hvis vandstandskoten i hovedvandløbet i perioder er for høj pga. eksempelvis grøde eller  
1238 sætning af lavbundsarealet, der forhindrer effektiv vandstrømning og dermed dræning, vil dette være  
1239 afgørende for lavbundsarealets dræningstilstand (Kronvang et al., 2013).

#### 1240 1241 5.1.1 Hvordan bliver de beskrevne tiltag afspejlet i Danmarks nationale 1242 emissionsopgørelse?

1243 I Danmarks nationale emissionsopgørelse skelnes kun mellem arealer i omdrift og vedvarende græs, som  
1244 alle antages at være dybt drænedede, hvis de klassificeres som landbrugsarealer. I det  
1245 beskyttelsesniveauerne A og B indbefatter vedvarende græs, falder drivhusgasudledningen for begge  
1246 niveauer i overensstemmelse med nuværende opgørelsesmetode for emissioner fra omdriftsarealer til  
1247 emissioner fra vedvarende græs (se kap. 3 – afsnittet "Den danske emissionsopgørelse for organiske  
1248 jorder"). Når arealerne får A eller B beskyttelse som følge af passiv udtagning/ekstensivering og samtidig  
1249 ikke længere bliver klassificeret som landbrugsareal, antages udledningen i den nuværende nationale  
1250 emissionsopgørelse at falde til IPCC emissionsfaktoren for kategorien svagt drænedede tørvejorde med  
1251 vedvarende græs.

1252 Paludikultur er godkendt af FAO og IPCC som en driftsform, der bevarer tørvejordene (Biancalani and  
 1253 Avagyan, 2014; Hiraishi et al., 2014). Derfor forventes beskyttelsesniveauerne C og D at have samme effekt  
 1254 på reduktion i udledning af drivhusgasser efter aktiv udtagning som beskrevet for vådgjorte jorde (0-25 cm)  
 1255 i Gyldenkerne og Greve (2015). Reduktionspotentialet afhænger af, om før tilstanden var enten omdrift  
 1256 eller vedvarende græs.

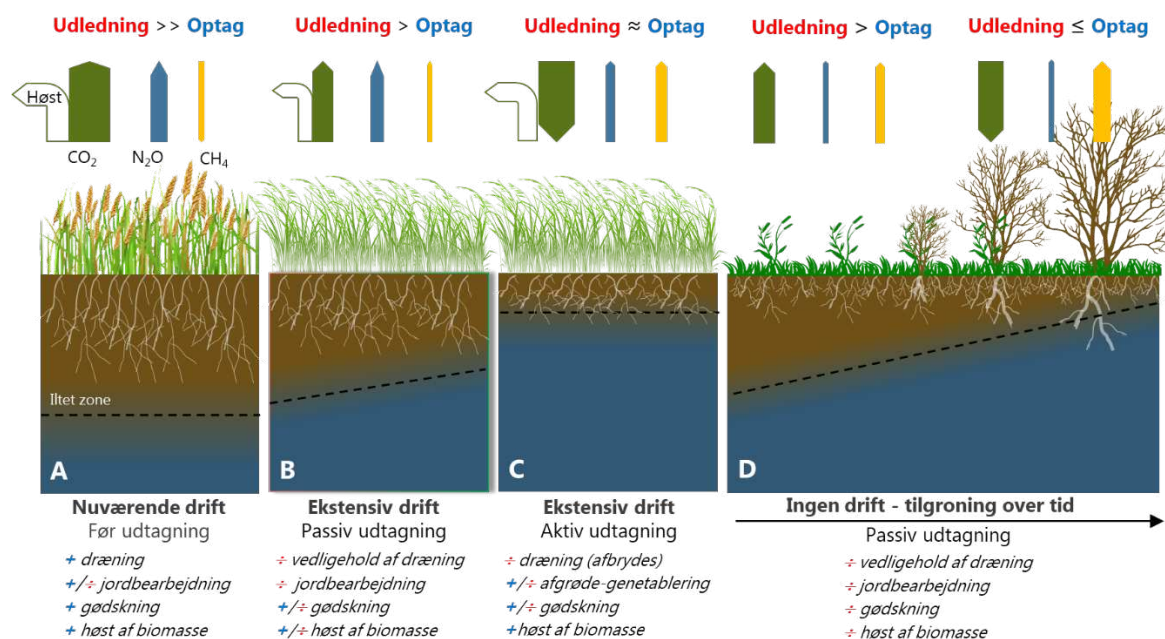
1257 *Tabel 5.1 Niveauerne A og B betegnes **passiv udtagning/ekstensivering** og omfatter ikke aktive ændringer*  
 1258 *af arealets drænsystemer. Niveauerne C og D er **aktiv udtagning/ekstensivering** og omfatter aktiv*  
 1259 *nedbrydning af arealets drænsystemer (drænrør og grøfter). Høst af biomasse inkluderer at biomassen*  
 1260 *fjernes fra arealet. m/u betegner med/uden omlægning, gødskning eller høst, og at begge udfald er*  
 1261 *mulige.*

Kode	Beskyttelses-niveau	Nærings-tilstand før udtagning	Nærings-tilstand efter udtagning	Grundvands-stand før udtagning (cm under jordoverfladen, årgennemsnit)	Grundvands-stand i årene efter udtagning (cm under jordoverfladen, årgennemsnit)	Mulig areal-anvendelse
A1	Jordbearbejdning ophører og omlægning til vedvarende græs	Høj	Høj	50-100	Svagt varierende	m/u gødning Høst af biomasse eller afgræsning
A2	Jordbearbejdning ophører og omlægning til vedvarende græs	Høj	Faldende	50-100	Svagt varierende	Ingen gødning Høst af biomasse
B1	Undlade nydræning og vedligehold af dræn og grøfter	Høj	Høj	50-100	Stigende til 30-50	m/u gødning Høst af biomasse eller afgræsning
B2	Undlade nydræning og vedligehold af dræn og grøfter	Høj	Faldende	50-100	Stigende til 30-50	Ingen gødning Høst af biomasse
B3	Undlade nydræning og vedligehold af dræn og grøfter	Lav	Lav	50-100	Stigende til 30-50	Ingen gødning m/u høst af biomasse eller afgræsning
B4	Undlade nydræning og vedligehold af dræn og grøfter	Høj	Høj	30-50	Stigende til 20-40	m/u gødning Høst af biomasse eller afgræsning
B5	Undlade nydræning og vedligehold af dræn og grøfter	Høj	Faldende	30-50	Stigende til 20-40	Ingen gødning Høst af biomasse
B6	Undlade nydræning og vedligehold af dræn og grøfter	Lav	Lav	30-50	Stigende til 20-40	Ingen gødning m/u høst af biomasse eller afgræsning
C1	Paludikultur	Høj	Høj	50-100 eller 30-50	0-30 Konstant	Pumpning af vand. m/u omlægning/direkte såning af afgrøde efter en årrække. Høst af biomasse. Næringsstoffer via

						<i>gødning eller drænvand.</i>
<i>C2</i>	<i>Paludikultur</i>	<i>Høj</i>	<i>Høj</i>	<i>50-100 eller 30-50</i>	<i>0-30 Svagt varierende</i>	<i>m/u omlægning/direkte såning af afgrøde efter en årrække. Høst af biomasse. Næringsstoffer via gødning eller drænvand.</i>
<i>D1</i>	<i>Vådområde</i>	<i>Høj</i>	<i>Faldende</i>	<i>50-100 eller 30-50</i>	<i>0-30 Svagt varierende</i>	<i>Høst af biomasse</i>
<i>D2</i>	<i>Vådområde</i>	<i>Lav</i>	<i>Lav</i>	<i>50-100 eller 30-50</i>	<i>0-30 Svagt varierende</i>	<i>m/u afgræsning</i>

1262  
1263  
1264  
1265

### Beskyttelsesniveauer og forventede drivhusgasbalancer



1266

1267 Figur 5.1 Indikationer for udveksling af drivhusgasserne CO<sub>2</sub>, lattergas (N<sub>2</sub>O) og metan (CH<sub>4</sub>) ved  
1268 forskellige beskyttelsesniveauer. A) drænet tørvejord med traditionel eller ekstensiv afgrødeproduktion. B)  
1269 dårlig drænet landbrugsjord der kun kan anvendes til flerårige afgrøder som trives ved højere vandstand.  
1270 C) Dræning stoppes helt og der etableres oversvømmelsestolerante afgrøder med henblik på at høste  
1271 store biomasseudbytter ved tilpasset næringsstofforsyning. D) Passiv udtagning af landbrugsarealet hvor  
1272 dræningssystemet langsomt nedbrydes og vegetationen udvikles efter naturlig succession. D kan også  
1273 foregå aktivt så vandstanden i højre side af figuren opnås hurtigt. Hvide pile: kulstof der fjernes fra arealet  
1274 med den høstede biomasse. Grønne pile: Netto CO<sub>2</sub> gasudvekslingen fra økosystemet (forskel mellem  
1275 respiration og fotosyntese). Blå og gule pile: udvekslingen af henholdsvis N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub>. Pilenes tykkelse  
1276 angiver balancen i CO<sub>2</sub> ækvivalenter.

1277 **5.1.2 Referencer**

- 1278 Biancalani, R., Avagyan, A., 2014. Towards climate-responsible peatlands management. Mitigation of  
1279 Climate Change in Agriculture Series (MICCA).
- 1280 Gyldenkærne, S., Greve, M.H., 2015. For bestemmelse af drivhusgasudledning ved  
1281 udtagning/Ekstensivering af landbrugsjorder på kulstofrige lavbundsgrunde. Teknisk rapport fra DCE  
1282 Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 56.
- 1283 Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M., Troxler, T., 2014. 2013 supplement  
1284 to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands. IPCC, Switzerland.
- 1285 Kronvang, B.; Kristiansen, S. M.; Schelde, K.; Børgesen, C. D. 2013. Udredningsprojekt vedr. dræns betydning  
1286 for afvanding og de naturlige og menneskeskabte faktorer som influerer på dræns virke som vandafleder  
1287 fra marker; Aarhus University: Silkeborg.
- 1288 Wichtmann, W., Schröder, C., Joosten, H., 2016. Paludiculture-productive use of wet peatlands.  
1289 Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, Germany.
- 1290 Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C., Murdiyarto, D., Page, S., Renou-Wilson, F., Rieley, J., Sirin, A.,  
1291 Strack, M., 2016. Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. Mires and Peat  
1292 17, 1-28.

## 1293 5.2 Klimaeffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje

1294 *Lars Elsgaard, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet; Jørgen Axelsen, Institut for Bioscience, Aarhus*  
1295 *Universitet, fagfællebedømmer Paul Henning Krogh og Poul Erik Lærke*

1296 De potentielle niveauer for beskyttelse af organiskrige lavbundsjord i kapitel 5 opdeles i passive og aktive  
1297 udtagninger (tabel 5.1). Det er for nylig vurderet, at passive foranstaltninger kun i ringe grad medvirker til at  
1298 bevare tørvejordene, medmindre der sker en samtidig ændring i grundvandsstanden (Olesen et al., 2019).  
1299 I grøftedrænede arealer i ådale, hvor der ikke længere foretages grødeskæring og oprensning, som en  
1300 direkte konsekvens af passive foranstaltninger, kan der som sideeffekt forventes en vandstandsstigning.  
1301 Tilsvarende vandstandsstigning kan ikke umiddelbart forventes at være tilfældet, hvis arealerne er  
1302 etableret med drænrør, der afvander direkte til åbne vandløb, som fortsat vedligeholdes med  
1303 grødeskæring og lignende. Der er derfor forskellige mulige udfald især for passiv udtagning, hvilket er  
1304 indeholdt i de otte beskyttelsesniveauer, der oplystes i tabel 5.1 og betegnes A1-A2 og B1-B6. Herudover  
1305 angiver tabel 5.1 fire beskyttelsesniveauer for aktiv udtagning (C1-C2 og D1-D2). De 12 opstillede  
1306 beskyttelsesniveauer omfatter kombinationer af forskelle i grundvandsstand, indhold af næringsstoffer i  
1307 jorden og management. Der findes ikke danske målinger af drivhusgasser, der dækker alle foreslåede  
1308 kombinationer, men danske resultater inddrages, hvor disse anses for dækkende. Derudover afdækkes  
1309 kvalitative og kvantitative ændringer i emission af drivhusgasser med udgangspunkt i datasynteser, der  
1310 dækker gennemsnitlige internationale resultater fra tempererede klimazoner (IPCC, 2014; Wilson et al.,  
1311 2016). Ud over atmosfæriske emissioner af drivhusgasserne CO<sub>2</sub> og CH<sub>4</sub>, kan kulstof tabes fra de organiske  
1312 jorder som vandopløseligt organisk stof (DOC). Dette tab antages at være i størrelsesordenen 1 ton C ha<sup>-1</sup>  
1313 år<sup>-1</sup> både før og efter vådlægning af organiske jorde (Wilson et al., 2016), og indregnes derfor ikke som en  
1314 betydelig nettoændring.

### 1315 5.2.1 Passive udtagninger - beskyttelsesniveau A1, A2 og B1-B6

1316 Ved beskyttelsesniveau A1 forudsættes, at jordbearbejdning ophører og arealet omlægges til vedvarende  
1317 græs på dybt drænede arealer (50-100 cm), hvor der kun er svag effekt på grundvandsstanden, og hvor  
1318 arealet vedvarende har en høj næringsstofsstatus. Ændringen relaterer sig derfor primært til forskellen  
1319 mellem omdrift og permanent græs på dybt drænede organiske jorder. Danske studier af sådanne arealer  
1320 viste i 2008-2009, at nettoemissionen af CO<sub>2</sub> var mellem 7,0-16,7 ton C ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> på arealer i omdrift (n =  
1321 5) og 6,9-10,4 ton C ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> på arealer med permanent græs (n = 3), dog uden signifikant statistisk forskel  
1322 mellem de to driftsformer (Elsgaard et al., 2012). Effekten af ændringen i driftsform vurderes derfor at være  
1323 begrænset, hvilket til dels støttes af CO<sub>2</sub> emissionsfaktorer udledt på baggrund af en større international  
1324 datasyntese (Wilson et al., 2016), hvor gennemsnitlige CO<sub>2</sub> emissioner var 7,9 ton C ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> for jorder i  
1325 omdrift og 6,1 ton C ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> for dybt drænede, næringsrige jorder under permanent græs. Emissionen af  
1326 metan for begge driftsformer vil være begrænset på grund af den dybe grundvandsstand. Dog kan der  
1327 være en interaktion mellem metanemission og plantevæksten på arealet, idet bevoksninger af  
1328 sumpplanter som fx lysesiv (*Juncus effusus* L.), kan facilitere transport af metan fra dybere jordlag til

1329 atmosfæren (Schäfer et al., 2012). Lattergasemissionen kan være betydelig, men vil afhænge af lokale  
1330 jordbundsforhold. I det omfang ændringen i driftsform medfører mindre tildeling af N-gødning vil  
1331 emissionen af lattergas reduceres. IPCC angiver en standard emissionsfaktor på 1 % for tildelt N, således at  
1332 der fx for tilførsel af  $100 \text{ kg N ha}^{-1}$  beregnes en direkte lattergas emission på  $1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ . Herved kan  
1333 betydningen af ændret N tilførsel estimeres. For dybt drænedede organiske jorder gælder dog, at der samtidig  
1334 beregnes en fast emission af  $\text{N}_2\text{O}$  (som relaterer sig til N frigivet ved mineralisering af organisk stof) på  $13$   
1335  $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  for jorder i omdrift, mens den tilsvarende emission ansættes til  $8,2 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  for  
1336 dybt drænedede, næringsrige græsmarker (IPCC, 2014); svarende til henholdsvis  $6,1$  og  $3,8 \text{ ton CO}_2\text{-ækv ha}$   
1337  $^{-1} \text{ år}^{-1}$ .

1338 Beskyttelsesniveau A2 adskiller sig fra A1 ved antagelsen om, at der efter udtagning opnås et faldende  
1339 indhold af næringsstoffer. For emissionen af  $\text{CO}_2$  kan dette antages at medføre et fald på grund af en  
1340 mindre heterotrof mikrobiel aktivitet i jorden. Wilson et al. (2016) angiver, at det gennemsnitlige fald i  $\text{CO}_2$   
1341 emission er fra  $6,1$  til  $5,3 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  ved ændring fra dybt drænedede næringsrige til næringsfattige  
1342 græsarealer. Faldende indhold af næringsstoffer på dybt drænedede arealer forventes ikke markant at  
1343 påvirke emissionen af metan, der fortsat vil være lav. Emissionen af lattergas forventes at falde, dels på  
1344 grund af faldende tilførsel af N-gødning og dels som følge af lavere rater af mikrobiel N mineralisering fra  
1345 organisk stof under næringsfattige forhold.

1346 Beskyttelsesniveauerne B refererer til stigende grundvandsstand efter udtagning af dybt drænedede arealer  
1347 med forskellige kombinationer af indhold af næringsstoffer før og efter udtagning (B1-B3). Arealerne går  
1348 fra at være dybt drænedede til svagt drænedede (B1-B3) eller fra svagt drænedede til vådlagte (B4-B6), hvilket i  
1349 begge tilfælde ændrer forholdene for mikrobiel dannelse og omsætning af drivhusgasser. Dette skyldes  
1350 primært, at der sker en langsommere og mere begrænsende tilførsel af ilt til aerobe mikrobielle processer,  
1351 når jorden er vandmættet. Effekterne vil være mindre emission af  $\text{CO}_2$ , højere emission af metan og mindre  
1352 emission af lattergas. Størrelsen på effekterne vil afhænge af hvilken grundvandsstand, der etableres efter  
1353 udtagning, således at de ovennævnte effekter forstærkes jo nærmere grundvandsstanden kommer på  
1354 jordoverfladen. I det følgende antages, at arealerne under B4-B6 opnår en sluttetilstand, der medfører  
1355 grundvandsstand på  $30 \text{ cm}$  under terræn, eller nærmere ved jordoverfladen, således at arealerne  
1356 repræsenterer kategorien 'rewetted' i internationale opgørelser (Wilson et al., 2016).

1357 B1 omfatter arealer med højt indhold af næringsstoffer både før og efter udtagning. For ændringer, der  
1358 medfører grundvandsstand på  $30\text{-}50 \text{ cm}$  under jordoverfladen ('shallow drained'), viser syntese af  
1359 internationale data, at der kan forventes en ændring i det samlede tab af drivhusgasser (opgjort i  $\text{CO}_2$   
1360 ækvivalenter) svarende til et fald fra  $29$  til  $16 \text{ ton CO}_2\text{-ækv ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  for arealer under permanent græs  
1361 (Wilson et al., 2016). Et tilsvarende eller større fald kan forventes fra arealer i omdrift.

1362 B2 adskiller sig fra B1 ved at indholdet af næringsstoffer i arealet antages at være højt før udtagning og  
1363 faldende efter udtagning. Effekterne af ændret grundvandsstand er kvalitativt identiske for B1 og B2, men



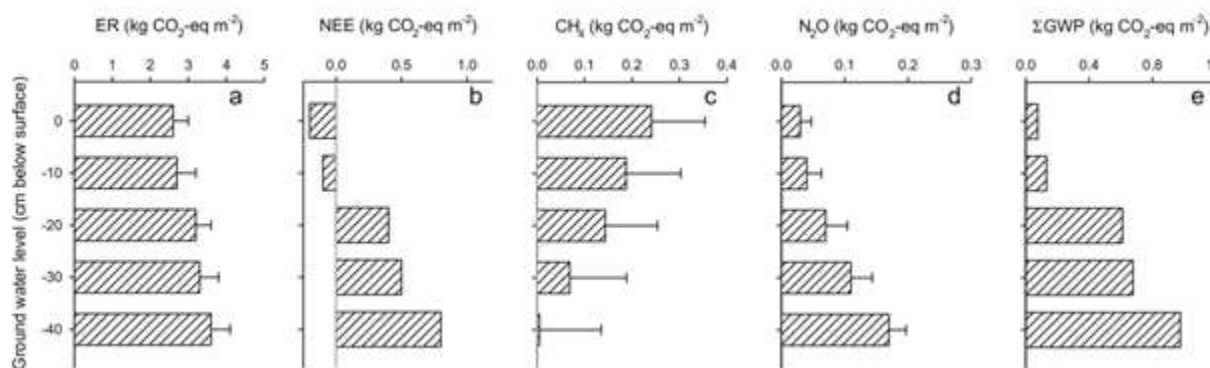
1364 det faldende indhold af næringsstoffer kan begrænse den mikrobielle aktivitet og dermed emissionen af  
1365 drivhusgasser. Den kvantitative effekt af næringsstof-status på emissionen af drivhusgasser er vanskelig at  
1366 bestemme, men sammenlignes vådlægning af næringsrige dybt drænedede græsmarker og næringsfattige  
1367 græsmarker viser gennemsnitlige tal (Wilson et al., 2016), at nettoeffekten på CO<sub>2</sub> og lattergas er større  
1368 under næringsrige forhold, men samtidig at emissionen af metan stiger mest under næringsrige forhold.  
1369 Den samlede effekt af vådlægning opgjort i CO<sub>2</sub> ækvivalenter, er ifølge denne analyse omkring 20 procent  
1370 mere gavnlige for næringsrige end for næringsfattige arealer. Disse estimater er dog usikre, da eventuelle  
1371 forskelle i grundvandsstand mellem de bagvedliggende studier kan være mere betydende end effekten  
1372 af næringsstof-status.

1373 Beskyttelsesniveau B3 dækker passiv udtagning af dybt drænedede arealer med forudgående lavt niveau af  
1374 næringsstoffer. Dette vil typisk omfatte ekstensive græsarealer. Vådlægning af sådanne arealer vil  
1375 neutralisere emissionen af CO<sub>2</sub> og lattergas, og kan over tid lede til opbygning af jordens organiske  
1376 kulstofpulje (Wilson et al., 2016). Emissionen af metan vil stige, men klimaeffekten af dette vil typisk være  
1377 10 gange mindre end den gevinst, der opnås i form af reducerede tab af CO<sub>2</sub> og lattergas. Lokale  
1378 jordbundsforhold og driftsform kan dog være afgørende for risikoen for tab af metan. I det omfang der  
1379 efterlades biomasse til nedbrydning på arealer med grundvandsstand nær overfladen, opstår der et stort  
1380 potentiale for emission af metan til atmosfæren. Dette er vist i danske studier af vandløbsnære organiske  
1381 jorder (Kandel et al., 2019) og organiske jorder i omdrift (Kandel et al., 2020). Der mangler dog  
1382 grundlæggende viden om, hvordan emissionen af metan vil udvikle sig over tid på ekstensive græsarealer,  
1383 der vådlægges.

1384 Beskyttelsesniveauerne B4-B6 er analoge til B1-B3, men med den forskel, at der lægges til grund at  
1385 vandstanden på arealerne inden udtagning ligger 30-50 cm under jordoverfladen ('shallow drained') og  
1386 stiger til 0-30 cm efter udtagning. Dette betyder dels, at emissionen af CO<sub>2</sub> og lattergas yderligere  
1387 begrænses, men også at der er risiko for større tab af metan. For arealer med permanent græs kan denne  
1388 ændring i vandstand (fra 'shallow drained' til 'rewetted') have en begrænset effekt på den samlede  
1389 drivhusgas emission (reduktion på 4 ton CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>), hvilket primært dækker over balancen mellem  
1390 en stor nedgang i CO<sub>2</sub> emission (reduktion på 12 ton CO<sub>2</sub>-eq ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) og en stigning i metanemission  
1391 (stigning på 8 ton CO<sub>2</sub>-eq ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) (Wilson et al., 2016). Den samlede effekt vil dog afhænge hvor  
1392 grundvandsstanden etableres i intervallet mellem 0 og 30 cm under jordoverfladen, og hvilke sæsonmæssige  
1393 udsving, der måtte være i grundvandsstand. For nærmere at kvantificere betydningen af grundvandsstand  
1394 kræves en veldokumenteret empirisk sammenhæng mellem forskellig grundvandsstand og nettoemissionen  
1395 af drivhusgasser, eventuelt stratificeret på baggrund af tørvetype og driftsform. Sådanne sammenhænge  
1396 er endnu ikke bestemt for danske organiske jorder. Tiemeyer et al. (2020) præsenterede en syntese af  
1397 målinger af drivhusgasemissioner fra tyske organiske jorder (højmose- og lavmosetørv) på tværs af  
1398 driftsformer, der omfattede kratskov ('shrubland'), permanent græs, omdrift, naturarealer og lokaliteter med  
1399 tørveudvinding. Den overordnede dataanalyse indikerede, at en grundvandsstand på 40 cm under

1400 jordoverfladen repræsenterede en tilstand, hvor yderligere sænkning af grundvandsstanden (dræning)  
 1401 ikke medførte forøget CO<sub>2</sub> emission. Der var dog flere af de organiske jorder i dataanalysen, hvor CO<sub>2</sub>  
 1402 emissionen var stigende med sænkning af grundvandsstanden helt ned til 100 cm under jordoverfladen.  
 1403 Det er ikke dokumenteret, hvorvidt dataanalysen på tværs af disse tyske organiske jorder er repræsentativ  
 1404 for de klimatiske, biogeokemiske og driftsmæssige forhold, der gælder for danske organiske jorder. Karki et  
 1405 al. (2014) fandt i kontrollerede forsøg med jordsøjler udtaget fra organisk lavbundsjord i Danmark, at  
 1406 klimabelastningen aftog med faldende grundvandsdybde ned til mindst 40 cm under jordoverfladen (Fig.  
 1407 5.2). Dette var imidlertid den laveste vandstand, der indgik i undersøgelsen, og betydningen af dybere  
 1408 grundvandsstand kunne derfor ikke konkluderes. Der er behov for yderligere viden om sammenhængen  
 1409 mellem grundvandsstand og nettoudledninger af drivhusgasser for danske organiske jorder.

1410



1411

1412 *Figur 5.2. Tab af CO<sub>2</sub> via økosystem respiration (ER), CO<sub>2</sub> via nettoøkosystem udveksling (NEE), metan (CH<sub>4</sub>)*  
 1413 *og lattergas (N<sub>2</sub>O), samt den totale klimabelastning i CO<sub>2</sub> ækvivalenter (ΣGWP) i forsøg med kontrolleret*  
 1414 *vandstand på dansk organisk jord (juli 2012 - april 2013). Den samlede klimabelastning stiger med stigende*  
 1415 *grundvandsstand ned til mindst 40 cm dybde, men det blev ikke efterprøvet hvad dybere grundvandsstand*  
 1416 *betyder for klimabelastningen (Karki et al., 2014).*

## 1417 5.2.2 Aktive beskyttelser - beskyttelsesniveau C1, C2, D1 og D2

1418 Beskyttelsesniveau C1, C2, D1 og D2 omfatter arealer med paludikultur (C) eller udlagt som vådområder  
 1419 (D), hvor det forudsættes, at alle har en dyb grundvandsstand der ligger på 50-100 cm eller på 30 - 50 cm  
 1420 under jordoverfladen ved start af udtagningen. Sluttetilstanden skal være oppe ved 0 - 30 cm under  
 1421 jordoverfladen. Der vil derfor først blive set på, hvad en ændring i grundvandsstand fra hhv. 50 - 100 cm og  
 1422 30 - 50 cm under overfladen til et niveau på 0-30 cm under overfladen betyder for mulige klimaeffekter.  
 1423 Herefter vil effekten af de forskellige anvendelser i beskyttelsesniveauerne blive behandlet

1424 Hvis der skal opnås en god reduktion i udledning af klimagasser fra vådlagte tørvejorde, skal vandstanden  
 1425 op til overfladen eller tæt derved (Tanneberger et al., 2020; Tiemeyer et al., 2020), hvilket 0 - 30 cm under  
 1426 overfladeniveau må anses for at være. Der vil dog skulle laves en afvejning, da vandstand op til  
 1427 jordoverfladen eller højere vil reducere udledningen af CO<sub>2</sub> og N<sub>2</sub>O, men samtidig øge CH<sub>4</sub>-udledningen

1428 betydeligt (Tiemeyer et al., 2020). Hertil skal også indregnes betydningen af lagring af kulstof i stående  
1429 biomasse i form af stængler, stammer og rødder og yderligere en lagring af kulstof i jorden i form organisk  
1430 stof fra nedfaldne blade og døde rødder.

1431 Ved at standse dræningen af jorden på et sted, hvor grundvandsniveauet før udtagning varierer imellem  
1432 50-100 cm under overfladen, eller imellem 30-50 cm under overfladen, vil klimagas-emissionen kunne  
1433 begrænses kraftigt. Der findes dog kun få danske studier, der kan benyttes til at kvantificere og generalisere  
1434 netto-klimaeffekten ved denne ændring i grundvandsstand. Det bedste bud på, hvad vådlægning af  
1435 drænedede tørvejorde betyder for udledningen af klimagasser kommer fra det internationale review af  
1436 Wilson et al. (2016), hvor forskellen imellem situationen med dræning og situationen efter vådlægning  
1437 vurderes til at være 17 ton CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> i dybt drænedede (50-100 cm under overfladen) og 5 ton  
1438 CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> i svagt drænedede (30-50 cm under overfladen), når der er tale om næringsrig græsmark.  
1439 Er der tale om vådlægning af agerland i omdrift vurderes forskellen til at være 26 ton CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>,  
1440 og hvis udgangspunktet er næringsfattig græsmark vurderes forskellen til at være 21 ton CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år.  
1441 <sup>-1</sup> Disse tal inkluderer effekter på både CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O, hvor effekten af de to sidste stoffer er omregnet til  
1442 CO<sub>2</sub>-ækvivalenter. Der er således mulighed for betydelige reduktioner i emissionen af drivhusgasser.

1443 Det er ikke muligt at give præcise tal for størrelsen af en ændring i CO<sub>2</sub>-ækv-balancen ved en ændring i  
1444 vandstand fra 0 – 30 m under overfladen til fast niveau ved overfladen, eller svagt svingende ved  
1445 overfladen, men det er en situation, hvor emissionen af metan spiller en meget stor rolle, og nok i de fleste  
1446 tilfælde vil overstige de positive effekter af nedbringelsen af CO<sub>2</sub>- og N<sub>2</sub>O udslippene.

### 1447 5.2.2.1 Beskyttelsesniveau C1

1448 Paludikultur er en betegnelse for klimavenligt land- og skovbrug på våde tørvejorde (Tanneberger et al.,  
1449 2020), hvilket kan være permanent græs, dyrkning af vand- og fugtighedstolerante græsser og dyrkning  
1450 af fugtighedstolerante træer som f.eks. rødæl (*Alnus glutinosa*), dunbirk (*Betula pubescens*) og pilearter  
1451 (*Salix spp.*). Fugtighedstolerante græsser kan være rørgræs (*Phalaris arundinacea*), tagrør (*Phragmites*  
1452 *australis*) eller dunhammer (*Typha sp.*). Disse typer af afgrøder kan anses for energiafgrøder; rødæl, dunbirk  
1453 og pil kan anvendes til flis eller brænde, og græsserne kan indgå i produktion af biogas, bioetanol eller  
1454 måske endda til flybrændstof. Samtidig kan afgrøderne dyrket ved paludikultur bidrage til opbygning af  
1455 kulstof dels i jorden og dels i den stående biomasse. Der vil her blive præsenteret resultater for lagring af  
1456 kulstof i tilfælde af, at paludikulturerne er rødæl, som repræsentant for træafgrøder, og tagrør som  
1457 repræsentant for græsser og lignende.

1458 Rødæl har efter den første etableringsfase en tilvækst på 2,8 – 9,1 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> i op til 100 år (Tyske tal) hvor  
1459 tallet varierer med beplantningens alder og vandmætning (Classens et al., 2010). Væksten er lavest ved  
1460 fuld vandmætning. En kubikmeter (m<sup>3</sup>) elletræ udgør 440 kg tørvægt (Dalmoose Brænde, 2017), hvoraf ca.  
1461 50 % er kulstof, og 1 kg kulstof svarer til 3,67 kg CO<sub>2</sub>. Det betyder, at der kan lagres imellem 2,3 og 7,3 t CO<sub>2</sub>  
1462 ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> i en paludikultur med rødæl i en periode på op til 100 år efter etablering

1463 Dyrkning af røgræs kan i Danmark producere omkring 6,5 t biomasse (tørvægt, gennemsnit af to høst) ha<sup>-1</sup>  
1464 <sup>1</sup> år<sup>-1</sup> (Karki et al., 2016), hvoraf 45 % kan anses for at være kulstof, dvs. der produceres ca. 2,9 t C ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>,  
1465 hvilket svarer til 10.5 t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Ud over produktion af overjordisk biomasse producerer de  
1466 fugtighedstolerante græsserne også underjordisk biomasse i form af rødder, der når de dør medfører en  
1467 forøgelse af dødt organisk stof og dermed jordens kulstofpulje. Hvor stor denne pulje er, vides ikke for  
1468 danske forhold, men en kinesisk undersøgelse af tagrør viser, at der er ca. 3 gange så stor underjordisk  
1469 biomasse som overjordisk (Dong et al., 2012). Der er altså et betydeligt potentiale for kulstoflagring ved  
1470 dyrkning af fugtighedstolerante græsser.

1471 I beskyttelsesniveau C1 regnes med pumpning, hvilket vil gøre det muligt at kontrollere  
1472 grundvandsniveauet på relativt faste niveauer imellem 30 cm dybde og jordoverfladen. Da niveauet for  
1473 udledning af både CO<sub>2</sub> og CH<sub>4</sub> varierer betydeligt afhængigt af grundvandsstanden inden for dette  
1474 interval, er det valgte niveau af stor betydning. Hævning af grundvandsstanden til overfladeniveau vil i  
1475 forhold til 30 cm under overfladen frigive mere metan, hvilket ifølge tyske undersøgelser (Tiemeyer et al.,  
1476 2020) kan komme helt op på 2 t CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, svarende til op til 50 t CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Ifølge Karki *et al.*  
1477 (2016) kan helt op til 32 t CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> opnås i en dansk lavbundsjord med dyrkning af røgræs. Der er  
1478 store usikkerheder på disse tal, men der er ingen tvivl om, at en grundvandsstand nær jordoverfladen kan  
1479 resultere i en stor frigivelse af metan, selvom andre faktorer også er med til at styre emissionen af metan.  
1480 Hvis vandstanden permanent holdes 20 cm under overfladen vil metan emissionen typisk kunne  
1481 begrænses betydeligt (Tiemeyer et al., 2020)

1482 Et grundvandsniveau på ca. 0 cm, dvs. med vandmætning til jordoverfladen, reducerer derimod CO<sub>2</sub>  
1483 udledningen til meget lave niveauer eller endda muligvis til en svag lagring af kulstof (Tiemeyer et al.,  
1484 2020). Hvis grundvandsniveauet hæves til 0 cm er tabet af N<sub>2</sub>O normalt også meget lille, og anses af IPCC  
1485 for at være ubetydelig og ansættes til nul (IPCC, 2014). Nyere studier fra finske tørvejorder (Minkkinen et al.,  
1486 2020) viser dog et tab på 0,5 – 1,0 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> i vådlagte jorde, svarende til ca. 0,15 – 0,3 t CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup>  
1487 år<sup>-1</sup>.

1488 Kombinationen af effekterne af paludikultur og ændret grundvandsstand fra dybt drænet (50-100 cm  
1489 under overfladen) til en situation med kontrolleret grundvandsstand kan give en forbedring af  
1490 klimagasbalancen på imellem 19 og 24 t CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> for næringsrig græsmark. Hvis der er tale om  
1491 næringsrig græsmark bliver det imellem 7 og 12 t CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> ved ændring fra overfladisk dræning  
1492 (30-50 cm), og 28 – 33 t CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> hvis der omlægges fra drænet areal i omdrift, hvis der skiftes til  
1493 en paludikultur med rødel. Tilsvarende vurderes tallene til at være 15, 27 og 36 t CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> hvis der  
1494 skiftes til paludikultur med tagrør.

1495 I ovennævnte vurderinger er fjernelse af CO<sub>2</sub> fra atmosfæren til dannelse af biomasse i rødel eller røgræs  
1496 anset som positiv for CO<sub>2</sub> -emissionen, men evt. energiforbrug til høst og transport må anses for at kunne  
1497 nedsætte denne effekt ligesom fjernelse/høst af biomassen skal indregnes i kulstofbalancen som en CO<sub>2</sub>

1498 emission. I den udstrækning biomassen anvendes til at erstatte fossile brændstoffer har det dog en positiv  
1499 effekt for klimaet, da kulstoffet i biomassen er baseret på CO<sub>2</sub> assimilering i forbindelse med  
1500 træernes/planternes fotosyntese.

1501 Fratrækkes tabet af N<sub>2</sub>O i kulstofbalancen (omregnet til CO<sub>2</sub>-ækv) ændres de ovenstående tal kun lidt,  
1502 men det helt afgørende er udledningen af metan. Den er stærkt afhængig af grundvandsstand, og kan  
1503 efter alt at dømme vende gevinsten på CO<sub>2</sub> til et samlet tab på drivhusgasser, hvis grundvandsstanden  
1504 ligger helt oppe i overfladen. Der er dog ikke tilstrækkelig viden om udviklingen i metanemission i årene  
1505 efter vådgøring. Det vil være vigtigt at sørge for, at grundvandsstanden holdes et stykke under overfladen  
1506 for at holde metanudslippet lavt nok til at få en samlet gevinst. Det vil også være positivt for væksten af  
1507 rødel, hvis vandstanden ikke er for høj. Da nettoudslippet af drivhusgasser ifølge vores nuværende viden  
1508 kan afhænge af relativt få centimeters forskelle i grundvandsstand, bør der foretages grundige  
1509 undersøgelser af, hvad der styrer denne sammenhæng, før dræning til en højere, fast grundvandsstand  
1510 efterfulgt af paludikultur kan anbefales.

#### 1511 5.2.2.2 Beskyttelsesniveau C2

1512 Konklusionerne ved dette beskyttelsesniveau vil være stor set de samme som ved C1, nemlig at der er et  
1513 betydeligt potentiale til at opnå en reduktion i udledning af klimagasser, men at det afhænger stærkt af  
1514 niveauet imellem 0 og 30 cm (og om det kan holdes præcist). Det vil også her være vigtigt at undersøge  
1515 grundigt, hvordan man opnår den bedste balance imellem at forhindre forbrænding af kulstoffet til CO<sub>2</sub> og  
1516 samtidig undgå for stor metanemission. Ligeledes er der med varierende grundvandsstand, og dermed  
1517 vekselvirkning mellem aerobe og anaerobe forhold, dokumenteret en øget risiko for emission af lattergas  
1518 til atmosfæren (Leppelt et al., 2014). Derfor vil interaktioner mellem svingende vandstand og  
1519 tilgængelighed/tilførsel af N også kunne være stærkt påvirkende for den samlede klimaeffekt.

#### 1520 5.2.2.3 Beskyttelsesniveau D1 – vådområde med høst af biomasse

1521 Et udnyttet vådområde er et areal, der er mættet med vand i hele eller dele af året, og som ikke falder  
1522 under kategorierne skov, agerland eller græsmark IPCC (2006).

1523 Når et område, hvor vandstanden tidligere var drænet, omdannes til vådområde betyder det, at  
1524 vandstanden fremover kommer til at ligge over, ved eller tæt under overfladen. Dette betyder, at det  
1525 lagrede kulstof i jorden bliver beskyttet imod aerob omsætning til CO<sub>2</sub>, samtidig med at der fortsat vil være  
1526 en betydelig dannelse af metan. Emissionen af metan stiger lineært eller eksponentielt, når  
1527 grundvandsstanden nærmer sig overfladen, men denne stigning standser, når vandspejlet overstiger  
1528 jordoverfladen (Wilson *et al.*, 2016; Tiemeyer *et al.*, 2020). Det betyder, at metan-emissionen ikke er  
1529 afhængig af, hvor højt vandet står over overfladen, men afhænger af den mikrobielle nedbrydning af  
1530 kulstof under iltfrie forhold under jordoverfladen. Metanemissionen kan derfor forventes at være meget høj  
1531 også i denne situation (Wilson *et al.*, 2016; Tiemeyer *et al.*, 2020).

1532 Høst af biomasse vil i dette tilfælde typisk kunne være tagrør eller andre græsser, der tolerer vandlidende  
1533 jord. Alt i alt betyder det, at der ikke kan forventes nogen nævneværdig forskel imellem metanudledningen  
1534 i et vådområde med høst af tagrør, og genvædede områder med paludikultur med dyrkning af tagrør. Da  
1535 næringsstofniveauet forventes at falde, vil den mikrobielle aktivitet dog falde, og der kan derfor forventes  
1536 en svagt faldende metanudledning, og dermed bedre klimagasbalance med tiden.

1537 Konklusionen ved beskyttelsesniveau D1 er derfor, at der er stor risiko for at gevinsten i form af mindre  
1538 udledning af CO<sub>2</sub> fra mineralisering af tørvejorden og binding af CO<sub>2</sub> i biomassen, kompromiteres af  
1539 forøget produktion og frigørelse af metan. Der mangler dog sikker viden om størrelsen af metanemission  
1540 efter vådlægning og især hvordan denne emission udvikler sig over tid i årene efter vådlægning. Som  
1541 nævnt i afsnit 3.4 angiver datasyntensen af Wilson et al. (2016) fx at den gennemsnitlige metanemission  
1542 fra vådlagte næringsrige jorder (288 kg CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) har et 95% konfidensinterval på mellem 0-1141 kg  
1543 CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>.

#### 1544 5.2.2.4 D2 – vådområde med eller uden græsning

1545 Her vil metanfrigørelsen som udgangspunkt være noget lavere end i D1 på grund af lavere næringsindhold,  
1546 men det ændrer givetvis ikke på at gevinsten ved at beskytte det organiske stof i jorden imod nedbrydning  
1547 ved at hæve grundvandsstanden, meget let kan tabes pga. metanproduktion. Der er ingen viden om,  
1548 hvordan afgræsning påvirker dette under danske forhold.

1549 I vurderingerne af C1, C2 og D1 er den mulige lagring af kulstof i levende, døde og henfaldende rødder  
1550 pga. manglende viden ikke medregnet.

### 1551 5.2.3 Referencer

1552 Classens, H, Oosterbaan, A, Savill, P and Rondeux, J, 2010. A review of the characteristics of black alder  
1553 (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) and their implications for silvicultural practices. *Forestry*, 83 (2), 163 – 175.  
1554 doi:10.1093/forestry/cpp038

1555 Dalmoose Brænde, 2017. Brændværdi og massefylde for træ til brænde.  
1556 <https://www.dalmoosebraende.dk/cms-massefylde-og-brandvaerdi-for-braende>. (tilgået 7.1.2021).

1557 Dong, W. *et al.* (2012) Study on the Carbon Storage and Fixation of *Phragmites australis* in Baiyangdian  
1558 Demonstration Area, *Procedia Environmental Sciences*, 13(2), pp. 324-330. doi:  
1559 10.1016/j.proenv.2012.01.031.

1560 Elsgaard L, Görres, CM, Hoffman, CC, Blicher-Mathiesen, G, Schelde K, Petersen SO (2012). Net ecosystem  
1561 exchange of CO<sub>2</sub> and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management.  
1562 *Agriculture Ecosystems and Environment* 162, 52-67.

1563 IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (5 volumes). Prepared by the  
1564 National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. & Tanabe,

- 1565 K. (eds.), IGES, Japan. Online at: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>, (tilgået  
1566 7.1.2021).
- 1567 IPCC (2014), 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories:  
1568 Wetlands, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds).  
1569 Published: IPCC, Switzerland. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/>
- 1570 Kandel TP, Karki S, Elsgaard L, Labouriau R, Lærke PE (2020). Methane fluxes from a rewetted agricultural  
1571 fen during two initial years of paludiculture. *Science of the Total Environment* 713, 136670.  
1572 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136670>
- 1573 Kandel TP, Lærke PE, Hoffmann CC, Elsgaard L (2019). Complete annual CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O balance of  
1574 a temperate riparian wetland 12 years after rewetting. *Ecological Engineering* 127, 527- 535
- 1575 Leppelt T, Dechow R, Gebbert S, Freibauer A, Lohila A, Augustin J, Drösler M, Fiedler S, Glatzel S, Hoper H,  
1576 Jarveoja J, Lærke PE, Maljanen M, Mander U, Makiranta P, Minkinen K, Ojanen P, Regina K, Stromgren M  
1577 (2014) Nitrous oxide emission budgets and land-use-driven hotspots for organic soils in Europe.  
1578 *Biogeosciences* 11:6595–6612.
- 1579 Karki S, Elsgaard L, Audet J, Lærke PE (2014) Mitigation of greenhouse gas emissions from reed canary grass  
1580 in paludiculture: effect of groundwater level. *Plant and Soil*, 383, 217–230.
- 1581 Karki, S, Elsgaard, L, Kandel, TP, Lærke, PE, (2016) Carbon balance of rewetted and drained peat soils used  
1582 for biomass production: a mesocosm study, *GCB Bioenergy*, 8(5), pp. 969–980. doi: 10.1111/gcbb.12334.
- 1583 Minkinen, K, Ojanen, P, Koskinen, M, Penttilä, T, (2020) Nitrous oxide emissions of undrained, forestry-  
1584 drained, and rewetted boreal peatlands, *Forest Ecology and Management*. Elsevier, 478(August), p.  
1585 118494. doi: 10.1016/j.foreco.2020.118494.
- 1586 Olesen JE, Greve MH, Elsgaard L, Lærke PE, Dalgaard T (2019). CAP2020 analyse om muligheder for  
1587 beskyttelse af tørvejerde. Notat til Landbrugsstyrelsen, DCA - National Center for Fødevarer og Jordbrug.
- 1588 Schäfer CM, Elsgaard L, Hoffmann CC, Petersen SO (2012). Seasonal methane dynamics in three temperate  
1589 grasslands on peat. *Plant and Soil* 357, 339-353
- 1590 Tanneberger, F, Schröder, C, Hohlbein, M, Lenschow, U, Permien, T, Wichmann, S, Wichtmann, W, (2020)  
1591 Climate Change Mitigation through Land Use on Rewetted Peatlands – Cross-Sectoral Spatial Planning for  
1592 Paludiculture in Northeast Germany, *Wetlands*. *Wetlands*, 25. doi: 10.1007/s13157-020-01310-8.
- 1593 Tiemeyer B, Freibauer A, Borraz EA, Augustin J, Bechtold M, Beetz S, Beyer C, Ebli M, Eickenscheidt T, Fiedler  
1594 S, Förster C, Gensior A, Giebels M, Glatzel S, Heinichen J, Hoffmann M, Höper H, Jurasinski G, Laggner A,  
1595 LeiberSauheitl K, Peichl-Brak M, Drösler M (2020). A new methodology for organic soils in national

- 1596 greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. Ecol. Ind. 109.  
1597 DOI:<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105838>.
- 1598 Wilson D, Blain D, Couwenberg J, Evans CD, Murdiyarso D, Page SE, Renou-Wilson F, Rieley JO, Sirin A, Strack  
1599 M, Tuittila ES (2016). Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. Mires and  
1600 Peat 14, Article 04, 1-28.



### 1601 5.3 Kvælstofeffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje

1602 *Christen Børgesen, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet; Jesper Bak, Institut for Bioscience, Aarhus*  
1603 *Universitet, fagfællebedømmer Carl Christian Hofmann*

#### 1604 5.3.1 Kvælstofeffekter ved omlægning af dyrket tørvejord til forskellige beskyttelses 1605 niveauer.

1606 Kvælstofeffekten af omlægning af dyrkede tørvejorde består i både en direkte effekt af omlægningen  
1607 (vådlægningen) og en afledt effekt af dyrkningen (ændret arealanvendelse). For at have en effektiv  
1608 dyrkning af landbrugsarealer kræves både effektiv dræningen samt mulighed for jordbearbejdning  
1609 (pløjning, harvning, såning, høst og N gødskning). Dyrkningen af jorden har stor betydning for tabet af N ved  
1610 udvaskning, ammoniak fordampning samt tab ved denitrifikation, da afgrøderne både påvirker  
1611 udvaskningen via N optagelsen, størrelsen af C og N tilbageført til jorden med afgrøderester, samt i nogen  
1612 grad har betydning for de abiotiske betingelserne for C og N omsætningen i jorden. Ved vådlægning af  
1613 lavbundsarealer begrænses muligheden for dyrkningen, ved at muligheden for jordbearbejdning, såning,  
1614 og høst i lange perioder af afgrødevækstperioden bliver vanskelig, pga. høj grundvandsstand og  
1615 oversvømmelse på marken. Desuden bliver vilkårene for afgrøde vækst også begrænset under  
1616 vådlægning, da de fleste landbrugsafgrøder kræver iltrige forhold i rodzonen for at opretholde en god  
1617 plantevækst. Effekten af periodevis vådlægning (efterår, vinter og tidlig forår) på vår og vinterkorn er  
1618 tidligere blevet behandlet i Børgesen et al., 2012. Her fandt man betydelig udbyttenedgang ved  
1619 grundvandsspejl i dybden 40-50 cm. Ved en periodevis vådlægning anses det kun muligt, at opretholde  
1620 planteproduktion ved enten vedvarende græs produktion eller med andre flerårige energiafgrøder såsom  
1621 græs eller andre energiafgrøder (træer).

1622 Effekten af omlægningen fra dyrkede marker til helt eller delvist vådlagte områder betyder, at N tilførslen  
1623 med gødning og jordbearbejdningen enten helt ophører eller ændres betydeligt. Herved vil udvaskningen  
1624 af nitrat sandsynligvis også falde med årene, som følge af mindre N tilførsel, mindre jordbearbejdning og  
1625 permanent afgrødedække. Hvor mange år der går, før udvaskningen er faldet til et stabilt lavere niveau, er  
1626 der forskellige måle-data for. I tabel 1, side 117 i virkemiddelkataloget (Eriksen et al. 2020) er der lavet  
1627 opgørelser over udvaskningen efter udtagning af lavbundsarealer og højbundsarealer til brak. For  
1628 højbundslande er der for stationsmarker i Loop områder (Bilag 5.2 i Blicher-Mathiesen et al., 2019) målt en  
1629 flerårige (>4 år) forhøjet udvaskning efter udtagning. Dette skyldes den flerårige effekt af dyrkningen på  
1630 den omsættelige N pulje i landbrugsjorden, der ved den fortsatte omsætning af organisk stof i jorden kan  
1631 medføre ophobning af mobilt N (fmineralsk N som nitrat) i rodzonen. Ved lav N optagelse i brakmarker  
1632 samt ved overskudsnedbør kan dette medføre nitratudvaskningen i årene efter omlægning. For andre  
1633 lokaliteter er der målt en lav udvaskning i de første år efter omlægning. I virkemiddelkataloget, Eriksen et  
1634 al (2020, Tabel 1, side 153) er der lavet opgørelser over nitrat koncentrationen og udvaskningen efter  
1635 udtagning af landbrugsarealer til skovrejsningsarealer. Her ses også at nitrat-N koncentrationen for de fleste

1636 undersøgelser i de første år (0-5 år) er stor, og at nitratudvaskningen er på niveau med udvaskning under  
1637 dyrkede arealer (Børgesen et al., 2019).

1638 Lavbundsarealer er ofte udstrømningsarealer for drænvand eller grundvand fra omkringliggende  
1639 højbundsarealer. Således modtager disse områder både vand og nitrat-N fra omkringliggende arealer fra  
1640 såkaldte "diffuse kilder" (grundvand i form af kildevæld ved skræntfoden, drænudløb eller underjordisk  
1641 udstrømning). Disse bidrag gør, at opgørelsen af både en vandbalance og N balance for vådbundsarealer  
1642 er vanskelige at opgøre. Kildeopsplitningen mellem internt skabt nitratudvaskning og kvælstof fra de diffuse  
1643 bidrag er derfor meget usikre, da der er usikkerheder på, hvor kvælstof udvaskning stammer fra. Dette gør  
1644 at er det ofte også er meget vanskeligt at opgøre N retentionen for lavbunden.

1645 Under forhold i lavbunden med effektiv dræning af markerne vil til-strømmende vand og kvælstof fra de  
1646 omkringliggende arealer oftest ledes direkte ud i recipienten (vandløb, sø, fjor), og derved vil der ikke ske  
1647 en fjernelse ved denitrifikation (samlet kaldet N-retention) mellem kilde for tilstrømning og recipienten.  
1648 Under dårligere dræningsforhold i lavbunden vil der også ske en opblanding med lavbundens interne  
1649 vandoverskud og nitrat-N der udvaskes. Vandstrømningen vil under de dårligt drænedede forhold kun ske  
1650 gennem dybere jordlag hvorved denitrifikationen kan være mere sandsynlig under de reducerede forhold  
1651 i dybere jordlag der findes i lavbunden.

1652 Vådlægning af lavbundsarealer vil også kunne medføre periodevis vand på overfladen, som herved kan  
1653 få karakter af en sø eller mose med permanent vanddækning. Her vil der kunne ske eutrofiering hvor til-  
1654 strømmende eller frigivet nitrat-N vil optages i alger og omdannes til organisk bundet N, der så kan  
1655 transporteres med overfladestrømmende vand ud af vandløbet nedstrøms vådområdet.

1656 For lavbundsarealer der omlægges til fulde vådlagte arealer, reduceres N-tabet til vandløbet på kort tid  
1657 (<1 år) (Hoffmann et al., 2006), da denitrifikationen ved vådlægningen vil være større end den forøgede  
1658 N-frigivelse ved mineralisering fra jordens omsættelige organisk N pulje.

### 1659 5.3.2 Målinger af N retention i forskellige typer vådområder.

1660 Virkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2020) opsummerer en række resultater for kvælstoffjernelse fra  
1661 etablering af naturlige vådområder (tabel 1 på siderne 345-347). Resultaterne er baseret på en  
1662 massebalanceopgørelse over, hvad der til-strømmer af kvælstof til vådområder og hvad der forlader  
1663 området. Hertil estimeres, hvad effekten af ændret arealanvendelse har haft på udvaskningen fra området.  
1664 Kvælstoffjernelse på arealer, der overrisles med dræn og/eller grøftevand, ligger som gennemsnit på  
1665  $136 \pm 83 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  med en procentuel fjernelse tæt på 45 % (Tabel 1, s 346). Undersøgelser af genskabte  
1666 mosearealer viser en kvælstoffjernelse på  $180 \pm 56 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  med en gennemsnitlig effektivitet på 38 %  
1667 (Tabel 2, s 346). Ådalsprojekter (vådlægning af drænedede ådale) hvor kvælstoffjernelsen er målt ved at se  
1668 på kvælstoftransporterne op- og nedstrøms for projektområdet, har i gennemsnit fjernet  $188 \pm 97 \text{ kg N ha}^{-1}$   
1669  $\text{år}^{-1}$  for de fem genetablerede ådale, der er målt på (Tabel 3, s 346). Den procentuelle fjernelse varierer

1670 meget, fordi vandløbsoplandenes størrelse kan variere betydeligt. For genetablere tørlagte søer har  
1671 målingerne vist, at disse kan være lige så effektive som egentlige vådområder (Tabel 5 s 347) og den  
1672 samlede effekt er opgjort til  $152 \pm 75 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ . I tabellerne 1, 2, 3 og 5 (Eriksen et al., 2020, p. 345-347)  
1673 tillægges en effekt til renseseffekten på baggrund af den aktuelle arealanvendelse i oplandet før  
1674 omlægning. Disse estimeres ved brug af typetal jf. Miljøstyrelsen (2014). Det betyder at den estimerede  
1675 udvaskning (før omlægning) lægges til den målte effekt (massebalancen) i beregning af en samlet effekt.  
1676 Effekten er således angivet til at blive mellem 20-50  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  større. Således er den samlede  
1677 gennemsnitlige N-retention beregnet til henholdsvis  $45 \pm 23 \%$  for vådområder med dræn og/eller  
1678 grøftevand,  $38 \pm 4 \%$  for genoprettede mosearealer,  $28 \pm 21 \%$  for ådalsprojekter og  $43 \pm 19 \%$  for  
1679 genetablerede søer under vådområddordningen (Eriksen et al., 2020).

1680 I en nyere dansk opgørelse af effekten af vådlægning af lavbundsarealer (Audet et al., 2020), er der lavet  
1681 en opgørelse af vådområdeeffekten ved genetablering af 8 vådområder og søer. Disse blev intensivt  
1682 monitoreret ved målinger af transport N, P og fluxe af vand ind i området og fra områderne igennem  
1683 kalenderåret 2015. Her er der lavet separate opgørelser baseret på massebalancer af ændringer i  
1684 vandbalancen samt nitrat-N og total-N. De genetablerede 8 vådområder er etablerede i perioden 2003-  
1685 2012. Således er der for de fleste arealer sket en omsætning og udvaskning af den oprindelige organiske  
1686 N pulje i rodzonen betinget af dyrkningspraksis i perioden op til perioden, forud for perioden hvor  
1687 monitoreringen er foretaget. Resultaterne viser en gennemsnitlig (simpelt gennemsnit af de otte oplande) på  
1688 fjernelse af total N på  $152 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  vådlagt areal og en reduktion af nitrat-N transporten ind og ud af  
1689 oplandet på  $161 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ . Vægtes disse resultater fra de otte områder i forhold til arealet, der er  
1690 vådlagt, således at alle hektar der indgår i vådlægningen indgår med samme vægt fås for total N en  
1691 fjernelse på  $109 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  og for nitrat-N en reduktion på  $139 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ . Forskellen mellem nitrat-N  
1692 fjernelsen og total-N forklares ved, at der i de reetablerede søer forekommer eutrofiering, hvor nitrat-N  
1693 bindes i alger og transporteres ud af det vådlagte område i organisk N-form Hoffman et al., 2018. Desuden  
1694 kan det ved delvist vådlægning forekomme, at organiske forbindelser i de øvre jordlag opløses i vandet og  
1695 føres bort med vandet, som fundet i Petersen et al. (2020). Dette skyldes formodentlig i undersøgelserne en  
1696 stor hydraulisk gradient der flytter partikulært og opløste organisk N fra det øvre jordlag (pløjelaget). Ved  
1697 eutrofiering kommer nitrat-N på organisk form, der sammen med ammonium-N udgør den primære forskel  
1698 mellem nitrat-N og de målte total N i det målte til-strømmende vand og i afstrømningsvand.  
1699 Virkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2020) Tabel 1 S346 opgør en kvælstoffjernelse af total N opgjort til at  
1700 ligge mellem gennemsnitlig 136 og  $188 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ , med et gennemsnit på alle typer vådlagte områder  
1701 på  $150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  svarende til 43 %. Dette er på samme niveau mht. total N-fjernelse som fundet i  
1702 gennemsnit for de otte søer i Audet et al. (2020). Der er dog ikke inkluderet effekten af den ændrede  
1703 arealanvendelse på udvaskningen i disse beregninger.

### 1704 5.3.3 Effekten af ændret arealanvendelse på udvaskningen

1705 I opgørelsen af ændret arealanvendelse angives der i Miljøstyrelsen (2014) "Beregning af N reduktion ved  
1706 ændret arealanvendelse i projektområdet", at udvaskningsreduktionen afhænger af den tidligere  
1707 arealanvendelse og der anføres følgende: "For arealer der gødes efter normen, og hvor jorden er  
1708 sandblandet lerjord og der er gennemsnitlig nedbør anføres at der kan anvendes følgende tal: Udtagning  
1709 af agerjord: 45-50 kg N /ha, Vedvarende græs: max. 10 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, Naturarealer: max. 5 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>.  
1710 Ved beregningerne skal man huske, at der fra Naturarealerne efter projektets gennemførelse også  
1711 udvaskes kvælstof, der skal modregnes i opgørelsen. Dette sker i regnearkets faneblad "vedr. Omsætning"  
1712 Miljøstyrelsen (2014).

1713 I virkemiddelkataloget Eriksen et al. (2020) antages, at den fulde effekt af ændret arealanvendelse vil slå  
1714 igennem på reduktionen i N-transporten fra vådområdet, således antages ingen N-tab ved udledning fra  
1715 arealet efter vådlægningen. For delvist vådlagte lavbundsarealer kan der forventes en udvaskning efter  
1716 omlægning af lavbundsarealer. Denne skal kvantificeres, for at kunne opgøre forskellige N-fjernelse for de  
1717 forskellige beskyttelsesniveauer defineret i kap 5.0.

1718 For at kunne fastlægge effekten af vådlægning og en delvis vådlægning af forskellige typer arealer skal  
1719 der opgøres, hvorledes udvaskningen var før omlægning afhængig af dyrkningsintensitet, jordbund mv.  
1720 også hvorledes udvaskningen er efter omlægning. I tabel 5.2 er der lavet en opgørelse af forventede  
1721 nitratudvaskningens reduktioner fra rodzonen opgjort for omdriftsarealer og for vedvarende græs begge  
1722 for næringsrige jorde jf. opdelingen i kapitel 5.1. For at kunne opgøre den samlede effekt af ændret  
1723 arealanvendelse på udledningen af N til recipient skal der ud over nitratudvaskningen i rodzonen og tages  
1724 højde for den samlede retention (N-tilbageholdelse mellem rodzonen i lavbunden og bundsedimentet i  
1725 vandløbet). I tabellen er der lavet eksempelberegninger med en antaget lav retention (10 %) og en høj  
1726 retention på 30 %. Effekten af omlægningen på udledningen er opgjort til at være lavere for omlægning af  
1727 omdriftsarealer med høj N retention end ved lav N retention. Effekten er desuden lavere ved omlægning  
1728 af vedvarende græsmarker til vådområder, da udvaskningsniveauet er lavere for vedvarende græs end  
1729 for omdriftsarealer.

1730 Generelt er effekten lidt forskellig fra typetal fra Miljøstyrelsen 2014. Der er lavere effekt ved omlægning af  
1731 omdriftsarealer til vedvarende græs og større effekt for omlægning af vedvarende græs til vådområde.

1732 *Tabel 5.2 Estimer af udvaskningsreduktion og effekter af vådlægning ved hhv. 10 % og 30 % N retention*  
 1733 *mellem rodzonen og vandløbet. Estimerne er baseret på gennemsnitsresultater modelberegnet*  
 1734 *udvaskning med NLES5 modellen fra Børgesen et al. (2019). Der er til sammenligning vist Miljøstyrelsens*  
 1735 *(MST) antagne typetal for N effekter i vandløb ved omlægning.*

Areal anvendelse Før	Arealanvendelse Efter vådlægning	Udvaskningsreduktion Rodzonen Kg N ha <sup>-1</sup>	Effekt af vådlægning ved 10 % N-retention. Kg N/ha <sup>-1</sup>	Effekt af vådlægning ved 30 % N-retention. Kg N ha <sup>-1</sup>	MST* Effekt vandløb Kg N ha <sup>-1</sup>
Mark omdrift	Vedvarende græs	40	36	28	35-40
Mark omdrift	Vådområde	50	45	35	45-50
Vedvarende græs	Vådområde	30	27	21	10

1736 \* Effekter angivet for gennemsnits nedbør Miljøstyrelsen (2014).

1737

### 1738 5.3.4 Effekt af vådlægning på ammoniakfordampningen

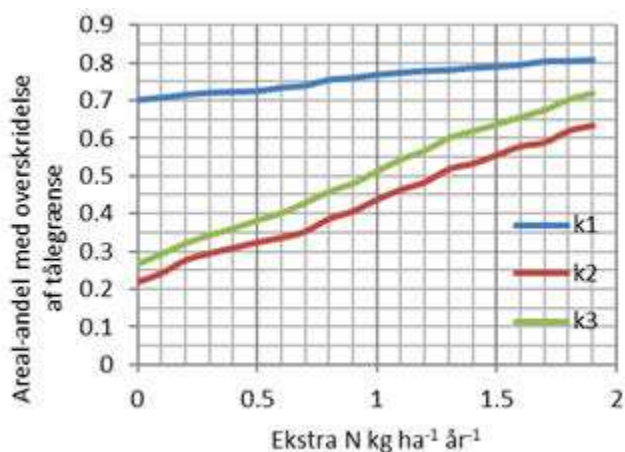
1739 Som beskrevet i kapitel 5.0 er der en række af de mulige beskyttelsesniveauer, der vil medføre et stop for  
 1740 udbringning af gødning på de berørte arealer. Dette vil medføre en reduktion af ammoniakfordampning  
 1741 forbundet med gødningsudbringningen. Forøgede luftkoncentrationer og atmosfærisk deposition af  
 1742 ammoniak har en række negative konsekvenser på miljø og sundhed, både i Danmark og i udlandet som  
 1743 følge af den lange transport af ammoniak i atmosfæren.

1744 Det samlede niveau af ammoniakemissioner fra Danmark er reguleret af internationale aftaler hvor de  
 1745 nødvendige virkemidler løbende justeres for at leve op til reduktionsmålene. Det er dermed usikkert, om en  
 1746 reduktion af ammoniakfordampning på de her berørte arealer på længere sigt vil medføre en reduktion af  
 1747 de samlede danske ammoniakemissioner. En reduktion af ammoniakfordampning på de enkelte arealer  
 1748 vil derimod med sikkerhed betyde en reduceret belastning på naturarealer, der grænser op til disse arealer.

1749 Den mulige effekt heraf er belyst med udgangspunkt i en miljøkonsekvensvurdering af forslag til ændret  
 1750 husdyr arealregulering, der blev udført i 2016 (Bak, 2016). Effektvurderinger er baseret på tålegrænser og  
 1751 overskridelser heraf. Tålegrænsen for kvælstof defineres som: "Den højeste deposition af kvælstof som NH<sub>x</sub>  
 1752 og/eller NO<sub>y</sub> hvorunder skadelige effekter på økosystemets struktur og funktion ikke forekommer vurderet  
 1753 med den nuværende viden" (Werner og Spranger, 2006). Der er dels anvendt empirisk baserede  
 1754 tålegrænser udviklet af UNECE (Bobbink m.fl., 2011), dels danske beregnede tålegrænser baseret på  
 1755 bevarelse af biodiversitet (Bak, 2013). Empirisk baserede tålegrænser er anvendt for kategori 2 og 3 natur,  
 1756 der kun er beskyttet af Naturbeskyttelsesloven, medens der er anvendt biodiversitetsbaserede tålegrænser  
 1757 for kategori 1 natur, hvor Habitatdirektivet fordrer anvendelse af et forsigtighedsprincip ved  
 1758 konsekvensvurdering.

- 1759 • Kategori 1 natur er kortlagte forekomster af ammoniakfølsomme habitatnaturtyper indenfor Natura  
 1760 2000 områderne og forekomster af ikke Natura 2000 kortlagte, men § 3-beskyttede heder og  
 1761 overdrev indenfor Natura 2000 områderne.
- 1762 • Kategori 2 natur er områder udenfor Natura 2000 områderne omfattende højmoser og lobeliesøer  
 1763 samt § 3-beskyttede heder, der i sig selv er større end 10 ha, og § 3-beskyttede overdrev, der i sig  
 1764 selv er større end 2,5 ha.
- 1765 • Kategori 3 natur er defineret som anden ammoniakfølsom § 3 natur (omfattende moser samt  
 1766 mindre heder og overdrev) og ammoniakfølsomme skove udenfor Natura 2000 områderne.

1767 Det er antaget, at det yderste randområde på 20 m af et naturareal, der grænser op mod  
 1768 udbringningsarealer, er så kraftigt belastet af landbrugsdriften, at en ændring i gødningsudbringning ikke i  
 1769 sig selv vil medføre en væsentlig ændring i områdets tilstand. Der er derfor set på effekten af en ændring i  
 1770 påvirkning for den del af naturarealet, der ligger inden for denne randzone. Figur 5.3 viser den beregnede  
 1771 ændring i andel af areal med overskridelser af tålegrænserne for hhv. kategori 1, 2, og 3 natur ved en  
 1772 ændret belastning som følge af ændring i ammoniakfordampning på tilstødende landbrugsarealer.



- 1773
- 1774 *Figur 5.3 Ændring i andel af areal med overskridelse af tålegrænser for kategori 1, 2 og 3 natur inden for en*  
 1775 *20 m randzone ved ændring i afsætningen ved kanten af naturarealet (Bak, 2016)*
- 1776 Der er for både kategori 1, 2 og 3 natur en forholdsvis lineær sammenhæng mellem reduktion i belastning  
 1777 fra gødningsudbringning på tilstødende arealer og ekstra beskyttet areal (arealandel under tålegrænsen).  
 1778 Effekten er mindst for kategori 1 natur, hvor arealandelen med overskridelse af tålegrænsen er størst pga.  
 1779 lavere tålegrænser.
- 1780 Som beskrevet i afsnit 2.6.1 er der ca 171.000 ha kulstofrige jorder med ansøgte landbrugsafgrøder i 2018.  
 1781 58.000 ha heraf er permanente græsarealer, hvoraf 23.000 ha i dag ikke modtager N. I alt forventes godt  
 1782 44.000 ha ud af de 171.000 ha lavbundsgræsarealer med ansøgte landbrugsafgrøder i dag ikke at modtage N.

1783 På baggrund af de landsdækkende opgørelser (Bak, 2016) er det skønnet, at omkring 52 % af de gødede  
 1784 arealer regelmæssigt/primært gødes med husdyrgødning og har en gennemsnitlig årlig  
 1785 ammoniakemission  $>5 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Et stop for gødningsudbringning på tilstødende arealer vil kunne betyde  
 1786 en reduktion i belastning på (i størrelsesorden)  $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  ved kanten (Bak m.fl., 2018). Det resulterende  
 1787 ekstra beskyttede areal (areal med N belastning under tålegrænsen) er vist i tabel 5.3. Det kan bemærkes,  
 1788 at der også vil forventes en positiv effekt af reduceret belastning af arealer, hvor belastningen ikke  
 1789 reduceres til et niveau under tålegrænsen, men denne effekt er vanskelig at kvantificere.

1790 *Tabel 5.3 Muligt ekstra beskyttet naturareal som følge af stop for gødningsudbringning på 126.000 ha*  
 1791 *lavbundsjorder. Alene effekter af ophør af N gødsning er vurderet.*

	Kategori 1	Kategori 2	Kategori 3
Beskyttet areal (ha)	32	188	585

1792  
 1793 Der er tale om en maksimal effekt baseret på ophør af gødningsudbringning på 126.000 ha. Hvis der  
 1794 vælges at vådlægge et mindre areal, eller anvendelse af beskyttelsesniveauer med fortsat N gødsning,  
 1795 vil effekten være tilsvarende mindre. De beregnede arealer kan primært bruges til at vurdere  
 1796 størrelsesordenen af den mulige natur-effekt, idet der er væsentlige usikkerheder forbundet med denne  
 1797 type opgørelser.

1798 I forhold til de tidligere landsdækkende opgørelser indeholder de her betragtede arealer en væsentlig  
 1799 større andel af permanent græs, hvoraf størstedelen af det areal, der ikke er omfattet af MVJ ordninger, dog  
 1800 med normalt udbytte og dermed ikke nødvendigvis har lave ammoniakemissioner. Der kan i forhold til den  
 1801 landsdækkende beregning for lavbundsjordene forventes en større andel af naturarealer, der grænser op  
 1802 mod udbringningsarealer, hvilket kan betyde at den mulige natur-effekt (her målt som beskyttet areal) kan  
 1803 være undervurderet. Der kan være enkelte af de arealer, der indgår i analysen, der også er § 3 registrerede  
 1804 og hvor gødsning dermed vil ophøre i 2022. Betydningen heraf for den samlede analyse er vurderet at  
 1805 være under 10 %.

### 1806 5.3.5 Samlet effekt på N udledningen til vandløbet.

1807 I tabel 5.4 er den estimerede kvælstof effekt for de forskellige beskyttelsesniver beskrevet i kapitel 5.0  
 1808 opgjort baseret på en række antagelser.

1809 Effekten opgjort ud fra den forventede betydning af vådlægning på retentionen mellem mark og  
 1810 vandløbssystem, samt baseret på gennemsnitsbetragtninger på nitratudvaskning for omdriftsarealer på  
 1811 sandjorde ( $70 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) og vedvarende græs for sandjorde ( $30 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) er afrundede gennemsnitstal  
 1812 for landbrugsarealerne efter Børgesen et al. (2019). Der er en betydelig usikkerhed og variation på disse tal,  
 1813 både pga. jordtype og forskelle i nedbørsoverskud mellem forskellige dele af landet. Desuden er  
 1814 lavbundsarealer ikke hydrologisk eller mht. jordbundsforhold sammenlignelige med gennemsnitlige  
 1815 højbundsarealer som udvaskningsestimaterne baseres på. Ved denne usikkerhed er der også store

1816 usikkerheder på effektopgørelsen i rodzoneudvaskningen ved omlægning til de forskellige  
 1817 beskyttelsesniveauer. Der er ikke udvaskningsdata i NLES5 databasen Børgesen et al., 2019, som kan  
 1818 henføres til arealer med lav næringstilstand, da alle målinger er fra dyrkede landbrugsarealer. Da  
 1819 udvaskningen i høj grad er bestemt ud fra potentialet for N-mineraliseringen af organisk bundet N, vil en  
 1820 høj og lav næringstilstand have betydning for N-udvaskningsniveauet. Der er vurderet, at arealer med lav  
 1821 næringsstilstand har et udvaskningsniveau for omdrifts-arealer på omkring 50 kg N ha<sup>-1</sup> og vedvarende  
 1822 græsmarker på henholdsvis 20 og 15 kg N ha<sup>-1</sup> afhængig af om de gødes med kvælstof. Disse tal er igen  
 1823 meget usikre, da de ikke er empirisk begrundede som for nærrigsrige jorde, men vurderet til at være 10 kg  
 1824 N ha<sup>-1</sup> lavere end for næringsrige jorde.

1825 Beregningen af effekten af omlægning til de forskellige beskyttelsesniveauer er gennemført ved, at  
 1826 adskille effekten af vådlægningen der påvirker N-retentionen på udvaskningen fra lavbundsarealet før og  
 1827 efter omlægning, og så effekt af ændringer i arealanvendelsen på udvaskningen fra rodzonen. For  
 1828 vådlægning med periodevis oversvømmelser som angivet for vådområder i Eriksen et al., 2020 skal der  
 1829 også adderes effekten af N-reduktionen på til-strømmende kvælstof i vandet fra vandløb der oversvømmer  
 1830 vådbundsarealerne.

1831 Der antages både en udvaskning før og efter omlægningerne med og uden tilførsel af N-gødning. I  
 1832 kolonnen Nedre og Øvre N-retention antaget før vådlægning er angivet to N-retentioner der efterfølgende  
 1833 beregnes med i opgørelsen af effekten. I kolonnen Stigning i N retention antaget efter vådlægning er der  
 1834 angivet en stigning der forventes af de ændrede dræningsforhold efter omlægning. I kolonnerne Øvre  
 1835 effekt på udledning til vandmiljø uden gødning og d Nedre effekt på udledning til vandmiljø med gødning  
 1836 angives henholdsvis max effekten og minimums effekten på N udledningen til vandløbet som afhængig af  
 1837 ændret arealanvendelse og ændret N retention mellem rodzonen og vandløbet.

1838 For B1 kan den øvre effekt beregnes som

1839  $\text{Øvre effekt} = (100\% - 10\%) \text{ af } 70 \text{ kg N Ha} - ((100 - (10\% + 10\%)) \text{ af } 25 \text{ kg N Ha}) + \text{ effekt af}$   
 1840  $\text{overrisling med vandløbsvand}$

1841 Her fratrækkes retentionen i før situationen på 10 % fra 100 % således at 90 % af udvaskningen i rodzonen  
 1842 når frem til vandløbet. Efter omlægning er retentionen steget med 10 % således vil 80 % af den udvaskning  
 1843 der er på 25 kg N ha<sup>-1</sup> nå frem til vandløbet. Effekten kan så opgøres som differencen mellem de 63 kg N  
 1844 ha<sup>-1</sup> og de 20 kg N ha<sup>-1</sup>, der giver en effekt på 43 kg N ha<sup>-1</sup>. Hvis der forekommer overrisling med  
 1845 vandløbsvand som for vådområder skal der tillægges en effekt på de 150 kg N ha<sup>-1</sup>, som er typetallet for  
 1846 naturlige vådområder jf Eriksen et al. (2020). For B1 er der dog ingen vådområde effekt derfor sættes den  
 1847 til 0 kg N ha<sup>-1</sup>.

1848  $\text{Øvre effekt} = 90\% \text{ af } 70 \text{ kg N/ha} - 80\% \text{ af } 25 \text{ kg N/ha} + 0 \text{ kg N/ha} = 63 \text{ kg N/ha} - 20 \text{ kg N/ha}$   
 1849  $= 43 \text{ kg N/ha}$



- 1850 For C1, C2, D1 og D2 beregnes efter samme princip men her adderes effekten for vådområder (150 kg N  
1851  $\text{ha}^{-1}$ ) til effekten af omlægningen.
- 1852 For A1 og A2 antages det svagt stigende grundvandsstand ikke at påvirke N retentionen mellem rodzonen  
1853 og vandløbet. Således antages der alene en effekt på udvaskningen af ændret arealanvendelse. Her  
1854 antages der ingen oversvømmelser fra vandløb og således ingen N-retention på N i vandløb. Der er her  
1855 antaget at arealet i før situationen har været drevet som omdriftsmarker pga. den lave grundvandsstand  
1856 og høje nærings tilstand.
- 1857 For B1, B2 og B3, hvor drænsystemet gror til og grundvandsstanden øges til 50-100 cm vil der forekomme  
1858 en stigende N-retention mellem rodzonen og vandløbet. Her er antaget en stigning på 10 % på effekten af  
1859 ændret arealanvendelse. Her antages der ingen oversvømmelser fra vandløb, således ingen N-retention  
1860 på vandløbs-N. Der er her antaget, at arealet i før situationen har været drevet som gødet vedvarende  
1861 græsmark pga. den høje grundvandsstand.
- 1862 For B4, B5 og B6, hvor drænsystemet gror til og grundvandsstanden øges til 30-50 cm vil der forekomme  
1863 en større stigning i N-retention mellem rodzonen og vandløbet. Her er antaget en stigning på 30 % på N-  
1864 retentionen af den øgede grundvandsstand. Her antages der ingen oversvømmelser fra vandløb således  
1865 ingen N-retention på vandløbs - N. Der er her antaget at arealet har været drevet som gødet vedvarende  
1866 græsmark pga. den høje grundvandsstand. For beskyttelsesniveau B6 antages at udgangssituationen er  
1867 ikke gødet og derfor også har et lavere udgangsudvaskning sammenlignet med B4 og B5.
- 1868 For C1 og C2, hvor drænsystemet gror til og grundvandsstanden øges til 0-30 cm vil der forekomme en  
1869 større stigende N-retention mellem rodzonen og vandløbet. Her er antaget en stigning på 50 % på N-  
1870 retentionen af den øgede grundvandsstand. Her antages der også fuld effekt af oversvømmelser fra  
1871 vandløb og den fulde effekt af vådområdet opnås på kvælstof i vandløbsvand. Der er her antaget, at  
1872 arealet har været drevet som gødet vedvarende græsmark pga. den høje grundvandsstand i før  
1873 situationen. Såfremt det ikke er muligt at oversvømme med vandløbsvand fås en effekt på 8-17 kg N  $\text{ha}^{-1}$ ,  
1874 dvs. væsentlig mindre end ved rensning af vandløbsvand inkluderet.
- 1875 For D1 og D2, hvor drænsystemet gror til og grundvandsstanden øges til 0-30 cm vil der forekomme en  
1876 større stigende N-retention mellem rodzonen og vandløbet. Her er antaget en stigning på 50 % på effekten  
1877 af ændret arealanvendelse. Her antages der fuld effekt af oversvømmelser fra vandløb således antages  
1878 en 100 % effekt af den fulde effekt af vådområder på kvælstof i vandløbsvand. Der er her antaget, at arealet  
1879 har været drevet som gødet vedvarende græsmark pga. den høje grundvandsstand. Såfremt det ikke er  
1880 muligt at oversvømme med vandløbsvand fås en effekt på 6-17 kg N  $\text{ha}^{-1}$ , dvs. væsentlig mindre end ved  
1881 rensning af vandløbsvand inkluderet.
- 1882 Resultaterne viser, at den største effekt opnås når vådlægningen inkluderer oversvømmelse med  
1883 vandløbsvand (C1, C2, B1 og B2). For omlægning, hvor der ikke opnås fuld vandmætning opnås den største

1884 effekt ved omlægning af gødede omdriftsmarker med stigende grundvandsstand og med forøget N-  
 1885 retention såsom for B1 og B2. Omlægning af arealer med lav næringsstof niveau opnås den laveste N-  
 1886 effekt på N transporten til vandløbet.

1887 *Tabel 5.4 Opgørelse af N effekten i forbindelse med vådlægning af lavbundslande opgjort på de forskellige*  
 1888 *beskyttelsesniveauer. Grønne tal angiver ugødet, Blå tal antages gødet. Der er antaget fuld N effekt af*  
 1889 *vådlægning på 150 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> for beskyttelses niveauerne: C1, C2, D1 og D2*

	Høst efter vådlægning	Afgræsning	Vådområde effekt på tilstrømmende vand	Udvask før vådlægning	Udvaskning efter vådlægning med gødning	Udvaskning efter vådlægning uden gødning	Stigning i N retention antaget efter vådlægning	Øvre effekt udledning til vandmiljø uden gødning	Stigning i N retention antaget efter vådlægning	Øvre effekt udledning til vandmiljø uden gødning	Mindre ammoniak fordamning	Mindre ammoniak deposition
Enhed	±	±	kg N ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>	%	%	kg N ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>
A1	±	±	0	70	30	25	10 30	0	41	28	10	1
A2	±	±	0	70	30	25	10 30	0	41	28	10	1
B1	+	-	0	70	30	25	10 30	10	43	31	10	1
B2	±	±	0	70	30	25	10 30	10	43	31	10	1
B3	±	±	0	50	20	15	10 30	10	33	23	10	1
B4	±	±	0	30	30	25	20 40	30	12	11	5	1
B5	±	-	0	30	30	25	20 40	30	12	11	5	1
B6	±	±	0	20	20	15	20 40	30	9	8	0	1
C1*	±	-	150	30	30	25	10 40	50	167/17	158/8	5	1
C2*	±	-	150	30	30	25	10 40	50	167/17	158/8	5	1
D1*	-	-	150	30	30	25	10 40	50	167/17	158/8	5	1
D2*	-	-	150	20	20	15	10 40	50	162/12	156/6	0	1

1890 \*Antaget fuld effekt af vådområde jf. Eriksen et al., 2020. Hvor der ingen vådlægning forekommer fra  
 1891 vandløbsvand er effekten henholdsvis 17 og 8 kg N ha<sup>-1</sup> for C1, C2, D1 og 12 og 6 kg N ha<sup>-1</sup> for D2.

### 1892 5.3.6 Negative effekter på kvælstof tab ved vådlægning.

1893 Der er ved ekstensivering af arealanvendelsen i ådalen tale om, at for arealerne der i dag modtager  
 1894 husdyrgødning og hvis der antages at bedriftens husdyrproduktionen ikke påvirkes af vådlægningen af  
 1895 lavbundsarealerne, vil der ske en større mængde af husdyrgødning som udbringes på de tilbageværende

1896 landbrugsarealer (oftest højbundsarealer). Der antages ved "ingen gødning"-vådlægningsscenariet, at  
1897 ammoniakfordampningen flyttes fra de vådlagte arealer op på landbrugets øvrige arealer  
1898 (højbundsarealer). Alternativt til dette, kan husdyrgødningen afsættes til andre bedrifter, som sandsynligvis  
1899 også vil udbringe husdyrgødningen på højbunden. Fælles for disse to strategier er en koncentreret af  
1900 husdyrgødningen på højbundsarealerne, som sandsynligvis vil forøge udvaskningen og  
1901 ammoniakfordampningen ved udbringningen på højbundsmarkerne. Samtidig vil den større  
1902 husdyrgødning og den samlede N kvote på de samlede dyrkede arealer fortrænge brugen af  
1903 handelsgødning. En positiv effekt ved flytningen af husdyrgødningen på ammoniakfordampningen er  
1904 beskrevet i 5.3.2 og betyder, at N-depositionen på de tilstødende arealer til de vådlagte reduceres med  
1905 omkring 1 kg N ha<sup>-1</sup> og denne N-deposition flyttes derved op på områder på højbunden, der støder op til  
1906 arealer, der modtager den større mængde husdyrgødning. Der er således ikke tale om en mindre  
1907 ammoniakfordampning samlet set men alene, at depositionen af ammoniak flyttes fra lavbunden til  
1908 primært højbunden.

1909 Kvælstof der strømmer til lavbundsområdet vil ved en fuld vådlægning sandsynligvis følge andre  
1910 transportveje. Herved er risikoen for at overfladeafstrømning bliver større og at derved vil N-retentionen på  
1911 det til-strømmende opløste nitrat-N-kvælstof blive mindre, end ved en transport domineret af mere  
1912 underjordisk afstrømning. Modsat kan vådlægningen også føre til, at mere drænvand løber i de reducerede  
1913 øvre jordlag, hvor denitrifikationen er stor pga. let tilgængelige organisk stof der kan driver omsætningen  
1914 ved denitrifikation. Der er dog ikke tilgængelig empirisk grundlag til, at kvantificerer denne effekt, da  
1915 effekten kan gå begge veje.

### 1916 5.3.7 Vurdering af arealer der kan omlægges til de forskellige beskyttelsesniveauer

1917 Ud fra afsnit 2.6.1 er der 171.000 ha kulstofrige jorder med ansøgte landbrugsafgrøder i 2018. Heraf udgør  
1918 de permanente græsarealer og græsmarker i omdrift ca. 58.000 ha, hvoraf ca. 23.000 ha er klassificeret  
1919 uden en N-kvotet. I alt er der ca. 44.000 ha ud af de 171.000 ha lavbundsarealer med ansøgte  
1920 landbrugsafgrøder, der ikke har en N-norm og derfor formodes ikke at blive gødet. For 2018 udgør korn  
1921 afgrøder til modenhed ca. 49.000 ha svarende til ca. 30 %. Græsmarker i omdrift ca. 23.000 ha (13 %),  
1922 vedvarende græsmarker ca. 41.000 ha (25 %) og heraf ca. 34.000 ha med N-kvotet. Silomajs, rodfrugter,  
1923 grøntsager og kartofler udgør ca. 9.000 ha (5 %).

1924 For hele arealet udgør arealer uden for omdrift (både vedvarende græsarealer og andet) ca. 65 000 ha  
1925 (38 %) og omdriftsarealet udgør ca 106.000 ha (62 %). I tabel 5.3.3 er der antaget at beskyttelsesniveauerne  
1926 A1, A2, B1, B2 og B3 har været omdriftsarealer. Arealer uden for omdrift (vedvarende græsarealer m.fl.)  
1927 kan henføres til de øvrige beskyttelsesniveauer og omfatter omlægningsstrategierne B4, B5 og B6 samt C1,  
1928 C2, D1 og D2.

1929 Det er ikke forsøgt at kategoriserer de ca. 171.000 ha i forhold til en forventet omlægning til de forskellige  
1930 beskyttelsesniveauer. Ud fra arealanvendelsen i 2018 for lavbundsarealer kan der siges, at ca. 62 % er

1931 omdriftsarealer som ved omlægning til ekstensiv anvendelse vil have en betydelig større reduktion i N-  
1932 udledningen til vandmiljøet sammenligning med omlægning af vedvarende græsarealer. Effekten er størst  
1933 hvor der går fra N-gødede omdriftsarealer til ikke-gødede arealer, og effekten er desuden størst hvor der  
1934 forekommer den største stigning i drændyben, hvorfor den største stigning i N-retentionen "sker" mellem  
1935 rodzonen og vandløbet. Den mindste effekt opnås i B6 hvor udvaskningsniveauet er lavest pga lavt nærings  
1936 status og der derfor ikke sker nogen væsentlig reduktion i udvaskningsniveauet.

### 1937 5.3.8 Referencer

1938 Audet, J., Zak, D., Bidstrup, J., Hoffmann, C.C., 2020. Nitrogen and phosphorus retention in Danish restored  
1939 wetlands. *Ambio* 49, 324–336. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01181-2>.

1940 Bak, J. (2016): Miljøkonsekvensvurdering af regulering vedr. ammoniak i foreslået ny husdyrrealregulering,  
1941 notat, DCE.

1942 Bak, J. (2013): Tålegrænser for Dansk Natur. Opdateret Landsdækkende Kortlægning Af Tålegrænser for  
1943 Dansk Natur Og Overskridelser Heraf, Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi  
1944 nr 69, available at: <http://dce2.au.dk/pub/SR69.pdf>.

1945 Bak, J., P. Løfstrøm & Christian F. Damgaard (2018): Vurdering Af Virkninger På Natur Og Miljø Af Forskellige  
1946 Modeller for Ændret Regulering Af Ammoniakemission, Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center  
1947 for Miljø og Energi nr.275, available at: <http://dce2.au.dk/pub/SR275.pdf>.

1948 Blicher-Mathiesen, G., Holm, H., Houlborg, T., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G.,  
1949 Wienke, J., Hansen, B., Thorling, L. 2019. Landovervågningsoplände 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE  
1950 – Nationalt Center for Miljø og Energi, 222 s. - Videnskabelig rapport nr.305  
1951 <http://dce2.au.dk/pub/SR305.pdf>.

1952 Bobbink R., Hettelingh J-P. (eds), 2011, Review and revision of empirical critical loads and dose response  
1953 relationships, Coordination Centre for Effects, RIVM, Bilthoven.

1954 Børgesen, C.D, Thomsen, I.K, Søegaard, K., Plauborg F. Vinther F.P.2012. Notat om afvandingsdybder ved  
1955 reduceret vandløbsvedligeholdelse.  
1956 [https://pure.au.dk/portal/files/52500986/Notat\\_afvandingsdybder\\_100512.pdf](https://pure.au.dk/portal/files/52500986/Notat_afvandingsdybder_100512.pdf)

1957 Børgesen, C.D., Sørensen P., Blicher-Mathiesen G., Kristensen M.K., Pullens, J.W.M., Zhao J., Olesen J.E. 2019.  
1958 NLES5 - An empirical model for predicting nitrate leaching from the root zone of agricultural land in  
1959 Denmark. Aarhus University, DCA - Danish Centre for Food and Agriculture. 116 p. - DCA report No. 163.  
1960 <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1313>

- 1961 Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B. H. 2020. Virkemidler til reduktion af  
1962 kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.  
1963 452 s. – DCA rapport nr. 174 <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>
- 1964 Hoffmann, C.C., Baattrup-Pedersen, A., Amsinck, S.L. & Clausen, P. 2006: Overvågning af VandmiljøplanII  
1965 vådområder 2005. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport nr. 576 fra DMU, 128 pp
- 1966 Miljøstyrelsen 2014 Naturstyrelsens vejledning til kvælstofberegninger i vådområdeprojekter  
1967 <https://mst.dk/media/121898/kvaelstofberegvejledningmaj2014.pdf>
- 1968 Petersen, R.J., C. Prinds, S. Jessen, B.V. Iversen, C. Kjaergaard 2019. Riparian lowlands in clay till landscapes  
1969 Part II: Nitrogen reduction and release along variable flow paths. Water Resources Research 56(4):  
1970 doi.org/10.1029/2019WR025810.
- 1971 Werner, B, Spranger, T, and Gregor, H. Manual on methodologies and criteria for mapping critical  
1972 loads/levels and geographical areas where they are exceeded. UN ECE convention on long-range  
1973 transboundary air pollution. Germany: N. p., 1996. Web.

1974 **5.4 Fosforeffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje**

1975 *Goswin Heckrath, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet; Dominik Zak, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet*

1976 *Fagfælle Bo V. Iversen, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet*

1977 **5.4.1 Indledning**

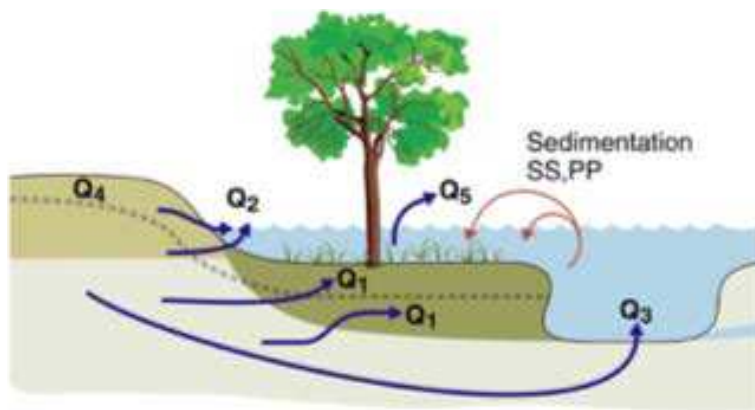
1978 Dette kapitel redegør for fosforpuljer og fosfordynamikken i organiske lavbundsjord samt hvad dette  
1979 betyder for fosfortabet under forskellige hydrologiske og driftsmæssige forhold. Mange studier har  
1980 undersøgt de grundlæggende processer for fosforomsætning, dvs. binding i den faste fase og frigivelse til  
1981 jordvandet, i forskellige typer af organiske lavbundsjord og under forskellige hydrologiske regimer (Craft  
1982 og Richardson, 1993; Reddy et al., 1999; Shenker et al., 2005; Hoffmann et al., 2009; Zak et al., 2010).  
1983 Imidlertid er samspillet mellem fosforomsætning og fosfortab fra organiske lavbundsjord kun belyst i et  
1984 mindre omfang (Petersen et al., 2018) og som regel kun i forbindelse med laboratoriestudier (Kjærgaard et  
1985 al., 2012; Forsmann og Kjærgaard 2014). Der mangler viden på mark- og oplandsskala om effekten af  
1986 forskellige hydrologiske regimer og dyrkningstiltag på fosfortabet. Internationalt eksisterer der kun få  
1987 systematiske processtudier, der har målt fosfortabet og opstillet fosforbalancer både før og efter  
1988 vådlægning af dyrket organisk lavbundsjord (Koskinen et al., 2017). På et nationalt niveau er denne form  
1989 for studie endnu ikke gennemført. Dette betyder, at det ikke er muligt at komme med kvalificerede bud på  
1990 den kvantitative effekt af forskellige passive og aktive beskyttelsesniveauer på fosfortabet set i forhold til  
1991 den oprindeligt dyrkede organiske lavbundjord (Walton et al., 2020). Dette kapitel præsenterer  
1992 tabsmålinger kun for de aktive foranstaltninger svarende først og fremmest til beskyttelsesniveau D (Kap.  
1993 5.1) og kommer med nogle kvalitative bud på effekten af vådlægning eller etablering af paludikultur på  
1994 lavbundsjord. Det bør pointeres, at datagrundlaget for at kunne vurdere effekten af paludikultur  
1995 (beskyttelsesniveau C) på fosfortab er yderst spinkelt, ikke mindst da denne driftsform i litteraturen ofte ikke  
1996 skelnes klart fra genetablering af vådområder. Indtil videre er kun potentialet for fosforfjernelse i høstet  
1997 biomasse dokumenteret for paludikultur (Lærke et al., 2020). Effekten af de passive foranstaltninger på  
1998 fosfortab (beskyttelsesniveau A og B) kan på nuværende tidspunkt ikke kvantificeres på grund af  
1999 manglende datagrundlag.

2000 På grænsefladen mellem højbundsjorden og de ferske vandområder fungerer de uforstyrrede naturlige  
2001 vådområder og lavmoser med deres kulstofrige jorder som naturlige bufferzoner for fosfor (P), der tilføres  
2002 med det tilstrømmende vand fra det omkringliggende landskab. Over århundrede eller årtusinder kan  
2003 vådområderne have ophobet store mængder fosfor i organiske lavbundssedimenter af flere meters  
2004 tykkelse før de blev drænet og opdyrket (Kjærgaard et al., 2010). Af forskellige årsager fungerer disse  
2005 naturlige vådområder ikke altid som højt effektive fosforfiltre, især når fosfor tilbageholdes overvejende ved  
2006 indlejring i organisk materiale og tørvedannelse (Craft og Richardson, 1993). Fosfortabet fra naturlige  
2007 næringsstofrige vådområder kan per arealenhed være betydeligt større end fra højbundsarealer inklusiv  
2008 landbrugsjord (Richardson, 1985; Walton et al., 2020). Generelt er fosfortilbageholdelsen i vådområder

2009 afhængig af et meget komplekst og over forskellige tidsrum varierende samspil mellem hydrologien, den  
2010 kemiske sammensætning af det tilstrømmende vand samt den geokemiske og biologiske omsætning  
2011 inklusive planteoptag i vådområderne (Kjærgaard et al., 2010; Litaor et al., 2004; Zak et al., 2014). For  
2012 detaljerede redegørelser henvises til Hoffmann et al. (2009) og Reddy et al. (1999).

#### 2013 5.4.2 Strømningsveje igennem organiske lavbundsarealer

2014 Lavbundsarealer modtager vand fra nedbør, overfladeafstrømning, grundvand og i den ripariske zone også  
2015 fra vandløb, der går over deres bredder. Typen af det tilstrømmende vand har stor betydning for vandets  
2016 indhold af opløste stoffer og partikulært materiale og dermed betingelserne for fosforomsætningen i  
2017 lavbundsgrunden (Kjærgaard et al., 2010). For eksempel tilføres partikelbundet fosfor med  
2018 overfladeafstrømning og åvand ved oversvømmelser og kan tilbageholdes forholdsvis effektivt i  
2019 lavbundsområdet (Hoffmann et al., 2011; Kronvang et al., 2009). Grundvandsstrømninger kan transportere  
2020 opløst eller kolloidbundet aluminium (Al) og især jern (Fe), hvilke efter udfældning som aluminium- og  
2021 jernoxider kan binde fosfor i organiske lavbundssedimenter (Hoffmann et al., 2009). Desuden påvirkes  
2022 vandkvaliteten af de hydrologiske forhold for tilstrømningen, der varierer i forhold til landskabstype og  
2023 områdets beliggenhed i vandløbssystemet. Således modtager lavbundsgrunde i første- og andenordens  
2024 oplande primært vand fra lokale strømningssystemer, hvorimod bidrag fra regionale  
2025 grundvandsstrømninger, nedbør og vandløbet selv får større betydning i selve ådalen (Dahl et al., 2007).  
2026 Variationen af disse hydrogeologiske forhold i samspil med lavbundsområdet karakteriseres derfor i  
2027 store regionale forskelle i forhold til omsætningen af fosfor.



2028  
2029 *Figur 5.4. Strømningsveje igennem ådalsmagasinet. Q<sub>1</sub>, diffus grundvandsstrømning igennem*  
2030 *lavbundssedimentet; Q<sub>2</sub>, overfladeafstrømning; Q<sub>3</sub>, direkte grundvandsudstrømning i vandløbsbund; Q<sub>4</sub>,*  
2031 *afstrømning i dræn og grøfter samt Q<sub>5</sub>, oversvømmelser fra åen. Modificeret efter Dahl et al. (2007) og*  
2032 *Hoffmann et al. (2009).*

2033 Ud over de georegionale forskelle spiller fordelingen mellem de forskellige strømningsveje en afgørende  
2034 rolle for fosforomsætningen og -tilbageholdelsen i det enkelte lavbundsområde. Vandets opholdstid i  
2035 lavbunden har ligeledes en stor betydning. Ofte kan strømningsvejene være meget komplekse (Petersen  
2036 et al., 2018). Diffuse grundvandsstrømninger (Q<sub>1</sub>, figur 5.4) fremmer kemiske og biologiske omsætninger

2037 afhængigt af de lokale geologiske og hydrologiske forhold i lavbunds-jorden og det underliggende  
2038 magasin (Kjærgaard et al., 2010). Den diffuse strømning kontrolleres af trykgradienten (forskelle i  
2039 grundvandsniveauer) og den hydrauliske ledningsevne i lavbundssedimenter. Den hydrauliske  
2040 ledningsevne varierer betydeligt afhængigt af sedimentets tekstur og organiske indhold, men også i forhold  
2041 til tørvens oprindelse og dens omsætningsgrad (Hoffmann et al., 2009; McCarter et al., 2020). Den  
2042 hydrauliske ledningsevne for svagt omsat tørv kan være flere størrelsesordener større end for stærkt omsat  
2043 og kompakt organisk materiale (Nilsson et al., 2003). I naturlige vådområder stiger tørvens omsætning med  
2044 dybden med en dertil hørende faldende hydraulisk ledningsevne (McCarter et al., 2020). I dyrket organisk  
2045 lavbunds-jord observeres ofte en omvendt gradient på grund af den høje tørveomsætning i det øverste  
2046 dyrkede jordlag (Zak og Gelbrecht, 2007). Nedbrydningen bevirker, at tørv kan blive mere  
2047 vandafvisende med dertil ændrede infiltrationsegenskaber (Schindler et al., 2003). Samtidig kan  
2048 mineralske inklusioner i tørv enten øge den hydrauliske ledningsevne i lavbundssedimentet i form af  
2049 sandaflejringer (Hoffmann et al., 2006) eller mindske den i forbindelse med gytjelag (Petersen et al., 2020).  
2050 Overfladisk afstrømning ( $Q_2$ , figur 5.4) forekommer i naturlige eller genetablerede vådområder, specielt når  
2051 lavbundssedimentet har en lav hydraulisk ledningsevne. Overfladeafstrømning i lavbunden kan også opstå  
2052 i forbindelse med opstrømmende grundvand, der danner lokale kilder i selve lavbundsarealet. På dyrket  
2053 organisk lavbund foregår en betydelig del af vandafstrømningen via drænrør eller grøfter ( $Q_4$ , figur 5.4), der  
2054 ligeledes fungerer som en hurtig transportvej mellem den næringsstofrige lavbunds-jord og selve vandløbet.  
2055 Dermed mindskes kontakten med lavbunds-jorden, hvilket typisk øger fosfortabet fra lavbundsarealet  
2056 (Hoffmann et al., 2009). Begge strømningsveje kan desuden transportere partikelbundet fosfor, hvilket kan  
2057 øge risikoen for fosfortab betydeligt. De hydrologiske processer i mange lavbunds-områder er kendetegnet  
2058 ved årstidsbestemte variationer. Tilstrømning af lokalt grundvand, bidrag fra nedbør og oversvømmelser  
2059 ( $Q_5$ , figur 5.4) aftager typisk kraftigt om sommeren, hvorimod regionale grundvandsstrømninger er mere  
2060 stabile hen over året. Dette medfører periodiske skift i den relative betydning af de forskellige  
2061 strømningsveje igennem lavbunden samt udbredelsen af vandmættede zoner også på drænet lavbund  
2062 (Hoffmann et al., 2009). Sammenholdt med mange mineraljorde er organiske lavbunds-jorde kendetegnet  
2063 af meget komplekse, tidlige og rumlige varierende hydrologiske regimer og afstrømningsmønstre, der  
2064 hidtil er dårligt undersøgt (McCarter et al., 2020; Wang et al., 2020). Dette er en væsentlig vidensmangel,  
2065 der vanskeliggør estimeringen af fosfortab fra lavbunds-jorde også i forbindelse med en vådlægningen.

### 2066 5.4.3 Fosforpuljer og -omsætning i organisk lavbunds-jord

2067 Fosfor tilbageholdes i lavbunds-jordene hovedsagligt ved i) optag af fosfor i den mikrobielle biomasse og  
2068 planter, ii) sorption til jern- og aluminiumoxider, iii) udfældning af fosforminerale, iv) sedimentaflejring af  
2069 partikelbundet fosfor og v) lagring af organisk bundet fosfor i organisk stof og senere tørv (figur 5.5;  
2070 Richardson, 1985; Reddy et al., 1999). Dette gælder uanset om lavbunds-området er vådlagt eller dyrket.  
2071 Den relative betydning af de enkelte fosforpuljer og den biologiske og kemiske omsætninger mellem disse  
2072 varierer dog stærkt afhængigt af de geokemiske og hydrologiske forhold samt de forskellige driftstiltag



2073 (Hoffmann et al., 2009). Fosforoptaget i den mikrobielle biomasse samt plantebiomassen udgør en  
2074 forholdsvis lille pulje (Richardson og Marshall, 1986; Zak et al., 2014), der omsættes inden for korte  
2075 tidshorisonter op til få år afhængigt af vegetationen (Reddy et al., 1999). I åncære områder (den ripariske  
2076 zone) kan fosfor aflejres ved sedimentation, når åen går over sine bredder. Flerårige danske  
2077 monitoringsstudier rapporterer en fosfortilbageholdelse på op til 20 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (Hoffmann et al., 2009).  
2078 Dog er andelen af sedimenteret fosfor i lavbundsjordenes fosforpulje ikke kvantificeret. Fosfor bundet i  
2079 stabilt organisk materiale eller på mineralisk form er de to vigtigste fosforpuljer i organiske lavbundsJORDE  
2080 (Richardson, 1985; Hoffmann et al., 2009). Der findes kun få studier over, hvor meget totalfosfor der er  
2081 bundet i organiske lavbundsJORDE i Danmark. Et studie af Kjærgaard et al. (2020) viste, at fosforindholdet i  
2082 den øverste meter af jorden kan være lige så højt eller højere end tilsvarende værdier på den  
2083 omkringliggende højbundsJORDE. Dette på trods af en betydeligt lavere volumenvægt i organisk  
2084 lavbundsJORDE. En stor del af dette fosfor var bundet til aluminium- og især jernoxider. Dette er i tråd med  
2085 adskillige andre studier, der har vist, at fosforbindingskapaciteten i lavbundsJORDE korrelerer med indholdet  
2086 af jern- og aluminiumoxider (Richardson, 1985; Sah og Mikkelsen, 1986; Schlichting et al., 2002; Litaor et al.,  
2087 2004). Jern og aluminium tilføres overvejende med grundvandet i udstrømningsområder. Under iltfrie  
2088 (anaerobe) forhold i lavbundssedimentet og tilstedeværelse af sulfat kan dette mikrobielt omsættes til sulfid  
2089 og udfældes som jernsulfid (figur 5.5; Madsen og Jensen, 1988). Processen er specielt udbredt i store dele  
2090 af Jylland (Beucher et al., 2017). Ved hjælp af nitrat kan jernsulfid oxideres til jernoxid (Hoffmann et al.  
2091 1998). Af større betydning for omdannelsen af jernsulfid er dog iltning af selve lavbundsJORDE (Madsen og  
2092 Jensen, 1988). I lavbundsJORDE findes forskellige typer af jern- og aluminiumoxider vis krystallinitet har stor  
2093 betydning for fosforbindingen. Amorfe oxider uden tydelig krystalstruktur er de vigtigste fosforsorbenter  
2094 (Parfitt, 1989), som sammen med det bundne fosfor kan bestemmes ved hjælp af en oxalatekstraktion (Van  
2095 der Zee og van Riemsdijk, 1986). Baseret på 8.800 prøver fra det øverste jordlag (0-30 cm) sås store rumlige  
2096 variationer af indholdene af oxalatekstraherbart jern, aluminium og fosfor i dyrkede organiske  
2097 lavbundsarealer i Danmark (Beucher et al., 2020). I gennemsnit var der næsten tre gange så meget jern  
2098 som aluminium bundet i oxider, men molforholdet mellem oxidbundet jern og aluminium var kraftigt  
2099 svingende. En supplerende undersøgelse af 47 dyrkede organiske lavbundsJORDE fra Danmark vurderede,  
2100 at omtrent 70 % af det totale indhold af fosfor i de øverste 50 cm af jorden i gennemsnittet var bundet som  
2101 oxalatekstraherbart fosfor (Heckrath et al., 2020). Resten af fosforpuljen bestod overvejende af organisk  
2102 bundet fosfor. Oxalatekstraherbare jern- og aluminiumoxider antages ofte at have samme  
2103 fosforbindingskapacitet (Schoumans og Chardon, 2015). Imidlertid indikerer enkelte studier, at  
2104 aluminiumoxiderne kan have næsten dobbelt så høj fosforbindingskapacitet som jernoxiderne (Borggaard  
2105 et al., 1990). Den relative betydning af disse to oxider for fosforbinding i organiske lavbundsJORDE er endnu  
2106 ikke klarlagt.

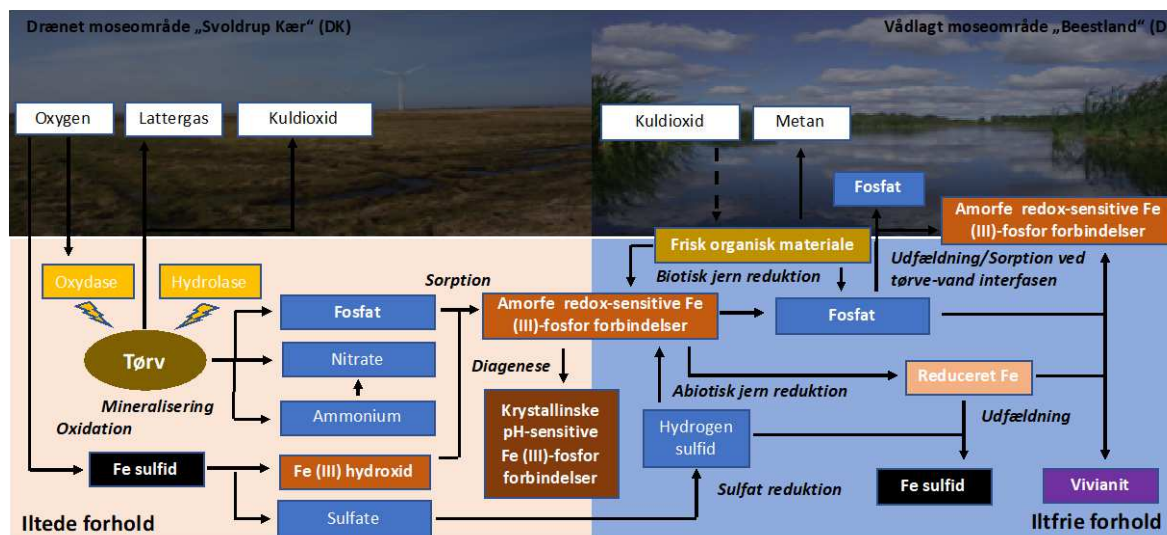
2107 Ved dræning af vådområder og opdyrkning af organiske lavbundsJORDE, hvilket også indbefatter tilførslen  
2108 af fosforgødning, sker der betydelige ændringer i de dynamiske omsætninger mellem fosforpuljerne. Dette

2109 er primært relateret til en drastisk øget ilttilgængelighed i de øvre jordlag og det resulterende skift fra  
2110 anaerobe til aerobe biologiske og geokemiske omsætningsprocesser, der ikke alene resulterer i  
2111 udfældning af jernoxider (Schindler et al., 2003; Zak et al., 2008). Ved en oxidativ mineralisering af tørven  
2112 omdannes hårdt-bundet organisk fosfor primært til uorganisk fosfor, der typisk bindes til jern- og  
2113 aluminiumoxiderne (figur 2; Schlichting et al., 2002; Zak et al., 2008). Nedbrydningen af tørven er også  
2114 forbundet med væsentlige ændringer i dens struktur og fysiske egenskaber. Ikke mindst øges  
2115 volumenvægten (Zak et al., 2010; Kleimeier et al., 2017). Disse ændringer er mest udpræget i de øvre  
2116 jordlag, der er direkte påvirket af dræning og iltning samt dyrkningstiltag (Zak og Gelbrecht, 2007).  
2117 Nedbrydningen af tørven, omdannelsen af organisk til uorganisk bundet fosfor samt tilførslen af  
2118 fosforgødning vil derfor typisk resultere i en relativ fosforberigelse i det øverste jordlag på en dyrket organisk  
2119 lavbundsjord (Schlichting et al., 2002; Zak et al., 2008).

2120 Dynamiske udvekslinger mellem fosforpuljerne og jordvandet har stor betydning for, hvor meget fosfor der  
2121 vil kunne tabes med forskellige former for afstrømning. Fosforfrigivelse til jordvandet betegnes her generelt  
2122 som fosformobilisering og er det første trin i tabsprocessen. Balancen mellem opløst fosfor i jordvandet og  
2123 bundet fosfor kontrolleres i mange drænedede organiske lavbundsjord under iltede forhold overvejende af  
2124 udvekslingsprocesser mellem det opløste fosfor og jern- og aluminiumoxiderne (Litaor et al., 2004).  
2125 Processerne er sammenlignelige med processerne på højbundsjord (Schoumans og Chardon, 2015). Ved  
2126 stigende udnyttelse af fosforbindingskapaciteten i organiske lavbundsjord, som vil kunne forventes som  
2127 resultat af intensiv drift, øges fosforkoncentrationen i jordvæsken (Zak et al., 2010). Desuden kan organisk  
2128 fosfor frigives til jordvandet som opløst organisk stof især i forbindelse med mikrobiel omsætning (Robinson  
2129 et al., 1998). Endeligt kan partikelbundet fosfor mobiliseres især i forbindelse med overfladisk afstrømning  
2130 på lavbundsjoeden (Petersen et al., 2018).

2131 På grund af dårlig vandledningsevne og grundet deres beliggenhed i lavtliggende og våde dele af  
2132 landskabet, kan organiske lavbundsjord ofte være vandmættede i perioder, selvom de er drænedede  
2133 (Petersen et al., 2020). Under disse forhold opstår der ligesom i vådområder anaerobe zoner, hvor jernoxider  
2134 opløses i forskellig grad i forbindelse med anaerobe mikrobielle omsætningsprocesser. Disse reducerer  
2135 ferri-jern fra oxiderne til vandopløseligt ferro-jern (Roden og Wetzel, 2002). Potentielt kan en stor del af de  
2136 svagt krystallinske, oxalatekstraherbare jernoxider gå i opløsning efter få uger under anaerobe, reducerede  
2137 forhold i organiske lavbundsjord (Munch og Ottow, 1980; Heckrath et al., 2020). Derved tabes i første  
2138 omgang bindingskapacitet og store mængder fosfor kan frigives til jordvandet (Zak et al., 2010; Kjærsgaard  
2139 et al., 2012; Forsmann og Kjærsgaard, 2014). Når anaerobe zoner iltes ved dræning eller tilførsel af ilt  
2140 vand udfælder jernoxider igen og binder hurtigt fosfor i jordvæsken (Zak et al., 2004; Kjærsgaard et al.,  
2141 2012). Jernreduktionen afhænger bl.a. af temperatur, krystallisationsgraden af jernoxiderne og adgang til  
2142 let omsættelige kulhydrater som energikilde (Lovley et al., 2004). Det sæsonprægede, dynamiske skift  
2143 mellem anaerobe og aerobe forhold og dermed skiftende opløsning og udfældning af jernoxider i  
2144 organiske lavbundsjord begunstiger dannelsen af lav-krystallinske jernoxider, der har stort overfladeareal

2145 og høj affinitet for fosfor (Heiberg et al., 2012). Tilstedeværelse af høj koncentration af organisk stof  
 2146 medvirker til dannelse af amorfe jernoxider (Karlsson et al., 2008). Fosforbinding og -frigivelse til jordvandet  
 2147 i organiske lavbundsjordene er således i høj grad påvirket af redoxreaktioner (Zak et al., 2010). Under naturlige  
 2148 forhold forventes der kun en delvis reduktion og opløsning af jernoxider på grund af dynamisk skiftende  
 2149 redoxforhold i lavbundsjorden (Prem et al., 2015). Derfor vil det fosfor, der frigives efter opløsning af nogle  
 2150 jernoxider, kunne bindes igen til de resterende jernoxider. Ligeledes vil fosfor bindes af aluminiumoxider  
 2151 eller lersilikater, hvis disse er til stede. Den residuelle fosforbindingskapacitet i jorden har således betydning  
 2152 for netto-fosforfrigivelsen af fosfor til jordvandet under anaerobe forhold og dermed fosfortabspotentialt.  
 2153 Desuden kan fældning af opløst fosfor i form af mineralet vivianit, et jernfosfat med lave opløselighed,  
 2154 forekomme under anaerobe forhold når både jern- og fosforkoncentrationen samt pH er forholdsvis høje  
 2155 (Heiberg et al., 2012; Walpersdorf et al., 2013). Nogle studier antyder, at jern-fosfor-forholdet i amorfe oxider  
 2156 kontrollerer fosformobiliseringen under anaerobe forhold i organisk lavbund, og at fosforfrigivelsen stiger i  
 2157 takt med øget fosformætning af jernoxiderne (Zak et al., 2010; Forsmann og Kjærgaard, 2014). Ved et jern-  
 2158 fosfor-forhold større en 10 falder mobiliseringen drastisk. Imidlertid er det ikke ensbetydende med, at der i  
 2159 alle organiske lavbundsjordene vil ske en stor fosformobilisering ved lavere jern-fosfor-forhold, da fosfor kan  
 2160 bindes til andre sorbenter og udfældes (Heckrath et al., 2020).



2161  
 2162 *Figur 5.5 Sænkningen af grundvandsspejlet i forbindelse med landbrugsmæssig udnyttelse af vådområder*  
 2163 *fører til iltfrie forhold i det tidligere vandmættede jordprofil. Tilstedeværelsen af ilt fører til mikrobiel*  
 2164 *medieret nedbrydning af organisk stof. Den accelererede nedbrydning af det organiske stof fører samtidig*  
 2165 *til forøget frigivelse af fosfor. Samtidig bliver reducerede stoffer som f.eks. jernsulfider oxideret til jernoxider,*  
 2166 *der akkumulerer i jordmatricen og kan blive mere krystallinske og stabile med tiden. Fosfor binder til*  
 2167 *redoxfølsomme, amorfe jernoxider. Ved vådlægningen af tørvejorden vil der opstå meget anaerobe*  
 2168 *forhold, som kan føre til forøget fosformobilisering til jordvandet både ved abiotiske såvel som biotiske*  
 2169 *jernreduktionsprocesser. På samme tid foregår der sulfatreduktion, hvorved reduceret jern kan udfældes*  
 2170 *som jernsulfid. Det reducerede jern kan endvidere udfældes sammen med fosfor og danne vivianit. En*  
 2171 *betydelig andel af det mobiliserede fosfor, som når jordoverfladen, vil kunne blive tilbageholdt på den*  
 2172 *aerobe grænseflade "fosforbarrieren" (modificeret efter Zak et al. 2014).*

2173 I modsætning til højbundsjorde er puljen af mobiliserbart fosfor, der potentielt vil kunne tabes, stærkt  
2174 afhængig af den tidslige og rumlige variation af biogeokemisk drevet jernreduktion og -udfældning som  
2175 følge af skiftende anaerobe og aerobe forhold i drænedede organiske lavbundsjorde (Forsmann og  
2176 Kjærsgaard, 2014). Dette, i kombination med den ofte ukendte og varierende betydning af organisk  
2177 fosformobilisering og fosforudfældning, vanskeliggør estimeringen af fosformobiliseringen i drænet  
2178 lavbundsjord.

#### 2179 5.4.4 Fosfortab fra drænet organisk lavbund

2180 Der findes kun få undersøgelser af fosfortab fra drænet organisk lavbundsjord i Danmark. Imidlertid  
2181 skønnedes bidraget fra dyrkede organiske lavbundsjorde at være én af de største diffuse tabsposter til  
2182 overfladevand (Poulsen og Rubæk, 2005). Sammenholdt med højbundsjord er tabsraterne forholdsvis høje  
2183 (Andersen et al., 2016). I forbindelse med kortlægningen af risiko for fosfortab fra landbrugsarealer antog  
2184 Andersen og Petersen (2020), at der sker et gennemsnitligt fosfortab fra dyrket organisk lavbund på 1,9 kg  
2185 P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Dette skøn er imidlertid baseret på målinger i kun ni studieområder af varierende størrelse,  
2186 landskabstype og drift samt alder af dræningssystemet og antal af måleår. I disse studier var der ikke  
2187 foretaget massebalancer af fosfor tilført og tabt med vandstrømninger fra arealerne således, at arealernes  
2188 betydning som nettokilde for fosfortab ikke klart kan vurderes. Tabsniveauerne varierede stærkt mellem ca.  
2189 0,4 og 9 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (Andersen og Petersen, 2020), som er et udtryk for det komplekse samspil af  
2190 fosformobilisering og vandafstrømning i drænedede landbundsjorde (Hoffmann et al., 2009; Petersen et al.,  
2191 2018). Noget lavere tabsniveauer, mellem 0,5 og 1,9 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, blev fundet i en opgørelse af fosfortab i  
2192 dræn fra en række drænoplande på mellem 100 og 230 ha med intensivt dyrkede organiske  
2193 lavbundsjorde (Hoffmann et al., 2020). Betydeligt større fosfortab er målt i tre transektstudier, der dækkede  
2194 arealer mellem ca. 0,1 og 1 ha, på våde organiske lavbundsjorde med permanent græs. I den etårige  
2195 måleperiode lå fosfortabet til vandløb mellem ca. 9 og 83 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> og foregik dels som  
2196 grundvandsstrømning og dels som overfladeafstrømning især i perioder med højt tab (Petersen et al., 2018).  
2197 De høje tab med overfladeafstrømning blev forklaret med et stort bidrag af partikelbundet fosfor. I alle  
2198 tilfælde var overrisling med drænvand den vigtigste vandtilførsel til områderne, og der skete et nettotab fra  
2199 områderne.

2200 En kvantitative forudsigtelse af fosfortabet fra lavbundsjord er kompliceret, da det afhænger af det  
2201 komplekse samspil mellem de dynamiske bio-geokemiske og hydrologiske processer i lavbundsjorden  
2202 (Petersen et al., 2018). Der eksisterer en betydende vidensmangel angående det tidsligt og rumligt kraftigt  
2203 varierende samspil af fosformobilisering og afstrømningsprocesser i drænedede organiske lavbundsjorde,  
2204 hvilket er afgørende for forståelsen af fosfortabet. Dette forhindrer på nuværende tidspunkt pålidelige  
2205 kvantitative estimater af fosfortab fra dyrket organisk lavbund uden at nærstudere området. De  
2206 eksisterende simple og empiriske modeller til tabsvurdering på organisk lavbundsjord er behæftet med  
2207 meget store usikkerheder (Petersen et al., 2018). I betragtning af det store estimerede fosfortab fra dyrkede  
2208 organiske lavbundsjorde til vandområder (Andersen og Heckrath, 2020) er der presserende behov for

2209 udviklingen af prædiktive tabsmodeller for at kunne foretage en stedsspecifik risikovurdering af fosfortab  
2210 fra dyrket organisk lavbundsjord som basis for en prioriteret virkemiddelplanlægning (Heckrath og  
2211 Andersen, 2020). Desuden er en forbedret kvantitativ tabsestimering fra dyrket lavbund afgørende for at  
2212 kunne perspektivere fosfortabet fra genetablerede vådområder og prioritere arealer til vådlægning.

#### 2213 5.4.5 Effekter af aktive foranstaltninger på fosforomsætning og -tab 2214 (beskyttelsesniveau C og D)

2215 Ved vådlægning af dyrket organisk lavbundjord (beskyttelsesniveau C og D, tabel 5.1) hæves  
2216 grundvandsstanden til nær jordoverfladen, og arealet vil ofte være vanddækket periodisk i løbet af året.  
2217 Dette reducerer ilttilgængeligheden i jorden drastisk og medfører et skift til generelt reducerende forhold,  
2218 hvor anaerobe mikrobielle omsætningsprocesser dominerer (figur 5.5). Som følge af dette opløses  
2219 redoxfølsomme jernoxider, og det bundne fosfor kan frigives i større mængder til jordvandet (Zak et al.,  
2220 2010; Geurts et al., 2008; Lamers et al., 2014). I nogle situationer kan jernoxider også abiotisk reduceres, når  
2221 svovlbrinte er til stede (Lucassen et al., 2004). Når fosforbindingskapaciteten således falder, ændres også  
2222 balancen mellem fosforsorptions- og desorptionsprocesserne, hvilket bidrager til forhøjede  
2223 fosforkoncentrationer i jordvandet (Heiberg et al., 2012). En tredje faktor, der kan øge fosforkoncentrationen  
2224 i jordvandet efter vådlægningen, er mikrobiel medieret frigivelse af organisk fosfor især fra puljen af labilt  
2225 organisk materiale (Robinson et al., 1998). Derudover kan udfældede fosforminerale opløses, når der med  
2226 tiden sker en forsuring i lavbunds-jorden på grund af mikrobielle omsætningsprocesser (Van Dijk et al., 2004).

2227 Fosformobiliseringen til jordvandet efter vådlægning kan variere ganske betydeligt mellem forskellige  
2228 organiske lavbundsarealer (Zak et al., 2018). Nedbrydningen af tørven og den relative fosforberigelse i det  
2229 øverste jordlag af den dyrkede organisk lavbund er således en væsentlig faktor, der fremmer risikoen for  
2230 fosformobiliseringen efter vådlægningen (Tiemeyer et al., 2007; Zak et al. 2010). Naturlige vådområder er  
2231 derimod kendetegnet ved lav fosformobilisering til jordvandet (Zak et al, 2010). En entydig sammenhæng  
2232 mellem fosformobiliseringen til jordvand og specifikke driftsformer af organisk lavbund er ikke påvist. Flere  
2233 studier antyder dog, at fosformobiliseringen til jordvandet falder betydeligt, når molforholdet mellem  
2234 reducerbart jern og fosfor i jord er større end 10 (Geurts et al., 2008; Zak et al., 2010; Forsmann og  
2235 Kjærgaard, 2014). Der er stadigvæk behov for at klarlægge, hvilken betydning den resterende  
2236 fosforbindingskapacitet i reducerede jordlag har for de dynamiske fosfortabsprocesser.

2237 En høj fosformobilisering til jordvandet fra det øverste jordlag kan være en afgørende risikofaktor for høje  
2238 fosfortab via grundvands- og overfladestrømning fra genetablerede vådområder på dyrkede  
2239 lavbundarealer (Hoffmann et al., 2011; Audet et al., 2020). Imidlertid er høj fosformobilisering til jordvand  
2240 ikke ensbetydende med store fosfortab (Tiemeyer et al., 2005; Zak et al., 2018). I vådlagte organiske  
2241 lavbunds-jorde med frit vandspejl blev der observeret en fosfortilbageholdelse på den aerobe grænseflade  
2242 mellem jorden og overfladevandet (figur 5.5). Her kan fosfor bindes af frisk-udfældede jernoxider, efter det  
2243 er diffunderet sammen med opløst ferrojern opad fra det øverste jordlag, hvor det blev mobiliseret i

2244 forbindelse med jernreduktionen (Zak et al., 2004; Geurts et al., 2008). Effektiviteten af  
2245 fosfortilbageholdelsen på grænsefladen kan knyttes til forholdet af opløst jern og fosfor i det anaerobe  
2246 jordvand. Studier fra Zak et al. (2010) har vist, at et forhold mellem jern og fosfor større end tre resulterede i  
2247 meget lave koncentrationer af opløst fosfor i det aerobe vand på jordoverfladen. Der tales om en  
2248 "fosforbarriere" på jordoverfladen, som vil reducere tabsrisikoen for især opløst fosfor fra vådområder i det  
2249 overfladisk strømmende vand (Zak et al., 2018). Derimod er der fortsat risiko for betydelige tab af  
2250 partikelbundet fosfor fra genetablerede vådområder ved overfladeafstrømning, især når der dannes et  
2251 fosforberiget lag på jordoverfladen (Audet et al., 2020; Walton et al., 2020).

2252 Den aktuelle vejledning til kvantificering af fosfortab i forbindelse med reetableringen af vådområder  
2253 estimerer fosformobilisering på basis af jern-fosfor-forholdet ved ekstraktion af amorge jernoxider  
2254 (bikarbonat-dithionit-ekstrakt) i overjorden, og knytter det sammen med en simplificeret antagelse om  
2255 afstrømningsforhold i lavbundsområdet (Hoffmann et al., 2013). Således tages der ikke højde for  
2256 strømningsveje igennem dybere jordlag eller ved overfladeafstrømning. Samtidig ignorerer vejledningen  
2257 potentialet for fosforbinding på jernoxiderne udfældet ved den aerobe grænseflade (Zak m.fl., 2010).  
2258 Denne simplificerede model er behæftet med store usikkerheder og giver sandsynligvis anledning til en  
2259 overestimering af tab af opløst fosfor fra vådlagte lavbundsarealer (Petersen et al., 2018).

2260 Fosforoptagelse i vådbundsvegetationen vil som udgangspunkt kunne modvirke en høj fosforfrigivelse i  
2261 genetablerede vådområder og dermed reducere tabsrisikoen (Hoffmann et al., 2020). Afhængigt af  
2262 vegetationstypen er der målt planteoptag svarende til fosformobiliseringen i 0 – 30 cm-laget i løbet af  
2263 vegetationsperioden (Zak et al., 2014). Forfatterne påpeger imidlertid, at høst af biomassen ville være  
2264 nødvendigt for at undgå øget fosforfrigivelse ved nedbrydning af vegetationen om vinteren og dermed  
2265 øget tabsrisiko på længere sigt. Rapporteret fosforfjernelse ved høst af overjordisk biomasse i vådområder  
2266 varierer kraftigt mellem 1 til 30 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> afhængigt af næringsstofstatus og -tilførsel i vådområderne  
2267 (Walton et al., 2020). Ved etablering paludikultur kan der fjernes fosfor i høstet plantemateriale i den højere  
2268 ende af dette interval, såfremt der tilføres N- eller K-gødning (Lærke et al., 2020). Desuden bidrager  
2269 vådbundsvegetationen til at flytte fosfor fra rodzonen op til overfladen når den dør og efterfølgende  
2270 nedbrydes. Sammen med uorganisk fosfor bundet i fosforbarrieren medfører dette en ophobning af en labil  
2271 fosforpulje, der er i kontakt med det overfladisk strømmende vand og derved udgør en potentiel tabsrisiko.  
2272 Det må forventes, at det vil tage årtier før større puljer af mobiliserbart fosfor i tidligere dyrkede organiske  
2273 lavbundslande er tilstrækkeligt udpint for at minimere risikoen for fosfortab (Zak et al., 2010; Zak et al., 2014).

2274 Der findes dog kun forholdsvis få studier fra vådlagte organiske lavbundslande, hvor det samlede fosfortab  
2275 er målt for alle tabsveje, og hvor der samtidigt er opstillet massebalancer. Walton et al. (2020) har fornylig  
2276 publiceret en omfattende redegørelse af danske og internationale undersøgelser over  
2277 fosfortilbageholdelsen i naturlige og genetablerede vådområder i den tempererede eller humide  
2278 subarktiske klimazone. Karakteren af disse vådområder var kraftigt varierende hvad angår alder, størrelse,

2279 vegetationsdække og fosfortilførsel samt de geokemiske og hydrologiske forhold i vådområderne (Walton  
2280 et al., 2020). Mange af vådområderne på organisk lavbundsjord var en betydende kilde til fosfortab.  
2281 Niveauerne for tabet af totalfosfor varierede betydeligt fra 0,1 til 50 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (30 studier, pers.  
2282 meddelelse D. Zak; Walton m.fl., 2020). Spredningen af tab af opløst fosfor lå mellem 0,4 og 15 kg P ha<sup>-1</sup>  
2283 år<sup>-1</sup> (ni studier). Begge grupper inkluderede et antal periodisk oversvømmede arealer. Gennemsnittet for  
2284 tabet af total og opløst fosfor var henholdsvis ca. 11,6 og 3,8 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. De tilsvarende medianværdier  
2285 var 6,6 og 1,5 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (pers. meddelelse D. Zak; Walton et al., 2020). Dermed er tabsniveauerne i  
2286 samme størrelsesorden som tilsvarende rapporteret fra dyrkede organiske lavbundsjord (Petersen et al.,  
2287 2020; Andersen og Petersen, 2020). De fleste af disse vådområder på organisk lavbund viste dog samtidig  
2288 en klar nettotilbageholdelse af totalfosfor. Derimod sås et nettotab af opløst fosfor på ca. 40% i disse  
2289 vådområder. Den gennemsnitlige tilbageholdelse lå på 6% og -12% for henholdsvis totalfosfor og opløst  
2290 fosfor (Walton m.fl., 2020). Også fosfortilbageholdelsen i vådområderne var kendetegnet ved en meget  
2291 stor spredning, som dog ikke kunne forklares specifikt.

2292 Trods talrige studier af fosformobilisering i genetablerede vådområder i de sidste to årtier er vores forståelse  
2293 af den tidlige og rumlige variation af fosformobiliseringen og dens estimering mangelfuld. Som for drænet  
2294 lavbundsjord eksisterer der store videnshuller angående, hvordan det dynamiske samspil mellem  
2295 fosformobilisering og afstrømningsprocesser påvirker fosfortabet fra vådområderne i en længere årrække  
2296 efter selve vådlægningen (Audet et al. 2020, Walton et al. 2020). Endeligt er der behov for at undersøge,  
2297 hvordan tilhørende tiltag såsom høst af biomasse og styring af det hydrologiske regime, kan bidrage til  
2298 minimering af fosfortabet (Zak et al., 2018).

#### 2299 5.4.6 Referencer

2300 Andersen, H.E., Baatrup-Pedersen, A., Blicher-Mathiesen, G., Christensen, J.P., Heckrath, G., Nordemann  
2301 Jensen, P. (red.), Vinther, F.P., Rolighed, J., Rubæk, G. & Søndergaard, M. 2016. Redegørelse for udvikling i  
2302 landbrugets fosforforbrug, tab og påvirkning af Vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE -Nationalt Center for  
2303 Miljø og Energi, 86 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 77.

2304 Andersen, H.E., Heckrath, G. 2020. Kildeopsplitning af det diffuse tab af fosfor. s. 106-112. H.E. Andersen &  
2305 G. Heckrath (red.) Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE  
2306 - Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397.

2307 Andersen, H.E., Petersen, R.J. 2020. Oversigt over målinger af fosfortab fra dyrket organisk lavbundsjord. s.  
2308 152-153. H.E. Andersen & G. Heckrath (red.) Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i  
2309 Danmark. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr.  
2310 397.

2311 Audet, J., Zak, D., Bidstrup, J. & Hoffmann, C.C. 2020. Nitrogen and phosphorus retention in Danish restored  
2312 wetlands. *Ambio* 49(1), 324-336.

- 2313 Beucher, A., Adhikari, K., Breuning-Madsen, H., Greve, M.B., Österholm, P., Fröjdö, S., Jensen, N.H., Greve, M.H.  
2314 2017. Mapping potential acid sulfate soils in Denmark using legacy data and LiDAR-based derivatives  
2315 *Geoderma* 308, 363-372.
- 2316 Beucher, A., Greve, M.H. 2020. Kortlægning af relevante jordparametre for fosformobilisering i dyrkede,  
2317 organiske lavbundsjord. s. 75-86. H.E. Andersen & G. Heckrath (red.) Fosforkortlægning af dyrkningsjord  
2318 og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. -  
2319 Videnskabelig rapport nr. 397.
- 2320 Borggaard, O.K., Jørgensen, J.P., Møberg, J.P., Raben-Lange, B. 1990. Influence of organic matter on  
2321 phosphate adsorption by aluminium and iron oxides in sandy soils. *Journal of Soil Science* 41, 443-449.
- 2322 Craft, C.B., Richardson, C.T. 1993. Peat accretion and N, P, and organic C accumulation in nutrient-enriched  
2323 and unenriched Everglades peatlands. *Ecological Applications* 3 (3), 446-458.
- 2324 Dahl, M., Nilsson, B., Langhoff, J.H., Refsgaard, J.C. 2007. Review of classification systems and new multi-  
2325 scale typology of groundwater-surface water interaction. *Journal of Hydrology* 344, 1-16.
- 2326 Forsmann, D.M., Kjærsgaard, C. 2014. Phosphorus release from anaerobic peat soils during convective  
2327 discharge — Effect of soil Fe:P molar ratio and preferential flow. *Geoderma* 223-225, 21-32.
- 2328 Geurts, J.J.M., Smolders, A.J.P., Verhoeven, J.T.A., Roelofs, J.G.M., Lamers, L.P.M., 2008. Sediment Fe:PO<sub>4</sub> ratio  
2329 as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. *Freshwater*  
2330 *Biology* 53, 2101-2116.
- 2331 Heckrath, G., Andersen, H.E. 2020. Kortværket over risiko for fosfortab. s. 113-123. H.E. Andersen & G.  
2332 Heckrath (red.) Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE -  
2333 Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397.
- 2334 Heckrath, G., Florea, A.F., Zak, D., Hansen, H.C.B. 2020. Fosfor i organisk lavbundsjord. s. 62-74. H.E. Andersen  
2335 & G. Heckrath (red.) Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet,  
2336 DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397.
- 2337 Heiberg, L, Bender Koch, C., Kjærsgaard, C., Jensen, HS., Hansen, HCB. 2012. Vivianite precipitation and  
2338 phosphate sorption following iron reduction in anoxic soils. *Journal Environmental Quality* 41, 938-949.
- 2339 Hoffmann, C.C., P. Berg, M. Dahl, S.E. Larsen, H.E. Andersen, Andersen, B. 2006. Groundwater flow and  
2340 transport of nutrients through a riparian meadow: Field data and modelling. *Journal Hydrology* 331:315-  
2341 335.
- 2342 Hoffmann, C.C., Iversen, B.V., Strandberg, B., Bruus, M., Hutchings, N., Martinsen, L., Hasler, B. 2020.  
2343 Minivådområder med åben vandflade. s. 88-103. Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H.



- 2344 (redaktører). 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE –  
2345 Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379.
- 2346 Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämppä, J., Hansen, H.C.B., Kronvang, B., 2009. Phosphorus retention  
2347 in riparian buffers: review of their efficiency. *Journal Environmental Quality* 38, 1942–1955.
- 2348 Hoffmann C.C., Kronvang B., Andersen H.E., Kjaergaard C. 2013. Kvantificering af fosfortab fra N og P  
2349 vådområder. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. s. 42.
- 2350 Hoffmann, C.C., Kronvang, B., Audet, J., 2011. Evaluation of nutrient retention in four restored Danish riparian  
2351 wetlands. *Hydrobiologia* 674, 5–24.
- 2352 Hoffmann, C.C., Pedersen, M.L., Kronvang, B., Ovig, L. 1998. Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne:  
2353 a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, IV – Implications for nitrate and iron transformation.  
2354 *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8, 223-240.
- 2355 Karlsson, T., Persson, P., Skyllberg, U., Morth, C., Giesler, R. 2008. Characterization of iron (III) in organic soils  
2356 using extended X-ray absorption fine structure spectroscopy. *Environmental Science Technology* 42, 5449–  
2357 5454.
- 2358 Kjaergaard, C.; Heiberg, L.; Jensen, H.S.; Hansen, H.C.B. 2012. Phosphorus mobilization in rewetted peat and  
2359 sand at variable flow rate and redox regimes. *Geoderma* 173, 311–321.
- 2360 Kjaergaard, C., Hoffmann, C.C., Heiberg, L., Hansen, H.C.B., Jensen, H., Greve, M. 2010. Risiko for fosfortab  
2361 ved reetablering af vådområder? *Vand & Jord* 17(2), 58-62.
- 2362 Kleimeier, C., Rezanezhad, F., Van Cappellen, P., Lennartz, B., 2017. Influence of pore structure on solute  
2363 transport in degraded and undegraded fen peat soil. *Mires and Peat* 19 (18), 1–9.
- 2364 Koskinen, M., Tahvanainen, T., Sarkkola, S., Walle, M., Laurén, A., et al. 2017. Restoration of nutrient-rich  
2365 forestry-drained peatlands poses a risk for high exports of dissolved organic carbon, nitrogen, and  
2366 phosphorus. *Science Total Environment* 586, 858–869.
- 2367 Kronvang, B., C.C. Hoffmann, Dröge, R. 2009. Sediment deposition and net phosphorus retention in a  
2368 hydraulically restored lowland river floodplain in Denmark: Combining field and laboratory experiments.  
2369 *Marine Freshwater Research* 60(7), 638-646.
- 2370 Lamers L.P.M., Vile M.A., Grootjans A.P., Acreman M.C., van Diggelen R., Evans M.G., Richardson C.J.,  
2371 Rochefort L., Kooijman A.M., Roelofs J.G.M., Smolders A.J.P. 2014. Ecological restoration of rich fens in Europe  
2372 and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews* 90(1), 182–  
2373 203.

- 2374 Litaor, M.I., O. Reichmann, A. Haim, K. Auerswald, and M. Shenker. 2004. The geochemistry of phosphorus in  
2375 peat soils of a semiarid altered wet. *Soil Science Society America Journal* 68, 2078-2085.
- 2376 Lovley D.R., Holmes D.E., Nevin K.P. 2004. Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) reduction. *Advances Microbial*  
2377 *Physiology* 49, 219–286.
- 2378 Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P., Van de Crommenacker, J., Roelofs, J.G.M. 2004. Effects of stagnating  
2379 sulphate-rich groundwater on the mobility of phosphate in freshwater wetlands: a field experiment. *Archiv*  
2380 *für Hydrobiologie* 160, 117-131.
- 2381 Lærke, P.E., Strandberg, B., Bruus, M., Hutchings, N. 2020. Paludikultur. s. 156-160. Andersen, H.E., Rubæk,  
2382 G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (redaktører). 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af  
2383 Vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport  
2384 nr. 379.
- 2385 Madsen, H.B., Jensen, N.H. 1988. Potentially acid sulfate soils in relation to landforms and geology. *Catena*  
2386 15, 137-145.
- 2387 McCarter, C.P.R., Rezanezhad, F., Quinton, W.L., Gharedaghloo, B., Lennartz, B., Price, J., Connon, R., Van  
2388 Cappellen, P. 2020. Pore-scale controls on hydrological and geochemical processes in peat: Implications  
2389 on interacting processes. *Earth Science Reviews* 207, 103227.
- 2390 Munch, J.C., Otto, J.C.G. 1980 Preferential reduction of amorphous to crystalline iron oxides by bacterial  
2391 activity. *Soil Science* 129, 15–21.
- 2392 Nilsson, B., J.C. Refsgaard, M. Dahl, I. Møller, B. Kronvang, H.E. Andersen, C.C. Hoffmann, S. Christensen, J.H.  
2393 Langhoff, Rasmussen, K.R. 2003. HYdrokemisk interaktion mellem Grundvand og overfladevand (HYGRO).  
2394 En metode til klassificering af ådale i typeområder. Miljøstyrelsen, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, Danish  
2395 Environmental Protection Agency, Ministry of Environment.
- 2396 Parfitt, D.L. 1989. Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. *Journal Soil Science*  
2397 40, 359–369.
- 2398 Petersen, R.J., Prinds, C., Iversen, B.V., Kjærsgaard, C. 2018. Fosfortab fra våde lavbundslande. *Vand & Jord*  
2399 25(3), 131-134.
- 2400 Petersen, R.J., Prinds, C., Iversen, B.V., Engesgaard, P., Jessen, S., Kjærsgaard, C. 2020. Riparian lowlands in  
2401 clay till landscapes: Part I— Heterogeneity of flow paths and water balances. *Water Resources Research*,  
2402 56, e2019WR025808.
- 2403 Prem, M., Hansen, H.C.B., Wenzel, W., Heiberg, L., Sørensen, H., Borggaard, O.K. 2015. High spatial and fast  
2404 changes of iron redox state and phosphorus solubility in a seasonally flooded temperate wetland soil.  
2405 *Wetlands* 35, 237-246.

- 2406 Reddy, K. R., Kadlec, R. H., Flaig, E., Gale, P. M. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review.  
2407 *Environmental Science and Technology* 29, 83-146.
- 2408 Richardson, C. J. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in wetlands. *Science* 228,  
2409 1424-1427.
- 2410 Richardson, C.J., Marshall, P.E. 1986. Processes controlling movement, storage and export of phosphorus in  
2411 a fen peatland. *Ecological Monographs*. 56, 279-302.
- 2412 Poulsen H.D., Rubæk G.H. (red.) 2005. Fosfor i dansk landbrug. DJF rapport Husdyrbrug nr. 68. Aarhus 370  
2413 Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet. 211 p.
- 2414 Robinson, J. S., C. T. Johnston, Reddy, K. R. 1998. Combined chemical and <sup>31</sup>P-NMR spectroscopic analysis  
2415 of phosphorus in wetland organic soils. *Soil Science* 163, 705-713.
- 2416 Roden EE, Wetzel RG. 2002. Kinetics of microbial Fe(III) oxide reduction in freshwater wetland sediments.  
2417 *Limnology Oceanography* 41, 1733-1748.
- 2418 Sah, R.N., Mikkelsen, D.S. 1986. Effects of anaerobic decomposition of organic matter on sorption and  
2419 transformation of P. II Effects on amorphous iron and P transformations. *Soil Science* 142, 346-351.
- 2420 Schindler, U., Behrendt, A., Müller, L. 2003. Change of soil hydrological properties of fens as a result of soil  
2421 development. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166, 357-363.
- 2422 Schlichting, A., P. Leinweber, R. Meissner, Altermann, M. 2002. Sequentially extracted phosphorus fractions  
2423 in peat-derived soils. *Journal Plant Nutrition Soil Science* 165, 290-298.
- 2424 Schoumans, O.F., Chardon, W. 2015. Phosphate saturation degree and accumulation of phosphate in  
2425 various soil types in The Netherlands. *Geoderma* 237-238, 325-335.
- 2426 Shenker, M., Seitelbach, S., Brand, S., Haim, A., Litaor, M.I. 2005. Redox reactions and phosphorus release in  
2427 re-flooded soils of an altered wetland. *European Journal of Soil Science* 56, 515-525.
- 2428 Tiemeyer B, Frings J, Kahle P, Köhne S, Lennartz B. 2007. A comprehensive study of nutrient losses, soil  
2429 properties and ground water concentrations in a degraded peatland used as an intensive meadow -  
2430 implications for re-wetting. *Journal Hydrology* 345, 80-101.
- 2431 Tiemeyer, B., Lennartz, B., Schlichting, A. & Vegelin, K. 2005. Risk assessment of the phosphorus export from  
2432 a re-wetted peatland. *Physics and Chemistry of the Earth* 30, 550-560.
- 2433 Van Dijk, J., Stroetenga, M., Bos, L., Van Bodegom, P.M., Verhoef, H.A., Aerts, R. 2004. Restoring natural  
2434 seepage conditions on former agricultural grasslands does not lead to reduction of organic matter  
2435 decomposition and soil nutrient dynamics. *Biogeochemistry* 71, 317-337.

- 2436 Van der Zee, S.E.A.T.M., Van Riemsdijk, W.H. Sorption kinetics and transport of phosphate in sandy soil.  
2437 *Geoderma* 1986, 38(1-4), 293-309.
- 2438 Walton, C.R., Zak, D., Audet, J., Petersen, R.J., Lange, J., Oehmke, C., Wichtmann, W., Kreyling, J., Grygoruk,  
2439 M., Jablónska, E., Kotowski, W., Wisniewska, M.M., Ziegler, R., Hoffmann, C.C. 2020. Wetland buffer zones for  
2440 nitrogen and phosphorus retention: Impacts of soil type, hydrology and vegetation. *Science Total*  
2441 *Environment* 727, 138709.
- 2442 Walpersdorf, E., Koch, C.B., Heiberg, L., O'Connell, D.W., Kjaergaard, C., Hansen, H.C.B. 2013. Does vivianite  
2443 control the solubility of phosphate in anoxic meadow soils? *Geoderma* 193-194, 189 – 199.
- 2444 Wang, M., Liu, H., Zak, D., Lennartz, B. 2020. Effect of anisotropy on solute transport in degraded fen peat  
2445 soils. *Hydrological Processes* 34, 2128–2138.
- 2446 Zak, D., Gelbrecht, J. 2007. The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial  
2447 stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry* 85, 141-151.
- 2448 Zak, D., Gelbrecht, J., McInnes, R. 2018. Managing phosphorus release from restored minerotrophic  
2449 peatlands. s. 321-1327. C.M. Finlayson et al. (eds.). *The Wetland Book*. Springer, Dordrecht.
- 2450 Zak, D., Gelbrecht, J., Zerbe, S., Shatwell, T., Barth, M., Cabezas, A., Steffenhagen, P. 2014. How helophytes  
2451 influence the phosphorus cycle in degraded/inundated peat soils – Implications for fen restoration.  
2452 *Ecological Engineering* 66, 82-90.
- 2453 Zak, D., Wagner, C., Payer, B., Augustin, J., & Gelbrecht, J. 2010. Phosphorus mobilization in rewetted fens:  
2454 The effects of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecological Applications* 20,  
2455 1336–1349.
- 2456 Zak, D., Gelbrecht, J., Wagner, C. & Steinberg, C.E.W. 2008. Evaluation of phosphorus mobilization potential  
2457 in rewetted fens by an improved sequential chemical extraction procedure. *European Journal of Soil*  
2458 *Science* 59, 1191-1201.

2459 **5.5 Natur/biodiversitetseffekter forbundet med beskyttelse af jordens kulstofpulje**

2460 *Morten Strandberg og Paul Henning Krogh, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet*

2461 *Fagfællebedømmer Beate Strandberg*

2462

2463 Lavbundslande spænder vidt biologisk fra næringsfattige og artsfattige plantesamfund med dværgbuske  
2464 og halvgræsser, som kæruld og kogleaks, over fugtige overdrev og enge på organisk jord med en artsrig  
2465 flora, som er betinget af græsning, til floristisk set artsfattige højstaudesamfund. Dræning og gødskning har  
2466 i vid udstrækning gjort det muligt at dyrke sådanne arealer, som ved tilførsel af gødning har vist sig gunstige  
2467 for afgrødeproduktion. Dog har resultatet været, at jordens organiske indhold er mineraliseret med tiden,  
2468 hvilket stedse har gjort dyrkning vanskeligere på grund af stigende problemer med vanddækning. Dyrkning  
2469 og dræning har været til stor skade for disse naturarealers biodiversitet. I det følgende beskrives kort hvilke  
2470 processer, der er i spil i forhold til biodiversitet ved udtagning af sådanne områder til anden brug end  
2471 traditionel dyrkning med jordbehandling og gødskning. Strukturelle og funktionelle ændringer i  
2472 habitatstrukturen i form af ændret hydrologi, plantesamfund inkl. vedplanter som har stor betydning for  
2473 hvilke andre arter der kan indfinde sig, arealanvendelse f.eks. i form af fjernelse af biomasse eller græsning,  
2474 og næringsstofforhold er essentielle for vurdering af biodiversitetseffekterne.

2475 **5.5.1 Basis for biodiversitet**

2476 Der er flere forhold der bestemmer den totale biodiversitet på et område. Blandt disse er tid, rum, jordbund,  
2477 klima, hydrologi, den floristiske diversitet, økosystemdannende arter, forvaltning mv.

2478 Det er vist at en forøget diversitet af vilde planter på genoprettede lysåbne naturtyper forplanter sig til de  
2479 næste niveauer i fødekæden, som fx fugle (Wakeham-Dawson & Aebischer 1998), bestøvende insekter  
2480 (Forup & Memmott 2005) Warzecha et al. (2019) og Nichols et al. (2019) har vist noget lignende ved en  
2481 sammenligning af forskellige blomsterblandinger til udsåning, og biller (Blake et al. 1996). Dette er ligeledes  
2482 vist eksperimentelt (Scherber et al. 2010) som fandt at det i særlig grad gjaldt for herbivore insekter.

2483 Ejrnæs et al. (2008) undersøgte ved hjælp af forekomsten af plantearter, hvor hurtigt opgivne marker  
2484 ændrede sig til lysåben natur, og fandt at udviklingen er blevet vanskelig på marker, der har modtaget  
2485 kunstgødning, idet næringsstoffindholdet i jorden medvirker til at fremme nogle få arter, som via deres evne  
2486 til kraftig vækst kan udnytte de høje næringsstoffniveauer og derved bliver dominerende, sandsynligvis i  
2487 form af højstaudesamfund. Dette sås ved at sandsynligheden for at opgivne marker udviklede sig til lysåben  
2488 natur aftog fra en sandsynlighed på 80 % i perioden fra 1874 – 1949 til 5 % i perioden fra 1970 til 2000.  
2489 Årsagen formodes først og fremmest at være næringsstoffer, der fremmer konkurrencesterke arter, men  
2490 også at jordens frøpulje er gået tabt på grund af bl.a. herbicidforbrug gennem flere års opdyrkning.

2491 Schuldt et al. (2019) har på baggrund af flere års undersøgelser i eksperimentelle græsmarks- og  
2492 skovøkosystemer vist at der er en entydig positiv sammenhæng mellem floristisk artsrigdom og

2493 artsrigdommen af en række funktionelle grupper af leddyr. Tendensen forstærkes med en stigning i  
2494 økosystemernes strukturelle og funktionelle diversitet. Sammenhængen mellem floristisk diversitet og andre  
2495 artsgrupper er for nylig blevet bekræftet af Brunbjerg et al., (2018), der i Biowide, en dansk landsdækkende  
2496 analyse på en lang række naturtyper og artsgrupper viste, at planternes artsrigdom giver en stærk  
2497 forudsigelse af mange artsgruppers artsrigdom. Spørgsmålet er dog, i hvilken grad dette gælder, hvis der  
2498 ses på et enkelt økosystem, med den artsvariation, der er i dette. Således fandt Beugnon et al. (2019) i et  
2499 eksperimentelt etableret græsmark, at antallet af plantearter ikke havde nogen signifikant effekt på  
2500 jordbundsfaunaen. Hverken på artsantal eller antal tæthed. Det gjaldt uanset, om der blev set på den totale  
2501 jordbundsfauna eller på dele af den. Derimod viste modeller baseret på planternes funktionelle egenskaber  
2502 (traits) sig at være bedre til at forudsige tilstedeværelsen af nogle grupper af jordbundsdyr.

2503 Meget forsimplet betyder det, at jo flere plantearter et virkemiddel resulterer i, vil det alt andet lige være  
2504 forventeligt, at der med et større antal af plantearter vil forekomme et større antal af arter fra andre  
2505 artsgrupper. Dette er blandt andet en effekt af at de fleste, om ikke alle, plantearter har en række arter  
2506 tilknyttet, som fx herbivore insekter, som igen tiltrækker andre arter. Herudover har faktorer som tid siden  
2507 genopretning, arealets størrelse og heterogenitet, samt nærhed til natur betydning for, hvor stor biodiversitet  
2508 et genoprettet område indeholder.

2509 Alt andet lige vil den flora, der udvikler sig, sammen med både den fysiske og vegetationsmæssige  
2510 heterogenitet derfor være en indikator for værdien af det udtagne lavbundsområde i forhold til natur og  
2511 biodiversitet. Den floristiske sammensætning og økosystemets struktur og funktion vil kunne bruges til at  
2512 vurdere områdets lighed med fugtige naturtyper på kulstofrig jordbund, medens den floristiske artsdiversitet  
2513 kan bidrage til at vurdere, hvor mange dyrearter det udtagne område potentielt kan understøtte. På den  
2514 baggrund er forventningen, at udviklingen af homogene artsfattige samfund eller ligefrem understøttelse  
2515 af artsfattige plantesamfund efter udtagning vil have begrænset betydning for natur og biodiversitet,  
2516 medens udviklingen af artsrige plantesamfund i kombination med høj strukturel og funktionel  
2517 økosystemdiversitet vil have større betydning. Størst betydning for natur og biodiversitet vil der være ved  
2518 udvikling af plantesamfund i mosaik i et samspil med hydrologi, jordbund og økosystemdannende arter,  
2519 som er karakteristiske for en eller flere af de naturtyper, der trives på fugtige organiske jorder.

## 2520 5.5.2 Tidligere vurderinger af virkemidler på lavbundsjord i forhold til effekt på 2521 biodiversitet

2522 Dalgaard et al. (2018) vurderede på baggrund af udenlandske undersøgelser at lavskov på lavbundsjord  
2523 med pil og poppel var positivt for biodiversiteten, medmindre placeringen lå på lavbundsgrunde i tilknytning  
2524 til vandløb og søer. Vurderingen er ikke direkte relevant i forhold til vurderingen af paludikultur, som ikke  
2525 inkluderer pil og poppel. Dalgaard et al. (2018) skriver således afsluttende i vurderingen af lavskov: "*På*  
2526 *lavbundsgrunde vil etablering af græsning være et bedre alternativ for biodiversiteten.*". Det vurderes  
2527 yderligere af Dalgaard et al. (2018), at vandstandshævning på udtagne lavbundsgrunde vil være positivt for

2528 biodiversiteten, hvor det bemærkes, at effekten ikke kan kvantificeres på grund af, at der mangler  
2529 undersøgelser af spørgsmålet. Dette bekræftes af Olesen et al. (2019), som vurderer, at vådlægning af  
2530 tidligere dyrkede lavbundsjord vurderes positivt for biodiversitet, men størrelsen af effekten vurderes ikke.

2531 Når arealerne udlægges til naturformål, vil det have positive effekter på diversiteten af flora, fauna og  
2532 funga, især når arealerne udlægges i tilknytning til eksisterende naturarealer (Natura 2000 og 53 områder)  
2533 og forvaltes med naturudvikling som målsætning (Dalgaard et al. 2018). Disse effekter kan dog ikke  
2534 opgøres kvantitativt, da der ikke findes undersøgelser af biodiversitetseffekterne ved udtagning af  
2535 lavbundsjord.

2536 I N-virkemiddelkataloget (Eriksen et al. 2020) indgik en række virkemidler i forhold til kvælstof, som også er  
2537 blevet vurderet i forhold til sideeffekter på biodiversitet, heriblandt følgende fire virkemidler på  
2538 lavbundsarealer i ådalen: etablering af vådområder, afbrydning af dræn, paludikultur og fjernelse af  
2539 biomasse i randzoner og engarealer. Blandt disse er "*afbrydning af dræn og paludikultur*" identiske med  
2540 de beskyttelsesniveauer, der skal vurderes i nærværende vurdering af beskyttelsesniveauer ved udtagning  
2541 af lavbundsjord.

### 2542 5.5.3 Græssende dyr

2543 Græssende dyr kan ved et let græsningstryk bevare eksisterende tørvejord, fordi jordbunden kan holdes  
2544 våd, og i mindre grad bliver forstyrret, men brugen af arealet til produktion af kød og/eller mælk med høje  
2545 dyretætheder begrænser dannelsen af ny tørvejord og nedbryder den eksisterende tørv (Morris et al. 2010).  
2546 Anvendelsen til produktion af animalske produkter som kød og mælk vil gøre, at der fjernes næringsstoffer  
2547 fra arealerne, men beregninger fra hede viser at den mængde næringsstoffer, der fjernes ved produktion  
2548 af animalske produkter, er mindre end den mængde kvælstof, der i dag årligt tilføres ved atmosfærisk  
2549 nedfald, som oftest markant mindre (Schmidt og Gundersen 2018). Ydermere er mængden meget lille i  
2550 forhold til den mængde, der i form af organisk bundet kvælstof er ophobet i jordbunden gennem mange  
2551 års dyrkning, som for en dyrkningsjord ligger mellem 3.500 og 12.000 kg/ha i de øverste 25 cm (SEGES  
2552 2017). Derfor vil dyrenes vigtigste funktion være at holde vegetationen lav og lysåben, således at den  
2553 næringsberigede jordbund ikke fører til dominans af et begrænset antal arter af konkurrencesterke  
2554 plantearter, som trives på den kunstigt næringsberigede jordbund.

2555 På den baggrund er det sandsynligt at genforvildning med bl.a. kvæg og heste i kombination med  
2556 aflukning af grøfter og dræn vil være den bedste og hurtigste måde at sikre, at tidligere dyrkede arealer  
2557 opnår værdi for natur og biodiversitet. Hvor der er mulighed for dannelse af krat kan dette også være en  
2558 løsning, der fremmer biodiversitet. Der mangler dog gode undersøgelser af dette under danske forhold,  
2559 hvor genforvildning oftest er taget i anvendelse på arealer der allerede kan karakteriseres som natur.

#### 2560 5.5.4 Jordbundsdyr

2561 Ekstensivering af landbrug fører generelt til større populationer og diversitet af jordbundsdyr som følge af  
2562 mindre jordbearbejdning (Demšar et al., 2006; Postma-Blaauw et al., 2012; Spurgeon et al., 2013). Det er  
2563 dog ikke uden betydning, hvilken type skov der etableres og hvilke jordbundskarakteristika denne medfører  
2564 (Spurgeon et al., 2013). Normalt vil sandjord have mindre populationer end lerjord, men for våde habitater,  
2565 betyder det mindre. Ved at sammenholde *trait* databasen BETSI (Hedde et al., 2012) og Edaphobase  
2566 (Burkhardt et al., 2014) dataportalens danske Biowide springhaledata, der dækker 130 forskellige  
2567 lokaliteter og 24 forskellige habitattyper efter EUNIS klassifikationssystemet, kan habitaterne beskrives mht.  
2568 fordeling af størrelser på dyr og deres artsrigdom. Danske våde habitater som kær, moser, søbred osv. har  
2569 typisk en springhalefauna med gennemsnitligt større arter, hvilket skyldes at de større springhale kræver  
2570 mere førne og vegetation end mindre dyr. De har en epigæisk livsform. Disse våde habitater er  
2571 lavbundshabitater eller ligner dem, så man kan forvente at reetableringen af lavbundshabitater vil få  
2572 samme dyresamfund.

2573 Regnormesamfundet i sæsonvis oversvømmede arealer er kraftigt påvirket af denne vandmættede jord,  
2574 men arter som grøn orm, *Allolobophora chlorotica*, bækorm, *Eiseniella tetraedra*, skov-regnorm, *Lumbricus*  
2575 *rubellus*, blå orm, *Octolasion cyaneum*, og mælket orm, *Octolasion tyrtaeum*, kan klare sig vinteren over i  
2576 vandmættet jord og er almindelige i sådanne naturligt oversvømmede arealer (Ausden et al., 2001). På  
2577 græsningsarealer med årlig høj vandstand og med lysesiv kan regnormefaunaen være relativt artsrig med  
2578 omkring 10 arter, men med en lav biomasse på omkring 40 g m<sup>-2</sup> (Jones et al., 2001) sammenlignet med  
2579 danske kløver-græsmarker, der kan have omkring 200 g orm m<sup>-2</sup> (Krogh et al. subm.). Faunaen i  
2580 vandmættet jord kan dog fortsat bidrage som føde til fugle og til jordbundsprocesser. Da ormene vil søge  
2581 op fra vandfyldt jord, som eksempelvis den epigæiske skov-regnorm gøre det (Zorn et al., 2008), vil de være  
2582 tilgængelige som føde. Regnorme i våde enge og sæsonvis oversvømmede arealer (habitatstruktur) vil  
2583 derfor fortsat have en funktion som fugleføde.

2584 Hvis scenariet efter intensiv landbrugsdrift ved udtagning er en monokultur, kan der ikke forventes positive  
2585 effekter på regnorme, på samme måde som for flerårige energijafrøder (Lask et al., 2020).

#### 2586 5.5.5 Biodiversitetseffekter af de udvalgte beskyttelsesniveauer

2587 Vurderingen af effekter af de udvalgte beskyttelsesniveauer er foretaget som en biologisk ekspertvurdering,  
2588 da der ikke er fundet studier, som har undersøgt dette på lavbund. Baggrunden for de generelle biologiske  
2589 vurderinger er beskrevet i indledningen. Vurderingerne er af samme årsag kvalitative.

2590 Det er i vurderingerne antaget, at der inden udtagning har været et simpelt sædskifte med årlig  
2591 jordbehandling, gødskning og pesticidanvendelse f.eks. med skiftende vinterafgrøder og eventuelt også  
2592 forårsafgrøder. Vurderingen tager udgangspunkt i en sammenligning mellem resultatet efter en lang  
2593 periode, op til 50 år. Derfor vil scenarier der indeholder en form for årlig høst eller anden homogenisering  
2594 score ret lavt, medens scenarier der tillader at der udvikles mere heterogene arealer vil score højere.



2595 Der er i lighed med vurderingen i Eriksen et al. (2020) anvendt skalaen fra -3, -2, -1, 0, +1, +2, +3, hvor minus  
2596 3 er meget dårligere biodiversitet end udgangspunktet dyrket areal med jordbehandling, og +1 er en  
2597 forventning om lidt bedre biodiversitet end udgangspunktet, +2 er bedre biodiversitet end udgangspunktet,  
2598 og +3 er meget bedre biodiversitet end udgangspunktet. Ved 0 forventes ingen signifikant målbar ændring  
2599 i forhold til udgangspunktet før udtagningen. I praksis er der ikke nogle af beskyttelsesniveauerne der  
2600 medfører en negativ biodiversitetspåvirkning relativt til situationen før udtagningen.

2601 Arealet af det enkelte beskyttelsesniveau/scenarie vil have betydning for den overordnede vurdering af  
2602 biodiversitetseffekter. Der er dog ikke fundet viden om det forventede arealmæssige omfang af de enkelte  
2603 beskyttelsesniveauer. Eriksen et al. (2020) anvendte en samlet score for biodiversitet ved en simpel addition  
2604 af scorerne for de enkelte biodiversitetseffekter. I nærværende behandling er dette undladt, da der kan  
2605 være en risiko for at begå uønskede fejl ved at addere biodiversitetseffekter på tværs af artsgrupper  
2606 (Damgaard et al. 2019).

2607 I det omfang det udtagne areal bruges til andre formål end biodiversitet, vil det have betydning for den  
2608 biodiversitet, der kan være på arealet. Dette gælder fx hvis arealet anvendes til biomasseproduktion,  
2609 kødproduktion eller honningproduktion mv. Sådanne scenarier indgår dog ikke i de udvalgte  
2610 beskyttelsesniveauer og nærværende vurdering.

2611 I vurderingerne af biodiversitetseffekter er medtaget regnorme, jordbundsinsekter, mikrolededyr, enkytræer,  
2612 tokimbladede urter, graminoider, træer og buske, biller, bier, sommerfugle og svirrefluer. Fugle og pattedyr  
2613 er ikke medtaget i vurderingerne, da forventningen er at biodiversitetseffekter på fugle og pattedyr alligevel  
2614 vil være afledt af de niveauer, der allerede indgår. Således forventes det at positive effekter på planter og  
2615 leddyr mv. i et vist omfang vil forplante sig til fugle og pattedyr.

#### 2616 5.5.6 Beskrivelse af scenarierne i forhold til biodiversitet

2617 Bedømmelsen af virkningen på biodiversitet i de følgende scenarier er samlet i Tabel 5.5 og gennemgået  
2618 for hvert scenarie i kapitel 5.5.6.1 til 5.5.6.12.

2619 *Tabel 5.5 Biodiversitetsvurdering for de 12 scenarier. Biodiversitetsvurdering. Der er i lighed med*  
2620 *vurderingen i Eriksen et al. (2020) anvendt skalaen fra -3, -2, -1, 0, +1, +2, +3, hvor minus 3 er meget dårligere*  
2621 *biodiversitet end udgangspunktet dyrket areal med jordbehandling, og +1 er en forventning om lidt bedre*  
2622 *biodiversitet end udgangspunktet, +2 er bedre biodiversitet end udgangspunktet, og +3 er meget bedre*  
2623 *biodiversitet end udgangspunktet. Ved 0 forventes ingen signifikant målbar ændring i forhold til*  
2624 *udgangspunktet før udtagningen.*

Vidensyntese - Udkast til ekstern interessenthøring

Kode	A1	A2	B1	B2	B3	B4	B5	B6	C1	C2	D1	D2
Beskyttelsesniveau	Jordbearbejdning ophører og omlægning til vedvarende græs		Undlade nydræning og vedligehold af dræn og grøfter						Paludikultur		Vådområde	
Næringstilstand før udtagning	Høj	Høj	Høj	Høj	Lav	Høj	Høj	Lav	Høj	Høj	Høj	Lav
Næringstilstand efter udtagning	Høj	Faldende	Høj	Faldende	Lav	Høj	Faldende	Lav	Høj	Høj	Faldende	Lav
Grundvandsstand start udtagning	50-100	50-100	50-100	50-100	50-100	30-50	30-50	30-50	0-30	0-30	0-30	0-30
Grundvandsstand i årene efter udtagning	Svagt varierende	Svagt varierende	Stigende	Stigende	Stigende	Stigende	Stigende	Stigende	Konstant	Svagt varierende	Svagt varierende	Svagt varierende
Beskrivelse	m/u gødning af biomasse eller afgræsning	Ingen gødning af biomasse	m/u gødning af biomasse eller afgræsning	Ingen gødning af biomasse	Ingen gødning m/u høst af biomasse eller afgræsning	m/u gødning af biomasse eller afgræsning	Ingen gødning af biomasse	Ingen gødning m/u høst af biomasse eller afgræsning	Pumponing af vand, m/u omlægning/direkte såning af afgrøde efter en årække. Høst af biomasse. Næringsstoffer via gødning eller drænvand.	m/u omlægning/direkte såning af afgrøde efter en årække. Høst af biomasse. Næringsstoffer via gødning eller drænvand.	Høst af biomasse	
Regnorme	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	2	2-3
Jordbundsinsekter	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	2-3
Mikrolededyr	1	1-2	1	1	1	1	1	2	1	1	2	2-3
Enkytræer	1	1-2	1	1	2	1	1	2	1	1	2	2-3
Tokimbladede urter	0	0	0	1	0-1	0	1	1-2	0-1	0-2	2	1-3
Graminoider (græs, halvgæs, siv)	1	1	1	1	1	0-1	1	1-2	0-1	0-2	2	1-3
Træer og buske	0	0	0	0		0	0	0-1	0	0	0	1-3
Biller	1	1	1	1	1	1	1	1-2	0-1	0-1	2	2-3
Bier	0	0	0	0	0-1	0-1	0-1	1-2	0-1	0-1	0-1	1-3
Sommerfugle	0	0	0	0	0-1	0	0-1	1-2	0	0	0-1	0-3
Svirrefluer	0	0	0	0	0-1	0	1	1-2	1-2	1-2	0-2	1-3

#### 2625 5.5.6.1 Scenarie A1

2626 Den vigtigste egenskab ved scenarie A1 i forhold til udgangspunktet er at jordbearbejdning ophører.  
2627 Omlægning til vedvarende græs kan også være positivt i forhold til afgrøde med jordbehandling og høst.  
2628 Fokus på produktion ved afgræsning eller høst af biomasse, af hvad der forventes at være højproduktive  
2629 græsser på en næringsrig jordbund, vil ikke være fremmede for biodiversitet generelt. Muligheden for  
2630 fortsat gødskning vil være en hindring for at der på sigt udvikles en forbedring af biodiversiteten på arealet.  
2631 I det tilfælde der ikke tilføres gødning, vil der via den biomasse der fjernes over tid kunne ske en forbedring  
2632 af biodiversiteten ved udpining. Dette vil dog afhænge af mængden af næringsstoffer, der tilføres fra luften,  
2633 ved overfladeafstrømning og med næringsrigt overfladenært grundvand. Ophør af jordbehandling vil  
2634 være positivt for jordbundsfaunaen og insekter som løbebiller og edderkopper der lever på jordoverfladen.

#### 2635 5.5.6.2 Scenarie A2

2636 Den vigtigste egenskab ved scenarie A2 i forhold til udgangspunktet er at jordbearbejdning ophører.  
2637 Omlægning til vedvarende græs kan også være positivt i forhold til enårig afgrøde med jordbehandling  
2638 og høst. Fokus på produktion ved afgræsning eller høst af biomasse af hvad der forventes at være  
2639 højproduktive græsser på en næringsrig jordbund vil ikke være fremmede for biodiversitet generelt. Ophør  
2640 af gødskning vil medføre at der på sigt udvikles en forbedring af biodiversiteten på arealet. Når der ikke  
2641 tilføres gødning, vil der via den biomasse, der fjernes, over tid kunne ske en forbedring af biodiversiteten  
2642 ved udpining. Hvor hurtigt dette sker, afhænger blandt andet af nærhed til naturarealer med en  
2643 artssammensætning, der vil kunne kolonisere området, idet det må forventes at den lokale frøpulje stort set  
2644 er udtømt som følge af tidligere jordbehandling, gødskning og pesticidanvendelse. Graden af udpining vil  
2645 dog også afhænge af mængden af næringsstoffer, der tilføres fra luften, ved overfladeafstrømning og med  
2646 næringsrigt overfladenært grundvand. Ophøret med jordbehandling vil være positivt for jordfaunaen og  
2647 for insekter som løbebiller og edderkopper, der lever på jordoverfladen.

#### 2648 5.5.6.3 Scenarie B1

2649 I scenarie B1 vil der ske en forøgelse af vandstanden som følge af, at der ikke gendrænes og heller ikke  
2650 sker vedligehold af dræn og grøfter. Ophør af jordbehandling vil sikre, at der sker en positiv udvikling af  
2651 jordbundsfaunaen. Den stigende vandstand vil sammen med den høje næringstilstand før og efter  
2652 udtagning gøre, at der vil udvikle sig et plantesamfund med produktive arter som tagrør og dunhammer.  
2653 Høst af biomasse vil, afhængigt af årstiden, kunne ændre plantesamfundet mod en dominans af andre  
2654 arter. Dette vil fortrinsvis være græsser som tåler høst. Græsning vil give en mere varieret vegetation, idet  
2655 der med tiden vil indfinde sig højproduktive arter som dyrene ikke græsser så hårdt på grund af indhold af  
2656 forsvarsstoffer eller fordi arterne har torne eller lignede fysisk forsvar. Tilførsel af næringsstoffer med  
2657 gødskning eller fra atmosfærisk nedfald eller med næringsrigt vand fra omgivelserne vil medvirke til at  
2658 holde det udtagne areal i en tilstand der er ugunstig for biodiversiteten. Scenariet vil først og fremmest være  
2659 en fordel for jordbundsfaunaen og overfladelevende biller og edderkopper på grund af ophøret af  
2660 jordbearbejdning.

#### 2661 5.5.6.4 Scenarie B2

2662 I scenarie B2 vil der lige som i B1 ske en forøgelse af vandstanden som følge af, at der ikke gendrænes og  
2663 heller ikke sker vedligehold af dræn og grøfter. Ophør med jordbehandling vil sikre, at der sker en positiv  
2664 udvikling af jordbundsfaunaen. Den stigende vandstand vil sammen med den høje næringstilstand før  
2665 udtagning gøre, at der umiddelbart efter udtag vil udvikle sig et plantesamfund med produktive arter som  
2666 tagrør og dunhammer. Høst af biomasse vil afhængigt af årstiden kunne ændre plantesamfundet mod en  
2667 dominans af andre høsttolerante arter. Ophøret med gødskning vil afhængigt af størrelsen af tilførsel af  
2668 næringsstoffer fra atmosfærisk nedfald eller med næringsrigt vand fra omgivelserne kunne bevirke, at  
2669 arealet udvikler sig i en mere næringsfattig retning der er positiv for biodiversiteten. Høsten af biomasse er  
2670 med til at homogenisere arealet hvilket er ugunstigt for biodiversiteten. Scenariet vil først og fremmest være  
2671 en fordel for jordbundsfaunaen, løbebiller og edderkopper på grund af ophøret af jordbearbejdning.

#### 2672 5.5.6.5 Scenarie B3

2673 I scenarie B3 vil der lige som i B1 og B2 ske en forøgelse af vandstanden som følge af, at der ikke  
2674 gendrænes og heller ikke sker vedligehold af dræn og grøfter. Ophør af jordbehandling vil sikre at der sker  
2675 en positiv udvikling af jordbundsfaunaen og nogle billegrupper. Den stigende vandstand vil sammen med  
2676 at der ikke gødskes, den lave næringstilstand før og efter udtagning, gøre at der efter udtagningen vil  
2677 udvikle sig et plantesamfund med arter som trives ved lave næringsstofniveauer og har mulighed for at  
2678 sprede sig til området. Høst af biomasse vil afhængigt af årstiden kunne ændre plantesamfundet mod en  
2679 dominans af høsttolerante arter, fortrinsvis græsser. Uden høst vil der være mulighed for etablering af  
2680 egentlige lavbundsarter som fx lysesiv, som vil kunne blive dominerende. Lysesiv vil også kunne blive  
2681 dominerende ved afgræsning, da der er mange dyr som kun i ringe grad græsser på lysesiv. Størrelsen af  
2682 tilførsel af næringsstoffer fra atmosfærisk nedfald eller med næringsrigt vand fra omgivelserne vil have  
2683 betydning for om og hvor hurtigt arealet udvikler sig i en næringsfattig retning der er positiv for  
2684 biodiversiteten. Høsten af biomasse er med til at homogenisere arealet hvilket er ugunstigt for  
2685 biodiversiteten. Derfor vil undladelse af høst være en fordel for arealets biodiversitet, en virkning der kan  
2686 forstærkes af at arealet afgræsses på en måde der er tilpasset arealets størrelse og artssammensætning.

#### 2687 5.5.6.6 Scenarie B4

2688 I scenarie B4 vil der ske en forøgelse af vandstanden som følge af, at der ikke gendrænes og heller ikke  
2689 sker vedligehold af dræn og grøfter. Ophør med jordbehandling vil sikre, at der sker en positiv udvikling af  
2690 jordbundsfaunaen. Den i udgangspunktet relativt høje grundvandsstand med stigende vandstand vil  
2691 sammen med den høje næringstilstand før og efter udtagning gøre, at der vil udvikle sig et plantesamfund  
2692 med produktive vådbundsarter som tagrør og dunhammer. Høst af biomasse vil afhængigt af årstiden  
2693 kunne ændre plantesamfundet mod en dominans af andre plantearter. Dette vil fortrinsvis være græsser  
2694 som tåler høst. Græsning vil give en mere varieret vegetation idet der med tiden vil indfinde sig  
2695 højproduktive arter, som dyrene ikke græsser så hårdt, på grund af indhold af forsvarsstoffer eller fordi  
2696 arterne har torne eller lignede fysisk forsvar, fx kær-tidsel. Tilførsel af næringsstoffer med gødskning eller fra

2697 atmosfærisk nedfald eller med næringsrigt vand fra omgivelserne vil medvirke til at holde det udtagne  
2698 areal i en tilstand der er ugunstig for biodiversiteten. Scenariet vil først og fremmest være en fordel for  
2699 jordbundsfaunaen, samt overfladelevende biller og edderkopper på grund af ophøret af jordbearbejdning,  
2700 dette vil specielt være tilfældet hvor der er mulighed for indvandring fra egentlig naturarealer på våd bund  
2701 i nærheden.

#### 2702 **Scenarie B5**

2703 I scenarie B5 vil der i lighed med scenarie B4 ske en forøgelse af vandstanden som følge af, at der ikke  
2704 gendrænes og heller ikke sker vedligehold af dræn og grøfter. Ophør med jordbehandling vil sikre, at der  
2705 sker en positiv udvikling af jordbundsfaunaen. Den i udgangspunktet relativt høje grundvandsstand med  
2706 stigende vandstand vil sammen med den høje næringstilstand før, men faldende efter udtagning gøre, at  
2707 der vil udvikle sig et plantesamfund med i starten produktive vådbundsarter som tagrør og dunhammer.  
2708 Høst af biomasse vil afhængigt af årstiden kunne ændre plantesamfundet mod en dominans af andre arter.  
2709 Dette vil fortrinsvis være græsser som tåler høst. Den kontinuerte høst vil forårsage en homogenisering både  
2710 af vegetationens artssammensætning og af jordbundsstrukturer. Eventuel tilførsel af næringsstoffer med fra  
2711 atmosfærisk nedfald eller med næringsrigt vand fra omgivelserne vil yderligere bidrage til at holde det  
2712 udtagne areal i en tilstand der er ugunstig for biodiversiteten. Scenariet vil først og fremmest være en fordel  
2713 for jordbundsfaunaen og nogle overfladelevende biller og edderkopper på grund af ophøret af  
2714 jordbearbejdning, dette vil specielt være tilfældet hvor der er mulighed for indvandring fra egentlig  
2715 naturarealer på våd bund i nærheden.

#### 2716 **5.5.6.7 Scenarie B6**

2717 Scenarie B6 er med lav næringsstofftilstand, uden jordbearbejdning og med en i udgangspunktet relativt  
2718 og stigende grundvandsstand et godt udgangspunkt for udvikling af biodiversitet. Dette skyldes, at ophør  
2719 med jordbearbejdning sammen med den lave næringsstof-tilstand giver et godt udgangspunkt for både  
2720 jordbundsdyr, overfaldelevende leddyr som biller og en variabel flora tilpasset den lave næringsstilstand.  
2721 Vigtigt for arealets udvikling efter udtagning vil være nærhed til fugtige lavbundsområder i god  
2722 naturlig tilstand, hvorfra arter kan sprede sig til det udtagne område. Uden nærhed til lignende naturområder  
2723 vil det tage lang tid for området at udvikle en karakteristisk lavbundsdiversitet, da det ikke er forventeligt at  
2724 området selv kan levere arterne efter at have været drevet landbrugsmæssigt med jordbehandling,  
2725 gødskning og pesticider.

#### 2726 **5.5.6.8 Scenarie C1**

2727 I scenarie C1 er der tale om en intensiv produktiv kultur af vådbundsarter med sigte på biomasseproduktion.  
2728 Arealet vil også efter udtagning have en høj næringstilstand enten som følge af gødskning eller som tilførsel  
2729 via drænvand. Tilførslen af næringsstoffer og den maskinelle høst af arter som dunhammer og tagrør vil  
2730 medføre, at området bliver meget homogent og ikke vil være egnet som levested for en betydelig  
2731 biodiversitet. Dog vil ophør af jordbehandling give mulighed for, at en vådbundstilknyttet jordfauna kan

2732 udvikles, lige som overfladelevende leddyr som løbebiller og edderkopper vil kunne trives. Derudover kan  
2733 området i perioder fungere som habitat for en række fugle og pattedyr. Den høje og konstante  
2734 grundvandsstand kan også på de fugtigste steder give grundlag for en akvatisk leddyrfauna tilknyttet  
2735 eutrofe forhold, fx myg og svirrefluer.

#### 2736 5.5.6.9 Scenarie C2

2737 I scenarie C2 er der ligesom i scenarie C1 tale om en intensiv produktiv kultur af vådbundsarter med sigte  
2738 på biomasseproduktion. Arealet vil også efter udtagning have en høj næringstilstand enten som følge af  
2739 gødskning eller som tilførsel via drænvand. Tilførslen af næringsstoffer og den maskinelle høst af arter som  
2740 dunhammer og tagrør medfører at området bliver meget homogent og ikke vil være egnet som levested  
2741 for en betydelig biodiversitet. Dog vil ophøret af jordbehandling give mulighed for at en vådbundstilknyttet  
2742 jordfauna kan udvikles, lige som overfladelevende leddyr vil kunne trives. Derudover kan området i perioder  
2743 fungere som habitat for fugle og pattedyr. Den høje og svagt varierende grundvandsstand kan på de  
2744 fugtigste steder give grundlag for en akvatisk leddyrfauna tilknyttet eutrofe forhold, fx myg og svirrefluer.

#### 2745 5.5.6.10 Scenarie D1

2746 Scenarie D1 er et egentligt vådbundsområde med en i udgangspunktet høj grundvandsstand, som kan  
2747 variere lidt over tid. Det i udgangspunktet høje niveau af næringsstoffer vil være faldende på grund af, at  
2748 der høstes biomasse, hvilket er positivt og over tid vil ændre området til en mere næringsfattig tilstand.  
2749 Specielt hvis der ikke tilføres næringsstoffer med drænvand eller på anden måde. Høsten af biomasse er  
2750 dog også en negativ faktor, idet den medvirker til at homogenisere området, og gør det umuligt for en  
2751 række af arter, der ikke tåler slåning at indvandre. Slåning vil også bidrage til en høj dækning af græsser  
2752 som tåler slåning, hvilket gør området mindre attraktivt for bestøvende insekter som sommerfugle, bier og  
2753 svirefluer.

#### 2754 5.5.6.11 Scenarie D2

2755 Scenarie D2 med lav næringstilstand, mulighed for græsning, og uden maskinel høst giver et godt  
2756 udgangspunkt for at en karakteristisk biodiversitet kan etableres over tid. Nærhed til egentlige  
2757 lavbundsområder vil være afgørende for hvor hurtigt arealet kan udvikle sig til natur i god tilstand, men  
2758 forudsætningerne er til stede. Græsningstrykket og græsningsmønstret er vigtigt for hvilke grupper, der trives  
2759 bedst. Medicinering af de græssende dyr vil hæmme udviklingen af leddyr og svampe tilknyttet gødning.  
2760 Medicinering med ormemedler vil, ved nærhed til akvatisk natur på grund af tilførsel med  
2761 overfladeafstrømning, kunne udgøre en risiko for denne på grund af ormemedlernes høje toksicitet selv efter  
2762 passage af dyrets tarm.

#### 2763 5.5.7 Konklusioner

2764 Ingen af tiltagene med hævnning af grundvandsspejlet er negative for biodiversiteten, set i forhold til  
2765 udgangspunktet dyrket landbrugsjord med jordbehandling. I forhold til den natur og biodiversitetsmæssige

2766 værdi af uberørte naturområder på tørveholdig lavbundsjord vurderes det, at flertallet af tiltagene har lille  
2767 biodiversitetsmæssig værdi.

2768 Dette skyldes at:

2769 • Der i jorden vil være en pulje af næringsstoffer, der gør det vanskeligt for de for naturtypen  
2770 karakteristiske arter at klare sig i konkurrencen med mere næringskrævende arter.

2771 • De mange år med dyrkning har fjernet området så meget fra sit naturlige udgangspunkt, at det vil  
2772 være vanskeligt for de for naturtypen karakteristiske arter at indvandre og klare sig.

2773 • Den frøbank som skulle give grundlag for etablering af de karakteristiske plantearter er udtømt pga.  
2774 anvendelse af mekanisk og/eller kemisk ukrudtsbekæmpelse.

2775 På den positive side hører at:

2776 • Jordbehandling vil ophøre i alle scenarier, hvilket særligt vil være godt for jordbundens fauna og  
2777 overfladelevende leddyr som biller og edderkopper.

2778 • I flere af scenarierne indgår græsning, hvilket vil holde vegetationen lav og lysåben, hvilket igen  
2779 giver mulighed for etablering af flere plantearter. Græsning giver også variation i  
2780 vegetationsdækket og jordens kompakthed. Ydermere vil gødning fra de græssende dyr udgøre  
2781 en ressource for insekter og svampe, der lever på og af gødning, specielt hvis dyrene ikke  
2782 medicineres.

2783 • Etablering af vådområder har i forhold til de øvrige beskyttelsesniveauer den største værdi for natur  
2784 og biodiversitet. På grund af jordens næringstilstand vil græsning være et tiltag, der vil bidrage til  
2785 at holde naturen lysåben. Hvis der ikke græsses, vil der over tid ske udvikling af krat, skov eller  
2786 sumpskov sandsynligvis med dominans af rød-el eller birk.

2787 Det skal understreges, at vurderingerne overvejende beror på almen biologisk viden, som i korte træk er  
2788 gengivet i starten af kapitlet i afsnittet "basis for biodiversitet". Årsagen er, at der ikke er fundet undersøgelser  
2789 af biodiversitetseffekterne af udtagningsscenarierne. Derfor kan man konkludere at der er videnshuller i  
2790 forhold til vurdering af biodiversitetseffekter ved udtagning af lavbundsjord.

## 2791 5.5.8 Referencer

2792 Ausden, M., Sutherland, W.J., James, R., 2001. The effects of flooding lowland wet grassland on soil  
2793 macroinvertebrate prey of breeding wading birds. Journal of Applied Ecology 38, 320-338.

2794 Beugnon, R., Steinauer, K., Barnes, A.D., Ebeling, A., Roscher, C., & Eisenauer, N. (2019) Plant functional traits  
2795 identity and diversity effects on soil meso- and macrofauna in an experimental grassland, Advances in  
2796 Ecological Research 61: 163 – 183.

- 2797 Blake R., Foster G.N., Fisher G.E.J. & Ligertwood G.L. (1996) Effects of management practices on the carabid  
2798 fauna of newly established wildflower meadows in Scotland. *Annales Zoologici Fennici*, 33, 139-147
- 2799 Brunbjerg, A.K., Bruun, H.H., Dalby, L., Fløjgaard, C., Frøslev, T.G., Høye, T.T., Goldberg, I., Læssøe, T., Hansen,  
2800 M.D.D., Brøndum, L., Skipper, L., Fog, K., Ejrnæs, R., 2018. Vascular plant species richness and bioindication  
2801 predict multi-taxon species richness. *Methods in Ecology and Evolution* 9, 2372-2382.
- 2802 Burkhardt, U., Russell, D., Decker, P., Döhler, M., Höfer, H., Lesch, S., Rick, S., Römbke, J., Trog, C., Vorwald, J.,  
2803 2014. The Edaphobase project of GBIF-Germany—A new online soil-zoological data warehouse. *Applied*  
2804 *Soil Ecology* 83, 3-12.
- 2805 Dalgaard, T., Andersen, H.E., Blicher-Mathiesen, G., Hansen, E.M., Heckrath, G.J., Hoffmann, C.C.,
- 2806 Damgaard, C., Strandberg, M., Kjær, C., Sørensen, P.B. 2019. Use "risk of system failure" rather than additive  
2807 aggregation methods of indicators when assessing habitat quality. *Ecological Indicators* 107: 105564.  
2808 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105564>
- 2809 Demšar, D., Džeroski, S., Larsen, T., Struyf, J., Axelsen, J., Pedersen, M.B., Krogh, P.H., 2006. Using multi-objective  
2810 classification to model communities of soil microarthropods. *Ecological Modelling* 191, 131-143.
- 2811 Ejrnæs, R., Liira, J., Poulsen, R.S., Nygaard, B. (2008) When Has an Abandoned Field Become a Semi-Natural  
2812 Grassland or Heathland? *Environmental Management* 42:707-716. doi:10.1007/s00267-008-9183-6
- 2813 Eriksen, J. Thomsen, I.K., Carl Christian Hoffmann, C.C., Hasler, B., Jakobsen, B.H., Baattrup-Pedersen, A.,  
2814 Strandberg, B., Boelt, B., B.V., Iversen Kronvang, B., Børgesen, C.D., Abalos, D., Zak, D., Hansen, E.M., Blicher-  
2815 Mathiesen, G., Rubæk, G.H., Ørum, J.E., Rasmussen, J., Audet, J., Olesen, J.E., Elsgaard, L., Munkholm, L.J.,  
2816 Jørgensen, L.N., Martinsen, L., Bruus, M., Carstensen, M.V., Pedersen, M.F., Nørremark, M., Hutchings, N.J.,  
2817 Gundersen, P., Kudsk, P., Sørensen, P., Lærke, P.E., Gislum, R., Veen, S.G.M., Søren Erik Larsen, S.E., Petersen,  
2818 S.O., Riis, T., Jørgensen U. I: *Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B. H.eds.* 2020.  
2819 Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center  
2820 for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174 <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>
- 2821 Forup M.L. & Memmott J. (2005) The restoration of plant-pollinator interactions in hay meadows. *Restoration*  
2822 *Ecology*, 13, 265-274
- 2823 Hedde, M., Pey, B., Auclerc, A., Capowiez, Y., Cluzeau, D., Cortet, J., Decaëns, T., Deharveng, L., Dubs, F.,  
2824 Joimel, S., Guernion, M., Grumiaux, F., Laporte, M.-A., Nahmani, J., Pasquet, Pelosi, C., Pernin, C., Ponge, J.F.,  
2825 Salmon, S., Santorufo, L., 2012. BETSI, a complete framework for studying soil invertebrate functional traits.,  
2826 16th International Colloquium on Soil Zoology, Curitiba, Brazil.



- 2827 Jones, H.D., Santoro, G., Boag, B., Neilson, R., 2001. The diversity of earthworms in 200 Scottish fields and the  
2828 possible effect of New Zealand land flatworms (*Arthurdendyus triangulatus*) on earthworm populations.  
2829 *Annals of Applied Biology* 139, 75-92.
- 2830 Krogh, P.H., Lamandé, M., Holmstrup, M., Eriksen, J., subm. Earthworm burrow number and vertical distribution  
2831 interact with the crop sequence of a grass-clover rotation system.
- 2832 Lask, J., Magenau, E., Ferrarini, A., Kiesel, A., Wagner, M., Lewandowski, I., 2020. Perennial rhizomatous  
2833 grasses: Can they really increase species richness and abundance in arable land?—A meta-analysis. *GCB*  
2834 *Bioenergy* 12, 968-978.
- 2835 Morris J., Graves, A., Angus, A., Hess, T., Lawson, C., Camino, M., Truckell, I. og Holman, I. (2010). Restoration  
2836 of Lowland Peatland in England and Impacts on Food Production and Security. Report to Natural England.  
2837 Cranfield University, Bedford.
- 2838 Nichols, R.N., Goulson, D., Holland, J.M. 2019. The best wildflowers for wild bees. *Journal of Insect*  
2839 *Conservation* 23: 819–830. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00180-8>
- 2840 Olesen, J.E., Greve, M.H., Elsgaard, L. Lærke, P.E. Dalgaard, T. 2019. CAP2020 analyse om muligheder for  
2841 beskyttelse af tørvejerde. Notat fra DCA.  
2842 [https://pure.au.dk/portal/files/151742575/CAP2020\\_T\\_rvejord\\_april\\_2019.pdf](https://pure.au.dk/portal/files/151742575/CAP2020_T_rvejord_april_2019.pdf)
- 2843 Postma-Blaauw, M.B., de Goede, R.G.M., Bloem, J., Faber, J.H., Brussaard, L., 2012. Agricultural intensification  
2844 and de-intensification differentially affect taxonomic diversity of predatory mites, earthworms,  
2845 enchytraeids, nematodes and bacteria. *Applied Soil Ecology* 57, 39-49.
- 2846 Scherber, C., Eisenhauer, N., Weisser, W.W. et al. 2010. Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic  
2847 interactions in a biodiversity experiment. *NATURE* 468, 553-556
- 2848 Schmidt, I.K. og Gundersen, P. (2018): Kvælstoffjernelse ved naturpleje – Vidensgrundlag og opfølgende  
2849 forskning. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. 39 s. ill.
- 2850 Schuldt, A., Ebeling, A., Kunz, M., Staab, M., Guimarães-Steinicke, C., Bachmann, D., Buchmann, N., Durka, W.,  
2851 Fichtner, A., Fornoff, F., Härdtle, W., Hertzog, L. R., Klein, A.-M., Roscher, C., Schaller, J., von Oheimb, G.,  
2852 Weigelt, A., Weisser, W., Wirth, C., ... Eisenhauer, N. (2019). Multiple plant diversity components drive  
2853 consumer communities across ecosystems. *Nature Communication*, 10, 1460. [https://](https://doi.org/10.1038/s41467-019-09448-8)  
2854 [doi.org/10.1038/s41467-019-09448-8](https://doi.org/10.1038/s41467-019-09448-8)
- 2855 Spurgeon, D.J., Keith, A.M., Schmidt, O., Lammertsma, D.R., Faber, J.H., 2013. Land-use and land-  
2856 management change: relationships with earthworm and fungi communities and soil structural properties.  
2857 *BMC Ecology* 13, 46.
- 2858 SEGES (2017) Fakta om kvælstof i landbruget og vandmiljøet. 32 s.

- 2859 Wakeham-Dawson A. & Aebischer N.J. (1998) Factors determining winter densities of birds on  
2860 environmentally sensitive area arable reversion grassland in southern England, with special reference to  
2861 skylarks (*Alauda arvensis*). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 70, 189-201
- 2862 Warzecha, D., Diekötter, T., Wolters, V., Jauker, F. 2018. Attractiveness of wildflower mixtures for wild bees  
2863 and hoverflies depends on some key plant species. *Insect Conservation and Diversity*, 11(1): 32-41.  
2864 <https://doi.org/10.1111/icad.12264>
- 2865 Zorn, M.J., Van Gestel, C.A.M., Morrien, E., Wagenaar, M., Eijsackers, H., 2008. Flooding responses of three  
2866 earthworm species, *Allolobophora chlorotica*, *Aporrectodea caliginosa* and *Lumbricus rubellus*, in a  
2867 laboratory-controlled environment. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 587-593.

## 2868 6 Barrierer for indsatser

2869 *Bo V. Iversen, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet; Esben Munk Sørensen, Institut for Planlægning,*  
2870 *Aalborg Universitet; Carl Chr. Hoffmann Institut for Bioscience, Aarhus Universitet, fagfællebedømmer Finn*  
2871 *Plauborg*

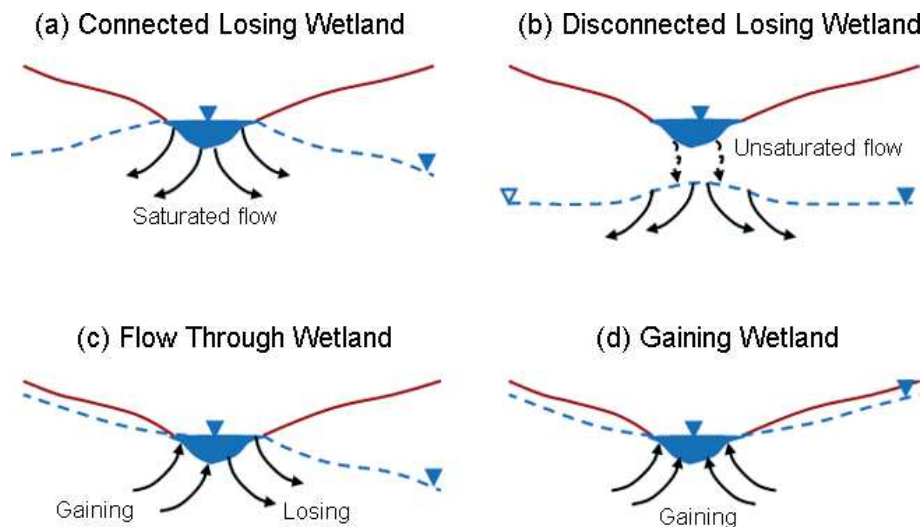
2872

2873 I forbindelse med udtagelse af lavbundsjord kan der opstå en række komplikationer, der kan hindre eller  
2874 forsinke processen i forhold til at skulle udtage lavbundsjorden eksempelvis i forbindelse med en  
2875 vådlægning. Disse barrierer er forsøgt forklaret i nedenstående, hvor der både er fokus på forhold og  
2876 processer på selve landbundsarealet såvel som den omgivne højbund.

### 2877 6.1 Forringede drænforhold på højbunden

2878 Ved en vådlægning af lavbundsjorden vil der ske en hævnning af vandstanden i det nyetablerede område.  
2879 En hævnning af vandstanden i selve lavbundsområdet vil naturligt påvirke grundvandsstanden i mere eller  
2880 mindre grad, også uden for vådområdet specielt på den tilstødende højbund, der grænser op til  
2881 lavbundsarealet. Højbunden vil risikere, at blive udsat for en forringelse af jordens naturlige  
2882 dræningstilstand med dertil følgende ulemper i relation til en intensiv landbrugsdrift. Der eksisterer ikke  
2883 undersøgelser, der beskriver problemstillingen på et nationalt niveau, men der eksisterer en række  
2884 nationale kortlægninger, der med fordel vil kunne anvendes til en forståelse af problemets omfang.

2885



2886

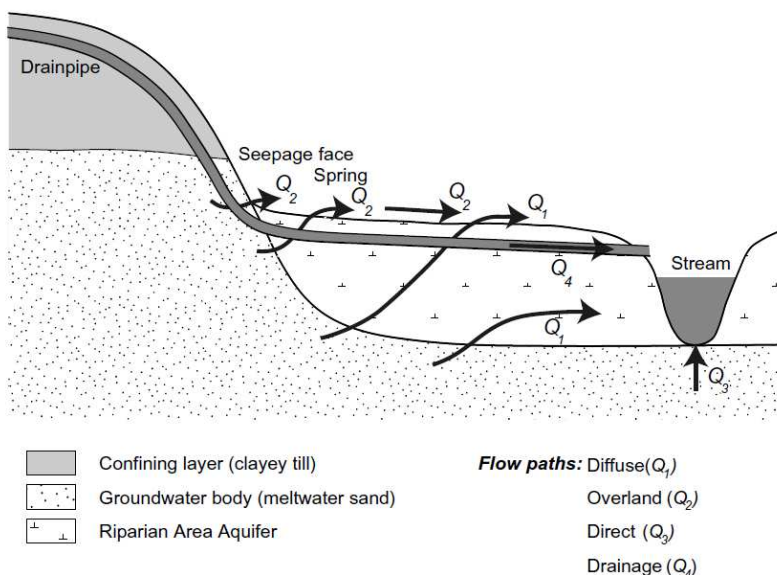
2887

2888 *Figur 6.1 Konceptuel fremstilling af strømning til og fra et vådområde. a) grundvandstilsluttet, tabende, b)*  
2889 *grundvandsafkoblet, tabende, c) grundvandsgennemstrømmende, og d) grundvandstilsluttet,*  
2890 *indstrømmende (Jolly et al., 2008).*

2891 **6.2 Karakterisering af overfladevand-grundvands-interaktioner i vådområder**

2892 Karakteriseringen af interaktionen mellem grundvandet fra omgivende opland og overfladevandet i selve  
 2893 vådområdet kan inddeles i forskellige konceptuelle strømningsscenarier (Jolly et al., 2008). Som  
 2894 udgangspunkt kan strømningsskarakteriseringen inddeles i fire forskellige typer afhængigt af om  
 2895 vådområdet er forbundet med grundvandsmagasinet eller ej og om vådområdet grundlæggende mister  
 2896 vand til grundvandet eller om det er født af grundvand. Der skelnes mellem a) grundvandstilsluttede  
 2897 vådområder, der taber vand til det omgivende grundvandsmagasin, b) grundvandsafkoblede  
 2898 vådområder, der mister vand til grundvandsmagasinet, c) vandgennemstrømmende vådområder med  
 2899 forbindelse til grundvandet samt d) vådområder med kontakt til grundvandsmagasinet, hvor der samtidig  
 2900 sker en generel grundvandsindstrømning til vådområdet (Fig. 6.1). Alle typer vådområder er til stede i  
 2901 Danmark, men det mest almindelige type vurderes at være type d) (vådområde med kontakt til  
 2902 grundvandsmagasin). det er herunder vigtigt at påpege, at sådanne grundvandsmagasiner kan være  
 2903 både primære (regionale), sekundære eller tertiære (mindre, og nogle endda visse ekstremt tørre år ikke-  
 2904 mættede).

2905



2906

2907 *Figur 6.2 Konceptuel fremstilling af mulige strømningssretninger fra højbundsjorden gennem lavbundsjorden*  
 2908 *til vandløbet (Dahl et al., 2007).*

2909 Dynamikken mellem overfladevand og grundvandet kan forklares ud fra de relative forskelle i  
 2910 trykniveauerne mellem den omgivende mineraljord og selve tørvejorden i kombination med  
 2911 sedimenternes hydrauliske egenskaber (Wu et al., 2020). Vandstrømningen gennem ådalen fra  
 2912 højbundsjorden gennem lavbundssedimentet til vandløbet kan ske via forskellige transportveje (Fig. 6.2).  
 2913 Enten som diffus strømning gennem lavbundssedimentet ( $Q_1$ ) infiltrerende i selve sedimentet eller

2914 lejlighedsvist også som overfladafstrømning ( $Q_2$ ), hvor vandet strømmer ud fra overgangen mellem  
2915 lavbunden og højbunden enten naturligt eller fra overskårne drænrør. Vandet kan også strømme direkte  
2916 op gennem vandløbsbunden ( $Q_3$ ) eller strømme via gravede grøfter eller drænrør i lavbundssedimentet  
2917 ( $Q_4$ ).

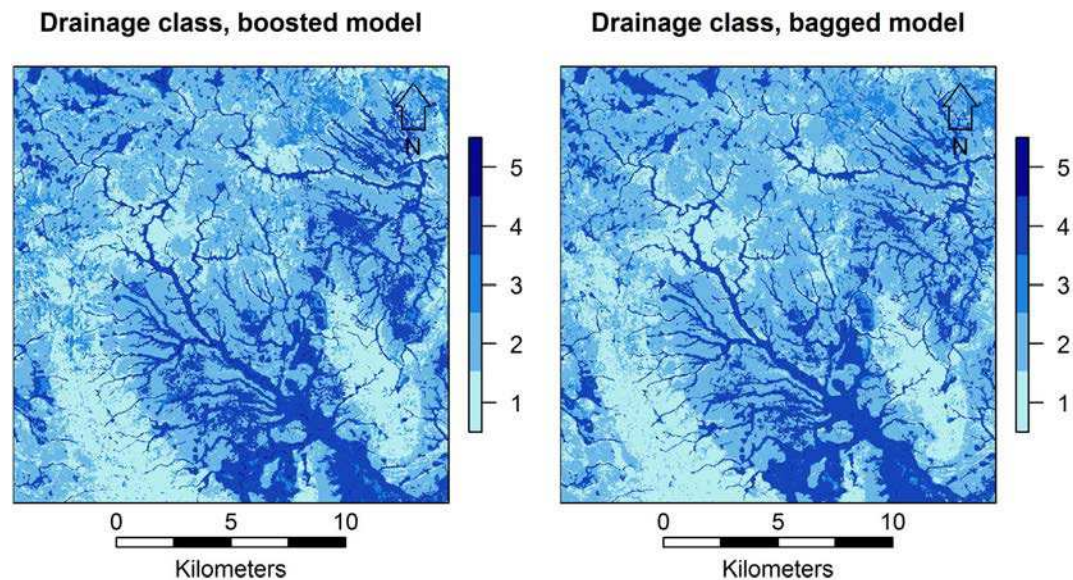
2918 Forskellige faktorer vil styre vandets strømningsveje i løbet af året. Disse vil variere i relation til det klimatiske  
2919 input (nedbør, fordampning, etc.) samt jorden hydrauliske egenskaber. Processerne vil også være påvirket  
2920 af arealforvaltningen både i lavbundsområdet og på den tilstødende højbund. Her tænkes på faktorer  
2921 såsom grødeskæring, vandløbsudretning, vegetation, dræning og dens effektivitet samt højbundens  
2922 hældning og naturlige dræncapacitet. En forsinket dræning fra højbundsarealet vil resultere i periodevise  
2923 oversvømmelser, der vil være til gene for landbrugsdriften på arealet.

### 2924 6.3 Identifikation af arealer med forringede drænforhold

2925 En hævnning af vandstanden i lavbundsgrunden vil i de fleste tilfælde medføre en tilsvarende hævnning af  
2926 grundvandsstanden på den omgivende højbundsgrunden (jvf. Fig. 6.1d). Afledning af vand fra højbunden vil  
2927 dog være bestemt af de ovenfor nævnte faktorer, som bør identificeres for at kunne udpege områder med  
2928 forøget risiko for oversvømmelse i forbindelse med en vådlægning af lavbundsarealer. Der eksisterer ikke  
2929 en egentlig kortlægning af disse områder, men nogle af enkeltfaktorerne er derimod kortlagte.

#### 2930 6.3.1 Jordens naturlige dræningstilstand

2931 Dræning af jorden vil til dels være bestemt af dens naturlige dræningstilstand. En naturlig dårligt drænet  
2932 lavbundsgrunden vil som oftest være drænet med nedgravede drænrør og/eller grøfter, der vil afhjælpe jorden  
2933 dårlige naturlige dræningstilstand. I Danmark er jordens naturlige dræningstilstand inddelt i fem klasser  
2934 baseret på jordens morfologiske karakteristika (Breuning-Madsen and Jensen, 2009). På baggrund af en  
2935 database med 1135 punktobservationer af jordens naturlige dræningsklasser udførte Møller et al. (2019)  
2936 ved anvendelse af et statistisk beslutningstræsystem en national kortlægning af jordens naturlige  
2937 dræningsklasser. Fremstillingen af kortet var baseret på input fra de mest betydende faktorer såsom  
2938 geologi, arealanvendelse, topografi, jordens lerindhold samt kortlagte vådområder. Et udsnit af det  
2939 udarbejdede kort kan ses på Figur 6.3, hvor der er anvendt to forskellige beslutningstræsystemer ("boosted"  
2940 og "bagged").

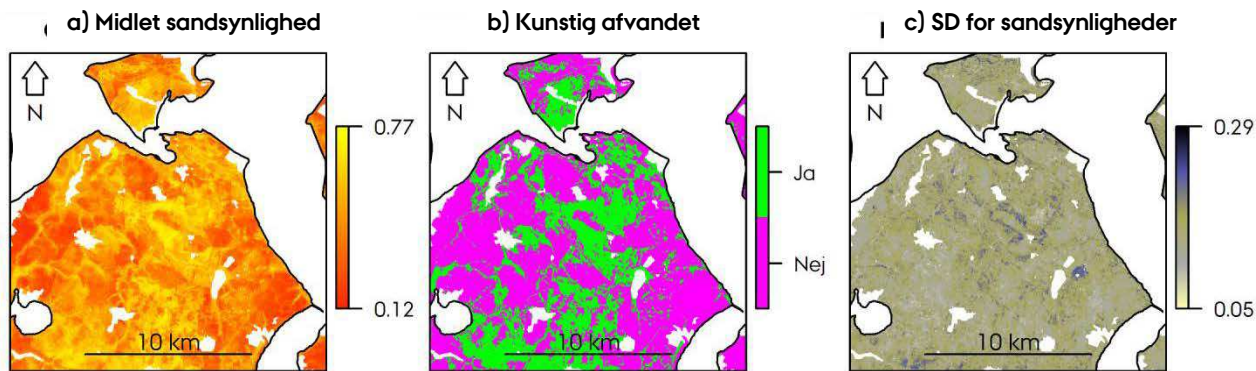


2941  
 2942 *Figur 6.3 Eksempel på kort over jordens naturlige dræningsklasser fra et kortudsnit fra Nordjylland med*  
 2943 *anvendelse af to forskellige statistiske teknikker. Dræningsklasse 5 er den dårligst drænedede klasse (efter*  
 2944 *Møller et al., 2019).*

2945 Jorden i selve landbundsområdet har typisk en høj naturlig dræningsklasse (dårlig naturlig dræning), der i  
 2946 høj grad er bestemt af et stort bidrag af indstrømmende regionalt grundvand. En tilstødende højbundsjord  
 2947 med en dårlig naturlig dræning vil med en stor sandsynlighed være forholdsvis påvirket af en  
 2948 vandstandsstigning i lavbundsområdet. En sådan jord vil, hvis den dyrkes intensivt, normalt være kunstigt  
 2949 drænet med nedgravede drænrør. Drænsystemer i kulstofrig har en begrænset levetid på ca. 40 år før end  
 2950 sætning og mineralisering af det organiske stof kræver, at der drænes i en ny, lavere kote. (se fx opsummering  
 2951 i Kronvang et al., 2013)

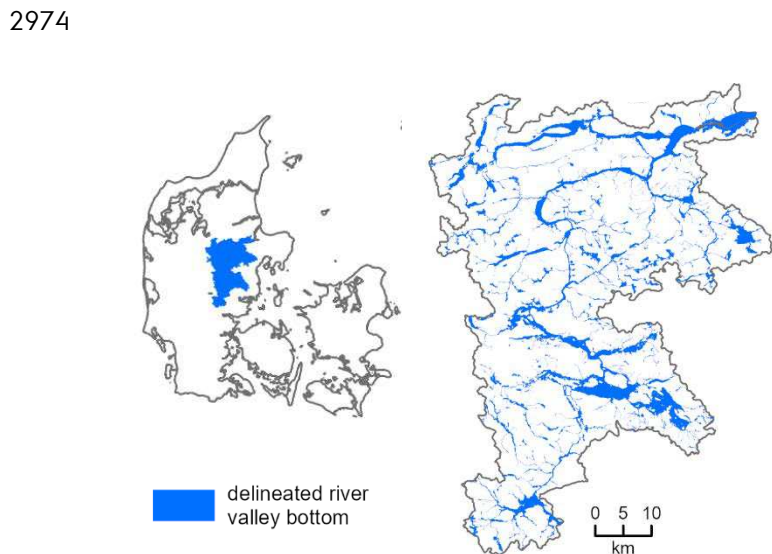
### 2952 6.3.2 Sandsynlighed for dræning

2953 I stil med kortlægningen af jordens naturlige dræningstilstand er der ligeledes udarbejdet nationale kort  
 2954 over sandsynligheden for om jorden er drænet (Møller et al., 2018a; Møller et al., 2018b). Dette kort er  
 2955 udarbejdet ved anvendelse af forskellige statistiske maskinlæringsmetoder. De anvendte datasæt baserer  
 2956 sig på kendte observationer fra kortlægningen af drænedede arealer (Olesen, 2009; Orbicon, 2015; Skriver  
 2957 and Hedegård, 1973). Den statiske analyse viste, at faktorer såsom jordens indhold af ler, mængden af  
 2958 nedbør, georegion og geologi havde stor indflydelse på prædiktionen af om et område er kunstigt afvandet  
 2959 eller ej. Figur 6.4a er et kortudsnit fra Nordsalling, der viser sandsynligheden for, at jorden er kunstigt  
 2960 afvandet. Figur 6.4b viser om jorden er kunstigt afvandet eller ej (sandsynlighed større end 50 %).  
 2961 Usikkerheden på prædiktionen (standardafvigelsen) er vist i Figur 6.4c.



2962  
 2963 *Figur 6.4 Udsnit af Nordsalling, der viser resultatet af korlægningen af om et område forventes at være*  
 2964 *kunstigt afvandet eller ej. a) Sandsynlighed for kunstig deæning, b) drænet eller ej (sandsynlighed > 50 %,*   
 2965 *c) standardafvigelsen for de prædikterede sandsynligheder (Møller et al., 2018b).*

2966 Baseret på de udarbejdede kort forventes det, at omkring halvdelen af landbrugsjorden i Danmark er  
 2967 drænet. Om den tilstødende højbundsjord er drænet eller ej vil have betydning for dynamikken mellem  
 2968 vandniveauet i lavbunden og grundvandsniveauet i højbunden. Ved en forhøjet vandstand i lavbunden vil  
 2969 der opstå opstuvning af vand i drænrørene, mens drænrørene ved en sænkning af vandstanden hurtigt vil  
 2970 kunne lede vand væk fra højbunden. Kortet siger dog ikke noget om effektiviteten af drænrørene. Forhold  
 2971 som tilstoppede eller ødelagte drænrør vil kunne påvirke drænrørenes effektivitet. Ligeledes vil en forhøjet  
 2972 vandstand i lavbunden kunne forårsage en tilbagesuvning af vand i drænrørene, der vil sænke drænenes  
 2973 effektivitet.



2975 *Figur 6.5 Eksempel på resultatet af ådalsafgrænsningen vist for Gudenåoplandet (efter Sechu et al.,*  
 2976 *2020b).*

### 2977 6.3.3 Afgræsning af ådalen

2978 Først for nylig er der udarbejdet et nationalt kortgrundlag, der beskriver den nøjagtige afgrænsning af  
 2979 ådalsbunden (Sechu et al., 2020b). Afgrænsningen er foretaget i et geografisk informationssystem (GIS) og

2980 baserer sig på en analyse af topografien baseret på Danmarks Højdemodel ([https://sdfe.dk/hent-](https://sdfe.dk/hent-data/danmarks-hoejdemodel)  
2981 [data/danmarks-hoejdemodel](https://sdfe.dk/hent-data/danmarks-hoejdemodel)). Afgrænsningen af ådalsbunden er i denne analyse bestemt ved, at  
2982 bunden er forholdsvis flad med en forholdsvis lav hældning, der med en forøget afstand fra åen på et  
2983 tidspunkt vil stige forholdsvist kraftigt i mødet med grænsen til den omgivende højbund. Ud over  
2984 højdemodellen er der anvendt nationale kort over vandløbsnetværket (Dansk Center for Miljø og Energi,  
2985 DCE), hovedoplande (DCE) samt lavbundsområder baseret på gamle danske topografiske kort. På trods af  
2986 analysens tilsyneladende enkelthed er der fortaget en del analysetrin inden det endelige kort er  
2987 færdigudarbejdet for at undgå en overfortolkning af analysen af højdemodellen. Som eksempel på  
2988 resultatet er ådalsafgrænsningerne vist for Gudenåoplandet (Fig. 6.5).

#### 2989 6.3.4 Kortlægning af grundvands-overfladevands-interaktioner

2990 På initiativ af Miljøstyrelsen blev der i starten af dette årtusinde igangsat et arbejde med at opstille  
2991 forskellige ådalstypologier (GOI-typologier) med det formål at kunne vurdere ådalenes betydning for  
2992 udveksling af stof og vand imellem grundvand og overfladevand (Nilsson et al., 2003). Arbejdet blev  
2993 afsluttet i 2004 (Dahl et al., 2004), hvor konceptet i praksis blev afprøvet på to vandløb. Der er dog aldrig  
2994 gennemført en landsdækkende klassificering af ådalene. GOI-typologierne er opbygget hierarkisk på tre  
2995 niveauer (Dahl et al., 2004):

- 2996 1. Landskabstype
- 2997 2. Ådalstype
  - 2998 a. Ådalsmorfologi
  - 2999 b. Oplandets hydrauliske karakter
- 3000 3. Strømningsvariant

3001 Dette er nu igangsat i et samarbejde med Aarhus Universitet og GEUS, og der forligger en første version af  
3002 et landsdækkende kort, der klassificerer ådalene (Sechu et al., 2020a). Arbejdet er baseret på kortet over  
3003 afgrænsningen af ådalene. Disse er efterfølgende klassificeret ud fra kontakten mellem vandløb og  
3004 grundvand. Vandløbsoplandene er dernæst klassificerede som værende enten sandede eller lerede. Som  
3005 input er Danmarks Højdemodel, det nationale kort over vandløbsnetværket, lerprocent i underjorden, og  
3006 grundvandsmagasiner og grundvandsoverfladen anvendt fra Den Nationale Vandressourcemodel (DK-  
3007 modellen) anvendt. Det endelige kort vil kunne beskrive vanddynamikken i ådalene er dermed også  
3008 grundvandspåvirkningen i den tilstødende højbund.

3009 Forskellige redskaber vil kunne anvendes til at beskrive vandstigningen på højbunden. Der eksisterer  
3010 allerede kortgrundlag, der beskriver effekten af vandstandsstigninger i ådalene. Oversvømmelseskortet på  
3011 Miljøstyrelsens klimatilpasningsportal ([klimatilpasning.dk](http://klimatilpasning.dk)) viser i hvor høj grad vandløbene vil oversvømme  
3012 terrænet og dermed også højbunden når vandløbene går over deres bredder. Dette kort vil yderligere



3013 kunne forbedres ved at ekstrahere vandoverfladeniveauer fra eksempelvist DK-modellen.  
3014 Vandoverfladeudbredelsen vil kunne sammenlignes med kortet over ådalsudbredelsen for derved at  
3015 vurdere påvirkningen af den omkringliggende højbund.

3016 Ovenstående beskriver en række redskaber, der kan vurdere i hvor høj grad dræningsforholdene vil blive  
3017 påvirket i forbindelse med genetablering af naturlige vådområder på lavbundarealerne. Et egentlig  
3018 kortgrundlag, der kan beskrive den nøjagtige påvirkning af højbunden i forbindelse med genetablering af  
3019 vådområder eksisterer forsat ikke, men mange redskaberne er til stede. Det endelig kort vil dog være  
3020 baseret på en række usikkerheder, eksempelvist usikkerheden på bestemmelsen af den underliggende  
3021 geologi og jordbund samt den grove opløsning af DK-modellen.

## 3022 6.4 Fosforpuls

3023 Lavundsarealer, der er drænede og i landbrugsmæssig omdrift, vil grundet arealanvendelsen have  
3024 opbygget en næringsrig topjord, som også indeholder fosfor, typisk bundet til forskellige aluminium- og  
3025 jernforbindelser under iltede forhold. Ved efterfølgende vådlægning af lavbundsarealet vil de forringede  
3026 iltforhold kunne bevirke, at en del af fosforet bundet til forskellige jernforbindelser (ferriforbindelser) går i  
3027 opløsning og udvaskes til vandmiljøet. I forbindelse med retablering af vådområder bør der derfor foretages  
3028 en fosforrisikoanalyse (Hoffmann et al., 2013)<sup>3</sup>.

3029 Naturlige lavbundsarealer der ligger i landbrugsoplande kan i visse tilfælde tabe fosfor, hvis  
3030 lavbundsarealet tilføres store mængder nitrat. Ved omsætningen af nitrat via bakteriel denitrifikation  
3031 nedbrydes organisk stof. Herved mobiliseres fosfor, der kan øge risikoen for fosfortab til vandmiljøet.

3032 Genopretning af hele ådalssystemer, hvor vandløbet gensnoes og får sine naturlige dimensioner tilbage  
3033 og hvor drænsystemerne i ådalen sløjfes vil på særlige strækninger med de rette topografiske forhold og  
3034 den rette hældning på vandløbet (i.e. lille hældning) kunne føre til oversvømmelser. Ved disse  
3035 oversvømmelser kan der ske sedimentation af store mængder fosfor (partikulært bundet fosfor), der således  
3036 kan nedsætte fosfortransporten til en recipient markant. Vejledning til beregning af fosforsedimentation  
3037 findes i Hoffmann et al. (2013).

3038 Processerne omkring fosforfrigivelsen i forbindelse med genetablering af vådområder er mere udførligt  
3039 beskrevet i afsnit 5.4.

## 3040 6.5 Principper omkring jordfordeling

3041 Jordfordeling kan forstås på to måder. Den fremherskende opfattelse i Danmark er, at jordfordeling er den  
3042 dynamiske "byttemetode", når der primært mellem forskellige ejere af landbrugsnoteret eller

---

<sup>3</sup> Se også Miljøstyrelsens hjemmeside med regneark og vejledninger: [www.mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/udtagning-af-lavbundsjorder/](http://www.mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/udtagning-af-lavbundsjorder/)

3043 fredsskovsnoteret ejendom byttes hele eller dele af matrikulære lodder. Der kan også være andre private  
3044 jordejere og tillige offentlige myndigheder og private og offentlige jordfonde involveret i jordfordelingen.  
3045 Jordfordeling kan som begreb også opfattes at et "stillbillede" og en statisk beskrivelse af den eksisterende  
3046 arealanvendelse mellem forskellige (hoved-)kategorier af arealanvendelser.

3047 Når man skal kommentere problemstillingen angående udtagning af landbrugsjord til andet formål end  
3048 landbrug (naturgenopretning, skovrejsning mv. og nu også udtagning af lavbundslande) er der fagligt set  
3049 kun to metoder som er aktuelle:

3050 a): Den ene er *støtteudbetaling*, hvor man ikke ændrer på de ejendomsmæssige forhold (hverken  
3051 rådighedsindskrænkende servitutter/engangserstatning, jordomlægninger/matrikulære ændringer) og  
3052 laver en aftale med lodsejeren – tidsbegrænset og evt. med tilbageførelsesret. Denne metode møder ofte  
3053 modstand hos produktive heltidslandmænd, der oplever at få deres produktionsapparatet beskåret  
3054 arealmæssigt.

3055 b): Den anden metode er en ændret *ejendomsudformning* og herunder evt. en proces med hjemmel i  
3056 jordfordelingsloven, hvor ejendomsgrænserne flyttes, eller der pålægges rådighedsindskrænkninger, og  
3057 måske kommer andre ejere end den oprindelige til at drive og pleje det udtagne areal i overensstemmelse  
3058 med projektformålet. Denne metode hilses ofte med tilfredshed hos produktive heltidslandmænd fordi de  
3059 modtager ikke kun erstatningsjord, men ofte bedre og mere velbeliggende jord og i mange situationer også  
3060 nettosupplerer deres jordtilliggende.

3061 Model a) er man glade for lokalt og kommunalt. Den giver mulighed for at inddrage andre interessenter  
3062 også. Den tager dog mere tid, men giver til gengæld øget lokalt ejerskab og engagement. Model (b) er  
3063 nem og hurtig at implementere i et WEB-GIS-baseret system og passer som "fod i hose" med EU-systemets  
3064 mulige betalingsmodel for arealstøtte kaldet "brutto-areal"-metoden. Model a) er i praksis ofte forbundet  
3065 med gennemførelse af jordfordelingssager med hjemmel i lov om jordfordeling mellem  
3066 landbrugsejendomme og hvis finansielle grundlag er en bevillingskonto i finansloven, hvorved der kan  
3067 gennemføres målrettede jordfordelinger. Model b) derimod er knyttet til udbetaling af EU-støtte, der enten  
3068 helt eller delvis er finansieret af EU's støttesystem.

### 3069 6.5.1 Jordfordeling i praksis – potentialer og barrierer

3070 Jordfordeling som metode i dansk landskabsforvaltning har rødder helt tilbage til slutningen af 1700-tallet,  
3071 hvor landboreformerne blev indført i forbindelse med udskiftningen af landbrugsjord og udflytning af  
3072 landbrugsejendomme fra landsbyerne samt ophævelse af landsbyernes dyrkningsfælleskab. Den hermed  
3073 forbundne metode har også spillet en central rolle ved opdyrkning af alheden og dannelse af ejendomme  
3074 og matrikulering gennem 1800-tallet.

3075 Efter genforeningen var der et særlig behov for at gennemføre jordfordeling i Nordslesvig. Dette skyldtes  
3076 dels indflydelsen af den preussiske jordpolitik fra 1864 til 1920 og dels, at der ved landboreformerne i 1700-  
3077 tallet ikke blev gennemført særlig grundigt i de kongerigske enklaver (syd for kongedåen til Ejderen).

3078 Modsat den tyske jordpolitik fra 1864 til 1920 forsøgte den danske jordpolitik at fremme en harmonisk  
3079 udvikling mellem de forskellige nationale befolkningsgrupper. I stedet for jordkamp mellem hjemmetyskere  
3080 og danskere blev jordfordeling til som et forsøg på af fordele fair i stedet for at kæmpe om jorden.

3081 I tiden efter 2. verdenskrig er jordfordelinger blevet brugt som et vigtigt instrument i forbindelse med  
3082 udviklingen i landbruget for at sikre en bedre arrondering af landbrugsjorden i et givent område. Med dette  
3083 forstås, at fordelingen og beliggenheden af markarealerne blev omarronderet for at opnå en større nærhed  
3084 til og måske også større lodder omkring drifts- og avlsbygninger.

3085 Jordfordeling er også blevet anvendt i forbindelse med store statsfinansierede landindvindings- og  
3086 dræningsprojekter, hvor nyt land blev omdannet til landbrugsjord. I 1990 blev Jordfordelingslovens formål  
3087 ændret fra at have rent fokus på strukturpolitik og arronderingsforbedring til at omfatte flere formål. Efter  
3088 2006 blev andelen af jordfordelingsprojekter relateret til strukturudviklingen af landbruget reduceret på  
3089 grund af ændrede politiske prioriteringer. Fra slutningen af 1980'erne er jordfordeling først og fremmest  
3090 blevet anvendt i forbindelse med offentligt igangsatte projekter såsom naturgenopretning,  
3091 grundvandsbeskyttelse og skovtilplantning (Hartvigsen, 2014). Jordfordeling bliver stadig anvendt i  
3092 forbindelse med større byggeprojekter såsom veje, hvor jordfordelingen skal sikre, at landmanden ikke har  
3093 jord på begge sider af eksempelvis en motorvej.

3094 Jordfordeling i form af b) ændret *ejendomsudformning* består i sin enkelthed i, at de deltagende lodsejere  
3095 afstår et stykke jord eller dele heraf fra deres ejendom og modtager tilsvarende et eller flere stykker jord fra  
3096 andre ejere. Jordfordeling er i Danmark som udgangspunkt frivillig. Samtidig er den som regel  
3097 multifunktionel. Det vil sige, at forskellige formål i det åbne land sammentænkes. Det kan medføre  
3098 forskellige fordele for en bred vifte af interessenter i et område og indbefatte forbedret natur, miljø,  
3099 friluftsmuligheder, klima samtidig med, at der sker en overordnet landdistriktsudvikling.

3100 Det er et afgørende karakteristikum, at de deltagende lodsejere opnår fordele ved at deltage i en  
3101 jordfordelingssag. Jordfordelingsplanlægningens grundlæggende metode er, at ved mødet mellem  
3102 lodsejeren og planlægger/lodsejerudvalg bliver der først gennemført en ønskerunde. Den enkelte lodsejer  
3103 bliver spurgt om sine fremtidsplaner. Vil lodsejeren gerne købe mere jord fordi der er ønske om at  
3104 ekspandere, eller alene interesse i at bytte jord og dermed bevare størrelsen af jordtilliggende. Lodsejer  
3105 kan dog også være "affrapper" og bliver spurgt om han hellere vil sælge jord. Dermed kan han være med  
3106 til at bidrage til en jordpulje, der både kan være til nettosupplering for ekspanderende eller erstatningsjord  
3107 til lodsejere, der må afstå produktionsjord på grund af et projekt, hvor der skal udtages eller ekstensiveres  
3108 landbrugsjord. Uanset hvad lodejerens fremtidsplaner er, består forhandlingskunsten i, at disse meget

3109 konkrete fremtidsønsker bygges ind i jordomlægningerne således, at lodsejeren oplever at få forbedret sin  
3110 situation og ejendom i forhold eventuelle fremtidsønsker.

3111 Afgørende for jordfordelingsarbejdet er derfor jordmobiliteten i den enkelte sag. Jordmobiliteten beskriver  
3112 omfanget af jordlodder, som skifter ejer og dermed skaber grundlaget for den meste optimale jordfordeling.  
3113 Det skal klarlægges om jordstykker med forskellige ejerforhold kan sammenlægges eller deles op  
3114 afhængig af lodopdeling og beliggenhed. Skabelsen af jordmobilitet i et område er en vigtig forudsætning  
3115 for at gennemføre jordfordelingssager, der netop hviler på områdevis, gennemforhandlede omlægninger  
3116 af jordstykker mellem en flerhed af ejendomme. Teorien om jordmobilitet beskriver tre faktorer som påvirker  
3117 jordmobiliteten i et område (Hartvigsen, 2014; Sørensen, 1987): 1) landbrugsstrukturelle forhold, 2) tilgængelig  
3118 jordpulje og 3) kendskab og kapacitet.

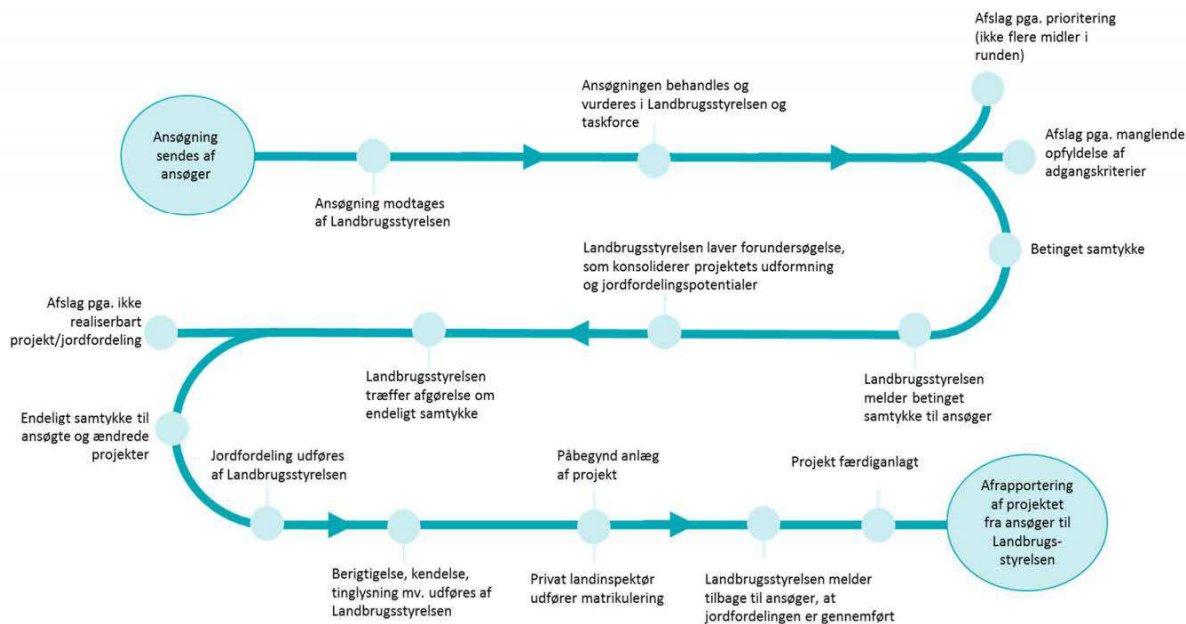
3119 Landbrugsstrukturelle forhold (1) omhandler omfordelinger, der forbedrer landbrugsdriften (mindre kørsel,  
3120 mere optimale jorde set i forhold til bedriftstypen, etc.). I forbindelse med jordfordelinger relateret til  
3121 udtagning af lavbundsjord kan det også være en fordel for den enkelte bedrift at afgive jord, der i forvejen  
3122 kun er muligt at dyrke ekstensivt.

3123 Tilgængelig jordpulje (2) forstås som jord, der opkøbes forud for igangsætning af den enkelte jordfordeling  
3124 og kan indgå som erstatningsjord. Jordpuljen kan skabes ved at jordfordelingsplanlæggeren køber hele  
3125 eller del af ejendomme ind til jordomlægningerne fra landmænd, som aftrapper, eller som skyder byttejord  
3126 ind i jordpuljen. Der kan ligeledes være tale om jordfonde, som afhænder for overskudsarealer eller som  
3127 har foretaget strategiske opkøb af enkelte ejendomme eller jord for at få noget jord i puljen til fordeling.  
3128 Ved udtagning af lavbundsjord vil det være relevant at have en pulje af jord på højbunden, der vil være  
3129 attraktivt at overtage for de enkelte bedrifter, som må afstå jord og særligt produktionsjord til ekstensiv  
3130 dyrkning eller udtagning.

3131 Kendskab og kapacitet (3) indbefatter faktorer såsom kvalificeret projektledelse, kapacitet, bred  
3132 fagekspertise og lokalkendskab og ikke mindst lodsejernes kendskab til metoden.

3133 Jordmobilitetsteorien bygger på, at mindst to af de tre ovenfor nævnte forhold skal være til stede for, at der  
3134 kan gennemføres en jordfordeling i et landbrugsområde.

3135 I Danmark er det muligt gennem Landbrugsstyrelsen at søge om ydelse til gennemførelse af en  
3136 multifunktionel jordfordeling. Den tidligere regering fik vedtaget en tørke- og klimaplan, som afsatte midler  
3137 til at gennemføre multifunktionelle jordfordelingsprojekter. Denne ordning indebærer, at kommuner og  
3138 naturstyrelsen kan søge samtykke til hos Landbrugsstyrelsen til gennemførelse af en multifunktionel  
3139 jordfordeling (Fig. 6.6).



3140

3141 *Figur 6.6 Procesforløb over ansøgningsprocessen for at opnå samtykke til gennemførelse af en*  
 3142 *multifunktionel jordfordeling (Landbrugsstyrelsen, 2020).*

3143 Landbrugsstyrelsen afholder i denne forbindelse alle udgifter i forbindelse med jordfordelingsprocessen,  
 3144 hvorimod øvrige udgifter skal finansieres fra andre kilder. Det forventes at 6-7.000 ha vil blive omfattet af  
 3145 multifunktionel jordfordeling i kraft af denne ordning. Styrelsen vil være ansvarlig for en forundersøgelse af  
 3146 projekterne og hermed vurdere om der er et potentiale for jordfordeling, og om den nødvendige opbakning  
 3147 fra lodsejerne er til stede. Når jordfordelingen er berigtiget, og den afsagte jordfordelingskendelse er  
 3148 tinglyst, kan projektet igangsættes. Adgang til styrelsens ydelsesordning kræver, at projekterne understøttes  
 3149 af mindst tre nationale interesser, hvoraf mindst en skal have karakter af en direktivforpligtigelse  
 3150 (Landbrugsstyrelsen, 2020; se boks 6.1).

3151 *Boks 6.1. Nationale interesser med forskellige grader af interesser (Landbrugsstyrelsen, 2020).*

Direktivforpligtigelser:	Naturinteresser med høj prioritet:	Øvrige naturinteresser:
Rent vandmiljø	Klimatilpasning	Friluftsliv
Rent drikkevand	Natur og biodiversitet	Landdistriktsudvikling
Natura 2000 og bilag IV-arter	Skovrejsning	Arrondering af landbrugsjord
Drivhusgasreduktion	Økologisk landbrug	

### 3152 6.5.2 Jordfordeling i relation til udtagning af lavbundsjarde

3153 I forbindelse med regeringens plan for omlægning af kulstofrig lavbundsjord med landbrugsdrift er der  
 3154 foreslået to spor, som supplerer eksisterende tilskudsordninger.

3155 I det ene spor – svarende til den ovenfor nævnte model a) *støtteudbetaling* - er det muligt at søge om tilskud  
3156 via Miljøstyrelsen. Her er det ikke muligt at søge om direkte støtte til jordfordeling, men ansøgningen kan  
3157 kombineres med ansøgning om tilskud til jordfordeling under ordningen om multifunktionel jordfordeling.

3158 I det andet spor – svarende til den ovenfor nævnte model b) *ejendomsudformning* - er det muligt at søge  
3159 om støtte til jordfordeling under ordningen for lavbundsprojekter under landdistriktsprogrammet. I dette  
3160 andet spor kan Naturstyrelsen gennemføre anlægsprojekter med jordfordeling med involvering af de  
3161 implicerede kommuner.

3162 Tilskudsordningen under Miljøstyrelsen og Naturstyrelsen gør det altså muligt, at igangsætte projekter uden  
3163 inddragelse af jordfordeling såfremt de rette forudsætninger er tilstede. Under Miljøstyrelsens ordning er det  
3164 muligt at gøre processen kort, hvis lodsejeren ønsker at beholde ejerskabet til lavbundsarealet efter  
3165 udtagningen. Indgår jordfordeling i udtagelsen, vil dette i de fleste tilfælde forlænge processen.  
3166 Succesgraden i forbindelse med en eventuel jordfordeling relaterer sig til flere forskellige faktorer. Først og  
3167 fremmest skal forudsætningerne omkring jordmobilitet være opfyldt. Der skal tillige være opbygget en  
3168 finansieringsmodel og incitamentsstruktur, der gør processen attraktiv for den enkelte landmand. Dette kan  
3169 være erstatningsjord, der stilles til rådighed, eller også kan lodsejeren kompenseres økonomisk, hvis  
3170 landmanden ønsker at beholde jorden.

3171 Ved udtagning af lavbundsjord i kombination med en jordfordeling er det muligt for Naturstyrelsen at købe  
3172 arealet og sælge det videre til markedspris, når projektet er gennemført. Det kan i visse tilfælde være  
3173 relevant, at omlægge driften på lavbundsarealet, hvis det i forvejen kun dyrkes ekstensivt med en del  
3174 eksisterende begrænsninger for landbrugsdriften. Ønsker lodsejeren ikke dette, skal der kunne tilbydes en  
3175 attraktiv erstatningsjord. Som compensation til lodsejeren i forbindelse med et eventuelt værditab betales  
3176 et fast fastsat beløb per hektar. Dette betyder, at den enkelte lodsejer kan opnå både en fortjeneste eller et  
3177 tab i forbindelse med, at et areal udtages af drift. Alternativt kan det sælges til staten til den gældende  
3178 markedspris. En fornuftig plan for projektet samt en smidig og attraktiv finansieringsmodel, vil kunne drive  
3179 jordfordelingen i den rigtige retning uden unødvendige forsinkelser.

## 3180 **6.6 Udfordringer og barrierer i forhold til plan- og arealreguleringslovgivningen.**

3181 Udtagning af landbrugsjord i lavbundsarealer med det formål at binde kulstof i jorden indebærer, at  
3182 vandstanden skal ændres og reguleres ganske præcis for at maksimere kulstofbindingen. Det betyder for  
3183 de fleste lavbundsarealer, at denne vandstand skal hæves fra det nuværende gennemsnitsniveau til et  
3184 højere koteret vandstands niveau. Ændringen af vandstanden i lavbundsarealer vil ændre naturtilstanden i  
3185 lavbunden og de afstrømningsmæssige forhold i såvel den underjordiske som den overjordiske afstrømning  
3186 af vand mod vandløbet og ferske søer samt de indre farvande. Ændringer af forhold som naturtilstand og  
3187 vandressourceregulering i lavbundsarealer vil almindeligvis forde regulering og tilladelser fra plan- og  
3188 sektormyndigheder på vandressourceområdet.

### 3189 6.6.1 Planloven

3190 Planloven fastlægger rammer for arealanvendelsen i alle zoneområder. Planlovens bestemmelser om  
3191 retningslinjer i kommuneplanen fastlægger, at kommuneplanen (§11a) skal indeholde følgende  
3192 retningslinjer i relation til lavbundsarealer (nummerering svarende til Planloven):

3193 13) lavbundsarealer, herunder beliggenheden af lavbundsarealer, der kan genoprettes som vådområder,

3194 14) varetagelse af naturbeskyttelsesinteresserne, som udgøres af naturområder med særlige  
3195 naturbeskyttelsesinteresser, herunder eksisterende Natura 2000-områder på land og andre beskyttede  
3196 naturområder samt økologiske forbindelser, potentielle naturområder og potentielle økologiske  
3197 forbindelser, og for prioritering af kommunalbestyrelsens naturindsats inden for Grønt Danmarkskort,

3198 18) udpegning af områder, der kan blive udsat for oversvømmelse eller erosion, og for etablering af  
3199 afværgeforanstaltninger til sikring mod oversvømmelse eller erosion ved planlægning af byudvikling,  
3200 særlige tekniske anlæg, ændret arealanvendelse m.v. i de udpegede områder,

3201 19) friholdelse af arealer for ny bebyggelse eller etablering af foranstaltninger til sikring mod  
3202 oversvømmelse, når arealet er i væsentlig risiko for oversvømmelse,

3203 20) anvendelsen af vandløb, søer og kystvande.

### 3204 6.6.2 Naturbeskyttelsesloven

3205 Naturbeskyttelseslovens naturlokalitetsbeskyttelse i lovens §3 fastlægger, at der ikke må foretages  
3206 ændringer i naturtilstanden i naturlige søer og vandløb over 100 kvadratmeter samt ændringer i heder,  
3207 moser, strandenge og -sumpe samt ferske enge og overdrev. En ikke ubetydelig del af de lavbundsjord  
3208 som vil skulle udtages af landbrugsdrift for at tilbageholde kuldioxid og andre klimagasser er beskyttet af  
3209 Naturbeskyttelseslovens §3 og er derfor som udgangspunkt beskyttet og må ikke ændres. Miljøministeren  
3210 vil dog kunne fastsætte regler om, at §3 ikke gælder for nærmere angivne kategorier af disse naturtyper.  
3211 Dette betyder, at Miljøministeren med et landsplandirektiv efter planloven vil kunne udpege disse områder  
3212 hvor retningslinjen netop vil kunne undtage disse kulstofholdige fra §3-beskyttelsen. Vandstanden vil  
3213 dermed kunne tillades ændret uden at søge dispensation fra denne bestemmelse. Alt andet lige vil  
3214 processen omkring naturlokalitetsbeskyttelse kunne udgøre en retlig komplicerende barriere i forbindelse  
3215 udpegning af lavbundsområder til udtagning.

### 3216 6.6.3 Vandløbsloven

3217 Vandløbsloven fastlægger bestemmelser for, hvorledes vandløbsmyndighederne (kommunen) skal lave  
3218 vandløbsregulativer om vandløbets skikkelse og vandføringsevne og eventuelle restaurering. Udtagning af  
3219 landbrugsjord i lavbundsjord og den hermed forbundne ændring af vandstanden vil påvirke vandføringen  
3220 i selve vandløbet og have afstrømningsmæssige konsekvenser for såvel selve lavbundsarealer som de  
3221 dyrkningsjorder, der via drænsystemer eller underjordisk afstrømning bliver afvandet til vandløbet i

3222 lavbundsarealet (afsnit 6.1). Udtagning af landbrugsjorder vil derfor i mange lavbundsområder skulle  
3223 konsekvensvurderes og eventuelt sagsbehandles efter vandløbslovens bestemmelser om  
3224 vandløbsregulativer. Alt andet lige vil vandløbslovens regulativbestemmelser derfor kunne udgøre en retligt  
3225 komplicerende barriere, når vandstandsændringer påvirker de afstrømningsmæssige forhold i et  
3226 afstrømningsområde i lavbundsarealer.

## 3227 6.7 Referencer

3228 Breuning-Madsen H., Jensen N.H. (2009) Vejledning til beskrivelse af jordbundsprofiler Landbrugsministeriet  
3229 Arealdatakontoret, Landbrugsministeriet Arealdatakontoret.

3230 Dahl M., Langhoff J.H., Kronvang B., Nilsson B., Christensen S., Andersen H.E., Hoffmann C.C., Rasmussen K.R.,  
3231 von Platen-Hallermund F., Refsgaard J.C. (2004) Videreudvikling af ådalstypologi - Grundvand-  
3232 Overfladevand Interaktion (GOI), Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen.

3233 Dahl M., Nilsson B., Langhoff J.H., Refsgaard J.C. (2007) Review of classification systems and new multi-scale  
3234 typology of groundwater-surface water interaction. Journal of Hydrology 344:1-16. DOI:  
3235 10.1016/j.jhydrol.2007.06.027.

3236 Hartvigsen M. (2014) Land consolidation and land banking in Denmark - tradition, multi-purpose and  
3237 perspectives. Danish Journal of Geoinformatics and Land Management Årg. 122 Nr. 47:51-73. DOI:  
3238 <http://dx.doi.org/10.5278/ojs.tka.v122i47.987>.

3239 Hoffmann C.C., Kronvang B., Andersen H.E., Kjærgaard C. (2013) Kvantificering af fosfortab fra N og P  
3240 vådområder, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. pp. 42.

3241 Jolly I.D., McEwan K.L., Holland K.L. (2008) A review of groundwater-surface water interactions in arid/semi-  
3242 arid wetlands and the consequences of salinity for wetland ecology. Ecohydrology 1:43-58. DOI:  
3243 10.1002/eco.6.

3244 Landbrugsstyrelsen (2020) Pilotordning for Multifunktionel jordfordeling: Vejledning om samtykke til fri  
3245 multifunktionel jordfordeling, Miljø- og Fødevareministeriet, Landbrugsstyrelsen, København. pp. 58.

3246 Møller A.B., Beucher A., Iversen B.V., Greve M.H. (2018a) Predicting artificially drained areas by means of a  
3247 selective model ensemble. Geoderma 320:30-42. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.01.018.

3248 Møller A.B., Børgesen C.D., Bach E.O., Iversen B.V., Moeslund B. (2018b) Kortlægning af drænedede arealer i  
3249 Danmark, DCA rapport. pp. 123.

3250 Møller A.B., Iversen B.V., Beucher A., Greve M.H. (2019) Prediction of soil drainage classes in Denmark by  
3251 means of decision tree classification. Geoderma 352:314-329. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.10.015.



- 3252 Nilsson B., Refsgaard J.C., Dahl M., Møller I., Kronvang B., Andersen H.E., Hoffmann C.C., Christensen S.,  
3253 Langhoff J.H., Rasmussen K.R. (2003) HYdrokemisk interaktion mellem Grundvand og Overfladevand  
3254 (HYGRO): En metode til klassificering af ådale i typeområder, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen. pp. 121.
- 3255 Olesen S.E. (2009) Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer opdelt efter  
3256 landskabelement, geologi, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund, Intern rapport. pp. 31.
- 3257 Orbicon. (2015) Hele Danmarks Drænearkiv.
- 3258 Sechu G.L., Møller A.B., Nilsson B., Iversen B.V., Troldborg L., Greve M.B., Greve M.H. (2020a) Mapping  
3259 Groundwater-Surface Water interaction classifications for rivers in Denmark. in prep.
- 3260 Sechu G.L., Nilsson B., Iversen B.V., Greve M.B., Børgesen C.D., Greve M.H. (2020b) A stepwise GIS approach  
3261 for the delineation of river valley bottom within drainage basins using a cost distance accumulation  
3262 analysis. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. 2020:1-20. DOI: 10.5194/hess-2020-361.
- 3263 Skriver K., Hedegård J. (1973) Undersøgelser over danske jorders dræningstilstand, in: J. Olesen (Ed.),  
3264 Oversigt over resultater af forsøg og undersøgelser i landbo- og husmandsforeningerne 1973, Andelsbog-  
3265 trykkeriet i Odense, Odense. pp. 2055-2059.
- 3266 Sørensen E.M. (1987) Lokal landbrugsplanlægning: en undersøgelse af dansk jordfordelingspraksis 1979-84  
3267 og om forandring af landbrug og landskab, Serie om offentlig planlægning, Aalborg Universitet, Aalborg.  
3268 pp. 314.
- 3269 Wu X., Ma T., Wang Y. (2020) Surface Water and Groundwater Interactions in Wetlands. Journal of Earth  
3270 Sciences 31:1016-1028. DOI: doi.org/10.1007/s12583-020-1333-7.

## 3271 **7 Vidensbehov**

3272 Alle

3273 *Fagfællebedømt Søren O. Petersen og Søren Munch Kristiansen.*

3274 I forbindelse med en prioritering af hvilke arealer, der skal vådlægges, vil der være behov for et bedre og  
3275 mere detaljerede nationale kort over tilstanden af de organiske lavbundsjorder. Der er behov for at fastslå,  
3276 hvor stor del af kulstofpuljen, der ligger henholdsvis over- og under vandspejlet. Samtidig inddrager de  
3277 nuværende kort ikke tidsmæssige aspekter i forhold til ændringer i kulstofpuljen i jorden.

3278 Ligeledes mangler der mere detaljeret viden om vandstande og årstidsvariationer i lavbundsarealerne.  
3279 Generelt eksisterer der efterhånden en del nationale kortgrundlag, der beskriver mange af  
3280 enkeltfaktorerne, der kan anvendes til en bedre forståelse af vådlægningens konsekvens både for  
3281 lavbunden men også for den omgivende højbund. Men datagrundlaget er endnu ikke komplet og en  
3282 egentlig integration af de forskellige kortlagte enkeltfaktorer eksisterer endnu ikke, herunder heller ikke de  
3283 tidsmæssige variationer i grundvandspejlet som er vigtigt for både for emissioner og opbygningen af  
3284 kulstofpuljen i jorden.

3285 For at kunne forbedre estimaterne for emissionen af drivhusgasserne er der behov for en ny procesviden  
3286 på en række områder. Generelt eksisterer der store usikkerheder på sammenhængen mellem vandstand,  
3287 næringsstofstatus, tørvetype, driftsform og CO<sub>2</sub>-udledning. Der eksisterer et behov for ny viden omkring  
3288 betydningen af mængden af frilagt kulstof og kvælstof på CO<sub>2</sub> emissionen. Særligt er der behov for at  
3289 kvantificere hvordan emissioner fra jorder med 6-12% kulstof er forskellige fra emissionen fra jorder med >12  
3290 kulstof. Variationen i emissionen af CO<sub>2</sub> fra dyrkede kulstofrige jorder varierer betydeligt fra år til år,  
3291 afhængigt af vejret og de hydrologiske forhold. Der er derfor behov for en bedre dokumentation af  
3292 sammenhængen mellem temperatur- og nedbørsvariation under danske forhold og lagring samt  
3293 omsætning af organisk materiale i jord. Der er behov for fokus på ikke mindst metan, der er en stærk  
3294 drivhusgas, for at kunne dokumentere netto drivhusgasemissionen. Herunder bør der opnås en bedre viden  
3295 om betydningen af mulige tiltag som fjernelse af jordens næringstoffer enten ved høst af biomasse eller  
3296 fjernelse af topjord. Der mangler viden om emissionen af lattergas, der ligeledes er en stærk drivhusgas.  
3297 Emissionen af lattergas efter vådlægning sker ofte med en stor rumlig og tidsmæssig variation.

3298 I tilfælde, hvor man ønsker at fastholde en landbrugsdrift efter en helt eller delvis vådlægning af  
3299 lavbundsarealet, er der behov for at klarlægge de landbrugsmæssige muligheder herunder afgrødevalg,  
3300 sortvalg samt muligheder for jordbearbejdning og høst. Desuden er dyrkningssikkerheden i forhold til  
3301 udbyttet under disse nye mere våde forhold ukendt. Selvom paludikultur er godkendt af FAO og IPCC som  
3302 en driftsform, der bevarer tørvejord, bør betydningen af den samlede emission af drivhusgasser belyses  
3303 bedre. Hvis biomassen anvendes som bioenergi på bekostning af den traditionelle fossile energi, eller  
3304 eksempelvis byggematerialer, er dog behov for en egentlig livscyklusanalyse for at kunne estimere  
3305 paludikulturens reelle CO<sub>2</sub>-aftryk.

3306 En vådlægning op til 0 – 30 cm under lavbundsjordens overflade vil utvivlsomt reducerer frigørelsen af CO<sub>2</sub>,  
3307 men helt afgørende for klimagasbalancen er udledningen af metan. Denne er stærkt afhængig af  
3308 grundvandsniveauet, da oxidation af metan kræver nogle centimeter iltrig jord for at blive nedbrudt. Det  
3309 betyder, at gevinsten på CO<sub>2</sub> ved en vådlægning kan modvirkes af metanemission, hvis  
3310 grundvandsstanden befinder sig helt oppe under overfladen. Der eksisterer dog ikke tilstrækkelig viden om  
3311 udviklingen i metanemission i årene efter en vådlægning. Da nettoemissionen af drivhusgasser kan  
3312 afhænge af relativt få centimeters forskelle i grundvandsstand, bør opnås viden om, hvad der styrer denne  
3313 sammenhæng, før dræning til en højere fast grundvandsstand efterfulgt af paludikultur kan anbefales.  
3314 Tilsvarende vil det være særdeles værdifuldt, at få undersøgt, hvordan skovrejsning eller paludikulturer med  
3315 f.eks. rødler efter genvædning påvirker klimagasbalancen. Herunder vil en undersøgelse af lagring af kulstof  
3316 i levende, døde og henfaldende rødder være særdeles relevant, hvis der skal etableres paludikulturer.

3317 En forståelse af næringsstofomsætningen og -transporten i lavbundsområder kræver som udgangspunkt  
3318 en nøjagtig forståelse af variationen af de forskellige strømningsveje i selve lavbunden, herunder også den  
3319 forskelligartede tilstrømning af vand fra den omgivende højbund. Et nøjagtigt kendskab til dette er en  
3320 forudsætning for udviklingen af deterministiske modeller for næringsstofftab for både dyrket organisk  
3321 lavbund og vådlagt organisk lavbundsjord.

3322 Vådlægningen af lavbundsajorden og dermed en overgang til mere iltfrie forhold i jorden vil have en stor  
3323 effekt på omsætningen af kvælstof. Vådlægningen ved oversvømmelse med vandløbsvand vil have større  
3324 effekt på kvælstoffjernelsen (N-retentionen) end vådlægning uden oversvømmelse, da der opnås en større  
3325 forøget denitrifikation. Der eksisterer dog et behov for integrerede studier af kvælstofomsætning samt  
3326 kvælstofretentionen mellem rodzonen og vandløbet. Ligeledes eksisterer der et behov for, at kunne  
3327 kvantificere effekten på udbyttepotentiale for de forskellige beskyttelsesniveauer. I forbindelse med  
3328 kulstofopbygning opnås der også en indlejring af organisk bundet kvælstof. Strategier for hvorledes  
3329 vådlægningen håndteres og styres og hvorledes den kan optimeres i forhold til en øget denitrifikation  
3330 (kvælstofretention) samt kvælstof tilbageholdelsen i det organiske sediment er dog ukendt og kræver  
3331 detaljerede studier

3332 Fosfor risikerer at blive udledt i store mængder ved en vådlægning af lavbundsajorden. Vi mangler  
3333 afgørende viden angående fosfortabsprocesser på dyrket organisk lavbund både før og efter en  
3334 vådlægningen. Der er presserende behov for udviklingen af prædiktive tabsmodeller til en stedsspecifik  
3335 risikovurdering af fosfortabet for at kunne kvantificere tabseffekter forbundet med de forskellige  
3336 beskyttelsesniveauer for dermed at kunne prioritere udvælgelsen af arealer til vådlægning også ifht. fosfor.  
3337 Generelt kræver det omfattende undersøgelser i et relevant antal af udvalgte studieområder. Samtidig kan  
3338 høst af vegetationen, og en vis styring af det hydrologiske regime reducere tabsrisikoen efter vådlægningen

3339 Det rumlige og tidlige varierende samspil mellem næringsstofomsætning og afstrømningsprocesser skal  
3340 undersøges før og efter vådlægningen under feltforhold. Der bør derfor igangsættes mere omfattende

3341 monitoringsstudier før og efter vådlægning. Intensiv og langvarig monitoring i relevante studieområder er  
3342 nødvendig for kunne opstille massebalancer for næringsstofforførsel og -tab fra vådområder og dermed  
3343 vurdere deres langsigtede effekt i relation til tilbageholdelsen. På basis af disse processtudier og  
3344 monitoringer skal der udvikles prædiktive tabsmodeller, der kobler næringsstofsætningen til relevante  
3345 afstrømningsveje i lavbundsgrunden. Specielt er der behov for modeller til risikovurdering af fosfortab før  
3346 og efter vådlægningen.

3347 Det vil være muligt at gennemføre forskning der specifikt undersøger effekterne af beskyttelsesniveauerne  
3348 på biodiversitet. Forskningen bør inkludere undersøgelser på områder der er omfattet af de pågældende  
3349 beskyttelsesniveauer og sammenligninger med lignende naturområder. Tidsaspektet vil kunne inddrages  
3350 ved at vælge behandlede områder med varierende tid siden udtagningen af lavbundsgrunden. Estimering  
3351 af en baseline vil basere sig på udgangspunktets næringsstofniveau, hydrologi og en række forskellige  
3352 jordbundsparametre. Landbrugspraksis (gødsning, pesticider, jordbehandling, afgrøder, etc.) i perioden før  
3353 udtagning vil være vigtigt at inkludere i denne baseline.

3354 I forbindelse med udtagningen af lavbundsgrunden, skal der gennemføres en effektiv og retfærdig  
3355 jordfordeling. I Danmark har jordfordeling været anvendt helt tilbage til indførelsen af jordreformerne og  
3356 op til vor tid. De værktøjer, der skal anvendes i forbindelse med fordelingen er derfor kendte. For at  
3357 jordfordelingen bliver gennemført til alles tilfredshed, skal der udarbejdes detaljerede planer, der sammen  
3358 med en attraktiv finansieringsmodel kan drive jordfordelingen i den rigtige retning.

3359 Grundlæggende mangler vi en forståelse af konsekvenserne af en naturgenopretning af ådalssystemer,  
3360 hvor større dele af lavbunden forventes at blive vådlagt. Der vil fx kunne opstå en række komplikationer i  
3361 forbindelse med udtagning af lavbundsgrunde i relation til den gældende plan- og  
3362 arealreguleringslovgivning først og fremmest pga. af ændringer i den eksisterende natur- og  
3363 landskabstilstand. Samspillet mellem arealændringer og den eksisterende lovgivning bør undersøges  
3364 nærmere på et nationalt niveau således, at den eksisterende lovgivning kan integreres i  
3365 udtagningsprojekterne til fordel for både natur og arealanvendelse.

## 3366 8 Opsummering / konklusion

3367 Alle

3368 *Fagfællebedømt Søren O. Petersen og Søren Munch Kristiansen.*

3369

3370 Inden industrialiseringen har lavbundslande dækket mere end 20 % af Danmarks areal. Disse jorder er i dag,  
3371 hvis de er veldrænede, ofte gode landbrugsjorder pga. en stabil vandforsyning i vækstsæsonen. Hvis de  
3372 dyrkede lavbundjorder er kulstofrige vil der ligeledes frigives næringsstoffer ifm. mineralisering af de  
3373 organiske materiale i jorden. Lavbundslande i omdrift vil altid være drænede, bl.a. fordi typiske afgrøder  
3374 kræver aerobe betingelse i rodzonen for god vækst. Dræningen af vandløbsnære områder er ofte en  
3375 kombination af grøfter og rørdræn. I 2018 var der i Danmark ca. 170.000 ha lavbundarealer med kulstofrige  
3376 jorder (>6 % kulstof). Af disse var 74.000 ha tørvejorder (>12 % kulstof), et areal som hvert år skønnes at  
3377 mindskes med mindst 1.000 ha.

3378 Der vurderes at genvædning så et grundvandsspejl permanent står nær jordoverfladen (0-30 cm), vil  
3379 medføre en betydelig reduktion i CO<sub>2</sub>-emissionen, mens det mest afgørende for en eventuel gevinst på  
3380 klimagasudledningen er produktionen af metan. Den produktion er stærkt afhængig af grundvandsspejlets  
3381 dybde. Findes der et oxisk miljø i de øverste 20 cm af jorden vil dette typisk være nok til at minimere  
3382 udslippet af metan, men hvis grundvandsstanden ligger helt oppe under overfladen kan der være et  
3383 betydeligt udslip af metan, der begrænser gevinsten ved den lavere emission af CO<sub>2</sub>. Ved vådlægning er  
3384 det vigtigt at sørge for, at grundvandsstanden holdes et stykke under overfladen for at holde  
3385 metanudslippet lavt nok til at få en samlet gevinst på udledning af drivhusgasser. Da nettoudslippet af  
3386 drivhusgasser kan afhænge af relativt få centimeters forskelle i grundvandsstand, bør der foretages  
3387 grundige undersøgelser af, hvad der styrer denne sammenhæng, før dræning til en højere fast  
3388 grundvandsstand kan anbefales. Dette gør sig gældende upåagtet hvilken udnyttelse, der vil være på  
3389 arealet. Ved udnyttelse af arealet med paludikulturer vil der antagelig være en lagring af kulstof i levende,  
3390 døde og henfaldende rødder, men den er pga. manglende viden ikke medregnet.

3391 Fosfortab fra genetablerede vådområder kan være stort i forhold til niveauer fra dyrket højbundsjord. Trods  
3392 talrige studier af fosformobilisering i genetablerede vådområder er vi på nuværende tidspunkt ikke i stand  
3393 til at estimere på en given lokalitet, hvordan det dynamiske samspil mellem fosformobilisering og  
3394 afstrømningsprocesser påvirker fosfortabet fra vådområderne i en længere årrække efter selve  
3395 vådlægningen. Således er det heller ikke muligt at foretage en kvalificeret vurdering over effekten af de  
3396 forskellige beskyttelsesniveauer på fosfortabet. Samtidig kan høst af vegetationen og styring af det  
3397 hydrologiske regime reducere tabsrisikoen efter vådlægningen.

3398 De mange år med dyrkning har næsten alle steder fjernet lavbundslandene så meget fra sit naturlige  
3399 biodiversitetsmæssige udgangspunkt, at det vil være vanskeligt for de for naturtypen karakteristiske arter

3400 at indvandre og klare sig her. I forhold til ændringer i biodiversitet vil ingen af tiltagene dog have en  
3401 negative effekt i forhold til udgangspunktet, nemlig dyrket landbrugsjord med jordbehandling. I forhold til  
3402 den natur og biodiversitetsmæssige værdi af uberørte naturområder på kulstofrig lavbundsjord vurderes  
3403 det, at flertallet af tiltagene har lille biodiversitetsmæssig værdi.

3404 Etablering af vådområder har i forhold til de øvrige beskyttelsesniveauer den største værdi for natur og  
3405 biodiversitet. På grund af jordens næringstilstand vil græsning være et tiltag, der vil bidrage til at holde  
3406 naturen lysåben. Hvis der ikke græsses, vil der over tid ske udvikling af krat, skov eller sumpskov  
3407 sandsynligvis med dominans af rød-el eller birk. Overordnet set er der behov for en diskussion af hvordan  
3408 udtagne lavbundsjord skal udvikle sig i fremtiden. Den naturlige udvikling tilsiger, at der vil ske en naturlig  
3409 succession mod tilgroning. Hvilke plantearter, der indfinder sig afhænger meget af den fremtidige  
3410 vandstand. Nogle lokaliteter vil kunne afgræsses og eller slås, andre vil ikke. Den økonomiske nytteværdi  
3411 for landbruget af vådlagte arealer vil sandsynligvis være lav, så de vil muligvis blive overladt til tilgroning.  
3412 En offentlig diskussion om dette ifht. værdi for natur og biodiversitet vil være nyttig.

3413 I tabellerne 8.1 og 8.2 er der lavet en forsimplet oversigt over miljøeffekterne ved vådlægning af  
3414 lavbundsarealer. Der er overvejende positive miljø effekter ved vådlægning, det er dog klart at der er store  
3415 usikkerheder ifm. vurdering af risikoen for tab af P ved vådlægning.

3416 *Tabel 8.1 Vurderet effekt efter vådlægning, ± ingen eller usikker, + positiv effekt, - negativ effekt. For*  
 3417 *drivhusgasser anvendes symbolerne ↓ og ↑ for henholdsvis faldende og stigende emissioner, 0 angiver*  
 3418 *ingen forventet ændring og parentes () angiver at den forventede effekt er begrænset. Definition af*  
 3419 *beskyttelses niveauerne findes i tabel 5.1*

Beskyttelses niveau	Udbytter efter vådlægning	Vådområde effekt på tilstrømmende vand	Udvaskning efter vådlægning	Stigning i N retention antaget efter vådlægning	Udledning til vandmiljø	Mindre ammoniak fordampning	Mindre ammoniak deposition	Udledning af P efter vådlægning	Effekt på CO2 emissionen	Effekt på CH4 emissionen	Effekt på N2O emissionen	Samlet effekt på GHG emission
A1	±	0	+	0	+	+	+	±	(↓)	0	(↓)	(↓)
A2	±	0	+	0	+	+	+	±	(↓)	0	(↓)	(↓)
B1	+	0	+	+	+	+	+	±	(↓)	0(↑)	(↓)	(↓)
B2	±	0	+	+	+	+	+	±	(↓)	0(↑)	(↓)	(↓)
B3	±	0	+	+	+	+	+	±	(↓)	0(↑)	(↓)	(↓)
B4	±	0	+	+	+	+	+	±	↓	(↑)	(↓)	↓
B5	±	0	+	+	+	+	+	±	↓	(↑)	(↓)	↓
B6	±	0	+	+	+	0	+	±	↓	(↑)	(↓)	↓
C1	±	+	+	+	+	+	+	±	↓	↑	(↓)	↓
C2	±	+	+	+	+	+	+	±	↓	↑	(↓)	↓
D1	-	+	+	+	+	+	+	±	↓	↑	(↓)	↓
D2	-	+	+	+	+	0	+	±	↓	↑	(↓)	↓

3420

3421 *Tabel 8.2 Biodiversitetsvurdering for de 12 scenarier. Biodiversitetsvurdering. Der er i lighed med*  
 3422 *vurderingen i Eriksen et al. (2020) anvendt skalaen fra -3, -2, -1, 0, +1, +2, +3, hvor minus 3 er meget*  
 3423 *dårligere biodiversitet end udgangspunktet dyrket areal*

Kode	Regnorme	Jordbunds- insekter	Mikro- leddyr	Enky- træer	Tokimbladede urter	Graminoider (græs, halvgræs, siv)	Træer og buske	Biller	Bier	Sommer- fugle	Svirre- fluer
<b>A1</b>	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0
<b>A2</b>	1	1	1-2	1-2	0	1	0	1	0	0	0
<b>B1</b>	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0
<b>B2</b>	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0
<b>B3</b>	2	1	1	2	0-1	1		1	0-1	0-1	0-1
<b>B4</b>	1	1	1	1	0	0-1	0	1	0-1	0	0
<b>B5</b>	1	1	1	1	1	1	0	1	0-1	0-1	1
<b>B6</b>	2	2	2	2	1-2	1-2	0-1	1-2	1-2	1-2	1-2
<b>C1</b>	1	1	1	1	0-1	0-1	0	0-1	0-1	0	1-2
<b>C2</b>	1	1	1	1	0-2	0-2	0	0-1	0-1	0	1-2
<b>D1</b>	2	2	2	2	2	2	0	2	0-1	0-1	0-2
<b>D2</b>	2-3	23	2-3	2-3	1-3	1-3	1-3	2-3	1-3	0-3	1-3

3424



3425 **9 Bilag**3426 **9.1 Bilag 1 Fordeling af landbrugsafgrøder 2018 i ha på omdrift, afgrødekategori og**  
3427 **OC-kulstofniveau.**

Afgrødekode	Afgrødetekst	Kategori	Omdrift	6-12%	> 12%
1	Vårbyg	Vårsæd til modenhed	omdrift	19215,32	9361,19
2	Vårhvede	Vårsæd til modenhed	omdrift	1378,48	1036,72
3	Vårhavre	Vårsæd til modenhed	omdrift	3689,62	2189,89
4	Blanding af vårsæde arter	Vårsæd til modenhed	omdrift	122,73	64,88
5	Majs til modenhed	Vårsæd til modenhed	omdrift	225,13	102,86
6	Vårhvede, brødhvede	Vårsæd til modenhed	omdrift	132,43	257,19
7	Korn + bælgssæd under 50% bælgssæd	Bælgssæd	omdrift	50,46	7,76
8	Vårspelt	Vårsæd til modenhed	omdrift	0,00	0,00
9	Vinterspelt	Vintersæd til modenhed	omdrift	2,59	1,94
10	Vinterbyg	Vintersæd til modenhed	omdrift	932,75	230,86
11	Vinterhvede	Vintersæd til modenhed	omdrift	5293,77	2291,36
13	Vinterhvede, brødhvede	Vintersæd til modenhed	omdrift	145,09	57,30
14	Vinterrug	Vintersæd til modenhed	omdrift	417,63	142,69
15	Vinterhybridrug	Vintersæd til modenhed	omdrift	1327,56	333,53
16	Vintertriticale	Vintersæd til modenhed	omdrift	234,37	72,73
17	Blanding af efterårssæde arter	Vintersæd til modenhed	omdrift	1,66	0,55
21	Vårrops	Raps mm	omdrift	15,43	3,79
22	Vinterraps	Raps mm	omdrift	1829,47	522,34
23	Rybs	Raps mm	omdrift	0,00	0,00
24	Solsikke	Raps mm	omdrift	0,92	0,18
25	Sojabønner	Bælgssæd	omdrift	0,00	0,00
30	Ærter	Bælgssæd	omdrift	75,50	15,90
31	Hestebønner	Bælgssæd	omdrift	619,93	259,23
32	Sødlupin	Bælgssæd	omdrift	4,90	0,09
35	Bælgssæd, flerårig blanding	Bælgssæd	omdrift	0,00	0,00
36	Bælgssæd, andre typer til modenhed b	Bælgssæd	omdrift	0,00	0,00
40	Oliehør	Raps mm	omdrift	0,00	0,00
42	Hamp	Raps mm	omdrift	26,34	17,10
51	Blanding bredbladet afgrøde, frø/ke	Raps mm	omdrift	2,59	2,31
52	Quinoa	Raps mm	omdrift	1,94	0,09
53	Boghvede	Raps mm	omdrift	0,00	0,00
54	Bælgssæd blanding	Bælgssæd	omdrift	0,55	0,18

Vidensyntese - Udkast til ekstern interessenthøring

55	Vårrug	Vårsæd til modenhed	omdrift	1,11	0,00
56	Vårtriticale	Vårsæd til modenhed	omdrift	43,16	8,87
57	Vinterhavre	Vintersæd til modenhed	omdrift	0,00	0,00
58	Sorghum	Vårsæd til modenhed	omdrift	0,00	0,00
101	Rajgræsfrø, alm.	Frøgræs	omdrift	478,44	157,94
102	Rajgræsfrø, alm. 1. år, efterårsudl	Frøgræs	omdrift	97,04	31,70
103	Rajgræsfrø, ital.	Frøgræs	omdrift	3,42	4,07
104	Rajgræsfrø, ital. 1. år efterårsudl	Frøgræs	omdrift	0,92	0,09
105	Timothefrø	Frøgræs	omdrift	96,57	161,45
106	Hundegræsfrø	Frøgræs	omdrift	33,82	17,00
107	Engsvingelfrø	Frøgræs	omdrift	0,00	0,09
108	Rødsvingelfrø	Frøgræs	omdrift	173,46	48,33
109	Rajsvingelfrø	Frøgræs	omdrift	12,75	30,50
110	Svingelfrø, stivbladet	Frøgræs	omdrift	8,32	1,20
111	Svingelfrø, strand-	Frøgræs	omdrift	37,24	24,31
112	Engrapgræsfrø (marktype)	Frøgræs	omdrift	6,75	0,55
113	Engrapsgræsfrø (plænetype)	Frøgræs	omdrift	19,22	2,77
114	Rapgræsfrø, alm.	Frøgræs	omdrift	9,15	12,48
115	Hvenebrø, alm. og krybende	Frøgræs	omdrift	1,20	0,00
116	Rajgræs, hybrid	Frøgræs	omdrift	10,72	0,46
117	Rajgræs, efterårsudl. hybrid	Frøgræs	omdrift	0,09	0,00
118	Rajsvingelfrø, efterårsudlagt	Frøgræs	omdrift	6,19	11,09
120	Kløverfrø	Frøgræs	omdrift	30,31	8,32
121	Græsmarksbælgplanter	Frøgræs	omdrift	0,00	0,00
122	Kommenfrø	Frøgræs	omdrift	0,00	0,00
123	Valmuefrø	Frøgræs	omdrift	0,00	0,00
124	Spinatfrø	Frøgræs	omdrift	57,11	9,61
125	Bederøfrø	Frøgræs	omdrift	0,28	0,00
126	Blanding af markfrø til udsæd	Frøgræs	omdrift	29,48	35,49
149	Kartofler, lægge- (certificerede)	Kartofler	omdrift	30,96	3,60
150	Kartofler, lægge- (egen opformering)	Kartofler	omdrift	101,66	43,81
151	Kartofler, stivelses-	Kartofler	omdrift	954,66	271,06
152	Kartofler, spise-	Kartofler	omdrift	138,44	855,77
153	Kartofler, andre	Kartofler	omdrift	111,08	37,52
160	Sukkerroer til fabrik	Rodfrugter	omdrift	168,66	26,52
161	Cikorierødder	Rodfrugter	omdrift	0,00	0,00
162	Blanding, andre industriafr.	Rodfrugter	omdrift	1,20	0,00

Vidensyntese - Udkast til ekstern interessenthøring

170	Græs til fabrik (omdrift)	Græs i omdrift	omdrift	4,44	1,20
171	Lucerne, slæt	Kløver og lucerne i renbestand	omdrift	21,26	4,62
172	Lucernegræs, over 25% græs til slæt	Græs i omdrift	omdrift	17,74	3,14
173	Kløver til slæt	Kløver og lucerne i renbestand	omdrift	5,18	9,43
174	Kløvergræs til fabrik	Græs i omdrift	omdrift	4,07	0,46
180	Gul sennep	Raps mm	omdrift	0,65	2,68
182	Blanding af oliearter	Raps mm	omdrift	1,94	11,55
210	Vårbyg, helsæd	Helsæd, vår	omdrift	774,72	364,67
211	Vårhvede, helsæd	Helsæd, vår	omdrift	2,68	1,20
212	Vårhavre, helsæd	Helsæd, vår	omdrift	43,62	31,79
213	Blandkorn, vårsået, helsæd	Helsæd, vår	omdrift	7,30	3,51
214	Korn og bælgsgæd, helsæd, under 50%	Bælgsgæd	omdrift	290,83	121,34
215	Ærtehelsæd	Bælgsgæd	omdrift	256,36	129,01
216	Silomajs	Silomajs	omdrift	4732,99	1406,02
220	Vinterbyg, helsæd	Helsæd, vinter	omdrift	0,37	0,00
221	Vinterhvede, helsæd	Helsæd, vinter	omdrift	4,90	0,37
222	Vinterrug, helsæd	Helsæd, vinter	omdrift	8,32	0,55
223	Vintertriticale, helsæd	Helsæd, vinter	omdrift	4,07	0,37
224	Blandkorn, efterårssået helsæd	Helsæd, vinter	omdrift	0,00	0,00
230	Blanding af vårkorn, grønkorn	Grønkorn, vår	omdrift	97,41	61,83
234	Korn og bælgsgæd, grønkorn, under 50	Grønkorn, vår	omdrift	41,40	10,81
235	Blanding af vinterkorn, grønkorn	Grønkorn, vinter	omdrift	0,28	0,00
247	Miljøgræs MVJ-tilsagn (0 N), omdrif	Arealer med tilsagn under miljøordninger	omdrift	2333,69	3071,35
248	Permanent græs ved vandboring	Græsafgrøder, permanent	NULL	0,74	0,37
249	Udnyttet græs ved vandboring	Græs i omdrift	omdrift	0,18	0,09
250	Permanent græs, meget lavt udbytte	Græsafgrøder, permanent	NULL	1215,92	1412,30
251	Permanent græs, lavt udbytte	Græsafgrøder, permanent	NULL	2005,43	2080,56
252	Permanent græs, normalt udbytte	Græsafgrøder, permanent	NULL	11676,58	12285,97
253	Miljøgræs MVJ-tilsagn (80 N), omdri	Arealer med tilsagn under miljøordninger	omdrift	13,68	7,02
254	Miljøgræs MVJ-tilsagn (0 N), perman	Arealer med tilsagn under miljøordninger	NULL	4809,33	5701,05
255	Permanent græs, under 50% kløver/lu	Græsafgrøder, permanent	NULL	610,50	669,92
256	Permanent kløvergræs, over 50% kløv	Græsafgrøder, permanent	NULL	29,02	12,85
257	Permanent græs, uden kløver	Græsafgrøder, permanent	NULL	1197,16	1215,82
258	Permanent græs, ø-støtte	Græsafgrøder, permanent	NULL	0,18	0,00
259	Permanent græs, fabrik, over 6 tons	Græsafgrøder, permanent	NULL	2,13	0,83

Vidensyntese - Udkast til ekstern interessenthøring

260	Græs med kløver/lucerne, under 50 %	Græs i omdrift	omdrift	9015,46	5777,39
261	Kløvergræs, over 50% kløver (omdrif	Græs i omdrift	omdrift	56,93	42,14
262	Lucernegræs, over 50% lucerne (omdr	Græs i omdrift	omdrift	5,27	0,28
263	Græs uden kløvergræs (omdrift)	Græs i omdrift	omdrift	3497,39	2490,80
264	Græs og kløvergræs uden norm, under	Græs i omdrift	omdrift	410,14	471,69
266	Græs under 50% kløver/lucerne, ekst	Græs i omdrift	omdrift	83,27	62,01
267	Græs under 50% kløver/lucerne, meg	Græs i omdrift	omdrift	166,26	189,08
268	Græs under 50% kløver/lucerne, lavt	Græs i omdrift	omdrift	754,39	602,28
269	Græs, rullegræs	Græs i omdrift	omdrift	9,43	8,04
270	Græs til udegrise, omdrift	Græs i omdrift	omdrift	31,88	25,69
271	Rekreative formål	Udyrkede arealer, vildtagre	NULL	521,69	856,88
272	Permanent græs til fabrik	Græsafgrøder, permanent	NULL	0,18	0,00
273	Lucerne til fabrik	Kløver og lucerne i renbestand	omdrift	0,09	0,00
274	Permanent lucernegræs over 25% græs	Græsafgrøder, permanent	NULL	0,74	0,00
276	Permanent græs og kløvergræs uden n	Græsafgrøder, permanent	NULL	3471,70	3872,14
277	Kløver til fabrik	Kløver og lucerne i renbestand	omdrift	0,00	0,00
278	Permanent lucerne og lucernegræs ov	Græsafgrøder, permanent	NULL	0,92	0,00
279	Permanent græs til fabrik	Græsafgrøder, permanent	NULL	4,07	0,37
280	Fodersukkerroer	Rodfrugter	omdrift	66,63	20,61
281	Kålroer	Rodfrugter	omdrift	0,09	0,00
282	Fodermarvkål	Rodfrugter	omdrift	0,46	0,28
284	Græs med vikke og andre bælgplanter	Græs i omdrift	omdrift	0,83	1,57
285	Græs og kløvergræs uden norm, over	Græs i omdrift	omdrift	11,46	13,31
286	Permanent græs og kløvergræs uden n	Græsafgrøder, permanent	NULL	20,42	33,45
287	Græs til udegrise, permanent	Græsafgrøder, permanent	NULL	6,84	3,23
305	Permanent græs, uden udbetaling af	Udyrkede arealer, vildtagre	NULL	5,08	0,37
306	Græs i omdrift, uden udbetaling af	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	0,00	0,00
308	MFO-brak, sommerslåning	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	2963,13	3172,64
309	Udyrket areal ved vandboring	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	1,29	0,55
310	Brak, sommerslåning	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	245,55	232,43
311	Skovrejsning på tidl. landbrugsjord	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	117,37	64,60
312	20-årig udtagning	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	221,43	412,82
313	20-årig udtagning af agerjord med f	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	12,01	7,67
314	20-årig udtagning med tilsagn om sk	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	6,19	2,68

Vidensyntese - Udkast til ekstern interessenthøring

316	Udtagning med fastholdelse, ej land	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	0,00	0,09
317	Vådområder med udtagning	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	16,82	13,40
318	MVJ ej udtagning, ej landbrugsareal	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	2255,41	3098,06
319	MFO-brak, Udtagning, ej landbrugsar	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	94,17	279,56
321	Miljøtiltag, ej landbrugsarealer	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	723,25	865,38
323	MFO-udyret areal ved vandboring	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	0,18	0,09
324	Blomsterbrak	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	22,92	7,67
325	MFO-Blomsterbrak	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	114,41	94,73
327	MFO-bræmme, sommerslåning	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	107,29	61,55
328	MFO-bræmme med blomsterblanding	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	3,42	2,59
329	MFO-bræmme, miljøtilsagn	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	2,77	0,65
334	MFO-bræmme, forårsslåning	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	omdrift	16,63	10,72
335	MFO-bræmme, permanent græs, forårsslåning	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	0,00	0,00
336	MFO-bræmme, permanent græs, sommerslåning	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	0,92	0,46
337	MFO-bræmme, permanent græs, miljøtilsagn	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	0,00	0,00
338	Brak, forårsslåning	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	20,24	12,85
339	MFO-brak, forårsslåning	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	115,98	100,92
342	Bestøverbrak	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	0,00	0,00
343	MFO-bestøverbrak	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	13,22	20,89
361	Ikke støtteberettiget landbrugsareal	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	3,33	2,68
400	Asieagurker	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	0,00	0,00
401	Asparges	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	NULL	2,86	0,37
402	Bladselleri	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	0,00	0,00
403	Blomkål	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	6,38	0,00
404	Broccoli	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	3,88	0,37

Vidensyntese - Udkast til ekstern interessenthøring

405	Courgette, squash	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	0,00	0,00
406	Grønkål	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	1,57	1,20
407	Gulerod	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	51,94	26,89
408	Hvidkål	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	4,16	1,66
409	Kinakål	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	0,00	0,00
410	Knoldselleri	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	0,09	0,00
411	Løg	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	2,13	1,48
412	Pastinak	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	0,65	0,00
413	Rodpersille	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	0,00	0,09
415	Porre	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	3,14	0,83
416	Rosenkål	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	0,55	0,00
417	Rødbede	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	4,25	35,30
418	Rødkål	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	0,74	0,09
420	Salat (friland)	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	1,39	0,00
421	Savoykål, spidskål	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	4,25	1,02
422	Spinat	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	2,13	0,65
423	Sukkermajs	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	5,82	1,48
424	Ærter, konsum	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	23,94	8,87
429	Jordskokker, konsum	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	1,20	1,20
430	Bladpersille	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	0,28	0,00
431	Purløg	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	0,00	0,00
432	Krydderurter (undtagen persille og	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	0,28	0,09
434	Grøntsager, andre (friland)	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	0,65	0,00
448	Medicinpl., en- og toårige	Medicinplanter	omdrift	0,00	0,00
449	Medicinpl., stauder	Medicinplanter	omdrift	0,09	0,00

Vidensyntese - Udkast til ekstern interessenthøring

450	Grøntsager, blandinger	Grøntsager, friland, særlige støtterettigheder	omdrift	3,23	1,66
486	Hønsesård uden plantedække	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	0,00	0,00
487	Skovlandbrug	Trækulturer	NULL	1,29	0,09
488	Hønsesård, permanent græs	Græsafgrøder, permanent	NULL	1,76	3,70
489	Havtorn	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	0,55	0,00
491	Storfrugtet tranebær	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
493	Surbær	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	2,40	0,37
496	Medicinpl., vedplanter	Medicinplanter	NULL	0,00	0,00
497	Planteskolekulturer, vedplanter, ti	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	2,59	0,37
499	Lukket system	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
501	Stauder	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,46	0,28
502	Blomsterløg	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,00	0,00
503	En- og to-årige planter	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,18	0,00
504	Solbær, stiklingeopformering	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	0,09	0,00
505	Ribs, stiklingeopformering	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
507	Hindbær, stiklingeopformering	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
509	Trækvæde	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
512	Rabarber	Frugt og bær	NULL	0,55	0,00
513	Jordbær	Frugt og bær	NULL	6,47	2,50
514	Solbær	Frugt og bær	NULL	2,22	0,09
515	Ribs	Frugt og bær	NULL	0,92	0,28
516	Stikkelsbær	Frugt og bær	NULL	0,46	0,46
517	Brombær	Frugt og bær	NULL	0,00	0,00
518	Hindbær	Frugt og bær	NULL	0,55	2,68
519	Blåbær	Frugt og bær	NULL	3,51	2,31
520	Surkirsebær uden undervækst af græs	Frugt og bær	NULL	0,28	0,00
521	Surkirsebær med undervækst af græs	Frugt og bær	NULL	0,46	0,00
522	Blomme uden undervækst af græs	Frugt og bær	NULL	0,55	0,00
523	Blomme med undervækst af græs	Frugt og bær	NULL	0,09	0,00
524	Sødkirsebær uden undervækst af græs	Frugt og bær	NULL	0,00	0,00

Vidensyntese - Udkast til ekstern interessenthøring

525	Sødkirsebær med undervækst af græs	Frugt og bær	NULL	0,00	0,00
526	Hylde	Frugt og bær	NULL	2,77	1,02
527	Hassel	Frugt og bær	NULL	1,02	0,00
528	Æbler	Frugt og bær	NULL	9,43	0,28
529	Pærer	Frugt og bær	NULL	1,11	0,00
530	Vindruer	Frugt og bær	NULL	0,09	0,00
531	Anden træfrugt	Frugt og bær	NULL	0,74	0,00
532	Anden buskfrugt	Frugt og bær	NULL	0,28	0,18
533	Rønnebær	Frugt og bær	NULL	0,00	0,00
534	Hyben	Frugt og bær	NULL	0,55	0,18
536	Spisedruer	Frugt og bær	NULL	0,00	0,00
539	Blandet frugt	Frugt og bær	NULL	0,00	0,00
540	Tomater	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,00	0,00
541	Agurker	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,00	0,00
542	Salat (drivhus)	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,00	0,00
543	Grøntsager, andre (drivhus)	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,00	0,00
544	Snitblomster og snitgrønt	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,18	0,00
545	Potteplanter	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
547	Planteskolekulturer, stauder	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,18	0,00
548	Småplanter, en-årige	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	omdrift	0,00	0,00
551	Moskusgræskar	Frugt og bær	omdrift	0,00	0,00
552	Mandelgræskar	Frugt og bær	omdrift	0,09	0,00
553	Centnergræskar	Frugt og bær	omdrift	1,39	0,09
563	Svampe, champignon	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
564	Containerplads	Småplanteproduktion og planteskoleplanter. Frilandsafgrøder	NULL	0,00	0,00
570	Humle	Frugt og bær	NULL	0,00	0,00
576	Skovrejsning (statslig) - forbedring af vand	Trækulturer	NULL	0,00	0,00
577	Skov med biodiversitetsformål	Trækulturer	NULL	28,28	1,76
578	Skovrejsning - forbedring af vandmi	Trækulturer	NULL	36,50	5,91
579	Tagetes, sygdomssanerende plante	Udyrkede arealer, vildtagre	omdrift	0,00	0,00
580	Skovdrift, alm.	Trækulturer	NULL	199,43	136,87
581	Nyplantning i skov med træhøjde und	Trækulturer	NULL	5,82	0,83



Vidensyntese - Udkast til ekstern interessenthøring

582	Pyntegrønt, økologisk jordbrug	Trækulturer	NULL	0,18	1,11
583	Juletræer og pyntegrønt på landbrug	Trækulturer	NULL	181,04	43,53
585	Skovrejsning i projektområde, som i	Trækulturer	NULL	4,62	1,29
586	Offentlig skovrejsning	Trækulturer	NULL	8,96	1,20
587	Skovrejsning på tidl. landbrugsjord	Trækulturer	NULL	166,63	59,33
588	Statslig skovrejsning	Trækulturer	NULL	0,46	0,18
589	Bæredygtig skovdrift	Trækulturer	NULL	41,03	18,58
590	Bæredygtig skovdrift i Natura 2000-	Trækulturer	NULL	16,91	4,62
591	Lavskov	Energiskov og anden produktion	NULL	7,30	2,68
592	Pil	Energiskov og anden produktion	NULL	279,84	320,59
593	Poppel (0-100 træer pr. ha)	Energiskov og anden produktion	NULL	123,19	59,24
594	Ei	Energiskov og anden produktion	NULL	2,22	1,57
596	Elefantgræs	Energiskov og anden produktion	NULL	3,14	0,65
597	Rørgræs	Energiskov og anden produktion	NULL	0,74	5,45
602	MFO - Pil	Energiskov og anden produktion	NULL	320,13	246,66
603	MFO - Poppel (0-100 træer pr. ha)	Energiskov og anden produktion	NULL	104,15	71,62
604	MFO - Ei	Energiskov og anden produktion	NULL	0,09	0,00
605	MFO - Lavskov	Energiskov og anden produktion	NULL	31,79	7,76
650	Chrysanthemum Garland, frø	Andet havefrø	omdrift	3,79	0,92
651	Dildfrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
652	Kinesisk kålfrø	Andet havefrø	omdrift	1,20	0,09
653	Karsefrø	Andet havefrø	omdrift	0,09	0,00
654	Rucolafrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
655	Radisefrø (inklusive oliecæddikefrø)	Andet havefrø	omdrift	0,83	0,09
656	Bladbedefrø, rødbedefrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
657	Grønkålfrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
659	Kålfrø (hvid- og rødkål)	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
660	Persillefrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
661	Køvefrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
662	Majroebrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
663	Pastinakfrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
664	Skorzonerrod/skorzonerrodfrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
665	Havrerodfrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
666	Purløgsfrø	Andet havefrø	omdrift	0,55	0,00
667	Timianfrø	Andet havefrø	omdrift	0,00	0,00
668	Blomsterfrø	Andet havefrø	omdrift	1,11	0,00
701	Grønkorn af vårbyg	Grønkorn, vår	omdrift	1330,42	1066,85

Vidensyntese - Udkast til ekstern interessenthøring

702	Grønkorn af vårhvede	Grønkorn, vår	omdrift	76,89	57,48
703	Grønkorn af vårhavre	Grønkorn, vår	omdrift	163,02	136,59
704	Grønkorn af vårrug	Grønkorn, vår	omdrift	103,04	72,36
705	Grønkorn af vårtriticale	Grønkorn, vår	omdrift	0,00	0,00
706	Grønkorn af vinterbyg	Grønkorn, vinter	omdrift	0,28	0,00
707	Grønkorn af vinterhvede	Grønkorn, vinter	omdrift	65,06	35,86
709	Grønkorn af vinterrug	Grønkorn, vinter	omdrift	60,90	15,80
710	Grønkorn af hybridrug	Grønkorn, vinter	omdrift	0,00	0,00
900	Øvrige afgrøder	Øvrige arealer	NULL	2,13	3,79
903	Lysåbne arealer i skov	Øvrige arealer	NULL	16,08	8,04
905	Anden anvendelse på tilsagnsarealer	Særlige afgrødekoder i forbindelse med tilsagn eller miljøtiltag	NULL	0,00	0,00
907	Naturarealer, økologisk jordbrug	Øvrige arealer	NULL	312,83	404,41
908	Naturarealer, ansøgning om miljøtil	Øvrige arealer	NULL	26,43	33,73
921	Bar jord	Øvrige arealer	NULL	0,18	0,00
995	Slettet mark	Ukendt	NULL	1,39	1,48
i alt				97742,77	73264,36

3428