



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Undersøgelse af makroporekontinuitet ved markdræn og effekter af direkte forbundne makroporer på jords filterfunktion

Bekæmpelsesmiddelforskning nr. 144, 2013

Titel:

Undersøgelse af makroporekontinuitet ved markdræn og effekter af direkte forbundne makroporer på jords filterfunktion

Redaktion:

Carsten T. Petersen, Marie H. Nielsen, Søren Hansen, Per Abrahamsen og Christian B. Koch
Københavns Universitet, Institut for Grundvidenskab og Miljø.

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2013

ISBN nr.

978-87-92903-37-2

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

FORORD	1
SAMMENFATNING	5
SUMMARY	13
1 BAGGRUND OG FORMÅL	19
2 FELTFORSØG	23
2.1 MATERIALER OG METODER	23
2.1.1 <i>Forsøgsareal</i>	23
2.1.1.1 Jord	24
2.1.1.2 Dræn og drænafsnit	25
2.1.2 <i>Metode til sporing og kortlægning af drænforbundne makroporer</i>	25
2.1.2.1 Udstyr	25
2.1.2.2 Fremgangsmåde ved bedømmelse og optælling af røgfåner	28
2.1.2.3 Effekter af vandforhold, tryktab samt drænlængde	29
2.1.2.4 Oversigt over gennemførte sporingsforsøg med røg	30
2.1.2.5 Statistiske metoder	30
2.1.3 <i>Karakterisering af direkte forbundne makroporer</i>	31
2.1.3.1 Udvalgelse af porer til undersøgelsen	31
2.1.3.2 Udførelse af infiltrationsmålingerne	32
2.1.3.3 Udgravning og beskrivelse af røggivende porer/poresystemer	33
2.1.4 <i>Sporstofforsøg til støtte for effektberegninger</i>	33
2.1.4.1 Forsøgslokaliteter	34
2.1.4.2 Udbringning af sporstof samt vejrtilstande under forsøget	35
2.1.4.3 Prøveudtagning og prøvebehandling	36
2.1.4.4 Analyser	37
2.2 RESULTATER OG DISKUSSION	38
2.2.1 <i>Røgteknikkens anvendelighed</i>	38
2.2.1.1 Generelle erfaringer	38
2.2.1.2 Effekter af grundvand og jordvandindhold	39
2.2.1.3 Effekter af gastryk i drænet	43
2.2.1.4 Metoder til optælling og karakterisering af røgfåner	46
2.2.1.5 Retningslinjer ved identifikation af direkte drænforbundne makroporer	48
2.2.2 <i>Karakterisering af direkte drænforbundne (røggivende) makroporer</i>	48
2.2.2.1 Antal af drænforbundne makroporer (røgfåner)	48
2.2.2.2 Fordeling af røgfåner på tværs af drænet	48
2.2.2.3 Fordeling af røgfåner langs med drænet	53
2.2.2.4 Kvalitativ beskrivelse baseret på farvning og udgravning	55
2.2.2.5 Maksimal infiltrationsevne	60
2.2.3 <i>Tilbageholdelse og udvaskning af bromid og Brilliant Blue</i>	63
2.2.3.1 Jordens volumenvægt samt vandindhold ved prøvetagning	63
2.2.3.2 Brilliant Blue i jorden	65
2.2.3.3 Bromid i jorden	72
2.2.3.4 Transportmekanismer	75
3 BEREGNINGER MED DAISY-MODELLEN	77
3.1 KALIBRERING AF DAISY-MODELLEN Gennem analyse af BROMID OG BRILLIANT BLUE MÅLINGER	77
3.1.1 <i>Opsætning af Daisy</i>	77
3.1.1.1 Valg af data	77
3.1.1.2 Opvarmning og simuleringsperiode	77
3.1.1.3 Vejrforhold	77
3.1.1.4 Jord	77
3.1.1.5 Sporstoffer	78
3.1.1.6 Bioporer og dræn	78

3.1.2	<i>Kalibrering af Daisy for udvalgte profiler</i>	78
3.1.2.1	Bromid	79
3.1.2.2	Brilliant Blue	79
3.1.2.3	Fordeling af sorptionsevne mellem strømningdomæner	80
3.1.3	<i>Resultater af kalibreringen</i>	81
3.1.4	<i>Sensitivitetsanalyse, søjleforsøg</i>	82
3.1.4.1	Reduktion i antal parametre	82
3.1.4.2	Deaktivering af bioporer	83
3.1.5	<i>Opsummering vedrørende kalibrering</i>	84
3.2	SENSITIVITETSANALYSE	85
3.2.1	<i>Opsætning</i>	86
3.2.1.1	Bioporer	86
3.2.1.2	Vejrdata	86
3.2.1.3	Hydraulisk ledningsevne i jordmatricen	86
3.2.1.4	Sekundært domæne	87
3.2.1.5	Sorption og partikeltransport	87
3.2.2	<i>Resultater og diskussion</i>	87
3.2.2.1	Bioporer og vejrdato	92
3.2.2.2	Hydraulisk ledningsevne	92
3.2.2.3	Sekundært domæne	93
3.2.2.4	Sorption og partikelbåren transport	93
3.2.3	<i>Opsummering og konklusion vedrørende følsomhedsanalysen</i>	93
4	SAMMENFATTENDE DISKUSSION	95
4.1	RØGGASMETODEN	95
4.2	KARAKTERTRÆK HOS DIREKTE DRÆNFORBUNDNE MAKROPORER	97
4.3	TRANSPORT AF VAND OG SPORSTOFFER SAMT	
	MODELKALIBRERING	100
4.4	EFFEKTER PÅ PESTICIDUDVASKNINGEN TIL DRÆN	101
5	KONKLUSIONER	105
6	PERSPEKTIVERING	107
	REFERENCER	111
	APPENDIKS A	117
	APPENDIKS B	131
	APPENDIKS C	137

Forord

Projektet ”Undersøgelse af makroporekontinuitet ved markdræn og effekter af direkte forbundne makroporer på jords filterfunktion” er finansieret af Miljøstyrelsens program for Bekæmpelsesmiddelforskning. Projektet er udført ved Københavns Universitet, KU-Life, Institut for Grundvidenskab og Miljø.

Projektet har været fulgt af en følgegruppe med følgende sammensætning:

- Anne Louise Gimsing, Miljøstyrelsen
- Lektor Dean Jacobsen, Biologisk Institut, KU
- Forskningschef emeritus Jørgen Jakobsen
- Jørn Kirkegaard, Miljøstyrelsen
- Miljøchef Hans Roust Thysen, Videncentret for Landbrug
- Professor Hans-Jørgen Albrechtsen, Institut for Vand og Miljøteknologi, DTU
- Afdelingsleder Niels Lindemark, Dansk Planteværn
- Seniorrådgiver Peter Wiberg-Larsen, DMU, Aarhus Universitet
- Rasmus Søgaard, Miljøstyrelsen
- Seniorrådgiver Walter Brüsich, GEUS
- Peter Jørgensen, PJ-Bluetech

Vi vil gerne takke følgegruppens medlemmer for deres engagement og for konstruktive input gennem projektperioden.

Carsten T. Petersen

Sammenfatning

Projektets hovedformål har været at bestemme hyppighed og fordeling samt kvantitative effekter af makroporer, som forbinder jordoverfladen direkte med markdræn. Som udgangspunkt forventes, at direkte forbundne makroporer forekommer i afgrænsede områder ved drænen, og at de har stor betydning for udvaskningen af specielt stærkt adsorberende pesticider til markdræn.

Der er udviklet og afprøvet en metode til sporing af direkte forbundne makroporer i markskala. Metoden bygger på indblæsning af luft tilsat små hydrofobe røgpartikler i nedgravede markdræn samt karakterisering af røgfaner ved jordoverfladen over drænet. Røgfanernes størrelse vurderes ved sammenligning med faner fra kunstige makroporer med kendte transportegenskaber. Det var muligt at identificere og kortlægge sammenhængende, luftfyldte makroporeforbindelser mellem jordoverflade og dræn vha. den nye sporingsteknik. Metoden ser altså grundlæggende ud til at fungere, og det er gennem projektet endegyldigt bevist, at direkte forbundne, meget effektivt ledende makroporer forekommer under danske forhold.

Direkte forbundne makroporer kunne ved jordoverfladen lokaliseres til ét ca. 1,0 m bredt bælte over drænledningerne med flest forekomster direkte over drænet. I 10 forsøg lavet på 5 forskellige 35 m lange drænsektioner på forskellige tidspunkter af året blev der per sektion optalt mellem 8 og 156 røgførende makroporer. Der var betydelig variation i fordelingen af de røgførende forbindelser langs med drænet med forekomst af klynger. I forhold til den tilfældige fordeling var der således relativt hyppige forekomster af mange forbindelser over korte strækninger (< ca. 25 cm) og relativt sjældne forekomster af større indbyrdes afstande (>35 cm). Der var på alle undersøgte drænsektioner og på alle måledatoer adskillige sammenhængende meter (ca. 4 – 10 m) helt uden forbindelser.

Grundvandsstanden havde efter alt at dømme stor indflydelse på måleresultaterne ved høj grundvandsstand lige under drændybden, men ikke ved grundvandsstande, der var lavere end 15-20 cm under drændybde. Det laveste antal af forbindelser (8 per 35 m dræn) blev således optalt med grundvandet liggende i drændybde. Teknikken kunne anvendes ved lufttrykkniveauer i drænledningen på mellem ca. 3 og 9 hPa, ved en grundvandsstand på mindst 15-20 cm under drænen, og på uforstyrrede drænsektioner på op til 70 m længde (ved tilkobling af luftblæseren på skift i begge ender af drænet).

De observerede røgfaner udgik i de fleste tilfælde fra åbne bioporer i jordoverfladen (hovedsageligt regnormegange identificeret ved regnormeekskrementer). I foråret 2010 udgik mange røgfaner dog fra sprækker i overfladelaget, som formentlig krydser underliggende, røgførende bioporer. Lidt dybere sprækkedannelser opstået sent i foråret 2010 i forbindelse med delvis udtørring af pløjelaget, samt nylig gennemført jordbearbejdning, gjorde det vanskeligt at foretage en præcis lokalisering af forbindelserne.

Et udvalg af de røggivende makroporer (regnormegange) blev undersøgt ved tilførsel af vand og farvesporstof til poren i jordoverfladen samt ved profiludgravninger. Nogle af disse (med overvægt på porer, der producerede kraftige røgfaner) udgjorde særdeles effektive transportveje for vand og sporstof mellem overflade og dræn. Målt på i øvrigt sammenlignelige porer placeret henover drænledninger var den maksimale vandinfiltrationsevne signifikant højere i porer, der producerede kraftige røgfaner, end i porer med svage eller ingen røgfaner. Den geometriske middelværdi af vandinfiltrationsevnen var mindst 3 gange højere for makroporer med kraftig røgafgivelse (195 mLmin^{-1}) end for andre tilsvarende makroporer uden kraftig røgafgivelse ($\leq 63 \text{ mLmin}^{-1}$), hvilket viser, at røgafgivelsen kan bruges som indikator for potentialet for direkte vandtransport fra jordoverfladen til markdræn. Makroporerens maksimale vandinfiltrationsevne var generelt meget høj (op til 835 mL min^{-1} i gennemsnit målt over 20 min), hvilket afspejler, at porerne typisk indgik i et større netværk af forbundne makroporer i jorden, som blev hydraulisk aktive under de aktuelle forsøgsbetingelser. Ved udgravningerne kunne ingen store blåfarvede bioporer (regnormegange) følges helt ind i drænet. Flere stoppede i kort afstand (få cm) fra drænet, hvorfra evt. videre sporstoftransport hen til og ind i drænet foregik i mindre poresystemer (rodkanaler, sprækker).

Effekter af jordstruktur på vandstrømning samt på transporten af to mobile sporstoffer udbragt på jordoverfladen (bromid og Brilliant Blue) blev undersøgt i feltforsøg med naturlig nedbør. Sporstofferne blev udbragt på forskellige lokaliteter karakteriseret ved forekomsten af store åbentstående makroporer i overfladen med eller uden direkte forbindelse til drænet. Efter nedvaskning i marken blev der udtaget i alt 67 jordkolonner (højde: 40 cm; diameter: 30 cm), og der blev i hver kolonne foretaget bestemmelse af sporstofindholdet i 5 dybdeintervaller. Sporstofferne var i alle tilfælde transporteret væsentligt længere ned i jorden end forventet baseret på beregninger med den klassiske konvektions-dispersions ligning, som bygger på en antagelse om lokal koncentrationsligevægt. Dette er grundlæggende en effekt af meget heterogen vandstrømning og kan forklares (og modelleres) ved en kombination af to effekter: At der sker forbigående vandstrømning i jordens makroporer ("bypass flow") og at matrixstrømningen foregår i (mindst) 2 forskellige poredomæner karakteriseret ved forskellig strømningshastighed. Projektet har således bidraget med ny detaljeret viden om heterogen vandstrømning under markforhold.

Der var meget stor variation på sporstofretentionen i de undersøgte jordkolonner, hvilket viser, at kolonnestørrelsen (højde: 40 cm; diameter: 30 cm) ikke er tilstrækkelig til fuldt ud at repræsentere jordens struktur. Som konsekvens heraf vil Daisy ikke (fx vha. gennemsnitsværdier for sporstofretentionen) kunne kalibreres til med en fælles modelopsætning at repræsentere hele forsøgsarealet.

Sporstofretentionen blev undersøgt på forskellige lokaliteter karakteriseret ved forekomst af overfladeforbundne makroporer samt ved makroporerens forbindelse med markdræn. Tilstedeværelsen af åbne makroporer og forbindelsen til dræn havde ikke nogen klar effekt på transporten af de mobile sporstoffer

Modelparametre til specifikation af poredomæner med langsomt og hurtigt strømmende vand blev fundet ved tilpasning (kalibrering) af modellen til den målte sporstofretention (bromid og Brilliant Blue). Kalibreringen kunne gennemføres meget tilfredsstillende på de involverede kolonner med R^2 -

værdier i intervallerne 0,99-1,00 for bromid og 0,86-0,98 for Brilliant Blue. Dette indikerer, at modellen indeholder de væsentligste transportmekanismer. Kalibreringen (parametriseringen) kunne dog kun gennemføres meningsfyldt på repræsentanter for de grupper af jordkolonner, hvor en væsentlig del af sporstofferne var blevet tilbageholdt. Det betyder, at modelberegninger gennemført i nærværende projekt ikke nødvendigvis repræsenterer hele forsøgsarealet. En modelparameter til styring af ophør af forbigående strømning i makroporerne ("bypass flow") havde ikke entydig indflydelse på kalibreringen af de undersøgte kolonner.

Resultater af ovennævnte modeltilpasning (kalibrering) indgik sammen med gennemsnitsværdier af den arealmæssige fordeling af de direkte forbundne makroporer fra feltundersøgelserne (røgforsøgene) i en reference-modelopsætning, som blev brugt til beregning af transporten af 2 pesticider med vidt forskellige transportegenskaber (ioxynil og pendimethalin). Pendimethalin adsorberes stærkt i jorden og nedbrydes relativt langsomt, mens ioxynil adsorberes relativt svagt og nedbrydes hurtigt. Parameterværdier til karakterisering af adsorption og nedbrydning blev taget fra PPDB (2009). I referenceopsætningen indgik endvidere andre parametre for forsøgsjorden brugt i et tidligere projekt, herunder parametre udledt med HYPRES-modellen, som beskriver jordens hydrauliske egenskaber (Hansen et al., 2012). I gennemsnit for en 10-årsperiode og baseret på timeværdier af vejrdata blev der med referenceopsætningen (uden vandstandsede jordlag) beregnet en relativt lille udvaskning til dræn på hhv. 0,0011 og 0,066 % af de udbragte mængder af stofferne. Niveaulet svarer for pendimethalin nogenlunde til tidligere publicerede måleværdier fra forsøgsarealet (0,0018%), mens det beregnede niveau for ioxynil er lidt højere end hvad der tidligere er målt (0,0016%) (Petersen et al., 2003). Der er ikke for nogen af stofferne tale om sikre forskelle, hvilket fremgår tydeligt når man tager usikkerhederne i betragtning (fx årsvariationerne vist i Figur 3-4 og Figur 3-5). Der var praktisk taget ingen udvaskning fra overfladen via direkte forbundne makroporer i referenceopsætningen, hvilket hænger sammen med at der praktisk taget ikke var forbigående vandtransport fra overfladen til dræne via direkte forbundne makroporer (i gennemsnit 0,12 mm per år ud af en beregnet gennemsnitlig årlig perkolation på 220 mm opgjort i 100 cm dybde). I gennemsnit per år blev der kanaliseret i alt 12 mm vand fra hele pløjelaget ind i de dybtgående makroporer.

Beregningsresultater baseret på referenceopsætningen blev sammenlignet med resultater af beregninger for samme 10-års periode, hvor der blev ændret på specifikke parameterværdier (typisk én ændret parameterværdi i hver ny opsætning). Endvidere blev der gennemført nye beregninger med referenceopsætningen for samme periode, men baseret på døgnværdier for vejrdata i stedet for de oprindelige timeværdier. Denne analyse viste, at effekten af de direkte forbundne makroporer var yderst følsom over for parametre, som beskriver hydrauliske egenskaber i jordoverfladen og i furebunden. I referenceopsætningen indgik der ikke et særligt overfladelag eller en furebund med nedsat hydraulisk ledningsevne. Ved følsomhedsanalysen blev den mættede hydrauliske ledningsevne i overfladelag og furebund justeret ned til lave, men realistiske værdier målt på forsøgsmarken eller på nabomarker. Værdierne antages at repræsentere steder på marken eller tidspunkter, hvor jordstrukturen er påvirket af færdsel eller kraftig regn.

Med en relativt lav ledningsevne i overfladelaget (laveste gennemsnitsværdi fra Daraghmeh et al., 2009) blev i gennemsnit for 10-årsperioden 0,0151% af det udbragte stærkt adsorberende stof (pendimethalin) transporteret til drænet, heraf 91% (0,0137% af udbragt mængde) fra overfladen via direkte forbundne makroporer. Effekten af direkte forbundne makroporer på det svagt adsorberende (og relativt hurtigt nedbrydelige) pesticid ioxynil var langt mindre (0,068% af udbragt mængde blev transporteret til drænet, men heraf kun 0,001% via direkte forbundne makroporer). Den forskellige effekt af direkte forbundne makroporer på udvaskningen af de to pesticider beror på at ioxynil (modsat pendimethalin) kan transporteres i matricen og derved opnå beskyttelse mod direkte udvaskning fra overfladen. Den forbigående vandstrømning direkte fra overflade til dræn udgjorde i gennemsnit 2,2 mm per år svarende til 1,0% af den beregnede perkolation i 100 cm dybde. Denne relativt lille vandmængde var altså af helt afgørende betydning for udvaskningen af pendimethalin til dræn.

Med en kraftigt reduceret ledningsevne i overfladelaget (repræsenterende sammenkørt jord med ødelagt struktur) voksede både udvaskningen og effekten af de direkte forbundne makroporer til hhv. 0,290% ud af i alt 0,294% for pendimethalin, og til 0,376% ud af i alt 0,699% for ioxynil. Samtidig voksede mængden af forbigående vandstrømning fra jordoverflade til dræn ("bypass flow") til 44 mm per år (20% af perkolationen i 100 cm dybde).

Med en relativt lav ledningsevne i furebunden (målt 10% fraktil fra Petersen et al., 2008) blev i alt 0,060% af det udbragte pendimethalin udvasket til drænene, heraf 0,053% via direkte forbundne makroporer fra overfladen. For ioxynil var de tilsvarende tal i alt 0,506%, heraf kun 0,003% via direkte forbundne makroporer fra overfladen. Effekten af (simuleret) furebundspakning var altså relativt høj på udvaskningen af begge pesticider, hvilket tilskrives effekter på fugtighedsforholdene i hele pløjelaget, inklusiv overfladelaget. Udvasning fra overfladen via direkte forbundne makroporer var dominerende for pendimethalin, men uden væsentlig betydning for ioxynil. Mængden af forbigående vandstrømning direkte fra jordoverfladen til drænene voksede til gennemsnitligt 5.6 mm per år eller 2,6 % af den samlede perkolation. Og mængden af vand kanaliseret fra hele pløjelaget ind i de store makroporer voksede til 65 mm svarende til 30% af perkolationen.

Beregninger med Daisy-modellen viste således, at pesticidudvaskningen til dræn og specielt effekten af direkte forbundne makroporer er stærkt afhængig af de hydrauliske egenskaber i jordens overfladelag og i furebunden. Med lave værdier for mættet hydraulisk ledningsevne i de pågældende jordlag, som forventes at forekomme periodevis på dele af arealet, udgjorde udvaskning direkte fra overfladen til drænene (via direkte forbundne makroporer) langt hovedparten af den samlede udvaskning af det stærkt adsorberende pesticid (pendimethalin). For det svagt adsorberende pesticid (ioxynil) var udvaskning direkte fra overfladen via direkte forbundne makroporer kun væsentlig, når den hydrauliske ledningsevne i overfladelaget var meget stærkt reduceret, repræsenterende jord med ødelagt struktur.

I en modelopsætning helt uden makroporer (store bioporer) var der selvsagt ingen forbigående vandstrømning direkte til drænene fra overfladen, og ingen forbigående vandstrømning fra pløjelaget til større jorddybde. Der var reelt heller ingen udvaskning af pendimethalin ($4,5 \cdot 10^{-8}$ % af udbragt mængde udvasket til 150 cm dybde, ingen erkendelig udvaskning til dræn).

Udvaskningen af ioxynil til dræn faldt til 0,007% af den tilførte mængde (11 % af hvad der blev fundet i referenceopsætningen med makroporer), og udvaskningen til 150 cm dybde faldt til 0,080 % (26 % af hvad der blev fundet i referenceopsætningen). Bioporerne var altså afgørende for udvaskningen af begge pesticider, om end naturligvis specielt det stærkt adsorberende pesticid, Det skal understreges, at beregningerne kun medregner udvaskning som finder sted i det 1. år efter udbringningen, og at der ikke regnes med pesticidnedbrydning under 100 cm dybde.

Der var vekselvirkning mellem forekomsten af makroporer og hydrauliske egenskaber i overfladelag og furebund, set i forhold til udvaskningen af (især) det stærkt adsorberende pesticid. I den gennemførte analyse var beregningsresultaterne mindre følsomme over for det præcise antal af drænforbundne makroporer end over for effekten af hydrauliske egenskaber. I opsætninger baseret på målte yderpunkter i indeværende projekt (46 hhv. 156 direkte drænforbundne makroporer per 35 m drænafsnit (1. måling ved høj grundvandsstand undtaget)) varierede udvaskningen af pendimethalin til dræn således fra 0,0007 til 0,0021% af tilført mængde, mens de tilsvarende tal for ioxynil var 0,047-0,155%.

Når timeværdier for vejrdata blev erstattet med døgnværdier blev mængden af forbigående vandstrømning fra jordoverfladen til dræn reduceret set i forhold til referenceopsætningens i forvejen lave værdi (til 0,005% af perkolationen). Udvaskningen af pendimethalin og ioxynil faldt til hhv. $4 \cdot 10^{-5}$ % og 0,033% af den udbragte mængde. Effekten beror på at nedbørsfordelingen og høje nedbørsintensiteter, som er vigtige for genereringen af hurtig vandtransport i de store porer, og specielt for udvaskning af pendimethalin, ikke bliver realistisk repræsenteret med døgnværdier. Beregninger baseret på døgnværdier giver således ikke et realistisk billede af transportforholdene og må formodes at undervurdere udvaskningen af specielt stærkt adsorberende pesticider.

Summary

The project's main objective was to determine the frequency and distribution as well as quantitative effects of macropores, which connect the soil surface directly with field drains. Our main hypotheses were that directly connected macropores only occur in some limited regions near the drain lines, and that they are very important for the leaching of especially strongly sorbing pesticides to field drains.

A field scale method for tracking directly connected macropores has been developed and tested. The method is based on the injection of air containing small hydrophobic oil particles into subsurface field drains and characterization of smoke plumes at the surface above the drain. Plume size is estimated by comparison with plumes from artificial macropores with known transport properties. It was possible to identify and map continuous, air-filled macropore connections between the soil surface and drains using the new tracking technique. Hence, the method works, and it is proved that directly connected, efficiently conducting macropores occur under Danish soil conditions.

Directly connected (smoke emitting) macropores (SEMs) were found within an approximately 1.0 m wide band above the drain pipes with the most frequent occurrences directly above the pipes. In 10 experiments performed on 5 different 35 m long drain sections at different times of the year, we counted between 8 and 156 individual smoke plumes (SEMs). There was considerable variation in the distribution of SEMs along the drain, i.e. the distributions were clustered. Compared to random distributions, there were more frequent occurrences of many connections over short distances (<approx. 25 cm) and relatively rare instances of larger spacings (> approx. 35 cm). For all the studied drainage sections and at all measurement dates there were several consecutive meters (about 4 to 10 m) without any SEMs.

Groundwater appeared to have great influence on the number of SEMs when groundwater levels were high, i.e. just below the drain depth, but not when groundwater levels were lower than 15-20 cm below the drain depth. Thus, the lowest number of SEMs (8 per 35 m drain) was counted when the groundwater table was at the drain depth. The technique could be applied with air pressure levels in the drain pipe in the range between approximately 3 and 9 hPa, when the groundwater level was at least 15-20 cm below the drains, and on undisturbed drain sections of up to 70 m length (by connecting the air blower successively at both ends of the drain section).

In most cases, the observed smoke plumes emanated from open biopores in the soil surface (mainly earthworm channels with middens). However, in the spring of 2010 many smoke plumes emanated from cracks in the surface layer, which probably intersect some underlying smoke conducting biopores. Deeper formation of cracks late in the spring of 2010, and soil disturbance from recent seedbed preparation made it difficult to map precisely the occurrence of SEMs.

A selection of SEMs producing either strong or weak smoke plumes (all earthworm channels with middens) was investigated by addition of water and dye tracer (Brilliant Blue) at the pore openings. Infiltration rate was measured followed by profile excavations. Some of the SEMs (with a predominance of pores with strong smoke plumes) were very effective pathways for water and tracer movement from the surface to the drain. Water infiltration was also measured in similarly sized earthworm channels without smoke emission located above the drain pipes. The maximum water infiltration rate was significantly higher for SEMs with strong smoke plumes, than for similar pores with weak or no smoke plumes. Hence, the geometric mean of the measured water infiltration rate was at least 3 times higher for SEMs with strong smoke plumes (195 mLmin^{-1}) than for the other pore categories ($\leq 63 \text{ mLmin}^{-1}$); this shows that smoke emission can be used as an indicator of the potential for direct water transport from the surface to field drains. The infiltration capacity of the macropores was generally very high (up to 835 mL min^{-1} measured during 20 min), reflecting the fact that the pores are typically included in a larger network of interconnected macropores in the soil (with or without the field drain) which became hydraulically active under the experimental conditions. No big blue stained earthworm channels could be followed right into the drain. Several blue stained earthworm channels stopped a short distance (few centimetres) from the drain pipe from where further tracer transport (if any) to and into the drain pipe took place in smaller pore systems (root canals, fissures).

Effects of soil structure on water flow and the transport of two mobile tracers applied on the soil surface (bromide and Brilliant Blue FCF) were studied in field experiments with natural rainfall. The tracers were applied at different locations characterized by the occurrence of large, open macro-pores at the surface with or without direct connection to the drain. At these locations, a total of 67 soil columns (height: 40 cm, diameter: 30 cm) were sampled, and the tracer contents were determined in 5 depth intervals in each column.

The tracers had been transported significantly deeper into the soil than expected based on calculations with the classical convection-dispersion equation. This is mainly a symptom of heterogeneous water flow and can be explained (and modelled) by a combination of two effects: by-pass water flow in soil macropores, and matrix flow in (at least) 2 different pore domains characterized by different flow rates and limited mutual exchange. The project has contributed with new detailed knowledge of heterogeneous water flow under field conditions.

The tracer retention varied a lot between the investigated soil columns, indicating that the column size was not sufficient to fully represent the soil structure. To use any set of measured tracer retention values as basis for modelling the entire field would not be meaningful. Hence, Daisy can not be calibrated to represent the entire experimental site with just one set of parameters, e.g. by calibrating against average values for the tracer retention. The tracer retention data was obtained at different locations characterized by the presence of surface-connected macropores and connectivity with field drains. The presence of open macropores or direct drain connectivity had no clear effect on the transport of the mobile tracers.

Model parameters for the specification of pore domains with slow and fast flowing water was found by adjustment (calibration) of the Daisy model to the measured tracer retention. Calibration to the involved columns could be

carried out very satisfactorily with R2 values in the ranges 0.99 to 1.00 for bromide and 0.86 to 0.98 for Brilliant Blue. This indicates that the model comprises the most important transport mechanisms. The calibration could only be performed meaningfully on representatives of the groups of soil columns, where a significant portion of the trace elements had been detained. This means that modelling conducted in this project do not necessarily represent the total study area. A model parameter to control the cessation of by-pass flow in macropores had no unambiguous influence on the calibration of the tested columns.

Results of the above model adjustment (model parameters) were included together with obtained information on the average spatial distribution of directly connected macropores (SEMs) in a reference model configuration that was used to calculate the transport of 2 pesticides with very different transport properties (ioxynil and pendimethalin). Pendimethalin adsorbs strongly in the soil and degrades relatively slowly, whereas ioxynil adsorb weakly and degrades quickly. Parameter values for the characterization of adsorption and degradation was taken from PPDB (2009). Also included in the reference configuration were other parameters of the soil used in a previous project, including parameters derived with the HYPRES model that describe the soil hydraulic properties (Hansen et al., 2012). On average for a 10-years period and based on hourly weather data, a relatively small leaching to the drains was calculated for the reference configuration (0.0011 and 0.066% of the applied amounts of pendimethalin and ioxynil, respectively). The calculated leaching of pendimethalin to drains corresponds well to previously published measurements from the experimental area (0,0013 % on average for two seasons), whereas the calculated level of ioxynil leaching is slightly higher than what has previously been measured (0,0015% on average in one season) (Petersen et al., 2003). There was virtually no leaching from the surface through directly connected macropores in the reference configuration, which is probably linked with the fact that there was practically no by-pass of water from the surface to the drains through directly connected macropores (average 0.12 mm per year out of an estimated average annual percolation of 220 mm at 100 cm depth). On average per year, a total of 12 mm of water was channelled from the entire plough layer into deeply penetrating macropores.

Calculations based on the reference configuration were compared with results (for the same 10-year period) for configurations which was changed at specific parameter values (typically one changed parameter value in each new setup). Furthermore, new calculations based on daily values of weather data instead of the original hourly values were conducted for the reference configuration. This analysis showed that the effect of directly connected macropores were very sensitive to parameters describing the hydraulic properties of the soil surface layer and the transition zone between topsoil and subsoil (plough sole). The reference configuration did not include a soil surface layer or a plough sole with reduced hydraulic conductivity. In the sensitivity analysis, near saturated hydraulic conductivity was adjusted to low but realistic values measured in the test field on in adjacent fields. The values are assumed to represent locations on the field or times of the year when the soil structure is affected by traffic or heavy rain.

With a relatively low conductivity in the surface layer (lowest average value from Daraghmeh et al., 2009), and on average for the 10-year period, 0.015% of the applied pendimethalin was transported to the drain, almost entirely

(0.014%) directly from the surface via directly connected macropores. The effect of directly connected macropores on the weakly adsorbing pesticide ioxynil was much less (0.068% was transported to the drain, but only 0.001% directly from the surface through directly connected macropores). The different effects of directly connected macropores on the leaching of the two pesticides are due to the fact that ioxynil can be transported to greater extent in the matrix and thereby obtain protection against direct leaching from the surface. The by-pass water flow directly from the surface to the drain averaged to 2.2 mm per year, equivalent to 1.0% of the calculated percolation at 100 cm depth. Hence, this relatively small amount of water was of crucial importance for the leaching of pendimethalin to the drain.

Both leaching to the drain and the effect of directly connected macropores further increased when conductivity in the surface layer was greatly reduced (to values that may prevail in wheel tracks from heavy machinery). Hence for pendimethalin, 0.290% was leached from the surface through directly connected macropores (out of 0.294% in total), whereas the corresponding numbers for ioxynil were 0.376% out of 0.699%. The amount of by-pass water flow from soil surface to the drain increased to 44 mm per year (20% of the percolation at 100 cm depth).

With relatively low conductivity in the transition zone between topsoil and subsoil (measured 10% fractile from Petersen et al., 2008), a total of 0.060% of the applied pendimethalin was leached to the drains, of which 0.053% was leached directly from the surface through directly connected macropores. For ioxynil, the corresponding figures were in total 0.506%, of which only 0.003% through directly connected macropores from the surface. Thus, the effect of a (simulated) plough sole was relatively high for both pesticides, which can be attributed to effects on moisture conditions throughout the plough layer, including the surface layer. Leaching from the surface through directly connected macropores dominated for pendimethalin but had no significant impact for ioxynil. The amount of by-pass water flow directly from the soil surface to the drains increased to an average of 5.6 mm per year corresponding to 2.6% of the total percolation at 100 cm depth. And the amount of water channelled from the entire plough layer into the deeply penetrating macropores increased to 65 mm or 30% of the percolation.

Calculations with the Daisy model thus showed that pesticide leaching to drains and especially the effect of directly connected macropores are highly dependent on hydraulic properties of the soil surface layer and the transition zone between topsoil and subsoil. With relatively low values of near-saturated hydraulic conductivity in these soil layers expected to exist periodically in parts of the field, leaching directly from the surface (through directly connected macropores) comprised most of the total leaching of the strongly adsorbing pesticide (pendimethalin) to the drains. For the weakly adsorbing pesticide (ioxynil) leaching directly from the surface via the directly connected macropores was only considerable when the hydraulic conductivity in the surface layer was very much reduced, representing soil with completely destroyed structure.

In a model setup without macropores (large biopores), there was obviously no by-pass water flow from the surface directly into the drains, and no by-pass water flow from the plough layer to greater soil depth. There was in reality no leaching of pendimethalin ($4.5 \cdot 10^{-8}$ % of the applied amount was leached to 150 cm depth; no detectable leaching into drains). The leaching of ioxynil to

the drain decreased to 0.007% of the applied amount (11% of what was found in the reference configuration with macropores), and leaching to 150 cm depth decreased to 0.080% (26% of what was found with the reference configuration). Biopores were therefore of crucial importance for the leaching of both pesticides, although of course especially for the leaching of the strongly adsorbing pesticide. It must be emphasized that the calculations only include leaching taking place during the first year after application, and that pesticide degradation below 100 cm depth was not taken into account.

There were interactions between the presence (number) of macropores on one hand and hydraulic properties of the surface layer and the transition layer between topsoil and subsoil on the other with respect to the leaching of (especially) the strongly adsorbing pesticide. In the performed analysis, leaching was less sensitive to the precise number of drain connected macropores than to the hydraulic properties. In configurations based on measured extremes in this project (46, respectively 156 SEMs per 35 m drain section (excluding the first measurement performed with high groundwater level)), the leaching of pendimethalin to drain varied from 0.0007 to 0.0021% of applied amounts, while the corresponding figures for ioxynil were 0.047 to 0.155%.

When hourly values of weather data were replaced by daily values, the amount of by-pass water flow from the soil surface to the drain was reduced as compared to the already low value of the reference configuration (to 0.005% of the percolation). The leaching of pendimethalin and ioxynil decreased to 4·10⁻⁵ % and 0.033% of the applied amount, respectively. The effect can be ascribed to effects of rainfall distribution and high precipitation intensities. These characteristics being important for the generation of fast water movement in the large pores are not realistically described with daily average weather data. Hence, calculations based on daily average weather data do not represent realistic transport conditions, and they will most likely underestimate the leaching of especially strongly adsorbing pesticides like pendimethalin.

1 Baggrund og formål

Vandstrømning i makroporer er af afgørende betydning for transporten af pesticider i struktureret jord (fx Flury, 1996; Jarvis, 2007, Hansen et al, 2012). Makroporestrømning påvirker især transporten af de stoffer, som fastholdes stærkt øverst i profilen og som nedbrydes relativt hurtigt. Mange forsøg fortrinsvis med farvesporstof, samt beregninger med den matematiske simuleringsmodel Daisy (Hansen et al., 2012) har vist, at store, vertikalt orienterede bioporer (diameter > ca. 0,5- 1 mm) ofte spiller en særlig vigtig rolle som hurtige transportveje gennem de øverste 1-2 meter af profilen. I modsætning til mindre porer med større kapillærvirkning aktiveres disse porer kun når og hvis vandtrykket i de nære omgivelser når en værdi på lidt under atmosfæretrykket eller derover (Tofteng et al., 2002). Aktiveringen kan ske ved jordoverfladen og/eller længere nede, typisk ved vandstandsede lag i forbindelse med større regnhændelser.

Markdræn fungerer i princippet som meget store makroporer. De er udlagt i ca. 1 m dybde for at sikre hurtig bortledning af overskudsnedbør. Drænene kompenserer for lav hydraulisk ledningsevne i jorden og det faktum, at der ikke eksisterer tilstrækkeligt effektive (store og sammenhængende) naturlige makroporeforbindelser i horisontal retning i denne dybde. Nogle af de store bioporer (især regnormegange) forbinder effektivt jordoverfladen med markdrænene (Nielsen et al., 2011; Nielsen et al., 2010; Petersen et al., 2004; Shipitalo og Gibbs, 2000; Lawes et al, 1892). Sprækker og mindre bioporer (især rodkanaler) kan bidrage til at skabe en effektiv forbindelse på kortere dele af strækningen (Shipitalo og Gibbs, 2000; Nielsen et al., 2011). Andre makroporer med forbindelse til drænene når ikke helt op til jordoverfladen, bl.a. fordi porekontinuiteten regelmæssigt brydes ved jordbearbejdning.

Det er vanskeligt at kvantificere omfanget af vandstrømningen i makroporer med forbindelse til dræn, fordi den afhænger af en række forskellige forhold, men omfanget kan være relativt stort. Akay og Fox (2007) viste således i modelforsøg med infiltration i homogen, sandblandet lerjord (13 % ler), at afdræning gennem nedsænkede, drænforbundne makroporer (1 per 0.14 m²) kan udgøre op til 40 % af jordens totale afdræning afhængigt af hvor i profilen makroporerne starter. Særlige trykforhold i porevandet bidrager formentlig til at øge omfanget. Når en makropore med forbindelse til et dræn bliver fuldtløbende, og vandet løber mere eller mindre frit af til drænet, vil der således kunne etableres et undertryk i porevandet, som er relateret til længden af den hængende vandsøjle (undertrykket er størst for oven). Det betyder, at når processen først er sat i gang (af et positivt vandtryk omkring poren), så vil vand kunne strømme fra en umættet matrice ind i makroporen selvom vandtrykket i matricen ender med at ligge noget under atmosfæretrykket (Podgorney og Fairley, 2008; Tofteng et al., 2002). Betydningen af denne potentielt meget vigtige mekanisme er ikke tilstrækkeligt belyst under markforhold.

Kun porer, som når helt op til overfladen, forbinder overfladelaget direkte med dræn og vandløb. Adskillige forsøg med pesticidudvaskning til dræn (under betingelser med høj grundvandstand), herunder også på danske jorde har vist så hurtigt gennembrud, at det tolkes som udtryk for transport gennem

porer der forbinder overfladen direkte med drænene (fx Kjær et al., 2007; Petersen et al., 2003; Kladivko et al., 1999). I mange forsøg er den største pesticidudvaskning fundet i de første afdræningshændelser efter udbringning, hvor pesticidet befinder sig relativt frit nær overfladen (fx Hall et al., 1989; Isensee et al., 1990; Kladivko et al., 1999; Petersen et al., 2003). I en række forsøg, hvori der indgik flere pesticider med forskellig adsorptionsevne, har man fundet, at disse ankom meget hurtigt og samtidigt til drænene; stoffer med relativt høj adsorptionsevne var altså ikke forsinket i forhold til stoffer med lav adsorptionsevne, hvilket de ville have været, hvis der havde været udveksling med jordmatricen (fx Kladivko et al., 1991; Traub-Eberhard et al., 1994; Kladivko et al., 1999). Forsøg med udvaskning af jordpartikler og pendimethalin til dræn har vist, at transporten primært foregår når (imens) det regner, samtidig med at vandindholdet i hele pløjelaget er meget højt (>3-7 vol. pct. over markkapacitet) (Petersen et al., 2003; Petersen et al., 2004). Baun et al., (2007), Gjettermann et al. (2009) og Styczen et al. (2011) rapporterede fra forsøg med ¹⁴C mærket glyphosat og pendimethalin tilført store jordsøjler (diameter 30 cm, højde 50 cm), at pesticiderne hovedsageligt blev udvasket fra et tyndt (5 mm) overfladelag via relativt få (højst 4-10) makroporer med god forbindelse til overfladen.

Ovenstående tyder på, at antallet af makroporer, som forbinder overfladen direkte med drænet, samt deres fordeling i og omkring drængrøften kan have stor betydning for filterfunktionen af drænet jord, alt efter hvor i profilen porerne fødes med vand og stof. Det bemærkes, at vand og stof ikke forventes at følges ad i samme forhold langs en vertikalt orienteret makropore. Endvidere bemærkes det, at hurtig udvaskning via makroporerne til jorden lige omkring og langs drænene ("internal catchment") måske kan danne basis for efterfølgende remobilisering og videre præferentiel transport til dræn og overfladevand, såvel som til større jorddybde (diskuteret i Nielsen et al., 2011).

Dyrkningspraksis, herunder specielt jordbearbejdningen, kan have stor betydning for antallet af makroporeforbindelser mellem overfladelag og underjord; eksempelvis er der i en fin sandblandet lerjord (JB nr. 6) fundet 5 gange flere forbindelser mellem overfladen og jordlaget 30-100 cm efter direkte såning end efter pløjning suppleret med intensiv sekundær jordbearbejdning (Petersen et al., 2001). Det er vist, at makroporeforbindelsen mellem overflade og underjord kan brydes effektivt gennem en homogeniserende jordbearbejdning til 5-15 cm dybde (Petersen et al., 1997a; 1997b). Varierende biologisk aktivitet (i både tid og rum) må også forventes at spille ind. I litteraturen findes eksempler på at antallet af makroporeforbindelser mellem overflade og underjord er større i området ved drænene end mellem drænene (Nuutinen et al., 2001; Nuutinen og Butt, 2003), men dette er ikke en generel erfaring på alle jordtyper (Nielsen et al., 2010).

Der findes ikke velbeskrevne og -afprøvede metoder til identifikation af makroporeforbindelser mellem jordoverflade og dræn, som kan bruges i markskala. Shipitalo og Gibbs (2000) lokaliserede drænforbundne makroporer med åbning i jordoverfladen (regnormegange lavet af *Lumbricus terrestris* L.) i en siltjord ved at blæse røg ind i et markdræn og herefter observere, hvor der kom røg ud på overfladen. Teknikken blev afprøvet under relativt tørre jordbundsforhold på et dræn placeret i 60 cm dybde. Røgen kom op i et bælte på ca. 1 m centreret over drænet. Drængrøften var ca. 20 cm bred, og drænsystemet var etableret 10 år før målingerne. Forfatterne oplyste

ikke antallet og fordelingen af de rygende porer inden for 1-m bæltet, og de giver kun yderst sparsomme oplysninger om den anvendte sporingsteknik. Ikke desto mindre synes metoden med at blæse røg ind i drænet at være en realistisk fremgangsmåde hvis man ønsker at identificere og kvantificere direkte forbundne makroporer i marken. Forfatterne af nærværende rapport kender ikke til andre røgbaserede teknikker end den, der omtales af Shipitalo og Gibbs, 2000.

Den matematiske simuleringsmodel Daisy inkluderer et flerdimensionalt modul (Daisy-2D) som muliggør særskilte beregninger af stoffluxe til dræn og til grundvand (Hansen et al., 2012). Modulet er baseret på en rumlig og dynamisk, mekanistisk forståelse af strømningsbilledet, hvilket muliggør beregning af transport af vidt forskellige stoffer, herunder jordpartikler og pesticider med forskellige egenskaber. I modelkonceptet indgår forskellige klasser af store bioporer, herunder porer som ender i dræn, porer som ender i sprækker og porer som ender i matricen uden sprække- eller drænforbindelse. Poreklasserne karakteriseres ved deres vertikale placering i profilen (herunder om de når helt op til jordoverfladen) og deres vekselvirkning med matricen. Kravene til parametrisering af makroporesystemet er høje, da sådanne oplysninger vurderes at være af central betydning for jordens filterfunktion. Visse oplysninger herunder oplysninger om det samlede antal af bioporer og sprækker samt deres placering i profilen er tilgængelige fra litteraturen og tidligere projekters eksperimentelle del (fx Nielsen et al., 2010). Men det har endnu ikke været muligt at tilvejebringe særskilte oplysninger om de direkte forbundne makroporer, herunder om antal og arealmæssig fordeling i markskala, samt om hvordan denne særlige poreklasse påvirker vand- og stoftransporten i de nære drænomgivelser. Det forventes, at tilvejebringelsen af sådanne data vil kunne bidrage væsentligt til mere realistiske modelberegninger.

Projektets formål er at bestemme hyppighed og fordeling samt kvantitative effekter af makroporer, som forbinder jordoverfladen direkte med markdræn. Projektet bygger på udviklingen af en teknik til sporing af sådanne makroporeforbindelser baseret på indblæsning af røggas i nedgravede markdræn. Effektbestemmelserne gennemføres primært vha. modelberegninger med Daisy.

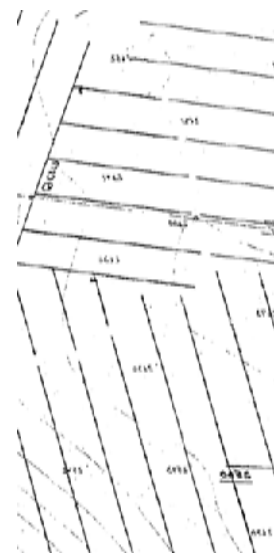
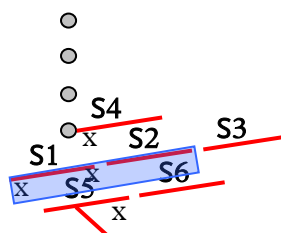
Det efterfølgende kapitel 5 omhandler feltforsøg, hvis primære formål har været (i) at udvikle og evaluere en røggasmetode til sporing af drænforbundne makroporer, samt (ii) at karakterisere drænforbundne makroporer/makroporesystemer kvalitativt og kvantitativt med særligt sigte på at forbedre grundlaget for modellering af effekter af drænforbundne makroporer på pesticidudvaskning til dræn. Modelleringsaktiviteterne, herunder parametrisering og effektberegninger er beskrevet i kapitel 6.

2 Feltforsøg

2.1 MATERIALER OG METODER

2.1.1 Forsøgsareal

Feltforsøgene er udført på KU-Lifes forsøgsjord ved Rørrendegaard i Høje Taastrup Kommune i perioden marts 2010-maj 2011 (Figur 2-1). Forsøgsarealet ligger i kanten af en mark, der har indgået i en række tidligere undersøgelser finansieret af Miljøstyrelsen og andre (fx Petersen et al., 2001; Petersen et al., 2003; Petersen et al., 2004; Baun et al., 2007; Daraghmeh et al., 2008; Daraghmeh et al., 2009; Gjettermann et al., 2009; Nielsen et al., 2010; Gjettermann et al., 2011 a,b; Nielsen et al., 2011; Styczen et al., 2011). Arealet er derfor relativt velbeskrevet, og nærværende beskrivelse vil være koncentreret om hovedtrækkene.



FIGUR 2-1. DRÆNKORT OVER FORSØGSOMRÅDET VED RØRRENDEGÅRD, TAASTUP. DE RØDE MARKERINGER ANGIVER UNDERSØGTE DRÆNSEKTIONER (S1-S6, ALLE 35 M LANGE). DET BLÅ OMRÅDE VISER, HVOR DER ER LAVET SPORSTOFKOLONNEFORSØG. DATA FOR UDVASKNING TIL DRÆN MÅLT VED S4 ER BRUGT I FORBINDELSE MED UDVIKLINGEN AF DAISY-2D. SORTE KRYDSE ANGIVER PLACERINGSRØR TIL BRUG FOR MÅLING AF JORDVANDINDHOLD OG GRUNDVANDSSTAND. GRÅ CIRKLER VISER PLACERINGSRØR TIL MONITERINGSBRØNDE BENYTTET VED TIDLIGERE FORSØG.

På delarealet omfattende S1-S4 har der siden 1997 udelukkende været dyrket korn (Figur 2-1), og i alle årene på nær ét (2003) har afgrøden været vinterhvede.

Arealet omfattende S5 og S6 ligger i en nabomark, hvor der i årene 2006-2010 er dyrket korn (vinterhvede i årene 2006,2007,2009; vårhvede i 2008; vårbyg i 2010).

Jordbearbejdningen har i begge marker været ”konventionel”, dvs. med én årlig pløjning, der typisk er udført om efteråret. Arealet omfattende S5 og S6 blev sidst pløjet i oktober 2009, mens såbedstilberedning og såning foregik i april 2010. Arealet omfattende S1-S4 blev sidst pløjet i september 2009, og

såbedstilberedning samt såning foregik i umiddelbar tilknytning til pløjningen. Halmen er blevet fjernet, og der er ikke tilført nogen form for organisk gødning. De eneste planterester, der er tilført, er derfor rod- og stubrester (ca. 15 cm stub) efter de dyrkede afgrøder samt evt. ukrudt. Arealerne henlå som uforstyrrede stubmarker fra høst i 2010 til forsøgene sluttede.

Undersøgelser fra dette område har været en vigtig del af grundlaget for udviklingen af Daisy-2D (Hansen et al., 2012).

2.1.1.1 Jord

Jorden er klassificeret som en fin sandblandet lerjord (JB nr. 6). Overjorden har generelt et indhold af ler og organisk kulstof på hhv. 11-13% og 1,2-1,8%. Der findes generelt en lerberiget horisont under pløjelaget, mens kalkgrænse findes fra ca. 110 cm dybde, men ofte dybere. Teksturen er generelt mere variabel i underjorden end i overjorden. I dybden 30-90 cm kan lerindholdet således variere mellem 11 og 22%.

Overjordens struktur er stærkt påvirket af jordbearbejdningen, herunder især pløjningen. Pløjningen introducerer mange store (ikke vandholdende og generelt usammenhængende) porer i jorden, som gradvist forsvinder igen hen mod næste pløjning. For perioden fra lige efter pløjning til efter høst kan der således måles relative fald i porøsiteten på op mod 30 %. Volumenvægten ligger i forårsperioden typisk i intervallet 1,40-1,48 g cm⁻³ (Petersen et al., 2004) svarende til at porøsiteten typisk ligger mellem ca. 43 og 46%. Med efterårets pløjning og såbedstilberedning destabiliseres overfladestrukturen, og nedbørshændelser i efterår og vinter får i nogen grad overfladen til at slæmme til (Daraghme et al., 2008; Daraghme et al., 2009). Det kommer synligt til udtryk ved at der dannes vandpytter på overfladen i forbindelse med længerevarende og kraftige regnhændelser samt at der efterlades et tyndt lag af groft materiale på selve overfladen og ved at jorden danner skorpe ved udtørring. Denne skorpe slår revner i foråret, hvis jorden (som i det aktuelle tilfælde) udsættes for moderat til kraftig udtørring.

Underjorden er kohæsiv og strukturdannende, bl.a. som følge af varierende vandindhold, periodisk frysning og biologisk aktivitet (rødder og regnorme). Især den lerberigede horisont har en veludviklet struktur med kantede aggregater, formet som blokke grænsende til søjler (Petersen et al., 2001). I dybden 25-35 cm er der udviklet en svag pløjesål med tendens til forekomst af pladeformede aggregater. Der er målt volumenvægte på mellem 1,65 og 1,70 g cm⁻³ i dybdeintervallet 30-80 cm (Petersen et al., 2004). Underjorden er gennemhullet af store, vertikalt orienterede bioporer (regnormegange og rodkanaler), der flere steder når ned i dybder på 150 cm eller mere. Optalt på ca. 600 cm² horisontale flader er der i 50 cm dybde generelt fundet af størrelsesordenen 200-600 nær cylindriske bioporer per m² (primært regnormegange) med diameter mellem 3 og 8 mm. Rodudvikling i dybden sker for kornplanternes vedkommende især via disse store bioporer, hvorfra der sendes siderødder ind i sprækker mellem aggregatoverfladerne. Rodkanaler dannet af kornets hovedrødder (ca. 0,5 mm i diameter) og af de største siderødder (ca. 0,2 mm i diameter) kan ses med det blotte øje. I fugtig jord er sprækkerne mellem aggregatoverfladerne derimod så små at de ikke ses med det blotte øje.

Makroporekontinuiteten i overfladelaget og mellem over- og underjord påvirkes erfaringsmæssigt stærkt af jordbearbejdningen og af den

strukturudvikling der finder sted i perioden efter jordbearbejdning (Petersen et al, 1997 a,b; Petersen et al., 2008). Biologisk aktivitet og genereringen af nye bioporer i pløjelag og furebund spiller her en ganske særlig rolle.

2.1.1.2 Dræn og drænafsnit

Arealet er detaildrænet i 1965 (se Figur 2-1). Der er tilstræbt en drændybde på ca. 110 cm, og drænaafstanden er 16,0 m. Arealet er næsten fladt med et lille terrænfald (<1%) fra øst mod vest. Ved dræningen er der foretaget opgravning med en rendegraver med 0,5 m bred skovl. Drænrør af brændt tegl med en indre diameter på ca. 6,4 cm (2,5 tommer) og med en længde på 33 cm, er lagt på en fast og jævn bund i drændybden. Rørene er placeret med endefladerne mod hinanden så de danner en samlet drænledning. Oven på drænledningen og langs drænledningens sider er der derpå lagt jord fra pløjelaget. Argumentet for denne ”muldstikning” har dels været ønsket om at stabilisere drænledningen rent mekanisk vha. et smuldrende materiale, dels at sikre en god jordstruktur i drænets næromgivelser og dermed en effektiv vandafledning. Oven over mulden er drængrøften fyldt op med det opgravede materiale. Da en vis blanding af horisonterne (den mørke A-horison og den lyse B-horison) har været uundgåelig fremtræder drængrøften som ”marmoreret”.

Al vandbevægelse (og luftbevægelse) ind i og ud af drænledningen sker via fugerne mellem de enkelte drænrør. Ved opgravninger til drænet foretaget i de senere år er der konstateret fugebredder på mellem 0 og 10mm. Drængrøftens faste bund er opnået ved ikke at grave i jorden under drændybden (bunden fremtræder generelt uden marmorering). Drængrøftens bund og sider kan dog ikke betegnes som ”uforstyrrede” da en vis pakning af jorden i forbindelse med dræningsarbejdet næppe har kunnet undgås.

2.1.2 Metode til sprøng og kortlægning af drænforbundne makroporer

2.1.2.1 Udstyr

Der blev brugt en røggenerator af mærket [PS31ST](#) (Figur 2-2A) fra Pea Soup Ltd. i England og oliebaseret røgvæske ([Smoke Oil 135](#)) fra samme firma. Generatoren producerer en kraftig, hvid røg. Det oplyses, at røgen er ugiftig og sikker i brug. Røg af Smoke Oil har været anvendt i ca. 35 år til forskellige formål, herunder til visualisering af luftbevægelser, tæthedstests, brandøvelser og undersøgelse af filterfunktioner. Røgparklerne har en nogenlunde ensartet radius på 0,10-0,15 µm. Partiklerne udmærker sig ved at kunne trænge gennem relativt fine filtre, og ved at kunne holde sig svævende i luften igennem længere tid. Vi har efter anbefaling fra Pea Soup anvendt Smoke Oil 135 i stedet for det oprindeligt planlagte Smoke Oil 180, da vi ikke har behov for den meget høje varmebestandighed, der kendetegner Smoke Oil 180.

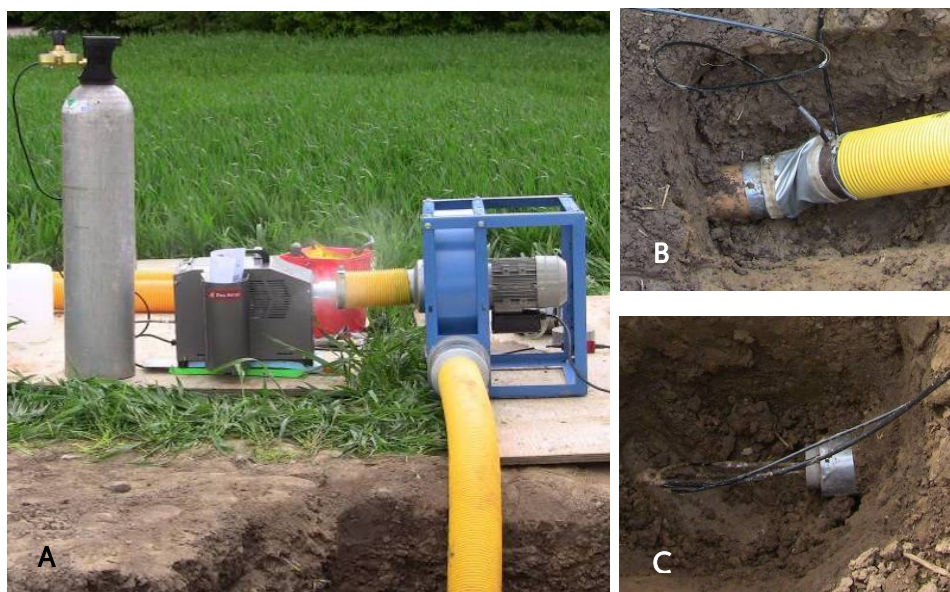
Første trin i røgdannelsen består i, at olien opvarmes til kogepunktet, hvorefter væsken fordampes med høj hastighed. Vha. en inert bæregas (CO₂) føres dampen hurtigt ud i den relativt kolde luft uden for fordampere, hvor røgparklerne (”tågen”) dannes ved kondensation. Den herefter omtalte ”røggas” består derfor af bittesmå dråber af den anvendte olie opblandet i luft. Det er vigtigt at fordampningen af røgvæsken er komplet, ellers kan der dannes ”våd” røg eller røg med for store røgparkler (som sedimenteres hurtigt). Omvendt må fordampningen ikke ske ved for høj temperatur, hvilket kan føre til delvis forbrænding af olien og dannelse af forbrændingsprodukter (pyrolyse). Røgdannelsen kan justeres ved regulering af fordampersens

temperatur og bæregassens tryk. Vi har anvendt den anbefalede indstilling på hhv. 316 °C og 4,0 Bar.

Røgen blev via en stiv flexslange ledt hen til indsugningen på en *luftblæser* (Figur 2-2 A). Der blev anvendt en transportabel blæser af mærket [BVT2000](#) fra Lindab Ventilation A/S. Overordnet set er blæseren karakteriseret ved at kunne levere en stor luftmængde ved lavt tryk. Nominelt kan blæseren levere ca. 1500 m³ luft per time ved et tryk på 9 hPa (ej kontrolleret). Det maksimale tryk (ved blæseren) falder når ydelsen vokser. I den aktuelle anvendelse sker der yderligere trykfald ved tilslutningerne og langs drænledningen. Ydelsen vil endvidere afhænge af omfanget af makroporeforbindelser mellem dræn og jordoverflade (drænets længde) foruden eventuelle utætheder på tilslutninger m.v.

Røggeneratoren og blæseren blev forsynet med strøm fra 220V netudtag på forsøgsmarken.

Røgen ledes fra blæseren til drænet via en flexslange af samme type, som den der forbinder røggeneratoren med blæseren. Slangen har en indvendig diameter på 10 cm. Den er glat på den indvendige side og stiv for at minimere dannelsen af lufthvirvler og tryktab. Slangen kobles på drænet vha. en fleksibel manchet og et spændebånd (Figur 2-2 B). Den anden ende af drænet blokeres med en prop lavet af blød gummi (Figur 2-2 C).

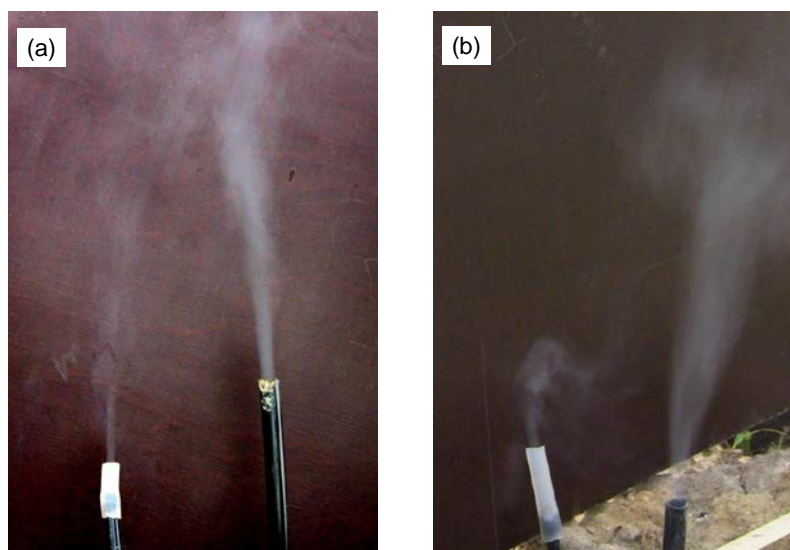


FIGUR 2-2. A: RØGSYSTEMETS HOVEDKOMPONENTER (FRA VENSTRE: TRYKFLASKE MED BÆREGAS (CO₂), RØGGENERATOR OG BLÆSER). DEN GULE FLEXSLANGE I FORGRUNDE ER KOBLET PÅ ET DRÆN I CA. 110 CM DYBDE (BILLEDE B). DRÆNSEKTIONEN DER UNDERSØGES TILPROPPES I DEN ANDEN ENDE (BILLEDE C). I BEGGE ENDER AF DET UNDERSØGTE DRÆNSEKTION ER DER FØRT REFERENCEMAKROPORER OP TIL JORDOVERFLADEN (DE SORTE SLANGER PÅ BILLEDE B OG C).

Lige ved drænindløbet og i proppen ved enden af drænet er der tilsluttet 2 såkaldte ”referencemakroporer” (Figur 2-2 B, C). Vi har brugt 1,6 m lange glatte plastslanger med indvendig diameter på hhv. 3,0 og 6,0 mm. De fire slangeender er i bløde buer ført op i niveau med jordoverfladen. Et af formålene med referencemakroporerne er at kunne sammenligne tryk og røgaftagelse ved de to yderpunkter af tryk, der findes langs drænet, bl.a. for at

kontrollere om drænet er tilstoppet (Figur 2-3). Et andet er at gøre det lettere at foretage selve trykmålingerne, idet trykmåleren (se nedenfor) kan tilsluttes slangeenderne i jordoverfladen. Endelig kan røgafgivelsen fra rigtige makroporer sammenlignes med røgafgivelsen fra referencerne, hvilket danner baggrund for at vurdere røgfanernes størrelse og derved opnå et indtryk af porernes effektive størrelse og -kontinuitet. Røgfaner fra såvel jord som referencemakroporer påvirkes af vindforholdene, og løbende sammenligning med referencerne kan i betydelig grad kompensere for effekter af varierende vind.

Luftstrømningen gennem referencerne kan beregnes ud fra trykdifferencen mellem dræn og atmosfære (se afsnit 2.2.1.3).



FIGUR 2-3. RØGAFGIVELSE FRA 1,6 M LANGE REFERENCEMAKROPORER (RØR AF POLYETHYLEN KOBLET PÅ RØGFØRENDE DRÆN) DEN 27. MAJ FOTOGRAFERET MOD EN MØRK TRÆPLADE. RØRET I VENSTRE SIDE AF BILLEDERNE (MED ADAPTER FOR TRYKMÅLING) HAR EN INDRE DIAMETER PÅ 3,0 MM, MENS RØRET I HØJRE SIDE HAR EN INDRE DIAMETER PÅ 6,0 MM. OVERTRYKKE I DRÆNENDEN VAR (A): 9,1 hPa (MÅLT HVOR BLÆSEREN TILSLUTTES) OG (B): 4,8 hPa (MÅLT VED TILPROPNINGEN I ENDEN AF DRÆNET).

Jordprofilens *vandindhold* blev målt vha. en neutron probe (503DR Hydroprobe MoistureGauge, InstroTek Inc. CA, USA), og *grundvandsstanden* blev pejlet med en fløjte. Der var placeret adgangsrør på drænstrækningen S1 nær adgangshul nr. 1 og ca. 35 m længere østpå ved adgangshul nr. 2 nær strækning S2. Derudover, var der placeret adgangsrør ved strækning S4 samt ved S5. Alle steder var rørene placeret i en afstand af ca. 2 m fra drænet (se Figur 2-1).

Der blev brugt en *trykmåler* af mærket [Testo 510](#) købt hos firmaet Buhl & Bønsø A/S. Instrumentet er en differenstrykmåler med 2 tilslutningsstudser for hhv. lavt og højt tryk. Vi lod tilslutningen for det lave tryk stå åbent til atmosfæren, således at vi på tilslutningsstudserne for det høje tryk målte overtrykket i forhold til trykket i atmosfæren. Studserne er koniske således at det er muligt at foretage en direkte tilkobling af referencemakroporerne (se

ovenfor). Instrumentets måleområde er 0-100 hPa, og det har en opløsning på 0,1 hPa.

Filmklip og faste billeder er produceret vha. et [Canon Legria HFS10](#) videokamera. Kameraet kan optage film i HD kvalitet, og der kan samtidig uden at afbryde filmoptagelsen laves still-billeder af høj teknisk kvalitet. Videokameraet kan også fungere som almindeligt kamera. Det har en intern hukommelse på 32 GB foruden mulighed for tilslutning af hukommelseskort.

Kameraet anvendes normalt sammen med et fotostativ, eller stilles på en plade på jordoverfladen ved næroptagelser. Der er undertiden anvendt en mørk træplade som baggrund ved næroptagelser af den lyse røg.

2.1.2.2 Fremgangsmåde ved bedømmelse og optælling af røgfaner

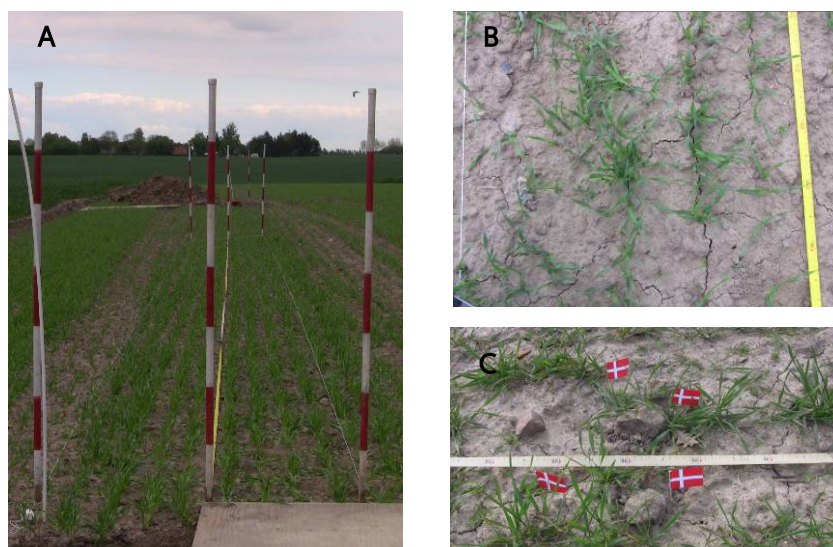
Al bedømmelse og optælling af rygende makroporer blev foretaget i en situation, hvor røgafgivelsen blev bedømt som værende konstant (stationær strømning). Alle visuelt erkendelige røgfaner (af 2 personer i enighed) blev medtaget i opgørelsen.

Der var klar forskel på røgafgivelsen fra store og små referencemakroporer, idet røgfaner fra de store porer generelt var langt kraftigere (større) end faner fra de små porer. Det blev udnyttet til at gennemføre en grov vurdering af størrelsen af røgfaner fra naturlige makroporer, som blev sammenlignet med de nærmeste referencer. Røgfanen fra en makropore blev vurderet som ”kraftig” hvis den i højere grad lignede fanen fra den store referencemakropore end fanen fra den lille reference, og den blev omvendt vurderet som ”svag”, hvis den i højere grad lignede fanen fra den lille reference end fanen fra den store. Alle røgfaner blev karakteriseret efter bedste evne i henhold til denne skala, også faner af størrelse imellem de to referencer.

Der blev arbejdet med 2 fremgangsmåder ved karakterisering og kortlægning af de rygende makroporer. Den ene metode baserer sig på billedanalyse, den anden på løbende vurdering og opmåling i marken.

Ved billedanalyse er det nødvendigt at der figurerer længdeskalaer på alle billeder. Vi udlagde forsøgsvist et spændt målebånd direkte over drænet (bedømt ud fra drænets placering i udgravningerne) og trak snore i en afstand af 50 cm fra målebåndet (se Figur 2-4A). Der blev taget nærbilleder af røgfanerne så det efterfølgende var muligt at aflæse/udmåle placeringen af alle faner på billederne i fht. målebåndet og de udspændte snore. Røgfanerne blev klassificeret i forhold til røgafgivelsen gengivet på billeder/filmklip taget af referencemakroporerne.

Ved den løbende procedure blev der ligeledes udlagt et spændt målebånd direkte over drænet. Derpå blev der gennemført en stedfæstelse og bedømmelse af hver enkelt røgfaner (karakterisering som ”kraftig” eller ”svag”) (Figur 2-4 C). Bedømmelsen blev foretaget ved på skift at betragte røgafgivelsen på afstand og tæt på kilderne (liggende på knæ ved de enkelte faner). I den proces blev der foretaget hyppige sammenligninger med røgfaner fra referencemakroporerne. Vurderingen blev foretaget af 2 personer i enighed. Derpå blev der sat en markering ved røgfanen svarende til bedømmelsen. Til sidst blev der gennemført en opmåling af alle røggivende makroporer vha. målebåndet og en tommestok. Stedfæstelsen blev foretaget med en målenøjagtighed på 1 cm i forhold til det udstrakte målebånd.



FIGUR 2-4. A: FORBEREDELSE FOR OPTÆLLING AF RYGENDE PORER VED FOTOOPTAGELSER FOR BILLEDANALYSE SAMT MANUEL OPTÆLLING. PLACERINGSKAN AFLÆSES PÅ NÆRBILLEDET B. C: MARKERING AF RØGFANER VHA FLAG (ELLER GOLF TEES). DER BLEV BRUGT 2 FØRSKILLIGE MARKERINGER FOR HHV. "KRAFTIGE" OG "SVAGE" RØGFANER .

2.1.2.3 Effekter af vandforhold, tryktab samt drænlængde

Der ønskes målinger ved en grundvandsstand under, men ikke for langt fra drændybden, da vi primært interesserer os for effekter af de største, direkte forbundne porer. Der blev i foråret 2010 lavet en serie af tidsforskudte springsforsøg på de samme drænafsnit (4 måletidspunkter) gennem en periode med generelt faldende grundvandsstand. Det første forsøg blev udført den 14. april ved en grundvandsstand i drændybde (drænastrømning fra arealet var netop ophørt), og det sidste blev lavet den 27. maj ved en grundvandsstand på 25-40 cm under drændybde, og med et gennemsnitligt vandindhold i pløjelaget liggende lidt (2-3 %) under markkapacitet.

Trykniveauet i drænledningen ønskes holdt på et så lavt niveau som muligt da vi ikke ønsker at flytte kapillært bundet vand og derved evt. skabe "kunstige" passager for røgen i mindre porer. Vi undersøgte effekter af trykvariationer i området under 9,1 hPa (9,3 cm vandsøjletryk) opnået ved at arbejde med forskellige længder af drænledninger og ved at blæse ind i drænet fra begge ender.

Vi arbejdede i udviklingsperioden (foråret 2010) med ét 105 m langt dræn, som blev opdelt i 3 uforstyrrede sektioner á 35 m (S1-S3 på Figur 2-1). Der blev lavet opgravninger til drændybde ved nedstrøms ende mod vest og hhv. 35 m og 70 m fra nedstrøms ende. I hver opgravning blev der fjernet ét drænrør, således at der var mulighed for hhv. tilkobling af blæseren og for tilpropning af drænet. Drænledningen kunne reetableres (seriekobling af drænafsnittene) ved at lægge rørene på plads og tildække med jord. For at gøre samlingerne omkring drænrørene "røgtætte" blev der tilført vand og jorden blev æltet. Profilmønstrene i opgravningerne blev forsejlet ved at påsmøre tyktflydende tapetklister.

2.1.2.4 Oversigt over gennemførte sporingsforsøg med røg

Der er lavet sporingsforsøg med røggas på 6 forskellige lokaliteter eller drænsektioner S1-S6, jf. Figur 2-1. Forsøgene er gennemført i foråret, sommeren og efteråret 2010, samt i foråret 2011. En oversigt over forsøgsarbejdet er vist i Tabel 2-1. Detaljeret kortlægning og klassificering af røgfaner blev ikke gennemført i vinterhvede i forbindelse med forsøgene 27.05.10 og i vårbyg 21.06.2010, fordi jordens overfladelag var væsentlig mere tør og røgafgivelsen mere diffus end i de øvrige situationer. Endvidere var strukturen i overfladelaget den 21.06.2010 påvirket af relativt nylig jordbearbejdning (løs, ukonsolideret) i modsætning til jordens tilstand i alle de øvrige situationer. Den 30.09.2010 var der ikke tilstrækkelig tid til at gennemføre arbejdet. Hovedformålet med røggasforsøget på S1 og S2 den 30.09.2010 var i øvrigt at afmærke røggivende makroporer til sporstofforsøg med bromid og Brilliant Blue, se afsnit 2.1.4. Klassificering af røgfanerne blev ikke gennemført 14.04.2010 fordi der ikke på dette tidspunkt var monteret referencemakroporer.

TABEL 2-1. OVERSIGT OVER Gennemførte Røggasforsøg på individuelle Drænsektioner S1-S6 (se Figur 2-1).

Dato ¹⁾	Drænsektioner	Seneste eller aktuell afgrøde	Seneste jordbearbejdning ²⁾	Kortlægning/klassificering af røgfaner ³⁾
14.04.2010	S1	Vinterhvede	09.2009	+/-
26.04.2010	S1, S2	Vinterhvede	09.2009	+/(+) ⁴⁾
03.05.2010	S1, S2	Vinterhvede	09.2009	+/+
27.05.2010	S1, S2	Vinterhvede	09.2009	-/-
21.06.2010	S6	Vårbyg	04.2010	-/-
29.09.2010	S5	Vårbyg	04.2010	+/+
30.09.2010	S1, S4	Vinterhvede	09.2009	+/+
01.10.2010	S2	Vinterhvede	09.2009	-/-
11.04.2011	S3, S4	Vinterhvede	09.2009	+/+

¹⁾ ANGIVER DATOEN FOR INDBLÆSNING AF RØG SAMT MARKERING AF RØGFANER

²⁾ PLØJNING EFTERFULGT AF SEKUNDÆR JORDBEARBEJDNING OG SÅNING

³⁾ PLUS (+) MARKERER, AT DER ER FORETAGET DETALJERET KORTLÆGNING HHV.

KLASSIFICERING AF RØGFANER (SOM "KRAFTIGE" ELLER "SVAGE"), MINUS (-) AT DETTE IKKE ER GJORT. VED -/- ER DER ALENE FORETAGET EN OPTÆLLING AF RØGFANERNE

⁴⁾ FANERNE BLEV KUN KLASSIFICERET PÅ S1, IKKE PÅ S2

2.1.2.5 Statistiske metoder

Den arealmæssige fordeling af røgfaner (drænforbundne makroporer) på tværs af drænledninger blev undersøgt ved at sammenligne/vurdere gennemsnitsværdier (standard t-tests) og estimerede varianser (F-tests) for målte afstande til drænet i horisontal retning. Tilsvarende tests blev brugt til at sammenligne volumenvægt og vandinfiltrationsevne (logaritmerede værdier) målt på forskellige lokaliteter. F-testen afgjorde om t-testen blev foretaget under antagelse af ens eller forskellig varians.

Det blev endvidere testet, om fordelingen langs drænet (x-koordinat) kunne betragtes som tilfældig, mao. om røgfanernes placering i det enkelte forsøg kunne betragtes som udfald i en Poisson proces. Under antagelse om en underliggende Poisson proces vil afstanden mellem to på hinanden følgende røgfaner (Δx) være eksponentielt fordelt. Hypotesen H_0 : Observerede afstande er eksponentielt fordelt

$$f(\Delta x, \lambda) = \lambda e^{-\lambda \Delta x} ; \Delta x \geq 0$$

med tæthedsparemeteren λ (m^{-1}) blev testet. λ -værdierne blev estimeret med "maximum likelihood"-metoden ved hjælp af "fitdistr" proceduren i statistik

software pakken R (Ricci, 2005). I første omgang blev en række afstandsintervaller (k) defineret således, at alle observerede afstande indgik i intervallerne foreningsmængde. Efter anbefalinger givet af Banks et al. (2004, s. 329), valgte vi $k=8$ og vi beregnede derpå ”goodness of fit” test variabelen T :

$$T = \sum_{i=1}^k \frac{(O_i - E_i)^2}{E_i}$$

hvor O_i er antallet af observationer (forekomster) i afstandsinterval nr. i , og E_i det estimerede antal forekomster under H_0 . T er med god tilnærmelse χ^2 -fordelt med $(k-2)$ frihedsgrader, hvis $E_i > 5$.

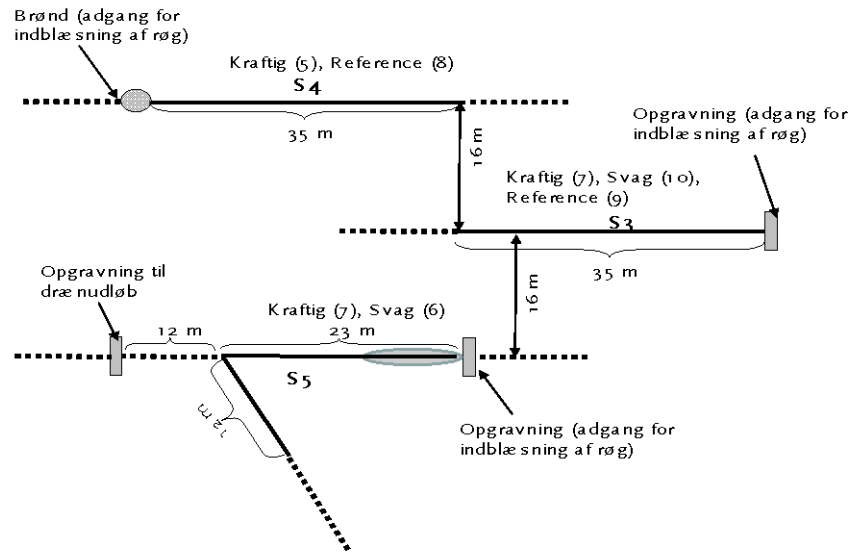
2.1.3 Karakterisering af direkte forbundne makroporer

Betegnelsen ”direkte forbundne makroporer” anvendes her om store bioporer (regnormegange), der er åbne i jordoverfladen og hvorfra der kommer røg i forbindelse med ovennævnte sporingforsøg. For nøjere at karakterisere disse makroporeforbindelser blev der gennemført en række infiltrationsforsøg på enkeltporeniveau. Vand med eller uden tilsat farvesporstof (Brilliant Blue, $2,2 \text{ g L}^{-1}$) blev tilført lokalt på jordoverfladen lige omkring en røggivende pore, idet der samtidig blev målt vandinfiltrationsevne. Udvalgte porer/poresystemer med tilført farvesporstof blev efterfølgende beskrevet i forbindelse med udgravninger fra jordoverfladen til drændybde.

Undersøgelsen blev gennemført i september/oktober 2010 samt april 2011.

2.1.3.1 Udvælgelse af porer til undersøgelsen

Makroporerne i undersøgelsen lå alle henover drænet fordelt langs drænssektionerne S3, S4 og S5 (se oversigtskortet i Figur 2-1 samt detailskitsen i Figur 2-5). Alle porerne var ud fra deres størrelse i overfladen (ca. 3-8 mm i diameter) og (typisk) forekomst af regnormeekskremer ved siden af/delvist henover poreåbningen identificeret som værende regnormegange. Der indgik porer, som under røggasforsøget klart var blevet klassificeret som værende hhv. kraftigt eller svagt røggivende. For at få et sammenligningsgrundlag indgik der endvidere porer uden forbindelse til drænet, dvs. porer hvorfra der ikke blev konstateret røgafgivelse. Porerne blev omhyggeligt valgt så der ikke var systematiske forskelle mellem de nævnte klasser af makroporer, hverken hvad angår størrelse eller afstand til drænet. Endvidere blev det indlagt som krav, at der skulle være mindst ca. 30 cm mellem naboporer. For at opfylde disse kriterier og samtidig opnå et (skønsmæssigt) tilstrækkeligt antal makroporer var det nødvendigt at inddrage porer fra alle 3 drænssektioner. Der indgik i alt 52 makroporer/makroporesystemer i undersøgelsen nogenlunde ligeligt fordelt på porekategorier som vist i Tabel 2-2. De forskellige porekategorier blev ikke helt ensartet fordelt på drænssektionerne, jf. Figur 2-5. Udgravninger af direkte drænforbundne makroporer med sporing af tilsat Brilliant Blue blev (for at begrænse gravearbejdet) alene udført i den øvre ende af S5 (Figur 2-5) i efteråret 2010.



FIGUR 2-5. SKITSE AF DE TRE DRÆNAFSNIT (S₃, S₄ OG S₅), HVOR INFILTRATIONSFORSØGENE BLEV UDFØRT, SAMT ANGIVELSE AF HVILKE OG HVOR MANGE PORER, DER INDGIK I UNDERSØGELSEN FRA HVERT DRÆNAFSNIT. "KRAFTIG (x)", "SVAG (x)" OG "REFERENCE (x)": REGNORMEGANG MED HHV. KRAFTIG RØGAFGIVELSE, SVAG RØGAFGIVELSE OG INGEN RØGAFGIVELSE (x ANGIVER ANTALLET). UDGRAVNINGERNE BLEV GENNEMFØRT PÅ S₅ I OMRÅDET VIST MED DEN GRÅ OVAL. UDSTRØMNING AF VAND OG SPORSTOF FRA S₅ BLEV OBSERVERET I "UDLØBET" PLACERET 27 – 32 M NEDSTRØMS I FHT. UDGRAVNINGERNE.

TABEL 2-2. ANTAL UNDERSØGTE MAKROPORER FORDELT PÅ PORER MED KRAFTIGT RØGAFGIVELSE, SVAG RØGAFGIVELSE OG INGEN RØGAFGIVELSE.

	Infiltrationsmålinger	Sporing af tilført farve vha. udgravning
Porer med kraftig røgafgivelse	19	7
Porer med svag røgafgivelse	16	6
Porer uden røgafgivelse	17	0

2.1.3.2 Udførelse af infiltrationsmålingerne

Eventuelle planterester og regnormeekskremer blev fjernet fra området ved porens indgang for at mindske risikoen for tilstopning. En stårling (diameter: 60 mm; højde: 35 mm) blev presset 1 cm ned i jorden centreret omkring poreåbningen, og et stykke filterpapir blev placeret oven på jorden i ringen for at beskytte overfladen. Vand med eller uden tilsat Brilliant Blue (koncentration: 2,2 g L⁻¹) blev herefter tilført oven på filterpapiret, således at vandstanden i ringen blev fastholdt 1-2 cm over jordoverfladen. Det blev tilstræbt at tilføre vandet automatisk fra en mariotteflaske, men for porer med særlig høj infiltrationsevne var det nødvendigt at regulere vandstanden manuelt. Alle infiltrationsmålinger forløb over en periode på 20 minutter. Mængden af infiltreret vand i perioden blev bestemt ved vejninger. I venstre del af Figur 2-6 er vist et eksempel på en regnormegang med kraftig røgfane, mens højre del af figuren viser det areal, hvorpå infiltrationsmålingen blev gennemført (her med blåfarvet vand). Farven blev kun tilført på de porer (på S₅), som var udset til efterfølgende detalstudier ved udgravning.

Umiddelbart efter hver tilførsel af Brilliant Blue farveopløsning blev det kontrolleret, om der var udstrømning af farvet vand fra det nedstrøms drænudløb.



FIGUR 2-6. A: EKSEMPEL PÅ KRAFTIGT RØGGIVENDE REGNORMEGANG.FOTOGRAFERET UNDER RØGGAS-FORSØGET. POREN ER MARKERET VHA. EN "GOLFTEE" B: REGNORMEGANG I CENTRUM AF DET CIRKULÆRE AREAL (DIAMETER: 60 MM), HVORPÅ DER TILFØRES VAND I FORBINDELSE MED INFILTRATIONS MÅLINGERNE. BILLEDET ER TAGET EFTER INFILTRATIONS MÅLINGEN OG DER ER TILFØRT BRILLIANT BLUE MED VANDET..

2.1.3.3 Udgravning og beskrivelse af røggivende porer/poresystemer

Farvespor dannet i jorden i forbindelse med infiltration af Brilliant Blue-opløsningen blev beskrevet på baggrund af udgravninger. Udgravningerne, der omfattede hele området fra jordoverfladen til under drænet, blev gennemført 1-2 dage efter selve infiltrationsmålingen. Der blev anvendt en gravemaskine indtil den første blå farve viste sig, hvorefter resten af udgravningen foregik manuelt under anvendelse af forskellige typer af håndværktøj. Arbejdet var specielt fokuseret på at karakterisere de strømningsveje, der ledte farvestoffet hele vejen fra jordoverfladen til drænet. Som dokumentation og støtte for beskrivelsen blev der taget et stort antal fotografier.

I forbindelse med udgravninger blev der konstateret en grundvandsstand på 15-25 cm under drænets underkant. Ved drænets udløb 27-32 m fra tilførselsstederne var grundvandsstanden i niveau med drænets underkant.

2.1.4 Sporstofforsøg til støtte for effektberegninger

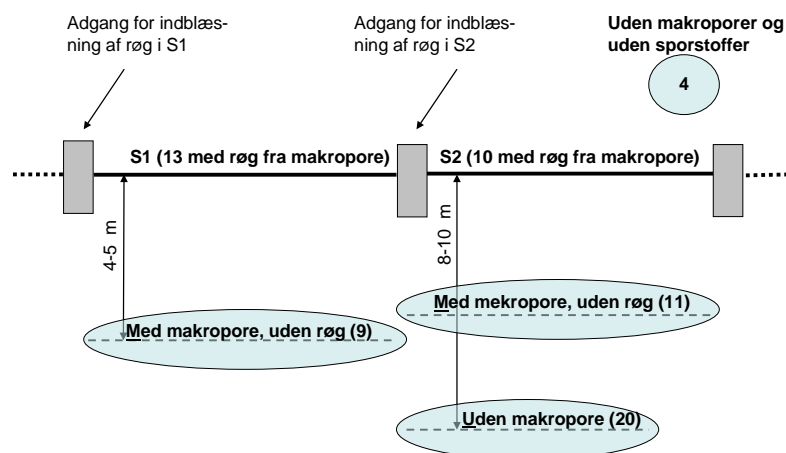
Der blev lavet forsøg med kvantificering af jordens tilbageholdelse af sporstofferne bromid og Brilliant Blue. Målingerne blev foretaget i områder hhv. med og uden centralt placerede, drænforbundne makroporer. Hovedformålet var at forbedre grundlaget for at kvantificere omfanget af forbigående vandstrømning ("bypass") samt for at opdele matricen i domæner med hurtigt- og langsomtstrømmende vand til brug ved modelsimuleringer af pesticidtransport (kapitel 6). Endvidere var det formålet at undersøge, om der var kvantitative effekter af direkte forbundne makroporer på transporten af de anvendte sporstoffer.

Bromid er et meget hyppigt brugt mobilt, ikke-adsorberende og ikke-nedbrydeligt sporstof, der især udmærker sig ved (normalt) kun at være til stede i jordmiljøet i ganske lave koncentrationer. Brilliant Blue, som ligeledes

er hyppigt brugt som sporstof i jord, er et svagt til moderat adsorberende farvestof (fx Flury og Flühler, 1994, 1995). Stoffet anvendes også som tilsætningsstof i fødevarerindustrien (E133). Både bromid og (ved normale pH-forhold) Brilliant Blue optræder som anioner i jordvæsken. Nedvaskningen af de 2 sporstoffer blev drevet af naturlig nedbør.

2.1.4.1 Forsøgslokaliteter

Undersøgelserne blev gennemført på lokaliteter fordelt langs drænsektionerne S1 og S2 (Figur 2-1 samt detailskitse i Figur 2-7). Lokaliteterne blev afmærket i forbindelse med røggasforsøg gennemført 30.09.2010 og 01.10.2010. Der blev først udvalgt 23 lokaliteter (D1-D23), alle med én centralt placeret røggivende regnormegang (typisk 5-8 mm i diameter). Alle disse var placeret inden for et bælte på 1 m direkte oven over drænet og sådan at der var mindst ca. 50 cm mellem nabolokaliteter. Det var nødvendigt at inddrage både S1 og S2 for at opnå det ønskede antal af forsøgssteder. Eventuelle halmrester og hobe af regnormeekskremer ved regnormegangens åbning blev forsigtigt fjernet i forbindelse med besigtigelsen. Derpå blev der fundet 20 tilsvarende steder 3-5 m syd for drænet (M1-M20, Figur 2-7), dvs. lokaliteter, som alle havde én centralt placeret, åbentstående (men ikke røggivende) regnormegang af nogenlunde samme størrelse, og som (forventeligt) ikke var stærkt påvirket af drænet. Disse lokaliteter blev forholdsvis nemt fundet ved at opsøge hobe af regnormeekskremer (som ligeledes blev fjernet, hvis de generede besigtigelsen). Til sidst blev der valgt 20 referencelokaliteter uden nogen synlig (åben) regnormegang i jordoverfladen (U1-U20). Referencerne blev placeret lidt væk fra de øvrige for at udelukke forvekslinger, men i øvrigt tilfældigt (ved at kaste markørerne og placere dem, der hvor de landede (på steder uden åbne makroporer).



FIGUR 2-7. SKITSE OVER DE ENKELTE FORSØGSLOKALITETER (I ALT 67) FORDELT PÅ FIRE OMRÅDETYPEN (D,M,U OG R). TYPE D (HEN OVER DRÆNSEKTIONERNE S1 OG S2): 13 HHV. 10 LOKALITETER MED ÉN CENTRALT PLACERET KRAFTIGT RØGGIVENDE REGNORMEGANG. TYPE M (4-5 METER FRA DRÆNENE): I ALT 20 LOKALITETER (9+11) MED ÉN CENTRALT PLACERET IKKE-RØGGIVENDE REGNORMEGANG. TYPE U (8-10 M FRA DRÆNET): 20 LOKALITETER UDEN NOGEN ÅBEN (SYNLIG) REGNORMEGANG I OVERFLADEN. TYPE R (4-5 M FRA DRÆNET): 4 REFERENCLOKALITETER (UDEN NOGEN ÅBEN REGNORMEGANG), HVOR DER IKKE BLEV TILFØRT SPORSTOF.

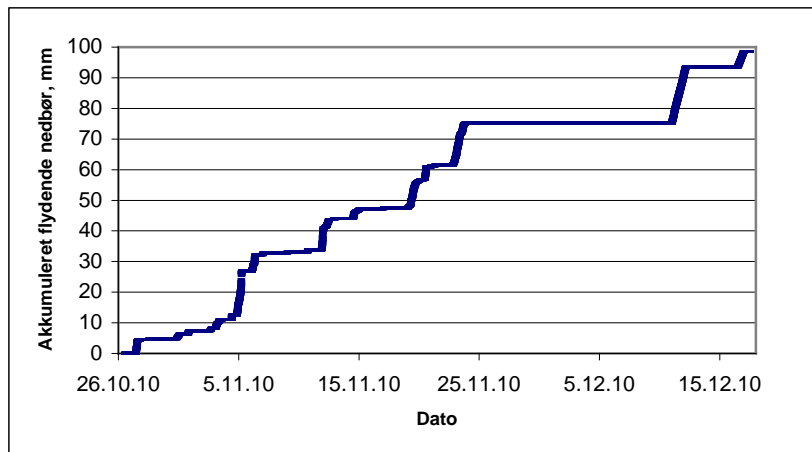
2.1.4.2 Udbringning af sporstof samt vejrbetingelser under forsøget

De 4 referencearealer fik ikke tilført sporstoffer. De øvrige blev tilført 5,00 g KBr (3,36 g Br) og 5,0 g af farvesporstoffet Brilliant Blue FCF (CI 42090). Pga. en fejl var der dog to af felterne, som ikke fik tilført Brilliant Blue (ét felt med makropore, men uden røg, samt ét felt uden makropore), inden der kom regn. Dvs. at der indgik 63 forsøgsfelter i forsøget med bromid og 61 felter i forsøget med Brilliant Blue.

Tilførslen af sporstoffer foregik i tørvej og under rolige vindforhold den 26.10.2010 efter den første drænastrømning. Selve jordoverfladen var fugtig, mens overfladelagets vandindhold var nær markkapacitet. En stålring (diameter: 60 mm; højde: 35 mm) blev placeret centralt på alle lokaliteterne og presset 1-2 cm ned i jorden. På 43 af lokaliteterne var der altså en åben regnormegang lige midt i stålringen. Stofferne blev tilført i pulverform jævnt fordelt på jordoverfladen inden for stålringen. KBr blev tilført nederst og Brilliant Blue øverst. Der blev draget omsorg for at intet stof faldt direkte ned i en regnormegang i forbindelse med tilførslen. For at undgå evt. transport af Brilliant Blue ud af ringen som følge af vindpåvirkning blev der derpå tilført små mængder fint forstøvet vand. Vandtilførslen bevirkede, at der blev dannet en skorpe oven på det tilførte farvestof, men vandmængden og dråbestørrelsen var ikke stor nok til at generere afstrømning. Der blev draget omsorg for ikke at forstyrre (pække) jordoverfladen inden for og omkring stålringen i forbindelse med udbringningen af sporstoffer. Stålringen blev liggende under hele forsøget, dvs. indtil hjemtagningen af jordprøver (afsnit 2.1.4.3).

Efter udbringningen blev sporstofferne udsat for nedvaskning med naturlig nedbør i ca. halvanden måned, nærmere bestemt fra 26. oktober til 17. december. Nedbøren blev målt med 3 regnmålere placeret i 1,5 m højde på forsøgsarealet (ved S4, se Figur 2-1). To af målerne var koblet til en datalogger, der registrerede nedbøren hver 5. minut (mængdemæssig opløsningsevne hhv. 0,1 og 1 mm), mens den 3. nedbørsmåler (opløsningsevne 1 mm) var koblet på et tællværk, som registrerede akkumuleret nedbør. Målerne med lav opløsningsevne (1 mm) blev brugt til at kontrollere registreringerne på måleren med høj opløsningsevne, samt som mulig backup, hvis noget af teknikken skulle svigte. Der var generelt rigtig god overensstemmelse mellem visningerne fra de 3 målere, og mindre afvigelser vil derfor kun blive omtalt, hvor det er relevant under behandling af resultaterne.

I tiden efter den 26. november var der perioder med sne, som ikke kan måles tilstrækkelig nøjagtigt med regnmålerne. Sneen blev takseret (bestemmelse af snedybder og sneens volumenvægt) og omregnet til flydende nedbørsmængder. Afsmeltningen (omdannelsen til ”flydende nedbør”) blev tidsfæstet efter bedste evne ud fra luftens temperatur samt observationer i felten. Akkumuleret flydende nedbør i forsøgsperioden er vist i Figur 2-8. Ved forsøgets afslutning den 17. december havde felterne modtaget i alt 98 ± 5 mm flydende nedbør. Den anførte vurderede usikkerhed beror på snevejret sidst i perioden.



FIGUR 2-8. AKKUMULERET NEDBØR MÅLT I FORSØGSPERIODEN FRA 26. OKTOBER TIL 17. DECEMBER.

Forsøget blev afsluttet ved at dække alle felterne med presenninger. Pga. frost i jorden henlå felterne dækket af presenningerne indtil den 18. januar, hvor der kom en periode med lidt mildere og tørt vejr, som muliggjorde prøveudtagning under presenningerne.

2.1.4.3 Prøveudtagning og prøvehåndtering

Prøvetagningen foregik den 18. januar 2011, hvor jorden var optøet og samtidig ikke så vandholdig, at det umuliggjorde kørsel i marken med tunge maskiner. PVC-rør (længde: 45 cm; indre diameter: 29,7 cm; godstykkelse: 0,9 cm) med skarpe yderkanter blev anbragt på forsøgsfelterne centreret omkring den stålring, hvori sporstofferne var blevet anbragt. Med skovlen på en gravemaskine blev rørene derpå presset ned i jorden indtil røroverkanten lige knap var i niveau med jordoverfladen (Figur 2-9). Der blev draget omsorg for at rørene var orienteret lodret i denne proces. Rørene blev afslutningsvis gravet op og lagt på jordoverfladen med hjælp af maskinen, idet der blev draget særlig omsorg for ikke at bryde jorden inde i cylinderen ved bunden. Jordkolonnerne blev nummereret fortløbende inden for hver områdetype (D,M,U og R).



FIGUR 2-9. A: ILLUSTRATION AF FREMGANGSMÅDEN VED UDTAGNING AF JORDPRØVER MED GRAVEMASKINE. PRØVECYLINDRE AF PVC TRYKES VERTIKALT NED I JORDEN (VANDINDHOLD \cong MARKKAPACITET) VHA. RENDEGRAVER. B: DE RELATIVT TUNGE JORDPRØVER (CA. 65-70 KG STK⁻¹) BLEV GRAVET OP MED HJÆLP AF RENDEGRAVEREN OG FRAGTET HJEM PÅ FRONTSKOVLEN AF EN TRAKTOR.

Prøverne blev anbragt i et uopvarmet hus ved temperaturer (omtrentligt) mellem frysepunktet og 10 frostgrader indtil opskæring og videre forarbejdning.

Forud for opskæringen blev jordprøverne kørt til optøning i op til et par døgn i et opvarmet drivhus (5 °C). Opskæringen foregik i en opvarmet lade med gode lysforhold. Den enkelte prøve blev anbragt på et bord, og prøvens bund blev rettet til og renses vha. en sav og et skarpt værktøj, inden den blev fotograferet. Derpå blev prøven rullet over i en opstilling konstrueret til at lette arbejdet (Figur 2-10). Prøven blev presset ud af prøvecylinderen vha. en donkraft og med trykfordeling på prøvens bund via en rund træplade. Under denne proces blev jorden skåret op med en sav i følgende 5 lag regnet fra toppen: 0-9 cm, 9-18 cm, 18-24 cm, 24-30 cm og 30-40 cm, idet træpladen ved enden af prøvecylinderen blev brugt til at styre saven hver gang prøven skulle deles. Efter evt. afrensning af udtværet farvestof blev overfladen af hvert lag fotograferet. De enkelte lag blev vejede i fugtig tilstand, tørret til konstant vægt ved 105 °C (ca. 1 døgn) og derefter vejede på ny i tør tilstand.

Den tørrede prøve blev efterfølgende overført til en 45 L murerbalje. Der blev tilført vandværksvand i masseforholdet 2 (vand) : 1 (ovntør jord). Prøven blev herefter udsat for kraftig omrøring (piskning) i ca. 5 minutter vha. en håndholdt mørtelblander. Alle jordens aggregater blev meget hurtigt nedbrudt i denne proces. Herefter fik prøverne lov at hvile i 3 timer. Efterfølgende blev en 100 ml vandprøve udtaget fra baljen. Prøverne blev opbevaret i køleskab (2-3 °C) indtil de kunne analyseres for indhold af bromid og farvestof.



FIGUR 2-10. ANORDNING BENYTTET TIL AT FJERNE DEN STÆRKT VEDHÆFTENDE JORD FRA PVC-RØRENE OG TIL KONTROLLERET OPSKÆRING AF JORDCYLINDRENE I 5 LAG. OPSKÆRINGEN BLEV FORETAGET MED SAV (EN "FUCHSWANS") STYRET AF DEN LODRETTE PLADE I HØJRE SIDE AF BILLEDET.

2.1.4.4 Analyser

Mængden af bromid og Brilliant Blue ekstraheret fra jordprøverne blev bestemt ved analyse af de filtrerede prøver. Koncentrationen af bromid blev bestemt ved anvendelse af en bromid-specifik elektrode (CH-9101, Herisau) og standardopløsninger med koncentrationer mellem 0.0025 og 10 mM. Til Brilliant Blue analysen blev det vandige ekstrakt filtreret igennem et 0,45 mikrometer filter. Absorbansen blev målt på en ELISA mikro-titre plade ved bølgelængden 626 nm og standardopløsninger med koncentrationer mellem 0,4 og 80 mg pr. liter.

Volumenvægten i hver enkelt jordlag (uforstyrret cylinderskive) blev bestemt som ovntør masse divideret med cylinderskivens volumen. Volumetrisk vandindhold ved prøvetagning blev bestemt som differencen mellem våd og tør masse divideret med cylinderskivens volumen.

Alle billeder af intakte snitflader blev underkastet en simpel billedanalyse vha. billedbehandlingsprogrammet ImageJ. Omkredsene af de blåfarvede områder

og af hele kolonnetværsnit blev indtegnet på forstørrede skærbilleder, og farve-dækningsgraden (blåfarvet areal/tværsnitsareal) blev beregnet.

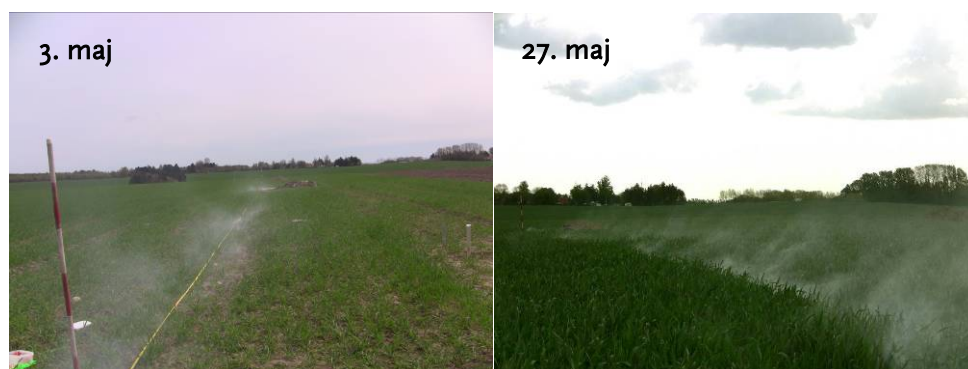
2.2 RESULTATER OG DISKUSSION

2.2.1 Røgteknikkens anvendelighed

Nærværende afsnit omhandler forskellige aspekter af røgteknikkens anvendelighed til sporing af luftfyldte makroporeforbindelser mellem jordoverflade og dræn. Afsnittet er primært baseret på erfaringer fra projektets startfase i foråret 2010. Selve sporingsteknikken og analyser af resultater opnået i forbindelse med metodeudviklingen er også beskrevet i Petersen et al. (2012).

2.2.1.1 Generelle erfaringer

Der kunne i alle røggasforsøgene (Tabel 2-1) iagttages røgfaner ved jordoverfladen henover de undersøgte drænafsnit (se eksempler i Figur 2-11). Forsøgene viste således, at der i alle undersøgte tilfælde var sammenhængende og luftfyldte makroporesystemer, som dannede direkte forbindelser mellem drænene og jordoverfladen. Endvidere viste forsøgene, at det selv ved de anvendte lave lufttryk i drænene var muligt at få tilstrækkelige mængder af røg til at strømme gennem disse passager til, at det kunne observeres visuelt.



FIGUR 2-11. RØGAFGIVELSE FOTOGRAFERET OVER EN STRÆKNING PÅ 35 M (DRÆNSEKTION S1) PÅ TO DATOER I MAJ 2010.

Der gik typisk 15-20 sekunder fra røggeneratoren og blæseren blev startet, til der kom synlig røg op af referencemakroporerne ved enden af et 35 m langt drænafsnit. Den første røg fra jordoverfladen kom næsten samtidig, eller med en lille forsinkelse. Røgafgivelsen fra jorden var stabil (stationær) efter ca. 1,5 min. Denne situation kunne opretholdes indtil påfyldning af ny røgvæske (op til 40 min) var nødvendig. På et 70 m langt dræn gik der typisk godt et minut før der kom røg ud fra reference-makroporene ved enden, og det tog flere minutter at etablere en stabil røgafgivelse fra jordoverfladen.

Ved målinger 26. april, 3. maj og 27. maj 2010 var jordens overfladelag opsprækket som følge af slæmning i efterårs- og vintermånederne efterfulgt af tørvejr. Mange røgfaner nåede overfladen via disse sprækker (Figur 2-12). Andre røgfaner udsprang fra åbentstående regnormegange helt oppe i jordoverfladen. Ved målinger i efteråret 2010 samt i foråret 2011 udgik alle røgfaner fra åbne regnormegange i overfladen, muligvis fordi overfladelaget

ikke var opsprækket i samme grad. Kun en relativt lille del af de sprækker og regnormegange, som var synlige i området henover drænledningen, var røggivende, og det var ikke muligt på forhånd at udpege de pågældende.

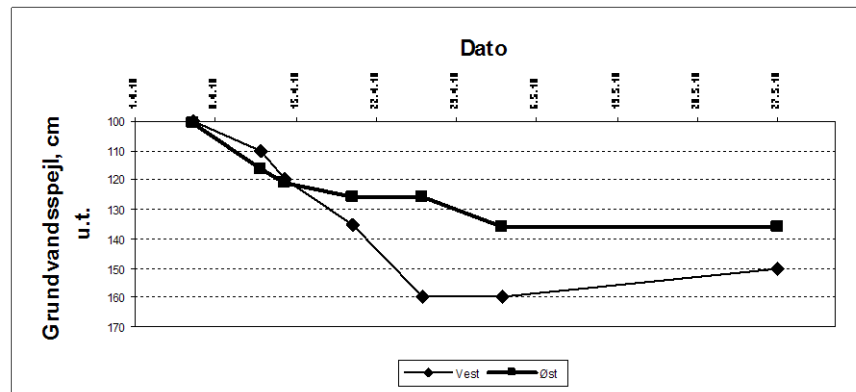


FIGUR 2-12. TIL HØJRE SES EN RØGAFGIVENDE SPRÆKKE MED CENTRALT PLACERET BIOPORE I JORDOVERFLADEN (26. APRIL). TIL VENSTRE SES EN RØGAFGIVENDE ÅBEN BIOPORE (3. MAJ). STEDERNE ER MARKERET MED PILE OG FLAG; PÅ BILLEDERNE ER SELVE RØGFANERNE VANSKELIGE AT SE MOD DEN LYSE JORD.

2.2.1.2 Effekter af grundvand og jordvandindhold

Effekter af grundvandsstand og jordvandindhold på antallet af røgfaner blev undersøgt ved at foretage sporinger på samme dræfningsnit under forskellige forhold. Det bemærkes, at der ikke er tale om ”kontrollerede forsøg” i den forstand at en ændring af grundvandsstand og jordvandindhold altid vil tage noget tid, hvorunder der kan ske ændringer af andre betydningsfulde faktorer, fx af jordstrukturen foranlediget af biologisk aktivitet. Ved de grundvandsstande, hvorunder vi har arbejdet, påvirkes jordvandindholdet af grundvandsstanden, og det er derfor ikke muligt at holde de to faktorer adskilt.

Målt grundvandsstand i udviklingsperioden (foråret 2010) ved pejlerørene placeret ved S1 og S2 (det vestlige og østlige pejlerør, jf. FIGUR 2-1) fremgår af FIGUR 2-13. Det ses, at grundvandsstanden faldt frem til 3. maj, hvorefter den var konstant eller steg en smule frem til sidste måledag (27. maj). Der var nogen forskel mellem de to observationssteder (placeret ved drænssektion S1, se FIGUR 2-1). Vandspejlet faldt noget hurtigere ved det vestlige end ved det østlige observationsrør. Størrelsesmæssigt er forskellen mellem de to punkter i overensstemmelse med tidligere erfaringer fra arealet. At grundvandspejlet kan variere en del inden for relativt kort afstand betyder bl.a., at det er vigtigt at supplere grundvandspejlingerne med observationer foretaget i selve udgravningerne helt henne ved drænledningen. Ved 1. måledag den 14. april var der således et frit vandspejl i drændybden (i niveau med drænets underkant) ved alle opgravninger til drænet. Drænsystemet var netop holdt op med at lede vand, men der løb små vandmængder ud fra drænet i forbindelse med at vi fjernede rør for at lave tilkoblingerne. På de efterfølgende måledage i denne periode var vi ikke i kontakt med grundvandspejlet. Grundvandspejlet var her mindst 15-20 cm under drænets underkant.



FIGUR 2-13 GRUNDVANDSSTAND (CM UNDER TERRÆN, U.T.) MÅLT 2 M FRA DRÆNLEDNINGEN Gennem MÅLEPERIODEN, HHV. I DEN VESTLIGE ENDE (VEST) OG 35 M LÆNGERE MOD ØST (ØST).

Underjordens vandindhold responderer generelt ikke meget på grundvandsstanden (Tabel 2-3), hvilket afspejler pore størrelsesfordelingen med et lavt volumetrisk indhold af store, drænbare porer. Upublicerede målinger foretaget i et hjørne af marken på prøver taget i 100 og 150 cm dybde har således vist en drænbar porøsitet (vandindhold ved 100 cm tension) på $5\% \pm 3\%$ ($n=105$). I dybden 50-100 cm sker der tilsyneladende et mindre fald fra 6. til 12. april, hvilket kunne tilskrives det faldende grundvandsspejl. Værdierne stiger dog igen efter den 12. april til samme stabile niveau som oprindeligt, mens grundvandsstanden fortsat falder. Grundvandspejlingerne i de enkelte rør er meget sikre. Det er svært at forstå, hvorfor vandindholdet skulle være lavere den 12. april end i resten af april og i maj, hvorfor der muligvis er tale om målefejl den 12. april. I pløjelaget som helhed (måledybden 15 cm) er vandindholdet ret konstant, men på sidste måledag den 27. maj er der sket et mindre fald som følge af planternes vandforbrug.

TABEL 2-3. JORDPROFILERENS VOLUMETRISKE VANDINDHOLD (%) MÅLT 2 M FRA DRÆNLEDNINGEN S1 Gennem MÅLEPERIODEN, HHV. MOD VEST OG 35 M LÆNGERE MOD ØST (SE FIGUR 2-1).

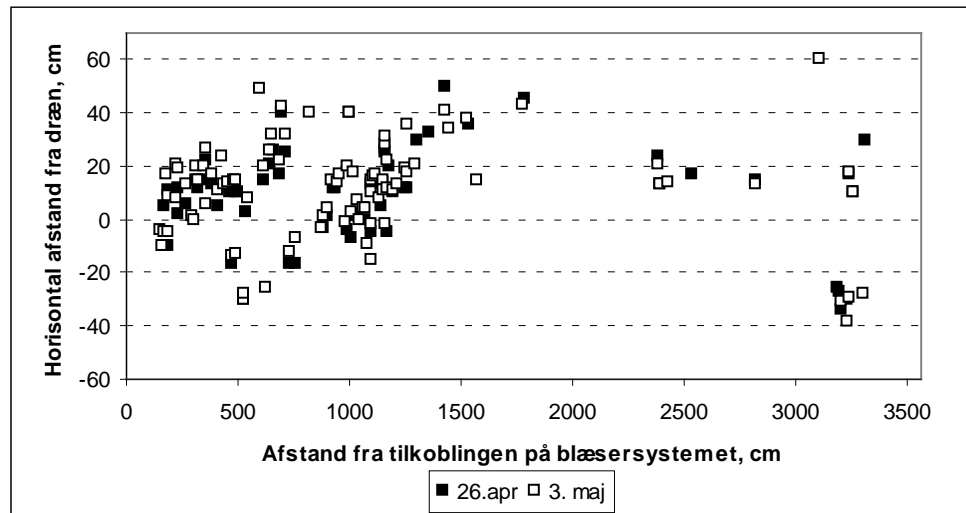
Dato	12/04/10					
	06/04/10	12/04/10	20/04/10	26/04/10	03/05/10	27/05/10
Dybde, cm	Vestlig lokalitet					
15	-	29,7	30,9	29,8	30,8	28,9
25	-	28,9	31,6	30,9	30,7	31,6
50	35,2	31,5	34,1	33,1	33,6	34,5
75	35,7	32,6	34,9	33,9	34,0	35,0
100	35,5	33,1	37,1	35,4	35,9	36,4
114	-	-	37,6	36,7	37,3	37,8
	Østlig lokalitet					
15	-	28,0	28,0	27,5	27,2	24,9
25	33,5	29,5	31,6	30,6	30,0	30,2
50	28,4	26,0	28,9	27,4	27,1	28,9
75	35,8	32,3	35,5	34,3	34,1	35,0
100	34,9	31,6	35,9	34,4	34,5	35,8
114	-	33,8	36,8	35,7	36,2	36,6

På første måledag den 14. april blev der i alt talt 8 røgfæner på drænssektion S1. Drænstrækning S2 blev ikke undersøgt pga. den høje grundvandsstand. Kortlægninger lavet 26. april og 3. maj under i øvrigt sammenlignelige forsøgsbetingelser er opsummeret i Figur 2-14 og Figur 2-15. Det fremgår, at

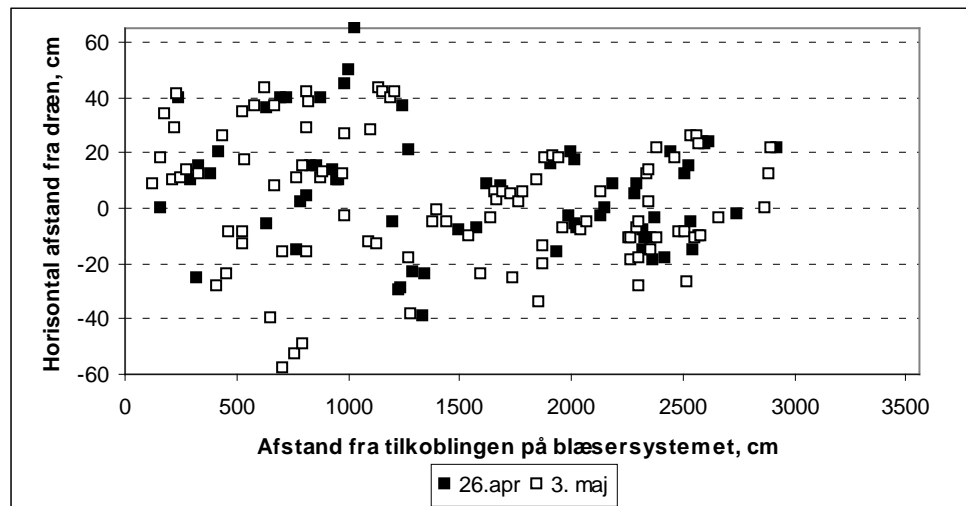
der er sket en stor forøgelse i antallet af røgfaner i perioden fra 14. april til 26. april. Det er nærliggende at antage, at denne forøgelse primært skyldes faldende grundvandsstand i perioden. Sporingsteknikken synes altså at være meget følsom over for grundvandsstanden ved en grundvandsstand nær drændybde. Der er på begge drænafsnit kun lille forskel mellem resultater af optællinger foretaget 26. april og 3. maj ved en grundvandsstand liggende ca. 20-50 cm under drændybde. Resultaterne synes med andre ord ikke at være særligt følsomme over for ændringer/ justeringer af grundvandsstanden i denne periode. Dette harmonerer med, at jordens vandindhold ikke falder målbart, når grundvandsstanden falder i niveauet under ca. 130 cm u.t. (Tabel 2-3). Der blev noteret en høj grad af sammenfald for placeringen af røgfaner mellem måledagene. Eksempelvis blev de 8 røggivende makroporer fra den 14. april genfundet som kraftigt røggivende makroporer den 26. april.

Den 27. maj var det sværere at lokalisere røgfanerne ved jordoverfladen end tidligere. Røgen kom fortsat kun op gennem jordoverfladen via åbne sprækker og store bioporer. Men hvor fanerne de andre dage selv i sprækkerne havde et ret entydigt udgangspunkt, var røgafgivelsen fra sprækkerne den 27. maj mere diffus. Vi tror det kan skyldes, at røgfanerne har et mere dybtliggende udgangspunkt fra systemet af bioporer pga. øget udtørring (sprækkerne når længere ned i pløjelaget). Der kan samtidig være skabt flere og mere effektive forbindelser til bioporerne. Sammenlignet med referencemakroporerne var røgafgivelsen denne dag generelt noget kraftigere end de øvrige dage. Vi erfarede, at røgafgivelsen var at finde i nogenlunde de samme områder, som blev identificeret den 26. april og 3. maj 2010, men foretog ikke en kortlægning eller nøjere klassificering af røgfanerne. Så længe det er et vigtigt mål at lave en præcis lokalisering og klassificering af de enkelte røgførende bioporer, er denne ”udjævning af signalet” forårsaget af udtørring ikke ønskelig. Det er derfor ikke hensigtsmæssigt at lave røgforsøg når overjorden (pløjelaget) er målbart udtørret til under markkapacitet, i en jord med udtørringssprækker.

Efterfølgende har vi observeret, at når der ikke forefindes sprækker i overfladen, og når jorden ikke er bearbejdet for nylig, så udgør regnormegange de eneste åbninger i jordoverfladen, hvorfra der visuelt kan konstateres røgafgivelse. Ved alle forsøg udført i efteråret 2010 og i foråret 2011 kom al røg således fra makroporer klassificeret som regnormegange. Ved forsøget i vårbyg den 21. juni 2010 på relativt nylig bearbejdet (ukonsolideret) og relativt tør jord var der både tydeligt afgrænsede røgfaner fra åbentstående regnormegange og mere diffus røgafgivelse fra større områder henover drænene. Der blev kun lavet dette ene forsøg på nylig bearbejdet jord.

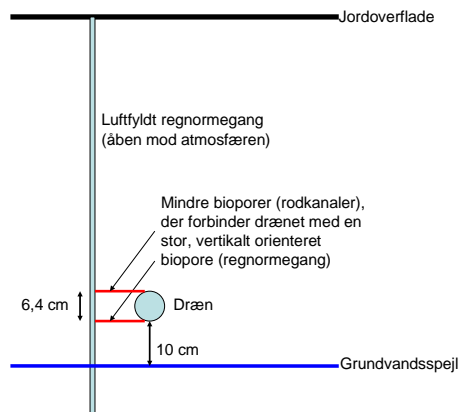


FIGUR 2-14. LOKALISERING AF RØGFANER VED JORDOVERFLADEN LANGS DRÆNSEKTION S1 DEN 26. APRIL OG 3. MAJ. NEGATIVE VÆRDIER FOR "AFSTANDEN" UDTRYKKER AFSTANDE I NORDLIG RETNING.



FIGUR 2-15. LOKALISERING AF RØGFANER VED JORDOVERFLADEN LANGS DRÆNSEKTION S2 DEN 26. APRIL OG 3. MAJ. NEGATIVE VÆRDIER FOR "AFSTANDEN" UDTRYKKER AFSTANDE I NORDLIG RETNING.

Store regnormegange har praktisk taget ingen kapillær effekt og vil derfor ved hydraulisk ligevægt kun være blokeret af vand under grundvandsspejlet. Hvis man udelukkende går efter at finde sådanne porer, kunne det i princippet være en fordel at måle lige netop når grundvandsspejlet er i niveau med drænets underkant. Variation i grundvandsniveauet langs med drænet udgør dog et problem for en sådan strategi. Den målte effekt af grundvandsstanden på dannelsen af røgfane skyldes muligvis effekter af vandindholdet i porer med lille kapillær effekt i drænets næromgivelser. Dette er søgt illustreret skematisk i Figur 2-16.



FIGUR 2-16. SKITSE TIL ILLUSTRATION AF EFFEKTER AF GRUNDVANDSSTAND OG LUFFTRYK PÅ KONTINUITETEN AF LUFTFYLDTE PORER. SE YDERLIGERE FORKLARINGER I TEKSTEN.

Ved hydraulisk ligevægt og med en grundvandsstand på 10 cm under drændybde vil (ækvivalent-) diameteren af største vandfyldte pore ved drænets underside være ca. $0,30 \text{ cm} / 10 = 0,30 \text{ mm}$. Ved oversiden er diameteren af største vandfyldte pore ca. $0,18 \text{ mm}$. Vi ved, at der kan være mange rodkanaler med diameter af størrelsesordenen $0,2 \text{ mm}$ i drænenes næromgivelser (1. ordens siderødder efter korn), og vi ved, at hovedrødderne foretrækker at vokse i de store, vertikalt orienterede bioporer, når de trænger ned gennem underjorden, hvorfra de sender siderødder ind i matricen. Rodkanaler har muligvis væsentlig, lokal betydning for forbindelsen mellem de store, vertikalt orienterede bioporer og drænet.

Det kan ikke udelukkes, at der foranlediget af biologisk aktivitet er sket ændringer af makroporestrukturen samtidig med at grundvandsspejlet falder, og at sådanne ændringer også kan have haft indflydelse på antallet af røgfaner.

2.2.1.3 Effekter af gastryk i drænet

Typiske eksempler på lufttryk målt ved enderne af de undersøgte drænssektioner og tryktab i drænledningen fremgår af Tabel 2-4.

TABEL 2-4. LUFFTRYK I DRÆNLEDNINGEN MÅLT HHV. I DEN ENDE AF DRÆNLEDNINGEN, HVOR BLÆSEREN ER TILSLUTTET, OG I DEN TILPROPPETE ENDE. TRYKTABET ER DIFFERENCEN MELLEM DE TO MÅLINGER. DATA FOR FORSKELLIGE MÅLEDAGE, FORSKELLIGE DRÆNSEKTIONER (S1, S2 SAMT S1 OG S2 KOBLT I SERIE (S1+S2)) OG FORSKELLIGE BLÆSERETNINGER (FRA VEST MOD ØST ELLER OMVENDT).

Dato	Sektion	Blæseretning	Tryk (hPa) ved		Tryktab (hPa)
			Tilslutning	Tilpropning	
14/04/10	S1	Vest → øst	9,1	4,4	4,7
	S1	Vest → øst	9,0	4,5	4,5
	S1	Øst → vest	9,2	3,8	5,4
26/04/10	S2	Vest → øst	9,0	5,3	3,7
	S1+S2	Vest → øst	9,0	1,6	7,4
03/05/10	S1	Vest → øst	9,0	4,0	5,0
	S1	Øst → vest	9,2	3,8	5,4
	S2	Vest → øst	9,2	5,5	3,7
	S2	Øst → vest	9,3	4,5	4,8

		vest			
27/05/10	S1	Vest → øst	9,1	4,8	4,3
	S2	Vest → øst	9,1	3,3	5,8
	S1+S	Vest → øst	8,8	1,7	7,1
	2				

Trykket ved tilslutningen varierede kun ganske lidt. Med én drænsektion tilsluttet lå trykket på gennemsnitligt 9,1 hPa (variationsbredde: 9,0-9,3 hPa). Når der blev tilsluttet yderligere en sektion (S1+S2) faldt trykket en smule, formentlig fordi blæserens ydelse voksede. Trykket målt ved enden af drænsektionen var mere variabelt, henholdsvis i intervallerne 3,3-5,5 hPa ved tilkobling af 1 drænsektion og 1,6-1,7 hPa ved tilkobling af 2 sektioner. Der blev således registreret tryktab på mellem 3,7 og 5,8 hPa når der var 1 drænsektion tilkoblet og på 7,1 - 7,4 hPa, når drænsektionerne var koblet i serie.

En ændring af blæseretningen forårsager ændringer i trykprofilen langs drænet, mens den overordnede variation i trykket stort set opretholdes (Tabel 2-4). Det blev undersøgt om sådanne trykprofilændringer forårsaget af ændret blæseretning havde målbar effekt på antal, placering og klassificering af røgfaner. Fanerne blev karakteriseret systematisk med blæseren tilsluttet successivt fra begge ender. Undersøgelserne blev foretaget på S1 (26/04/10), og på både S1 og S2 (03/05/10). Røgfanerne fremkom helt grundlæggende fra de samme makroporer, og fanerne blev klassificeret uændret på grundlag af sammenligningen med nærmeste referencemakroporer.

Den 3. maj blev der på S2 registreret enkelte meget svage røgfaner i forbindelse med 2. måling (blæseretning: Øst → vest), som ikke blev registreret ved første måling (blæseretning: Vest → øst), men det er uvist, om en mere grundig inspektion ved første måling ville have afsløret disse faner. Disse registreringer er derfor ikke medtaget. Vi vurderer mao., at forskellen mellem de to opgørelser ligger inden for metodens generelle usikkerhed, og at ændringen af blæseretningen ikke havde nogen påviselig effekt.

Med S1 og S2 koblet i serie den 26/04/10 og 27/05/10 var antallet af røgfaner fra sektionen længst væk fra blæseren (S2) klart lavere end når samme sektion blev koblet direkte til blæseren (der var kun ca. halvt så mange røgfaner). Forskellen beror sandsynligvis på, at trykket i S2 var lavere med seriekoblingen (ned til 1,6 hPa, jf. Tabel 2-4). Vi vurderer altså, at målinger ved de lave tryk var usammenlignelige med målinger i trykintervallet 3,3 - 9,1 hPa. Forskellen var så tydelig, at der ikke blev brugt tid på en systematisk opgørelse af fordelingen af røgfaner på S2 i seriekobling. For drænsektionen nærmest blæsertilslutningen (S1) kunne der ikke på nogen af måledagene ses nogen effekt af at tilkoble yderligere en sektion (S2).

Tryktabene i drænledningen afhænger sandsynligvis ikke bare af luftstrømningen skabt pga. læk fra drænet til atmosfæren, men også af drænets tilstand (fx lunger med eller uden vand, delvise tilstopninger etc.). Et eksempel på at der kunne være aflejringer i drænrøret blev fundet i opgravningen mellem S1 og S2. Her var der aflejret finsandet materiale, og rørets lysning var derved blevet markant reduceret (Figur 2-17). Tilstanden af de undersøgte drænafsnit er som tidligere nævnt kun undersøgt ved enderne.



FIGUR 2-17. DRÆNRØR MED AFLEJRING AF SANDET SEDIMENT. RØRET ER FRA OPGRAVNINGEN MELLEML DRÆNSEKTION S1 OG S2.

Trykniveauet i drænledningen blev bevidst holdt på et lavt niveau. For at tømme de vandrette (røde) porer i Figur 2-16 for vand, skal der i mindst brydes 2 vandmenisker. Et overtryk i drænet svarende til maksimaltrykket (9,1 hPa svarende til 9,3 cm v.s.) vil kun tømme (hydrofile) porer, der har en (ækvivalent-) diameter større end ca. $2 \cdot 0,30 \text{ cm} / 9,3 = 0,65 \text{ mm}$. Dette er ikke kritisk i det viste eksempel, for sådanne porer er i forvejen luftfyldte (ved hydraulisk ligevægt). Der kan måske accepteres lidt højere tryk i drænet, men en vis sikkerhedsmargin er ønskelig, bl.a. fordi forholdene kan være anderledes end forudsat i beregningseksemplet. Det noteres, at kanaler med en diameter på 0,2 mm generelt ikke vil blive tømt som følge af de anvendte lufttryk, men at sådanne kanaler ved hydraulisk ligevægt allerede vil være luftfyldte, når grundvandsstanden er mindst 15 cm under drænets underside.

En af fordelene ved brug af ”referencemakroporerne” er, at der kan laves beregninger af luftstrømmen Q ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$) i disse porer, når lufttrykket er kendt. Når man sammenligner røgafgivelsen fra jordens makroporer med røgafgivelsen fra referencerne kan man dermed få et groft estimat for luftstrømningen i makroporerne. Poiseuilles lov for idealgasser (”compressible fluids”) lyder:

$$Q = \frac{\pi R^4}{8\eta L} \left(\frac{P_i^2 - P_u^2}{2P_u} \right)$$

hvor R er poreradius, η er gassens viskositet, L er porelængden, og P_i og P_u er lufttrykkene hhv. ved porens ind- og udgang (hhv. i drænet og atmosfæren). Ligningen, der kan betragtes som ”den normale” Poiseuilles lov for ukomprimerbare væsker ganget med korrektionsfaktoren $(P_i + P_u)/(2P_u)$, er en god approksimation, når luftstrømningen ikke foregår med for stor hastighed. Med et overtryk på bare 9,1 hPa i forhold til det atmosfæriske tryk på ca. 10^5 Pa , er korrektionsleddet uden praktisk betydning.

Gasblandingen består hovedsageligt af atmosfærisk luft, og ved indsættelse af viskositeten for atmosfærisk luft ved $10 \text{ }^\circ\text{C}$ (<http://www.lmnoeng.com/Flow/GasViscosity.htm>) i Poiseuilles lov for ukomprimerbare væsker fås for den lille reference:

$$Q = \frac{\pi(0,0015\text{m})^4(910\text{Nm}^{-2})}{8(1,79 \cdot 10^{-5} \text{ Nsm}^{-2})1,6\text{m}} = 6,3 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} = 3,8 \text{ L min}^{-1}$$

Det fremgår, at luftstrømmen forventes at aftage proportionalt med aftagende overtryk. Endvidere fremgår det, at luftstrømningen forventes at vokse med poreradius i 4. potens, således at den store referencemakropore (ved samme overtryk på 9,1 hPa) forventes at lede 16 gange så meget luft som fundet i ovenstående beregning.

Ligningen udtrykker, at røgafgivelsen fra direkte forbundne makroporer vil være langt mere følsom over for porestørrelsen (og porekontinuiteten) end over for mindre trykvariationer.

Vi undersøgte 3 *drænlængder* på hhv. 35 (S1, S2), 70 (S1+S2) og 105 m (S1-S3). Som det fremgår af foranstående afsnit var det muligt uden væsentlig effekt på karakteriseringen af røgfaner at arbejde med uforstyrrede drænsektioner på op til 70 m længde ved på skift at blæse ind i drænet fra de to ender og ved kun at karakterisere den ende af drænet, som var nærmest tilslutningen. Forsøg med et 105 m langt dræn resulterede i markant færre røgfaner på sidste halvdel af strækningen.

Det synes mere relevant at fokusere på lufttrykket i drænet end på drænets længde da trykniveauet som funktion af afstand fra tilslutningen formentlig vil afhænge af drænets tilstand.

2.2.1.4 Metoder til optælling og karakterisering af røgfaner

Opblanding af luftmassen tæt på jordoverfladen forårsaget af *turbulens* kan opløse røgfanerne relativt tæt på jordoverfladen, så de bliver vanskelige at karakterisere. Problemet er ikke i så høj grad at afgøre, hvor i jordoverfladen der kommer røg (når man er tæt på og ser grundigt efter), som at vurdere røgfanernes størrelse. Fanerne bliver mindre og mere ustabile i formen, når det blæser. Delvis kompensation for effekter af lettere vindbevægelser (og for mindre ændringer af vindstyrken over tid) opnås ved hele tiden at sammenholde jordens røgafgivelse med røgafgivelsen fra referencemakroporerne, hvilket vi har gjort rutinemæssigt.

Ideelt set foretages målingerne under vindstille forhold, hvilket vi reelt set ikke opnåede i måleperioden. Mindst vind gennem hele måleforløbet havde vi den 27. maj 2010 (især om morgenen), hvor vinden overordnet set blev betegnet som "svag". I praksis undlod vi at foretage målinger på dage, hvor vejrmeldingen lød på "let til frisk" vind eller derover.

Røgfanerne var altid meget lettere at se i marken end på noget billedmedium. På levende nærbilleder (filmklip) og med en delvist plantedækket jordoverflade som baggrund var det generelt muligt at gengive selv svag røgafgivelse fra jorden og fra referencemakroporerne. På faste billeder derimod, og specielt når en tør (lys) jordoverflade udgjorde en væsentlig del af baggrunden, "forsvandt" ellers visuelt let erkendelig røg ofte pga. *manglende kontrast* eller pga. *turbulens*. Ved at optage en serie af faste billeder med samme motiv kunne sandsynligheden for at opnå brugbar fotodokumentation øges lidt. Ved fotografering mod en mørk baggrund blev det generelt lettere at se de lyse røgfaner, men desværre kom information om røgfanens placering (fra målebåndet) ikke naturligt med på billederne. Kvaliteten af gengivelsen af røg på billeder ville formentlig kunne øges ved at bruge farvet røg. Desværre er det ifølge forhandleren (Peasoup) ikke praktisk muligt at frembringe oliebaseret røg med farve.



FIGUR 2-18. KRAFTIG RØGFANE FRA EN MAKROPORE I JORDOVERFLADEN (POREN ER VIST MED RØD PIL) FOTOGRAFERET DEN 3. MAJ 2010. DEN ØVERSTE DEL AF FANEN SES FORHOLDSVIS LET MOD DEN MØRKE TRÆPLADE, MENS DEN NEDERSTE DEL AF FANEN "FORSVINDER" MOD DEN LYSE BAGGRUND. FANEN SOM HELHED VAR MEGET NEM AT SE I MARKEN.

På sidste måledag (27. maj) var hveden blevet så tæt og mørk (og vindbevægelserne var så svage), at røgen kunne ses på enhver form for billedoptagelse. Men afgrøden dækkede samtidig for de nederste dele af fanerne, hvorfor en karakterisering af fanerne ud fra billeder ville kræve fjernelse af plantedækket.

Baseret på filmklip vil det i princippet være muligt at foretage en *billedanalyse* med opmåling af røgfanernes placering og af deres størrelse. Ved at basere bestemmelsen på en billedanalyse kan man muligvis opnå, at resultaterne bliver mere objektive end resultater opnået ved direkte karakterisering i felten. Rent arbejdsmæssigt er det dog langt mere effektivt at foretage kortlægningen og karakteriseringen af røgfaner direkte i felten. Vi vurderer, at denne fordel langt overskygger eventuelle mindre gevinster.

Med den anvendte teknik var det muligt at producere en langvarig og stabil røgafgivelse. Der var derfor god tid til at foretage en grundig afmærkning og karakterisering af røgfanerne i felten baseret på en sammenligning med røgafgivelsen fra referencemakroporerne. Jo mere vind desto længere tid skulle der bruges på at sammenligne med referencerne. Med de omtalte restriktioner, hvad angår vindstyrken, var det dog muligt (for to personer) at foretage kortlægning og karakterisering af røgfaner på 2-35 m lange drænssektioner på en arbejdsdag. Teknikken forekom mao. at være relativt robust, selv når det blæste (lidt). Feltmetoden var desuden enklere at anvende end billedanalysemetoden, når afgrøden voksede til, da det var muligt at studere røgafgivelsen helt nede i jordhøjde over tid uden at fjerne plantedækket.

Markeringen af "kraftige" og "svage" røgfaner giver mulighed for at vurdere, om der sker ændringer over tid (fra måledag til måledag) af røgbidragene fra

de enkelte makroporesystemer. En sådan vurdering kan støttes af filmoptagelser. Omvendt giver det ikke umiddelbart mening at foretage en direkte sammenligning af røgfanernes størrelse på forskellige måledage fordi vindforholdene sandsynligvis vil være forskellige.

2.2.1.5 Retningslinjer ved identifikation af direkte drænforbundne makroporer

Det er vigtigt at bruge en standardiseret fremgangsmåde, hvor der produceres robuste resultater. Erfaringer fra nærværende projekt tyder på, at grundvandsstanden bør være mindst 15-20 cm under drændybde. I tilfælde hvor en præcis lokalisering af drænforbundne makroporer er vigtig, må jorden ikke være opsprækket og udtørret målbart til under markkapacitet i pløjelaget. Teknikken var anvendelig ved overtryk i drænet i intervallet fra 3-4 hPa til 9-10 hPa, og på 35 m lange drænsektioner (70 m lange sektioner, når der blev blæst røg ind i drænet fra begge ender). Alle fordelinger af direkte drænforbundne (røggivende) makroporer gengivet i nærværende rapport er fundet under overholdelse af disse retningslinjer.

2.2.2 Karakterisering af direkte drænforbundne (røggivende) makroporer

2.2.2.1 Antal af drænforbundne makroporer (røgfaner)

En oversigt over antallet af individuelle drænforbundne makroporer (røgfaner) fundet i forsøg med systematiske opgørelser er vist i Tabel 2-5.

TABEL 2-5. ANTAL INDIVIDUELLE RØGFANER (DRÆNFORBUNDNE MAKROPORER) SAMT FORDELING PÅ KRAFTIGE OG SVAGE FANER FUNDET I FORSØG MED SYSTEMATISKE OPGØRELSE. ALLE DRÆNSEKTIONER ER 35 M LANGE.

Måledato	Drænsektion	Antal røgfaner		
		Kraftige	Heraf	Svage
14.04.2010 §	S1	8	-	-
26.04.2010	S1	67	29	38
26.04.2010	S2	65	-	-
03.05.2010	S1	92	59	33
03.05.2010	S2	96	46	50
29.09.2010	S5	46	21	25
30.09.2010	S1	77	24	53
30.09.2010	S4	156	20	136
11.04.2011	S3	85	10	75
11.04.2011	S4	98	9	89

§ RESULTATER FRA DENNE DAG INDGÅR IKKE I NOGEN AF DE EFTERFØLGENDE BEREGNINGER PGA. HØJTSTÅENDE GRUNDVANDSSPEJL.

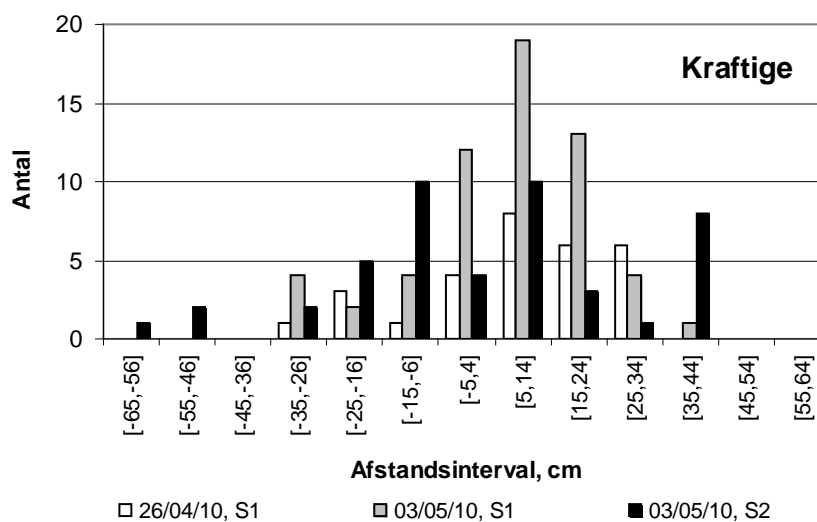
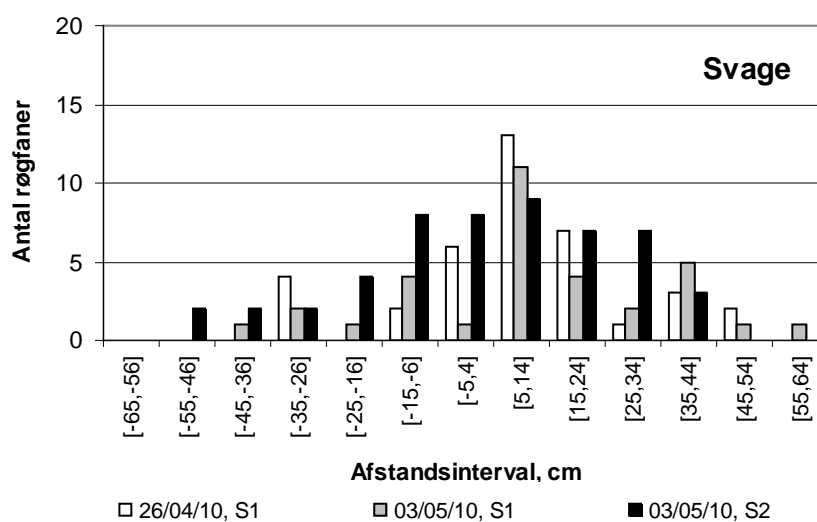
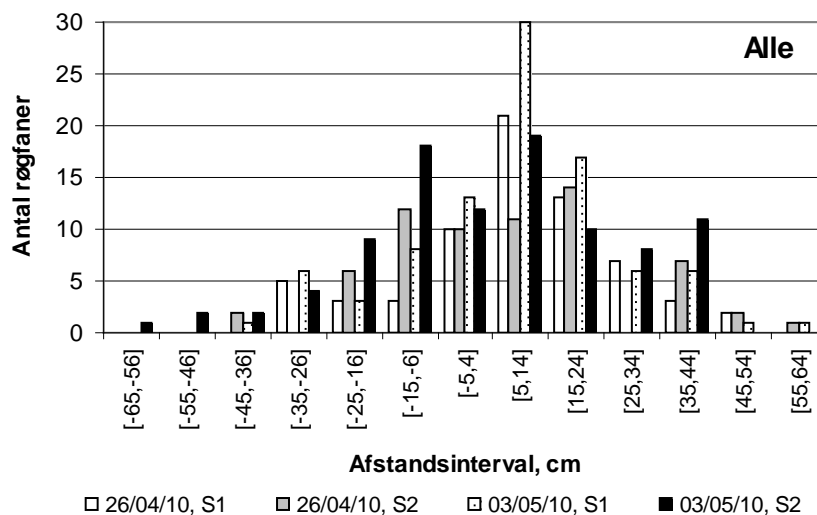
Antallet af røgfaner (per 35 m dræn) registreret på de enkelte måledatoer varierede mellem 8 og 156. Der var ikke tydelige forskelle mellem forår og efterår på antallet af røgfaner. Dette forekommer at være interessant på baggrund af at der i efterårssituationen var tydelige tegn på øget biologisk aktivitet, bl.a. i form af væsentlig flere hobe af regnormeekskremer i overfladen. Det skal bemærkes at registreringerne i foråret 2011 (hvis man ser bort fra de tidlige tællinger 14. april 2010) blev foretaget 2-3 uger tidligere end i 2010. Derimod tyder tallene på nogen variation i antallet af røgfaner og specielt i fordelingen mellem kraftige og svage faner mellem drænsektioner. De højeste antal af røgfaner blev registreret ved S4 (talt både forår og efterår), men disse høje tal beroede alene på, at der her blev registreret mange svage faner.

2.2.2.2 Fordeling af røgfaner på tværs af drænet

Synlige røgfaner ved jordoverfladen fremkom helt generelt kun inden for et bælte på ca. 1 m centreret over drænene og med størst hyppighed tæt på bæltets midte. Der blev således kun registreret ganske få røgfaner uden for et

bælte på 1,0 m centreret over drænet. I Figur 2-19 er der vist eksempler på opgørelser af fordelingen af røggivende makroporer optalt 26. april og 3. maj 2010. Der er ikke nogen klar forskel på hverken antallet af røgfaner mellem måledagene eller mellem drænafsnittende (S1 og S2). Der er heller ikke nogen klar forskydning i fordelingen mellem "svage" og "kraftige" røgfaner. Derimod er der en tendens til, at fordelingernes tyngdepunkt er forrykket mod højre i figurerne (mod syd). En standard t-test af hypotesen, at fanernes (porernes) middelpositionen på tværs af drænet er lig med 0 blev afvist for S1 på begge måledage, uanset om testen var baseret på alle røgfaner, på kraftige røgfaner eller på svage røgfaner ($P < 0.05$). En tilsvarende analyse for S2 (dog uden differentiering mellem kraftige og svage røgfaner den 26. april) førte ikke til afvisning af hypotesen.

For S1 varierede porernes estimerede middelposition mellem 6 og 11 cm i sydlig retning i forhold til drænets forventede position bestemt på grundlag af lokalisering af drænet i opgravningerne ved enderne. Denne systematiske afvigelse forekommer at være lille. Den kan være reel, men kan også være udtryk for måleusikkerhed. Eksempelvis er positionen udmålt i forhold til et stramt målebånd, hvis bugtninger vurderes at afvige op til et par cm fra en ret linje. Det er endvidere muligt at drænledningen "bugter" sig en smule i drængrøften. Men afvigelsen kan måske også skyldes, at drænrøret ikke altid er lagt lige midt i drængrøften, men derimod langs den ene af drængrøftens vægge, hvilket evt. påvirker fordelingen af røggivende makroporer i forhold til drænet. Selve det forhold at makroporerne i jorden ikke er perfekt vertikalt orienterede vil sandsynligvis øge spredningen af deres position på overfladen snarere end den gennemsnitlige position.

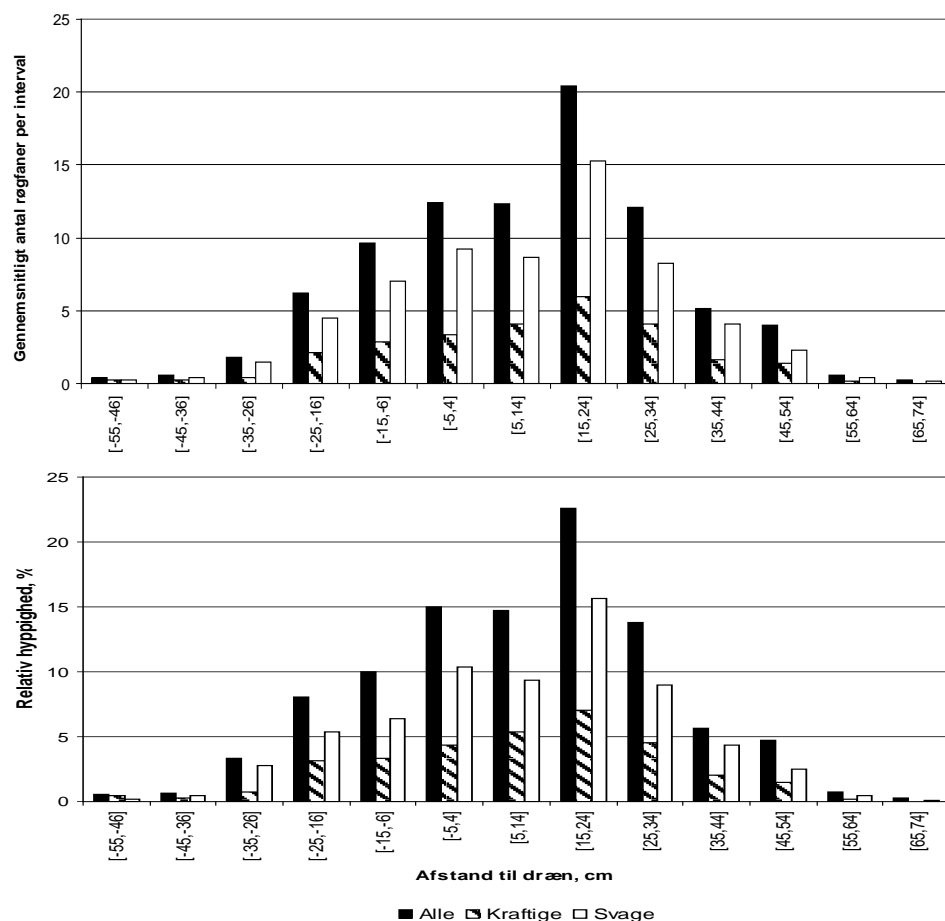


FIGUR 2-19. FORDELING AF RØGFANER PÅ TVÆRS AF DRÆNSEKTIONERNE S1 OG S2 BESTEMT PÅ 2 MÅLEDATOER (26. APRIL HHV. 3. MAJ 2010). FANERNE ER STEDFÆSTET PÅ EN SYDLIGT ORIENTERET HORIZONTAL AKSE PLACERET VINKLERET PÅ DRÆNLEDNINGEN OG MED O-PUNKT LIGE OVER DRÆNETS (FORMODEDE) MIDTERLINJE. ØVERST: ALLE FANER; MIDTEN: SVAGE FANER; NEDERST: KRAFTIGE FANER.

For hver enkelt måledato og drænsektion syntes fordelingen af kraftige og svage røgfåner på tværs af drænet at være nogenlunde ens (Figur 2-19). Med hhv. t-test og F-test kunne der da heller ikke konstateres signifikante forskelle mellem estimer for middelværdier eller standardafvigelser ($P > 0.05$).

Gennemsnitstal (per 35 m dræn) for antal røgfåner og for den horisontale fordeling af fånerne omkring drænets midterlinje baseret på alle røggasforsøg (kombinationer af drænsektioner og måledatoer, jf. Tabel 2-1) er vist i Figur 2-20. For det totale antal røggivende makroporer indgår der 9 selvstændige optællinger, mens der kun er differentieret mellem svage og kraftige røgfåner ved 8 optællinger. Fordelingerne minder umiddelbart lidt om normalfordelinger, men kontrol med Shapiro-Wilk testen på grundlag af data for svage og for alle røgfåner, førte til afvisning af hypotesen om normalitet ($P < 0,05$). Normalfordelingstests baseret hhv. på alle fåner, kraftige fåner og svage fåner udført på de enkelte måledage førte i ca. 1/3 af tilfældene til afvisning af hypotesen om normalitet.

Det fremgår, at der generelt uanset afstand til drænet er fundet flere svage fåner end kraftige fåner. Tallene dækker over, at der blev fundet forholdsvis mange fåner som var mindre end fånerne fra de små referencemakroporer. Derfor kunne det måske være en god ide at introducere en ekstra ”referencemakropore”, der har lidt mindre diameter end 3,0 mm (fx 2,0 mm). Dette er ikke gjort i nærværende projekt. Røgaftagelsen fra en glat, cirkulær pore forventes jf. afsnit 2.2.1.3 at vokse proportionalt med diameteren i 4. potens, hvorfor en pore med diameteren 2,0 mm kun forventes at transportere ca. 20 % af den røgmængde, der transporteres i en lige så lang pore med diameteren 3,0 mm.



FIGUR 2-20. ØVERST. GENNEMSNITLIG FORDELING AF ANTAL RØGFANER (DRÆNFORBUNDNE MAKROPORER) PÅ TVÆRS AF DRÆN OPGJORT I 10 CM INTERVALLER. DATA FOR ALLE OPGØRELSE (KOMBINATIONER AF MÅLEDATO OG DRÆNSEKTION). NEDERST. SAMME DATA ANGIVET I PROCENT.

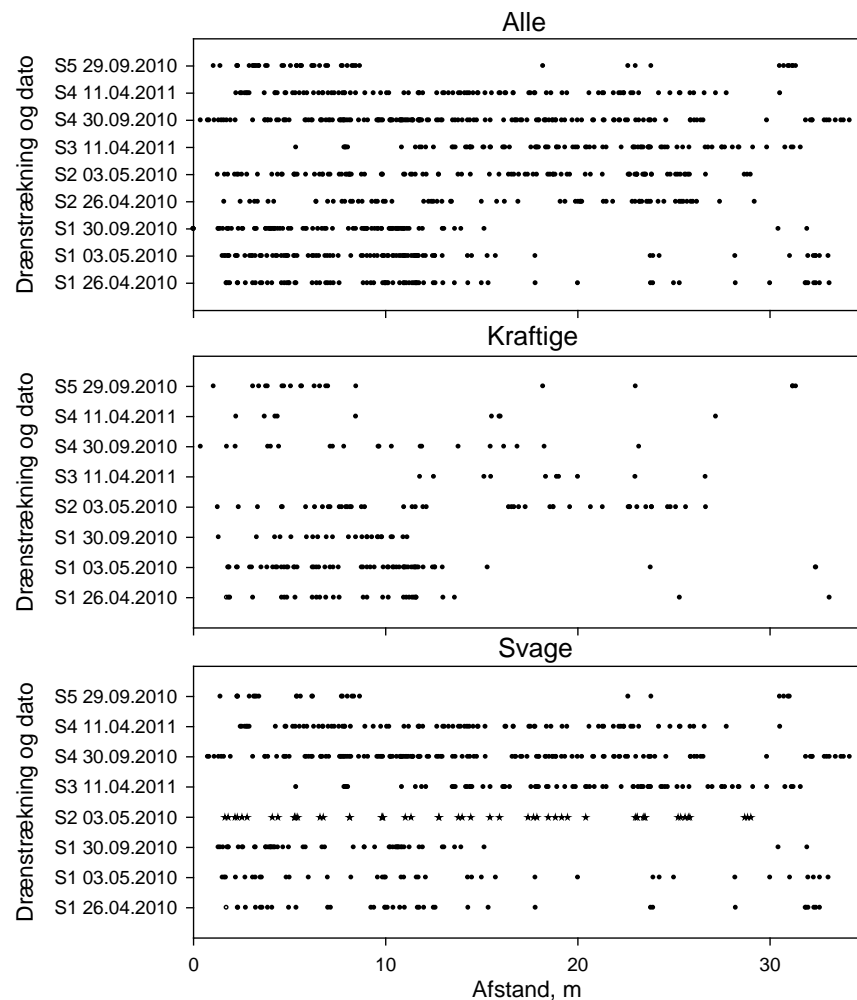
TABEL 2-6. TÆTHED AF RØGFANER OG DERMED DRÆNFORBUNDNE MAKROPORER ANGIVET SOM FUNKTION AF AFSTAND TIL DRÆNET I HORIZONTAL RETNING $[(\text{ANTAL RØGFANER}) (\text{M DRÆNLÆNGDE})^{-1}]$. GENNEMSNITSTAL FOR ALLE PORER (9 OPGØRELSE, DVS. KOMBINATIONER AF DRÆNSEKTION OG MÅLEDATO) SAMT FOR PORER MED KRAFTIG OG SVAG RØGAFGIVELSE (8 OPGØRELSE). MIN OG MAKS VÆRDIERNE ER HHV. DEN LAVEST OG HØJESTE GENNEMSNITLIGE TÆTHED, DER ER FUNDET I SAMTLIGE OPGØRELSE INDEN FOR DET PÅGÆLDENDE INTERVAL.

Afstandsintervall, cm	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	0-50	
Alle	Gennemsnit	0,81	0,82	0,50	0,22	0,09	0,02	0,003	2,43
	Min	0,34	0,20	0,23	0,11	0,03	0,00	0,00	1,14
	Maks	1,43	1,51	1,03	0,31	0,23	0,09	0,09	4,37
Kraftige	Gennemsnit	0,24	0,26	0,15	0,06	0,03	0,01	0,00	0,74
	Min	0,11	0,03	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26
	Maks	0,57	0,69	0,29	0,14	0,17	0,06	0,03	1,69
Svage	Gennemsnit	0,58	0,59	0,38	0,15	0,06	0,01	0,00	1,76
	Min	0,14	0,14	0,09	0,09	0,03	0,00	0,00	0,66
	Maks	1,26	1,40	0,80	0,26	0,11	0,09	0,06	3,80

Fordelingen af røgfaner kan også udtrykkes ved deres gennemsnitlige tæthed som funktion af afstand til drænet samt ved tæthedsvariationen (Tabel 2-6). I tabellen kan man ikke (helt præcist) finde gennemsnitstallene for alle røgfaner ved at addere tallene for kraftige og svage faner fordi talmaterialet, der indgår i opgørelserne, er lidt forskelligt, jf. Tabel 2-1. Ligeledes kan man ikke eksempelvis finde min- og maks-værdierne for afstandsintervallet 0-50 cm ved at addere værdierne for de tilsvarende 10 cm intervaller fordi disse ikke alle er fundet i samme opgørelse. Da der kun blev fundet ganske få røgfaner i en afstand på over 50 cm fra drænet er de samlede tal for tætheden opgjort for afstandsintervallet 0-50 cm. Af disse fremgår, at den gennemsnitlige tæthed af svage røgfaner var $1,76/0,73=2,4$ gange højere end tætheden af kraftige faner. Samme forhold gælder naturligvis mellem det gennemsnitlige antal af svage og kraftige faner.

2.2.2.3 Fordeling af røgfaner langs med drænet

Som det fremgår af Figur 2-14 og Figur 2-15 kunne antallet af røgfaner (drænforbundne makroporer) variere betragteligt langs med drænet, og det er derfor ikke tilstrækkeligt at se på gennemsnitstal for tætheden langs drænet som vist i Tabel 2-6. En samlet oversigt over fordelingen langs med drænet er vist i Figur 2-21, hvori fanernes placering er projiceret ind på drænenes længdeakser.

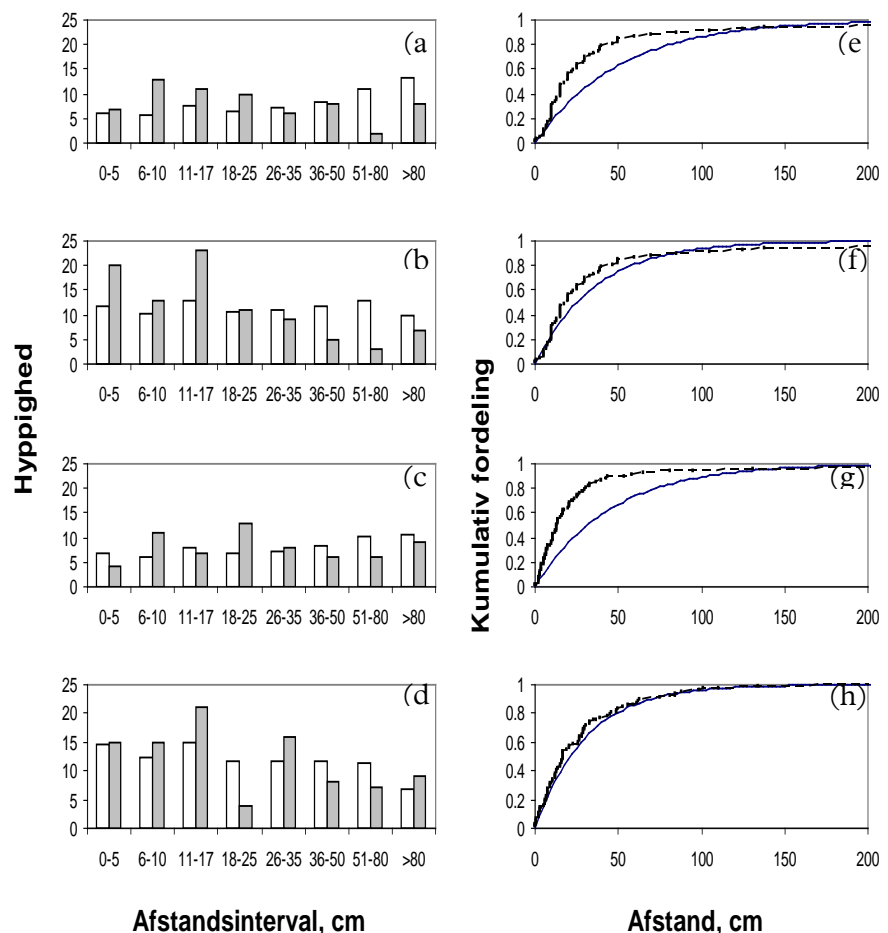


FIGUR 2-21. FORDELING AF RØGGIVENDE MAKROPORER (ALLE PORER SAMT PORER MED KRAFTIG OG SVAG RØGAFGIVELSE) LANGS DE UNDERSØGTE DRÆNSTRÆKNINGER. HVERT PUNKT REPRÆSENTERER ÉN ELLER EVT. FLERE PORER. AFSTANDEN ER REGNET FRA DRÆNSEKTIONENS VESTLIGE ENDE.

I nogle områder var røgafgivelsen meget kraftig (mindst på niveau med røgafgivelsen fra 6-mm referencerne) fra flere tætliggende punkter, mens der på andre dele af dræfnafsnittene (adskillige sammenhængende meter på alle drænstrækninger) slet ikke var nogen røgafgivelse. Dette forhold bør indgå i overvejelserne, hvis teknikken skal bruges til at karakterisere større forsøgsarealer. Variation i denne skala har næppe noget at gøre med lokale forskelle i "tætheden" af drænfugerne, ej heller lokale tilstopninger af drænet, idet forsøgene viste god passage gennem hele drænets længde. Derimod kan der fx være tale om effekter af varierende biologisk aktivitet.

Af figur Figur 2-21 fremgår det også, at der var en stærk tendens til at finde røgfanerne de samme steder, når samme dræfnafsnit blev undersøgt på forskellige tidspunkter. Det skal her fremhæves at der ikke blev foretaget nogen form for jordbearbejdning i tidsrummet, hvor undersøgelserne foregik.

For at undersøge, om fordelingen langs drænet kunne betragtes som tilfældig, blev fordelingerne af alle røgfaner målt på S1 og S2 den 26. april og 3. maj 2010 sammenlignet med ideelle fordelinger baseret på en antagelse om rumlig uafhængighed. Disse ideelle fordelinger blev fundet ved at tilpasse Poisson-fordelinger til data, så godt det kunne gøres (Figur 2-22).



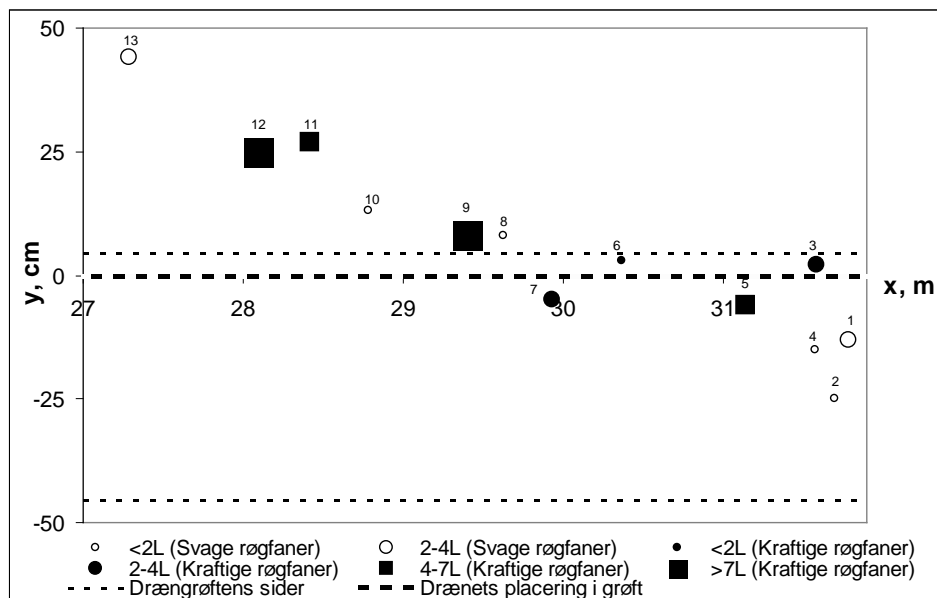
FIGUR 2-22. FORDELING AF RØGFANER (DRÆNFORBUNDNE MAKROPORER) LANGS MED DRÆNSEKTIONERNE S1 OG S2. (A)-(D): HYPPIGHED AF FOREKOMSTEN AF INDBYRDES AFSTANDE FORDELT PÅ 8 AFSTANDSINTERVALLER (ÅBNE SØJLER: FORVENTET UNDER H_0 ; GRÅ SØJLER: OBSERVERET). (E)-(H): TILSVARENDE KUMULATIVE FORDELINGER (UBRUDTE KURVER: TEORETISKE UNDER H_0 ; BRUDTE KURVER: OBSERVEREDE). DATA FOR S1: (A) OG (E) (26/04/10) SAMT (B) OG (F) (03/05/10). DATA FOR S2: (C) OG (G) (26/04/10) SAMT (D) OG (H) (03/05/10).

Generelt fremgår det af figuren, at hyppigheden af korte afstande mellem to på hinanden følgende røgfåner (<26 cm) var større end forventet baseret på antagelsen om en underliggende Poisson proces, mens det modsatte var tilfældet for større afstande (> 35 cm). Afvigelsen var mindre for S2 end for S1. Baseret på de beregnede testværdier (T), blev hypotesen om at placeringerne var tilfældig afvist på begge datoer for både S1 (P <0,001) og for S2 (P <0,05). Ved tilpasning af Poissonfordelinger til observationerne blev der opnået følgende værdier for tæthedsparameteren λ : For S1: 0,0199 m⁻¹ og 0,0279 m⁻¹, og for S2: 0,0223 m⁻¹ og 0,0331 m⁻¹ (nævnt hhv. for 26. april og 3. maj). På grund af relativt ringe antal af røgfåner kunne kraftige og svage røgfåner ikke analyseres som 2 klasser.

Der er udviklet flere slags tests af hypotesen om rumlige tilfældighed (Illian et al., 2008). Hver enkel test er kun i stand til at vurdere bestemte konsekvenser af hypotesen. Ikke desto mindre vil en afvisning af hypotesen på grundlag af bare én af disse tests, herunder den her anvendte, betyde endelig afvisning. Vi forsøgte ikke at foretage yderligere analyse af den observerede klyngedannelse ("clustering") af røggivende makroporer langs drænssektionerne, da vi ikke mener der er data nok til at understøtte en sådan analyse. Den observerede klyngedannelse af røggivende porer kan (afhængigt fx af skala) være relateret til varierende regnormeaktivitet langs drænet, eller den kan være betinget af forgreninger af transportveje, der udgår fra drænet. Yderligere undersøgelser vil være påkrævet for at øge forståelse af årsagerne til klyngedannelsen.

2.2.2.4 *Kvalitativ beskrivelse baseret på farvning og udgravning*

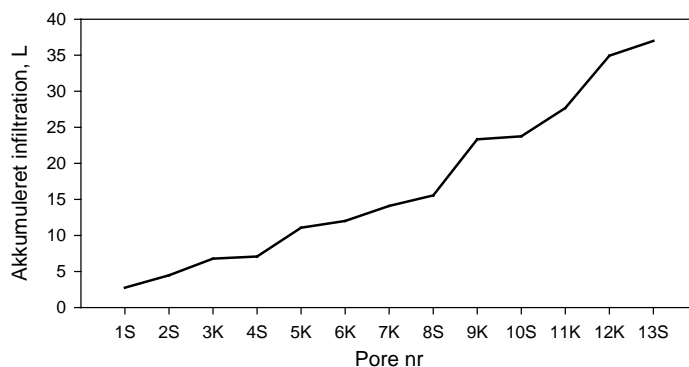
At røg visse steder kan ledes effektivt fra drænet til jordoverfladen betyder ikke nødvendigvis, at vand og forureningsstoffer meget effektivt kan transporteres den anden vej. Man kan fx forestille sig at vandet går uden om de store porer, der forbinder overfladen med drænet, og at forureningsstofferne opfanges i jordmatricen. Dette vil utvivlsomt ske, hvis tilførselsraten for vand er tilstrækkeligt lav. For at undersøge hvor galt det kan gå, og for nærmere at karakterisere de potentielt meget betydningsfulde transportveje, er der (som tidligere beskrevet) lavet forsøg med tilførsel af en vandig opløsning af Brilliant Blue direkte og under opstuvning ("ponding") til et udvalg bestående af 13 røggivende makroporer (regnormegange). En oversigt over porernes placering med tilhørende mængder af tilført farveopløsning er vist i (Figur 2-23).



FIGUR 2-23. PLACERINGS AF DE SEKS SVAGT (ÅBNE SYMBOLER) OG SYV KRAFTIGT (LUKKEDE SYMBOLER) RØGGIVENDE MAKROPORER, SOM INDGIK I EFTERÅRETS DETAILSTUDIUM. MARKERINGERNE (NUMMERERET SUCCESSIVT FRA OPSTRØMS ENDE) INDIKERER DESUDEN MÆNGDEN AF TILFØRT VAND. X-KOORDINATEN ANGIVER AFSTANDEN FRA NEDSTRØMS DRÆNUDLØB, MENS Y-KOORDINATEN ANGIVER DEN HORIZONTAL AFSTAND VINKELRET FRA DRÆNET (Y-AKSENS 0-PUNKT; NEGATIVE VÆRDIER MOD SYD). DE STIPLEDE LINJER VISER DRÆNGRØFTENS PLACERING (DRÆNET ER PLACERET TÆT PÅ GRØFTENS NORDLIGE VÆG).

Der kom ikke vand fra drænudløbet, da infiltrationsforsøgene med farvesporstof blev påbegyndt i oktober 2010, og det regnede ikke i de 4 dage, hvor forsøgene stod på. Men drænudløbet havde givet vand i ugen forinden, og der var etableret et grundvandsspejl ved udløbet, som lå højst et par cm under drænets underkant. Ved selve tilførsstederne blev der ved udgravninger efter infiltrationsforsøgene konstateret en grundvandsstand på 15-25 cm under drænets underkant.

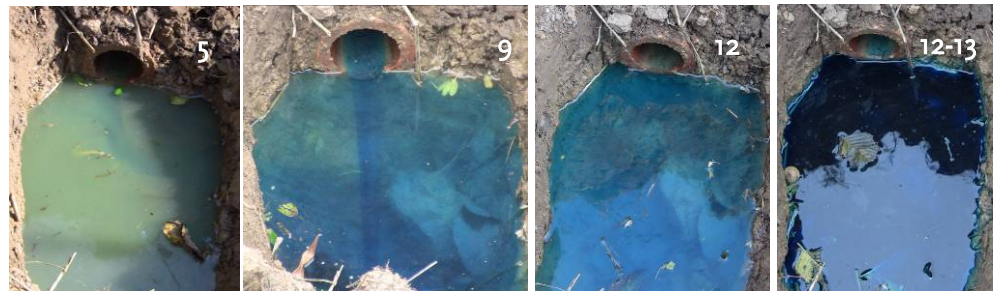
Infiltrationsforsøgene blev lavet i den rækkefølge der, er vist i Figur 2-23, dvs. startende fra opstrøms ende.



FIGUR 2-24. AKKUMULERET INFILTRATION AF FARVEOPLØSNING SOM FUNKTION AF PORE NR. I TILKNYTNING TIL PORENUMMERET ER DET INDIKERET OM POREN VAR KRAFTIGT RØGGIVENDE (K) ELLER SVAGT RØGGIVENDE (S).

De første (svage) spor af farvestof i drænudløbet blev observeret umiddelbart efter måling på pore nr. 5 placeret 31,1 m fra udløbet (Figur 2-23). På dette tidspunkt var der tilført i alt 11,1 L farveopløsning, iberegnet 4,0 L til selve pore nr. 5 (Figur 2-24). Anden og tredje gang, der med sikkerhed blev konstateret farveudstrømning (disse gang meget kraftigere), var i forbindelse med målinger ved pore nr. 9 (29,4 m fra udløbet; infiltration: 7,8 L) og 12 (28,1 m fra udløbet; infiltration: 7,3 L). Der var sammenlagt tilført hhv. 23,3 og 34,9 L farveopløsning efter de pågældende målinger. Forsøgene på pore nr. 12 og 13 blev lavet kort tid efter hinanden og det var ikke muligt at se, om nr. 13 gav et selvstændigt bidrag til farveudstrømningen. Ved inspektion af udløbet dagen efter infiltrationsmålingerne var vandet i udgravningen stærkt blåfarvet (Figur 2-25).

De 3 porer med sikker identifikation af farveudstrømning (nr. 5, 9 og 12) var alle blevet klassificeret som kraftigt røggivende. Det virkede som om udstrømningen kom som direkte respons på tilførslen af farveopløsning til de pågældende porer. Men det kan ikke udelukkes, at tidligere tilført farveopløsning enten har bidraget til udstrømningen, eller har skabt nødvendige forudsætninger for, at udstrømningen kunne finde sted.

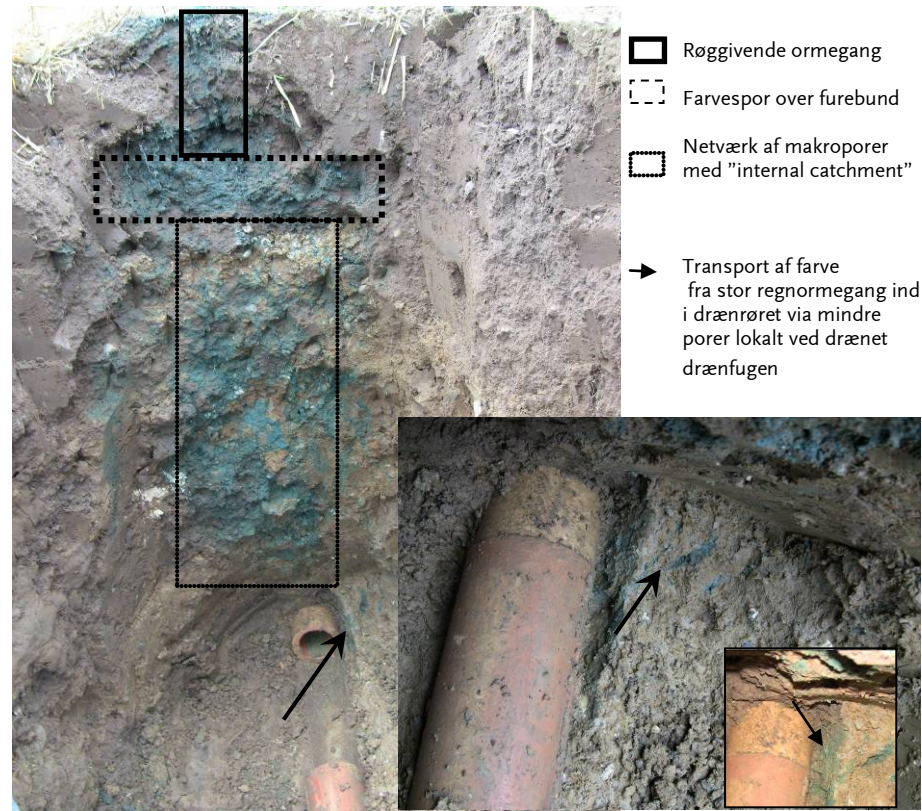


FIGUR 2-25. UDSTRØMNING AF FARVET VAND FRA DRÆNUDLØBET 27-32 M NEDSTRØMS TILFØRSELSSTEDERNE. TALLENE PÅ FIGUREN ANGIVER, HVILKE PORER DER BLEV INFILTRERET I MENS DER VAR UDLØBET. DEN KRAFTIGE FARVNING AF VANDET I FIGUREN LÆNGST MOD HØJRE ER REGISTRERET CA. 16 TIMER EFTER FARVETILFØRSEL PÅ PORERNE 12 OG 13.

Iagttagelserne viser tydeligt, at nogle af de undersøgte røggivende porer var udgangspunkt for endog særdeles effektive transportveje mellem jordoverflade og dræn. Selv meget små vandmængder (skalaen taget i betragtning) vil under uheldige omstændigheder kunne føre til forurening af drænvandet via makroporer, som forbinder overfladen med drænet.

Det var i alle tilfælde muligt at følge farvesporstoffet gennem *jordprofilens* pløjelag langs den regnormegang, hvortil stoffet var blevet tilført. Men sporene forgrenede sig typisk allerede i pløjelaget på tilsluttede rodkanaler og andre bioporer samt i flere tilfælde langs nedpløjede halmrester (fx Figur 2-26). Ved pløjesålen (eller furebunden) skete der generelt en kraftig forøgelse af farvestoffets laterale udbredelse (udbredelse: Op til ca. 40 cm). Lateral transport i poresystemer ved furebunden kan være vigtig for porekontinuiteten og dermed for transporten af sorberende forureningsstoffer fra jordoverfladen til ”sinks” som fx dræn eller dybereliggende sprækkesystemer. Den registrerede udbredelse i horisontal retning ved furebunden var således større end de 10-15 cm, som tidligere er rapporteret (fx Petersen et al., 1997a), hvilket muligvis kan hænge sammen med forskellige forsøgsmetodikker. Kraftig udbredelse af farvesporene ved pløjesålen (furebunden) medførte, at det kunne være svært med sikkerhed at

adskille farvebidrag fra individuelle porer, hvis disse lå tæt på hinanden (som det f.eks. var tilfældet ved pore nr. 3 og 4). Det gav også betydelige vanskeligheder med at lokalisere den/de væsentligste transportvej(e) for farvestoffet.



FIGUR 2-26. BILLEDER AF FARVESPOR VED MAKROPORE NR. 9. SPORNE UDGÅR FRA EN REGNORMEGANG PLACERET OVER DRÆNGRØFTEN, OG NOGLE FÅ ENDER INDE I DRÆNET VIA MINDRE MAKROPORER MED LOKAL TILKNYTNING TIL EN FARVET REGNORMEGANG. BILLEDET I NEDERSTE HØJRE HJØRNE VISER FARVEAFTEGNINGER (I REGNORMEGANG MED OVERGANG TIL RØDKANALER OG DRÆNGRØFTENS VÆG) HELT TÆT VED DEN DRÆNFUGE, HVOR FARVEN TRÆNGTE IND I DRÆNET; (BILLEDET ER TAGET MED BLITZ, HVILKET ÆNDRER PÅ FARVERNE).

I underjorden fremstod farvesporene som noget mere uensartede, om end de alle havde nær tilknytning til et netværk af blåfarvede bioporer og evt. lokale sprækker. Regnormegange dominerede den transport, der foregik over længere afstand (fra furebund til (nær) drændybde). Set ovenfra var det generelt ikke muligt at identificere de(n) regnormegang(e), som bidrog mest til transport over lang afstand mod drænet; det var nødvendigt at starte nedefra med spor ved drænet. Ved porerne 5, 9, 12 og 13 kunne sporstoffet følges helt ind i en drænfuge (se eksempler i Figur 2-26 og Figur 2-27). Dette stemmer overens med iagttagelserne af udstrømning af farvet vand fra drænet. Ved pore nr. 3 og 11 blev der fundet farvespor tæt op ad drænet (i en afstand af få cm), men ikke helt inde i en drænfuge. Inspektion af selve drænet viste ingen farve inde i drænet ved nr. 3, men derimod ved nr. 11. Det kan dermed ikke udelukkes, at der har fundet farveindtrængning sted ved nr. 11. Fem af de 6 nævnte porer (nr. 3, 5, 9, 11 og 12) var klassificeret som kraftigt røggivende, mens kun nr. 13 var klassificeret som svagt røggivende.

Ved de øvrige porer (nr. 1, 2, 4, 6, 7, 8 og 10) blev dybeste farveaftegning fundet mellem 10 og ca. 45 cm over drænet. Fem af disse (nr. 1, 2, 4, 8 og 10) var klassificeret som svagt røggivende, og ingen af porerne kunne

infiltrere mere end 3 L farveopløsning på 20 minutter, svarende til gennemsnitligt 150 mL min^{-1} . Der var altså tendens til mindre dyb farvedrængning hos porer med svag røgafgivelse.

Farvemønsteret ved pore nr. 13 adskilte sig på visse punkter fra de øvrige. Farven var med usædvanlig få forgreninger øverst trængt relativt langt ned i profilen i en regnormegang placeret uden for drængrøften (formentlig den røgførende). Mønsteret her samt mønstrene ved flere af de andre porer viser tydeligt, at ”by-pass” til nær drænet ikke er begrænset til selve drængrøften.

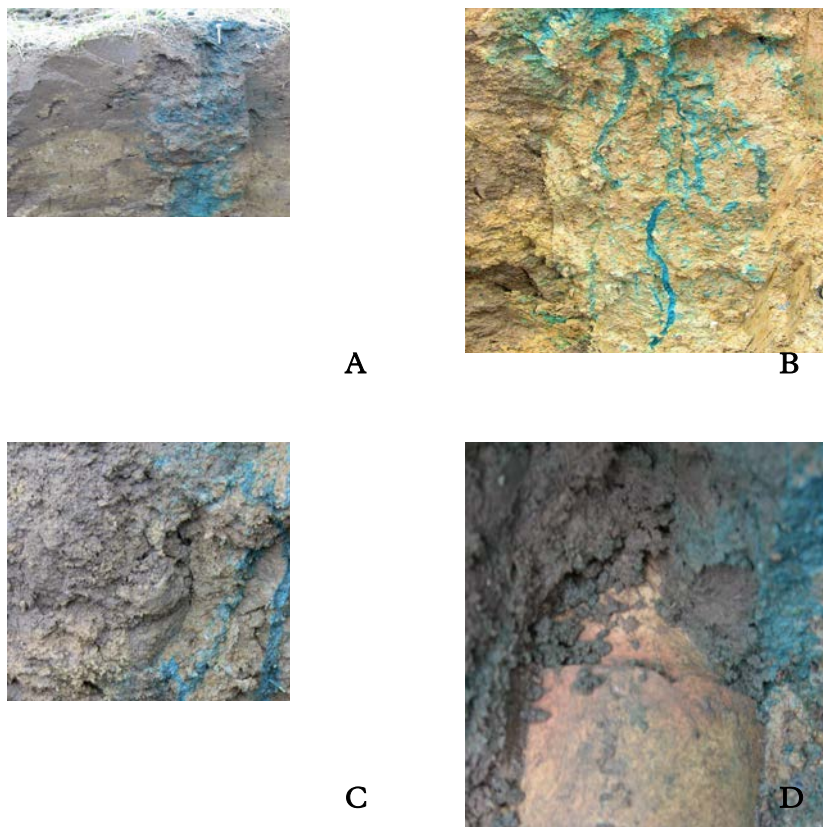
Helt tæt på drænet var ingen af de observerede farveaftegninger tilknyttet regnormegange. Der blev altså ikke fundet eksempler på farvede regnormegange, som kunne følges hele vejen til en drænfuge eller ind i drænet. Transporten af farvet vand de sidste få cm hen til drænet foregik derimod generelt i mindre poresystemer bestående af rodkanaler og/eller sprækker. Dette korrelerer med iagttagelsen, at antallet af røgfæner var lavt når grundvandsstanden stod i niveau med drænet, og at antallet steg kraftigt ved faldende grundvandsstand nær drændybden. Fra tidligere undersøgelser har vi dog klare beviser på, at regnormegange kan være ført helt ind i nedgravede tegldræn (Petersen et al., 2004). Der blev endvidere i flere tilfælde fundet refordeling af farve langs sprækker/rodkanaler på grænsen mellem drængrøften og uopgravet jord uden for drængrøften (fx ved pore nr. 9, Figur 2-26), hvilket kan være med til at øge sandsynligheden for at vandet finder porer med forbindelse til en drænfuge. Lignende observationer er rapporteret af Nielsen et al. (2010; 1011).

Det bemærkes, at selvom der i forbindelse med infiltrationsforsøg på nogle af makroporerne (specielt nr. 5, 9 og 12) kunne konstateres transport af farvestof over længere afstand i drænet efterfulgt af udstrømning fra drænet, altså transport af betydelige mængder af farvesporstof ind i drænet, ses dette ikke afspejlet i særligt kraftige farvespor ved de pågældende drænfuger. Ved en lidt mindre systematisk udgravning ville man nemt kunne overse farvesporene. Omfanget af farveaftegning i jorden giver således slet ikke noget godt billede af hvor meget farvestof der er transporteret. Farveaftegningernes fordeling og intensitet viser (ved omhyggelige udgravninger) om (og hvor) der er foregået transport og giver en indikation af mængden af lagret farvestof i jorden.

Det er endvidere bemærkelsesværdigt, at de ret omfattende farveaftegninger i jorden (illustreret med eksemplerne i Figur 2-26 og Figur 2-27) alle tager udgangspunkt i den ene store røggivende regnormegang. Denne udgør billedligt talt ”rodenden i et omvendt juletræ, som har sin største grenkrans placeret ved furebunden”. Forsøgene viser med andre ord, at den røggivende regnormegang typisk indgår i et større netværk af makroporer. Disse aktiveres under de gældende forsøgsbetingelser, hvor farveopløsningen tilføres under ”ponding”. Arealmæssigt udgør de farvede makroporer i jorden kun en lille del, og hovedparten af den synlige ophobning af farve i jorden er (under de givne betingelser) udtryk for indfangning ”internal catchment” af farveopløsning i forbindelse med forbigående strømning i makroporerne (”bypass flow”), jf Bouma (1991). Fænomenet optræder især når videre transport i en makropore forhindres/hæmmes ved enden af makroporen eller når poren på anden vis blokeres (eksempelvis af vandopstuvning). En sådan indfangning, specielt hvis den finder sted højt i profilen, kan siges at være positiv, idet yderligere nedtrængning hæmmes i matricen. ”Internal catchment” dybt i profilen tæt på drænet eller ved dyberegående

sprækkesystemer kan muligvis forøge risikoen for efterfølgende remobilisering og udvaskning. Mindre omfattende farvning i jorden (eksemplificeret med pore nr. 13) kan være forbundet med ”bypass” helt ind i drænet.

For en relativt stor andel af de kraftigt røgførende porer (5 ud af 7) kunne farvesporene således følges helt hen til eller ind i selve drænet, mens de tilsvarende tal for svagt røgførende porer kun var 1 ud af 6. Undersøgelsen understøtter således en formodning om, at kraftig røgafgivelse kan associeres med øget risiko for forurening af drænvandet med stoffer tilført på jordoverfladen.



FIGUR 2-27. FARVEMØNSTRE I FORBINDELSE MED PORE NR. 12, SOM I OVERFLADEN ER PLACERET CA. 20 CM NORD FOR DRÆNGRØFTEN (MARKERET MED GOLF-TEE PÅ DEL A). B: DELE AF SAMME PROFIL FOTOGRAFERET MED BLITZ SOM FREMHÆVER FARVEN I STORE REGNORMEGANGE OG I TILKNYTTETE RODKANALER. C: OVERGANG MELLEM FARVET REGNORMEGANG OG SPRÆKKE MED RODKANALER FÅ CM FRA DRÆNET. D: DRÆNFUGEN HVOR INDRÆNGNINGEN AF BB FANDT STED.

Det skal afslutningsvist understreges, at de observerede strømningsmønstre knytter sig til den anvendte måleteknik. Hvis eksempelvis infiltrationsforsøget havde været lavet over længere tid (> 20 min) ville der muligvis have været flere/større og specielt mere dybtgående farvespor.

2.2.2.5 Maksimal infiltrationsevne

De målte infiltrationsrater ($L/20$ min, jf. Tabel 2-7) var tydeligvis ikke normalfordelte, og der var ikke tydelige forskelle mellem observationer foretaget på forskellige tidspunkter eller på forskellige drænsektioner. Fordelingerne var højreskæve med forekomster af nogle få relativt høje værdier. Eksempelvis kunne en enkelt regnormegang med kraftig røgfane på

S3 i april 2011 infiltrerede hele 16,7 L vand i løbet af forsøgsperioden på 20 min. Det er meget almindeligt at observere sådanne fordelinger, når man måler på permeabilitetsforhold i jord, som styres af relativt få store porer, og man løser typisk problemet ved at foretage en logaritmisk datatransformation. En sådan transformation blev foretaget, hvorefter det blev undersøgt, om de logaritmerede værdier kunne betragtes som værende normalfordelte. Testen blev foretaget inden for hver af poreklasserne med hhv. kraftige (n=19), svage (n=16) og ingen (n=17) røgfåner. Hypotesen om at der forelå en normalfordeling kunne ikke afvises i noget tilfælde ($P > 0,05$).

Gennemsnitsværdier og standardafvigelse for de logaritmerede infiltrationsrater (enhed: mL min^{-1}) er angivet i Tabel 2-8. Dataene indikerer, at der kunne være forskel i infiltrationsrater mellem poreklasserne. Hypotesen at der ikke var nogen forskel mellem klasserne blev derfor testet ved parvise sammenligninger af de logaritmerede værdier inden for poreklasserne (t-tests). Hypotesen blev afvist i sammenligninger mellem porer med kraftige og svage røgfåner ($P = 1,8 \cdot 10^{-3}$) og i sammenligninger mellem porer med kraftige og ingen røgfåner ($P = 2,9 \cdot 10^{-4}$). Der var ikke signifikant forskel mellem porer med hhv. svage og ingen røgfåner ($P > 0,05$). Den estimerede middelværdi af logaritmerede infiltrationsrater (og dermed også af geometriske middelværdier) var altså større for porer med kraftig røgfångivelse end for porer med svag eller ingen røgfångivelse. De geometriske middelværdier (beregnet ved at tage antilogarithmen til gennemsnitsværdierne i Tabel 2-8) var hhv. 195, 63 og 39 mL min^{-1} for porer med kraftig, svag og ingen røgfångivelse. Dette indikerer, at bedre makroporeforbindelse mellem drænet og jordoverfladen udtrykt ved røgfångivelsen havde en kraftigt forøgende indvirkning på infiltrationsraten, mao. at drænet havde ”mærkbar” betydning som aftager af vand direkte fra overfladen (”bypass”) i forbindelse med infiltrationsforsøgene. Resultaterne understøttes af den observerede udstrømning af farvet vand fra drænene (se ovenstående).

TABEL 2-7. KUMULATIV INFILTRATION (L) MÅLT GENNEM 20 MIN MED ”PONDING” HEN OVER ÅBENTSTÅENDE REGNORMEGANGE (HHV. MED KRAFTIGE, SVAGE ELLER INGEN RØGFÅNER). DATA FRA DRÆN SEKTIONERNE S3, S4 OG S5 MÅLT I OKTOBER 2010 OG I APRIL 2011. N=ANTAL OBSERVATIONER.

	S5, oktober 2010			S3, april 2011		S4, april 2011	
	Kraftige	Svage	Ingen	Kraftige	Svage	Ingen	Kraftige
Gns.	4,04	1,45	1,30	6,23	1,92	0,93	4,37
Min-	0,94	0,30	0,23	1,83	0,29	0,15	1,32
max	7,78	2,75	3,10	16,7	4,02	3,06	6,34
n	7	6	9	7	10	8	5

TABEL 2-8. LOG_{10} -TRANSFORMERED E INFILTRATIONS RATER, $\text{LOG}_{10}(I, \text{mL min}^{-1})$ (GNS. OG STANDARDAFVIGELSE) MÅLT FOR DE TRE POREKLAS SER: PORER MED KRAFTIGE, SVAGE OG INGEN RØGFÅNER. N=ANTAL OBSERVATIONER.

	Kraftige røgfåner	Svage røgfåner	Ingen røgfåner
Gns.	2,29	1,80	1,59
Std.	0,32	0,40	0,40
n	19	16	17

Den gennemsnitlige infiltrationshastighed forventes at aftage med tiden, hvorover målingerne foretages. Det er derfor forventeligt, at hastigheden ville have været mindre, hvis målingerne var foretaget over en længere periode end de anvendte 20 min. Hvis en betydelig del af vandet, der tilføres porer med kraftig røgafgivelse, trænger direkte ind i drænet (uden om matricen), vil infiltrationshastigheden imidlertid nok ikke aftage helt så stærkt med tiden fordi drænet (modsat matricen) har næsten ubegrænset kapacitet til at modtage vandet uanset fugtighedsforholdene. Det er derfor sandsynligt, at man vil kunne finde større forskel mellem poreklasserne ved at foretage infiltrationsmålingerne over længere tid. Omvendt vil forskellen nok være mindre, hvis målingerne foretages i tør jord med høj infiltrationsevne i matricen.

Den gennemsnitlige infiltrationsrate for alle målinger ($n=35$) var 174 mL min^{-1} . Dette tal er sammenligneligt med hvad der tidligere er rapporteret for åbentstående makroporer (regnormegange) ved dræn placeret i 60 cm dybde (128 mL min^{-1} , 0-20 min, $n=20$; Shipitalo og Gibbs, 2000) baseret på en lidt anden måleteknik. Shipitalo og Gibbs målte infiltrationsevne ved at hælde vand direkte ind i makroporeåbningen, mens de aktuelle målinger er foretaget på et lille areal (28 cm^2) centreret omkring poren. Shipitalo og Gibbs målte også infiltrationsevnen på sammenlignelige regnormegange placeret væk fra drænet, hvor de fandt en gennemsnitsværdi på 62 mL min^{-1} ($n=18$). Shipitalo og Gibbs' resultater tyder mao. på at tilstedeværelsen af dræn kan have indflydelse på infiltrationsevnen målt i enkeltporer. Samme fortolkning kan anlægges på resultater fra nærværende arbejde med den tilføjelse, at forbindelsen (kraftigt, svagt eller ikke røggivende) også har væsentlig betydning. Den højeste infiltrationsevne målt af Shipitalo og Gibbs var 353 mL min^{-1} , hvilket er knap 3 gange lavere end maksimumværdien målt i den aktuelle undersøgelse ($17,7 \text{ L (20 min)}^{-1}$ svarende til 835 mL min^{-1}).

Shipitalo og Gibbs (2000) dokumenterede, at der var højere infiltrationsrater i drænforbundne porer (røggivende) end i ikke drænforbundne porer (ikke røggivende). Men data for de ikke røggivende porer er ikke direkte sammenlignelige i de to studier, fordi de i det aktuelle studie er opnået over dræn, mens Shipitalo og Gibbs målte flere meter fra drænet. Shipitalo og Gibbs skelnede desuden ikke mellem porer med kraftig og svag røgafgivelse. Resultaterne i nærværende undersøgelse indikerer at der bør skelnes mellem kraftige og svage røgfæner.

Shipitalo og Gibbs (2000) fandt indikation på, at infiltrationsraten faldt med den horisontale afstand til drænet. Vi kunne ikke se tegn på en sådan trend i vore data, muligvis fordi vore infiltrationsrater alle blev målt inden for en afstand af 50 cm fra drænet, hvilket ikke giver noget godt grundlag for at undersøge en evt. afhængighed af afstanden. Afstanden til drænet var ikke systematisk forskellig mellem de poreklasser, som indgik i den aktuelle undersøgelse. I noget større måleskala (målefelt: $0,79 \text{ m}^2$) har Messing og Wesström (2006) på svær lerjord fundet markant højere maksimal infiltrationsevne over drængroften (op til ca. 600 mm time^{-1}) end midtvejs mellem drænene (op til ca. 130 mm time^{-1}). I disse undersøgelser blev infiltrometrene anbragt hhv. oven på furebunden (med afgraved ca. 20 cm pløjelag) og i underjorden (med fjernelse af det øverste 35-45 cm jordlag).

2.2.3 Tilbageholdelse og udvaskning af bromid og Brilliant Blue

2.2.3.1 Jordens volumenvægt samt vandindhold ved prøvetagning

Opskæringen af de store jordcylindre i relativt klart definerede og ens længder efterfulgt af vejning af jorden i fugtig og tør tilstand giver basis for bestemmelse af profiler af jordens volumenvægt samt (som en slags kontrol) jordens vandindhold ved prøvetagningen. Disse resultater er vist i Tabel 2-9 og Figur 2-28. Det fremgår, at den gennemsnitlige volumenvægt varierede mellem 1,54 og 1,77 g cm⁻³. Volumenvægten i dybderne 0-9 cm og 30-40 cm var signifikant højere for prøvelokaliteten over drænet end for de øvrige lokaliteter. Da jordoverfladen ikke er helt jævn vil der forventeligt være større usikkerhed på opskæringen af den øverste prøve (0-9 cm) end på de efterfølgende (afspejles dog ikke i målte standardafvigelse), og forskellen målt i det øverste jordlag kan således være udtryk for en (systematisk) fejl lavet i forbindelse med opskæringen. Værdien 1,70 g cm⁻³ målt øverst over drænet er under alle omstændigheder overraskende høj, mens alle øvrige værdier ligger nogenlunde på niveau med, hvad der tidligere er målt på marken (Petersen et al. 2004). Der var ikke synlige hjulspor ved drænet, og arealet dyrkes i øvrigt med faste kørespor lagt uden for området ved drænet for at undgå pakning. Alligevel kan det ikke helt udelukkes, at jorden øverst ved drænet er blevet komprimeret i forbindelse med færdsel efter pløjningen.

Forskellene i volumenvægt mellem området ved drænet og de øvrige områder registreret i 30-40 cm dybde, som understøttes af lignende tendenser i 24-30 cm dybde, er formentlig reelle. Det bemærkes, at gennemsnitsværdierne (inden for prøvelokaliteter) var ens på 2. decimal i de nederste 2 dybder, hvilket er tilfældigt. Over drænet (lokalitet I) stammer hovedparten af jorden i disse to nederste dybdeintervaller fra drængroften, og jorden repræsenterer derfor en opblandet tekstur, i modsætning til jorden fra de andre lokaliteter. Teksturen er ikke målt i prøverne, men det er sandsynligt at den opblandede jord indeholder mere ler, idet lerindholdet generelt er højere under 40 cm end over 40 cm (Petersen et al., 2004). Højere volumenvægt med højere lerindhold er i overensstemmelse med helt grundlæggende erfaringer fra uforstyrret jord, se fx værdier i den danske profildatabase (Styczen et al., 2004). Omvendt er resultatet ikke i overensstemmelse med resultater refereret i Jacobsen og Helweg (2003) og i Jacobsen og Kjær (2007), herunder resultater fra en dansk undersøgelse af en østjysk morænelerjord med et 50 år gammelt drænsystem. I den danske undersøgelse (baseret på alt 17 prøver under pløjelaget, 8 udtaget i drængroften over drænet og 9 udtaget uden for drængroften) var der ikke nogen sikker forskel på volumenvægtene, om end der var tendens til lavere volumenvægt i drængroften. Jacobsen og Kjær (2007) konkluderer, at volumenvægten vil være lavere i drængroften lige efter etablering af drænsystemet og at forskellen vil mindskes over tid (især hvis volumenvægten er lav i den uforstyrrede jord). Nærværende undersøgelse viser, at volumenvægten kan være højere i dele af drængroften sammenlignet med tilsvarende niveau i den uforstyrrede jord, selv i en jord med relativt høj volumenvægt i den uforstyrrede jord. Høj volumenvægt i drængroften vil (alt andet lige) virke begrænsende for vandtransport i matricen og derfor fremmende for makroporestrømning. Jorden i pløjelaget er blevet flyttet rundt og blandet, og opgravningen i forbindelse med dræningsarbejdet har derfor næppe indflydelse på den tekstur, der kan måles i pløjelaget i dag.

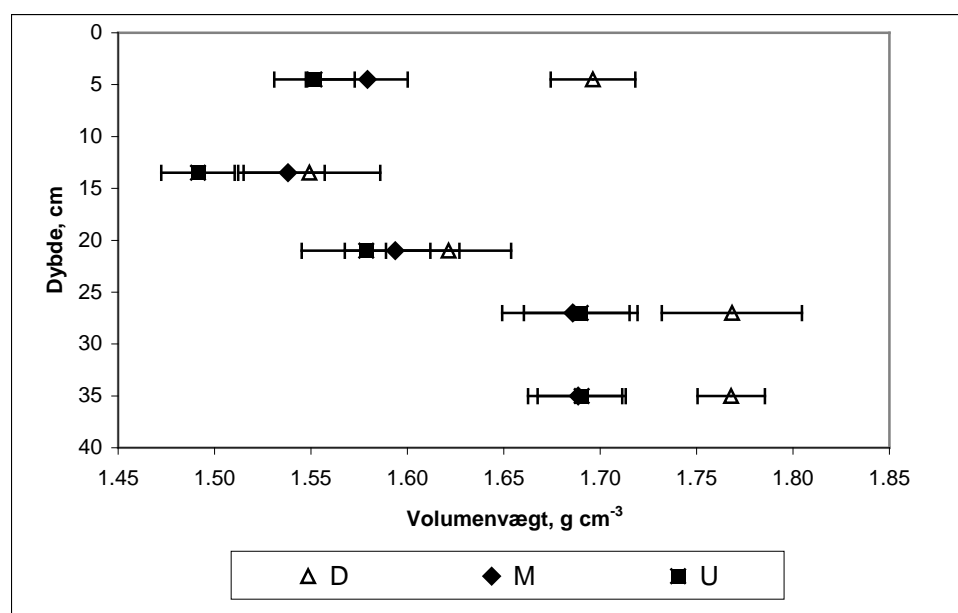
Volumenvægten vokser generelt med dybden for dybder over 9 cm (Figur 2-28). Baseret på sammenligninger mellem nabolag (t-tests) sker der signifikante forøgelser af volumenvægten mellem lagene 9-18 cm og 18-24 cm, samt mellem lagene 18-24 cm og 24-30 cm. Dette stemmer overens med

iagttagelser gjort i forbindelse med opskæring af jordkolonnerne, at furebunden (lavet ved seneste pløjning) generelt var at finde i jordlaget 18-24 cm, og at (i det mindste dele af) laget 24-30 cm havde karaktertræk som en pløjesål (kompakt pladeformet struktur).

TABEL 2-9. OVERSIGT OVER VOLUMENVÆGT SAMT VANDINDHOLD VED PRØVETAGNING (GENNEMSNIT OG STANDARD AFVIGELSER) MÅLT I FORSKELLIGE DYBDER FOR TRE PRØVELOKALITETER (D, M OG U). ANTALLET AF PRØVER (N) VAR 23 FOR D OG 20 FOR M OG U. FORSKELLIGE BOGSTAVER HÆFTET PÅ VOLUMENVÆGT ELLER VOLUMENVÆGTENS STANDARDAFVIGELSE INDEN FOR ET LAG (DYBDEINTERVAL) ANGIVER, AT VÆRDIERNE VAR SIGNIFIKANT FORSKELLIGE ($P < 0,05$).

Dybde, cm	Prøvelokalitet [§]	Volumenvægt, g cm ⁻³		Vandindhold, cm ³ cm ⁻³	
		Gns.	Std.	Gns.	Std.
0-9	D	1,70 a	0,10 a	0,31	0,03
	M	1,58 b	0,14 a	0,29	0,03
	U	1,55 b	0,10 a	0,29	0,02
9-18	D	1,55 a	0,09 a	0,28	0,02
	M	1,54 a	0,10 a	0,28	0,05
	U	1,49 a	0,16 b	0,28	0,03
18-24	D	1,62 a	0,16 a	0,29	0,06
	M	1,59 a	0,12 a	0,29	0,03
	U	1,58 a	0,15 a	0,30	0,04
24-30	D	1,77 a	0,14 a	0,28	0,03
	M	1,69 a	0,16 a	0,30	0,03
	U	1,69 a	0,16 a	0,30	0,07
30-40	D	1,77 a	0,11 a, b	0,30	0,02
	M	1,69 b	0,12 a	0,29	0,03
	U	1,69 b	0,08 b	0,27	0,04

[§] D: UDTAGET OMKRING KRAFTIGT RØGGIVENDE MAKROPORE OVER DRÆNET. M: UDTAGET OMKRING IKKE-RØGGIVENDE MAKROPORE FLERE METER FRA DRÆNET. U: UDTAGET PÅ AREALER UDEN SYNLIGE MAKROPORER FLERE METER FRA DRÆNET.



FIGUR 2-28. GRAFISK AFBILDNING AF VOLUMENVÆGT MÅLT I FORSKELLIGE DYBDER PÅ DE TRE KOLONNETYPER D: OMKRING KRAFTIGT RØGGIVENDE MAKROPORE OVER DRÆNET. M: OMKRING IKKE-RØGGIVENDE MAKROPORE FLERE METER FRA DRÆNET. U: AAREALER UDEN SYNLIGE MAKROPORER FLERE METER FRA DRÆNET. GENNEMSNITSVÆRDIER MED ANGIVELSE AF STANDARDFEJL.

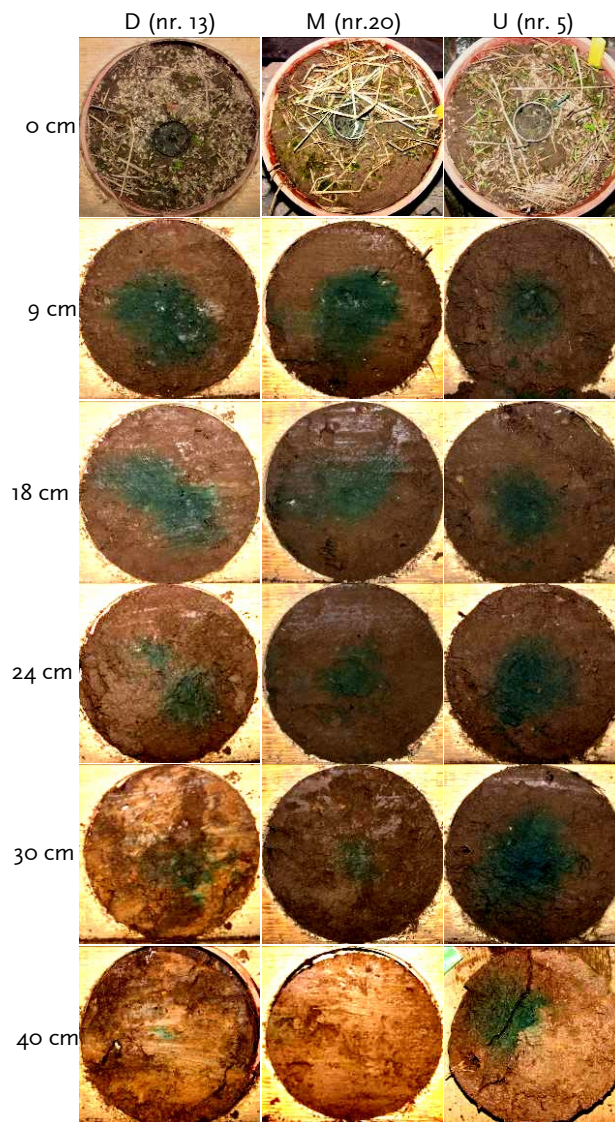
Det gennemsnitlige relative vandindhold ved prøvetagning opgjort inden for dybdeintervallerne varierede mellem 0,27 og 0,31 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ med forholdsvis lille variation mellem lokaliteter og dybdeintervaller. Værdierne ligger nogenlunde som forventet baseret på en forventning om at vandindholdet bør ligge tæt på markkapacitet. Der er måske en tendens til lavere vandindhold i 30-40 cm dybde på lokaliteten U, hvilket kan indikere en lidt grovere tekstur. Det gennemsnitlige absolutte vandindhold opgjort for hele kolonner (0-40 cm) var for D: 8,09 kg, for M: 7,97 kg og for U: 7,77 kg. Værdien for D var svagt signifikant højere end værdien for U ($P=0,023$), hvilket vil sige at D-kolonnernes gennemsnitlige vandindhold formentlig var ca. 320 g højere end U-kolonnernes vandindhold.

2.2.3.2 *Brilliant Blue i jorden*

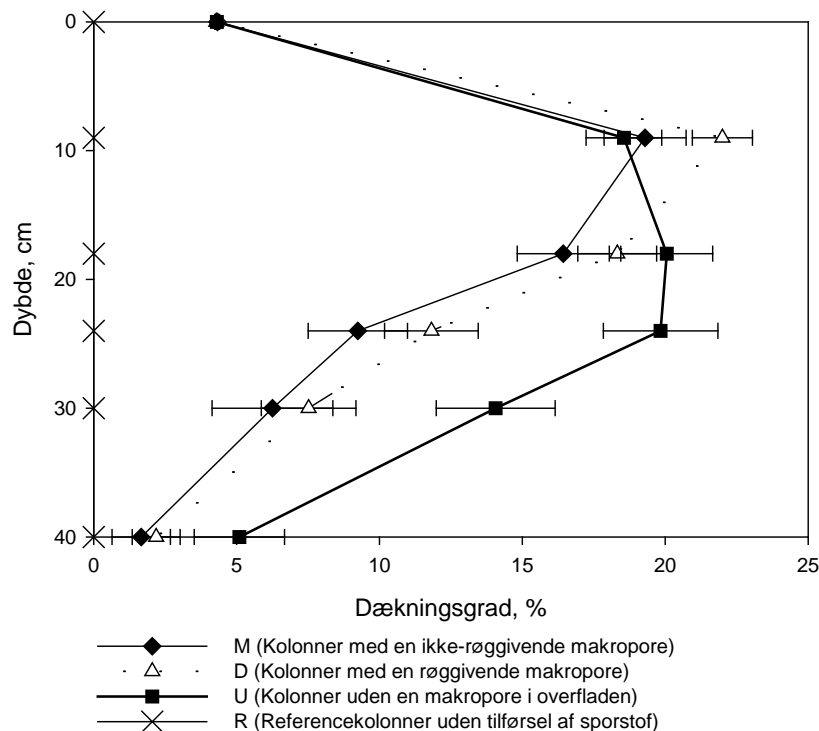
Alle snitflader i jordkolonnerne samt bund og top blev fotograferet i forbindelse med prøvehåndteringen (på nær i enkelte tilfælde, hvor teknikken svigtede). Eksempler på fladernes udseende er vist i Figur 2-29, mens billeder af alle fotograferede flader er dokumenteret i bilag A. Det fremgår, at der kun blev efterladt meget lidt farvestof på jordoverfladen. Dybere i kolonnen fordeler farven sig i matricen, typisk i et (eller flere) større eller mindre, centralt placerede områder. Området dækket af farve kunne både vokse og aftage med dybden. I 40 cm dybde var der meget ringe farvedækning i kolonner med centralt placerede makroporer (D og M), mens dækningsgraden generelt var noget større i kolonner uden makroporer (U).

I forbindelse med opskæringsarbejdet blev det noteret hver gang der optrådte spor af blåt farvestof på kanterne, hvilket indikerer lateral udstrømning. Der var helt generelt kun ganske få og små farvespor ved kanterne, dvs. at praktisk taget al farvet jord var at finde i de centrale områder af søjlerne. Når man medregner selv de mindste farvespor blev der fundet farve ved kanten i hhv. 9, 8 og 9 tilfælde for hhv. M, D og U kolonner.

Dermed var strømningmønstrene markant anderledes (langt mere afgrænsede) end de mønstre, som blev fundet i forbindelse med infiltrationsforsøgene (se fx Figur 2-26). Forskellen tilskrives forsøgsbetingelserne (naturlig nedbør over lang tid ved kolonneforsøgene hhv. ”ponding” over kort tid ved infiltrationsforsøgene).



FIGUR 2-29. FOTOS AF KOLONNETVÆRSNIT FRA FORSKELLIGE DYBDER TAGET I FORBINDELSE MED OPSKÆRINGEN AF 3 KOLONNER, ÉN FRA HVER AF DE TRE KOLONNETYPER D, M OG U (NUMRENE ANGIVER KOLONNENS LØBENUMMER SOM ANGIVET I BILAG A).



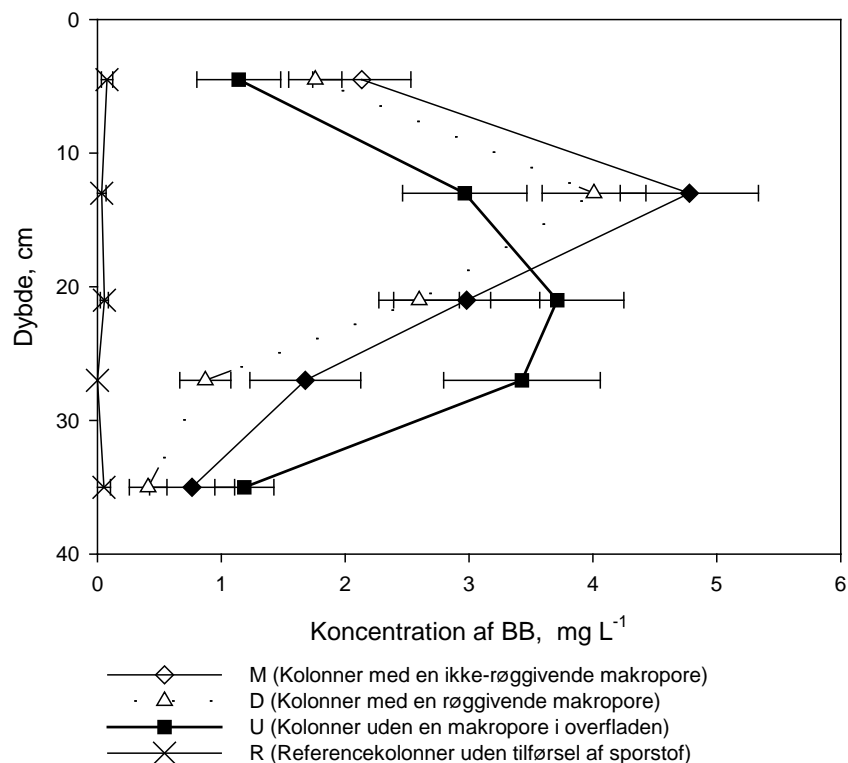
FIGUR 2-30. DÆKNINGSGRAD MED FARVE PÅ SNITFLADER I FORSKELLIG DYBDE BESTEMT FOR DE FORSKELLIGE KOLONNETYPER (D, M, U OG R). GENNEMSNITSVÆRDIER MED ANGIVELSE AF STANDARDFEJL.

Opmålt farvedækningsgrad (% af snitfladen med synlige farvespor) er vist som funktion af jorddybde i Figur 2-30. På overfladen af alle kolonner med farvetilførsel var dækningsgraden ca. 4,3 %. Denne værdi svarer til det areal, som stålingen med Brilliant Blue dækker. Mellem overfladelaget og 9 cm dybde voksede farveudbredelsen til ca. 19 - 22 %. Herfra faldt dækningsgraden i kolonnetyperne D og M med dybden, mens dækningsgraden i type U først begyndte at falde fra ca. 24 cm dybde. I bunden (40 cm dybde) var der højere dækningsgrad i kolonnetype U end i de øvrige typer.

I forbindelse med opskæringen blev det vurderet, om registreret farveudstrømning ved bunden af de enkelte kolonner var stærkt afgrænset til distinkte makroporer (defineret ved at farven skulle ligge omkring en makropore og at dækningsgraden i hvert tilfælde udgjorde mindre end 1% af overfladelaget), eller om farvemønstret var knyttet til større områder inkluderende både matrix og makroporer. Blandt samtlige kolonner med registreret farveudstrømning var andelen med farveudstrømning knyttet til distinkte makroporer højere for kolonner af type D (95%) end for kolonner af type M (30%) og type U (53%). Der blev (som ventet) ikke registreret farve fra Brilliant Blue ved opskæring af referencekolonnerne (type R).

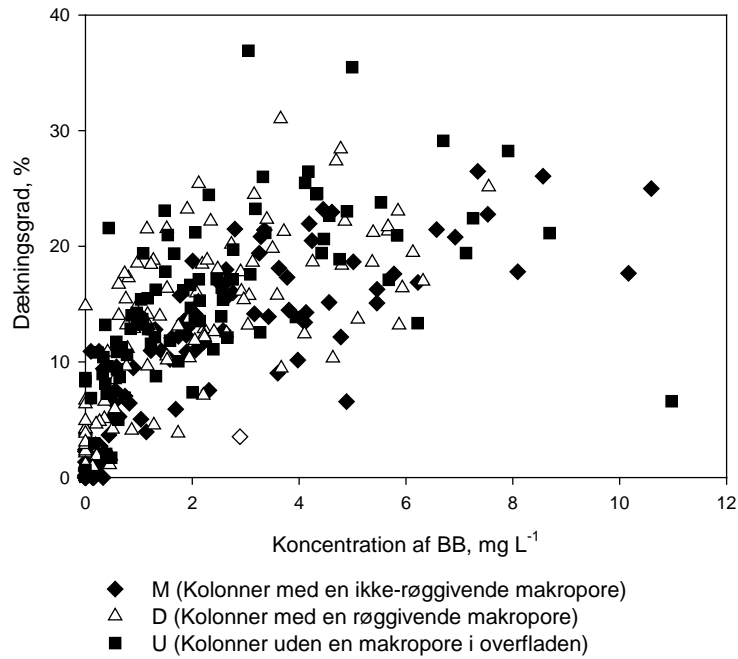
Koncentrationsprofiler af Brilliant Blue målt i ekstrakter af jorden er vist i Figur 2-31. Mønstret følger generelt mønstret i dækningsgraden bestemt ved billedanalysen (Figur 2-30). Billedanalysen er baseret på 6 flader, mens koncentrationsmålinger er foretaget på 5 jordlag. Generelt for alle kolonnetyperne D, M og U ses der relativt høje koncentrationer et sted midt i

kolonnen. For kolonner uden en makropore i overfladen (type U) synes koncentrationerne generelt at være lavere i den øverste del, mens det modsatte synes at være tilfældet i den nederste del af kolonnerne.

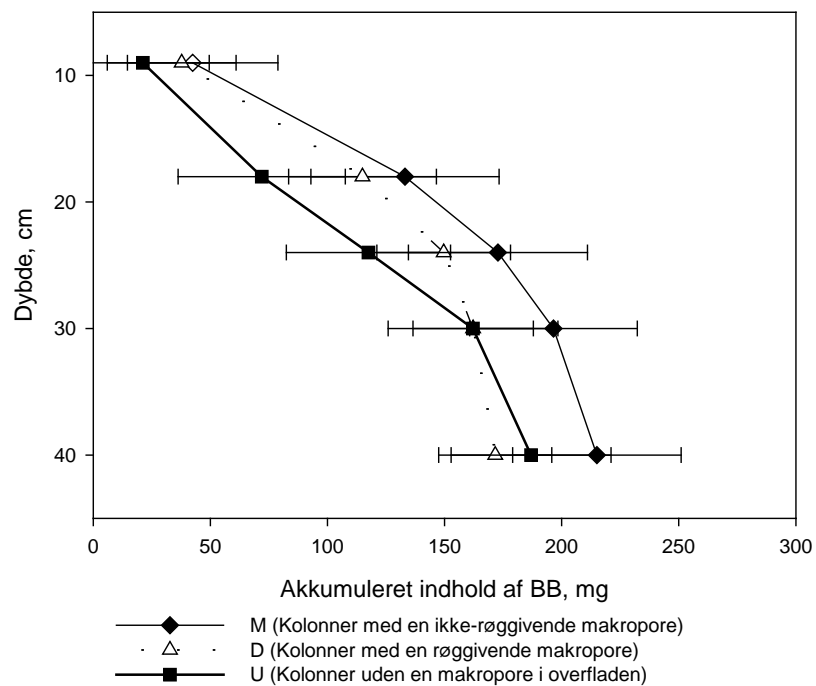


FIGUR 2-31. KONCENTRATIONSPROFILER FOR BRILLIANT BLUE (BB) MÅLT I EKSTRAKTER FRA JORD I DE FORSKELLIGE KOLONNETYPER (M, D, U OG R). KONCENTRATIONERNE ER AFBILDET MIDT I DE UNDERSØGTE LAG. GENNEMSNITSVÆRDIER MED ANGIVELSE AF STANDARDFEJL.

Selvom der ved billedanalysen kun skelnes mellem områder hvor farven er synlig og hvor den ikke er synlig, ses der en ret klar sammenhæng, når koncentrationen af Brilliant Blue sammenholdes med dækningsgraden (gns. af dækningsgrader bestemt på jordlagets 2 endflader) (Figur 2-32). Figuren viser, at koncentrationen af farvestoffet normalt er høj når dækningsgraden er høj. Endvidere viser figuren, at man kan regne med at koncentrationen er meget lav ($<0,5 \text{ mg L}^{-1}$), når der ikke er synlige farveaftegninger på jorden. Der er tidligere lavet succesfulde forsøg på at kvantificere jordens indhold af Brilliant Blue ved hjælp af billedanalyse under strengt standardiserede betingelser; her indgår der flere parametre end blot dækningsgraden (Ewing og Horton, 1999; Forrer et al., 2000).



FIGUR 2-32. DÆKNINGSGRAD MED BRILLIANT BLUE (GNS. AF DÆKNINGSGRADER MÅLT PÅ ENDEFLADERNE) SOM FUNKTION AF MÅLT KONCENTRATION AF STOFFET (BB) I EKSTRAKTER FRA JORDI DE FØRSKELLIGE KOLONNETYPER (M, D OG U). SAMTLIGE MÅLEDATA OPDELT PÅ KOLONNETYPER.



FIGUR 2-33. AKKUMULERET INDHOLD AF BB I EKSTRAKTER AF JORDEN REGNET FRA JORDOVERFLADEN (GENNEMSNITSVÆRDIER OG STANDARDFEJL).

Når ekstrakternes indhold af Brilliant Blue (mg) akkumuleres fra jordoverfladen og nedefter (Figur 2-33) genfindes tendenserne fra Figur 2-31, at nederste jordlag bidrager forholdsvis lidt til søjlernes samlede indhold af BB. Der er ikke nogen sikker forskel på BB-indholdet mellem de forskellige kolonnetyper. Akkumulerede gennemsnitsværdier ved bunden i 40 cm dybde er for D: 172 mg, for M: 215 mg og for U: 187 mg. Dvs. at det kun er en meget lille del af de tilførte 5000 mg af farvesporstoffet, som genfindes i prøveekstrakterne.

Brilliant Blue adsorberer på faste jordpartikler (især på lerfraktionen), og en væsentlig del af stoffet fastholdes derfor på jordens faste fase i forbindelse med vandbevægelsen og prøveekstraktionen. Ved lave farvekoncentrationer i væskefasen (som i nærværende undersøgelse) kan adsorptionen på den faste fase beskrives ved en lineær fordelingskoefficient (K_d -værdi) (German-Heins og Flury, 2000). Massen af farvestof på den faste fase (m_f) kan estimeres ud fra indholdet i væskefasen (m_s), hvis man kender K_d og antager, at der er ligevægt mellem faserne ved ekstraktionen:

$$m_f = 0,5K_d m_s$$

hvor K_d angives i enheden $L \cdot kg^{-1}$. Det samlede indhold af BB bliver derfor

$$m_f + m_s = m_s(1 + 0,5K_d)$$

K_d -værdier for de aktuelle jordprøver og Brilliant Blue er ikke blevet bestemt i projektet, og der foreligger ikke tidligere måleværdier for Rørrendegård-jorden. For at estimere mængden af Brilliant Blue på den faste fase må der derfor bruges litteraturværdier for nogenlunde tilsvarende jord.

Perillo et al. (1998) målte K_d -værdier for Brilliant Blue i jord fra 3 horisonter ved 3 forskellige ligevægtstider (1, 3 og 24 timer). Som forventet voksede K_d med voksende rystetid, men effekten var relativt beskeden. Effekten på K_d af at reducere rystetiden fra 24 til 3 timer var således maksimalt 31%. Ved at bruge K_d -værdier fra litteraturen (typisk baseret på rystning gennem 24 eller 48 timer) kombineret med ligevægtstider på 3 timer (anvendt ved vore målinger) vil man sandsynligvis i mindre grad overvurdere koncentrationen på den faste fase.

Brilliant Blue optræder (ved normale pH-forhold) i overvejende grad som en divalent anion, og stoffet protoniseres gradvist ved faldende pH (pKa-værdier: 5.83 og 6.58). Dvs. at man for adsorption domineret af elektrostatisk vekselvirkning kunne forvente voksende K_d -værdi med aftagende pH som følge af aftagende frastødning fra de negativt ladede lerminerale. En sådan tendens er fundet af German-Heins og Flury (2000), men ikke af Ketelsen og Meyer-Windel (1999).

Målinger af K_d -værdier inden for det relevante koncentrationsområde (ca. 0-15 $mg \cdot L^{-1}$, jf. bilag C) er foretaget af Flury og Flühler (1995), Perillo et al. (1998) samt German-Heins og Flury (2000). Målingerne af German-Heins og Flury er foretaget på 2 ekstremt siltholdige jorde (hhv. 61 og 72% silt) og én ekstremt sandet jord (96%), hvorfor vi ser bort fra disse. En af de 3 jorde der indgår i Flury & Flühlers undersøgelse er ligeledes ekstremt sandet (97%) og udelades. Endvidere repræsenterer 2 af 3 jorde undersøgt af Perillo et al. underjorde (B₁ og C-horisonter) som (praktisk taget) ikke indgår i vore kolonner. Derved resterer der 3 relevante jorde med målte K_d -værdier på hhv.

3,00, 5,78 og 4,34 L kg⁻¹. De 2 første værdier er målt af Flury og Flühler (1995), mens den sidste er målt af Perillo et al. (1998). Vi vælger som udgangspunkt at foretage vore beregninger i kapitel 6 med ”medianværdien”, dvs. $K_d=4,34 \text{ L kg}^{-1}$.

Massebalancer for Brilliant Blue baseret på ovennævnte 3 K_d -værdier (gennemsnitsberegninger for de 3 kolonnetyper) er vist i tabel Tabel 2-10. Selv under antagelse af den højeste K_d -værdi genfindes højest ca. 17 % af det tilførte farvesporstof (for kolonnetype M, gennemsnitsværdi). Beregningerne overvurderer måske genfindingen en smule (jf. foranstående), da K_d -værdierne er målt med lange rystetider (24 el. 48 timer). Der mangler mao. (i gennemsnit) mindst ca. 83% af det tilførte farvestof.

Farvestoffet nedbrydes generelt kun langsomt under aerobe forhold. Flury og Flühler (1994) refererer forsøg med biokemisk eller biologisk nedbrydning af Brilliant Blue i slam, hvor kun 5% blev nedbrudt i løbet af 10 døgn. I samme forsøg fandt man noget højere nedbrydningsrater under anaerobe forhold (25 % nedbrudt i løbet af 6 døgn). Det har ikke været muligt at finde måleværdier for nedbrydningsrater under aerobe forhold i jord (A_p -horisonter). Men da jordtemperaturen i vores undersøgelse var relativt lav i hele perioden, er nedbrydning næppe den eneste årsag til, at genfindingen var lav. Data tyder mao. på, at en væsentlig del af det tilførte farvesporstof er blevet transporteret igennem kolonnerne.

Ovennævnte konklusion er ikke specielt følsom over for valget af K_d -værdi. Mængden af Brilliant Blue målt i jordekstrakten varierer nemlig som det vil være fremgået meget mellem kolonnerne, og kolonner med høje mængder sætter en øvre teoretisk grænse for, hvor høj K_d -værdien kan være. Hvis K_d mere end fordobles i forhold til forventningen (4,34 L kg⁻¹) vil der være eksempler på kolonner, hvor genfindingen overstiger 100% af den tilførte mængde (se afsnit 3.1). Med en K_d -værdi på 10 L kg⁻¹ genfindes (i gennemsnit) højst 26% af det tilførte farvesporstof (gældende for kolonner af type M).

TABEL 2-10. MASSEBALANCEBEREGNINGER FOR BRILLIANT BLUE VED FORSKELLIGE LITTERATURVÆRDIER FOR K_d . GENNEMSNIKTAL FOR DE 3 KOLONNETYPER (D, M OG U)

Kolonne- type	K_d L kg ⁻¹	I vand- fase, mg	På fast fase, mg	I alt mg	% ^s	Mangler i kolonnen, % ^s
D	3,00	172	258	430	9	91
	4,34	172	373	545	11	89
	5,78	172	497	669	13	87
M	3,00	215	323	538	11	89
	4,34	215	467	682	14	86
	5,78	215	621	836	17	83
U	3,00	187	281	468	9	91
	4,34	187	406	593	12	88
	5,78	187	540	727	15	85

^s % AF DEN TILFØRTE MÆNGDE (5,00 G)

Udbringningsmåden for sporstofferne bevirkede, at bromid var i tæt kontakt med den fugtige jordoverflade, mens det meget lettere farvestof lå i et lag oven på jorden. Forsøgsfelterne blev besigtiget 2 dage efter udbringningen på førstedagen efter den første regn. Der var på dette tidspunkt faldet i alt 4,5 mm regn efter udbringningen. Her blev det noteret, at stort set al sporstof var forsvundet fra jordoverfladen på alle forsøgsfelter, dvs. var trængt ind i jorden. Brilliant Blue FCF har en opløselighed på 200 kg m⁻³ (Flury og Flühler, 1995). Derfor skal der mindst 5,00g/(200 g L⁻¹) = 25 cm³ regnvand til at opløse det

udbragte farvestof. Fordelt på arealet inden for stålringen med farvestoffet (diameter = 6,0 cm) svarer det til en regnmængde på $(25 \text{ cm}^3/28,3 \text{ cm}^2) = 8,8$ mm. Dvs. at farvestoffet var forsvundet fra overfladen, men at højst ca. halvdelen kunne være transporteret i opløst form, sandsynligvis langt mindre. Det er derfor sikkert, at der er trængt partikler af uopløst farvestof ind i jorden, stof der kun i ringe grad binder til jorden eller trænger ind i de mindre porer, og som derfor i ekstra høj grad vil være udsat for flytning med forbigående vandstrømning. Det er derfor sandsynligt, at betydelige mængder af farvestoffet er transporteret relativt langt ned i jorden i uopløst form med den første regnhændelse. Under sådanne forhold vil transporten af Brilliant Blue ikke kunne bestemmes ud fra stoffets adsorptionsegenskaber.

2.2.3.3 Bromid i jorden

Der var ikke sikre forskelle mellem kolonnetyperne på basis af målt gennemsnitligt bromidindhold i ekstrakter fra jorden (Figur 2-34 og Tabel 2-11). Bromidkoncentrationen er udtrykt med enheden mg kg^{-1} (ovntør jord), idet det antages at al bromiden ekstraheres fra faste jordbestanddele i forbindelse med ekstraktionen. Da der ved ekstraktionen er anvendt masseforholdet 2 mellem vand og jord, fås koncentrationen målt i ekstrakterne (mg L^{-1}) ved at dividere værdierne i Figur 2-34 og Tabel 2-11 med 2. De anførte koncentrationer forventes med andre ord at repræsentere al den bromid, som findes i kolonnerne.

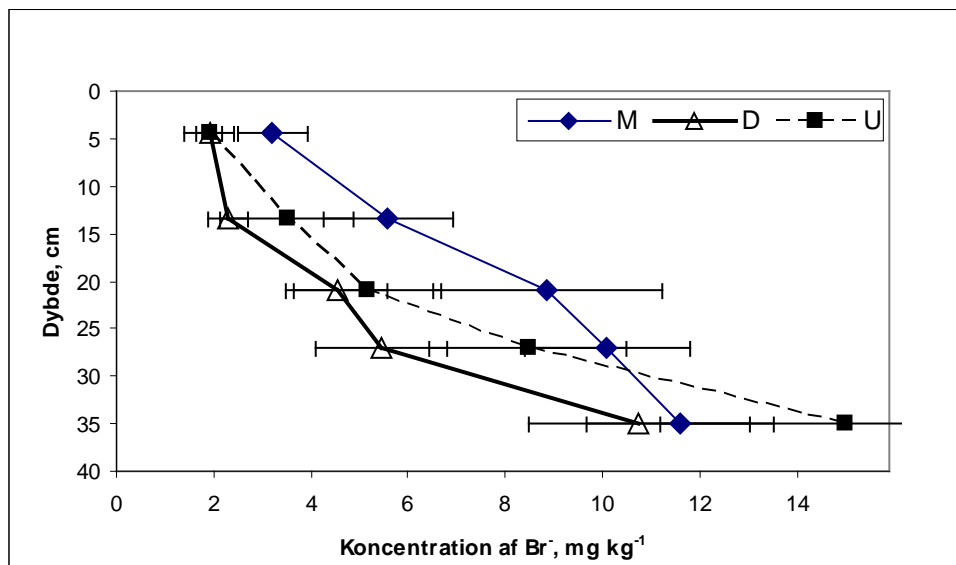
I de 3 øverste dybder var der tendens til højere gennemsnitligt bromidindhold i M-kolonnerne end i de øvrige kolonnetyper, mens der i nederste jordlag var tendens til at kolonner uden makroporer generelt havde det højeste bromidindhold. Men der knytter sig en betydelig usikkerhed til gennemsnitsværdierne, som det fremgår af de viste standardfejl i figuren. Det fremgår af Tabel 2-11, at variationskoefficienten estimeret ved standardafvigelse divideret med gennemsnit ofte var af størrelsesordenen 100 %.

Koncentrationsprofilerne vist i Figur 2-34 er forskellige fra lignende profiler for Brilliant Blue (Figur 2-31). Hvor Brilliant Blue koncentrationerne generelt har en maksimumværdi et sted i kolonnerne, vokser de gennemsnitlige bromidkoncentrationer monotont med dybden. Forskellen afspejler, at en større andel af Brilliant Blue adsorberes på jordens faste fase, og at transporten af Brilliant Blue derved forsinkes i forhold til transporten af bromid.

Gennemsnitlige akkumulerede masser af bromid i de forskellige kolonnetyper regnet fra overfladen er vist i Figur 2-35. Ligesom for koncentrationsværdierne knytter der sig en betydelig usikkerhed til sumkurverne, og der er ikke sikre forskelle mellem kolonnetyper. Der er tendens til at der er genfundet mest bromid i kolonner af typen M og mindst i kolonner af typen D.

Akkumulerede gennemsnitsværdier ved bunden i 40 cm dybde er for D: 244 mg, for M: 349 mg og for U 321 mg. Selv når usikkerheden tages i betragtning er det altså (ligesom det var tilfældet for BB) kun en lille del af det tilførte stof (3,36 g) som tilbageholdes i jorden over 40 cm. I forhold til tilførslen svarer de fundne mængder til (for D): 7 %, (for M): 10 % og (for U): 10 %. Set i forhold til tilførslen er der altså tilbageholdt nogenlunde samme (små) mængder af bromid som BB i kolonnerne, måske dog lidt mindre.

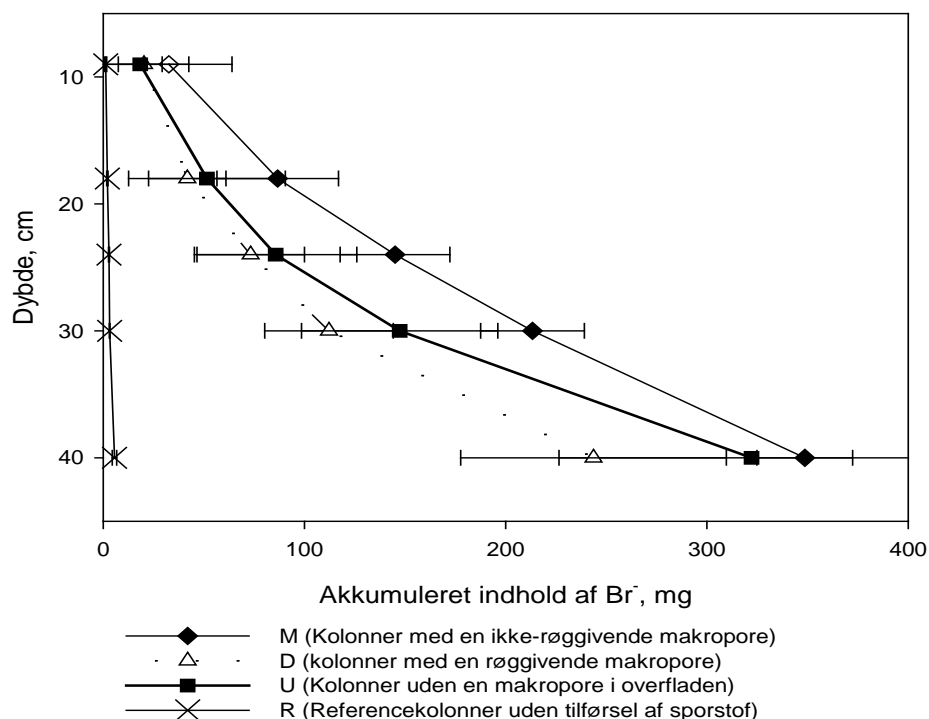
Akkumulerede mængder af bromid målt i referencekolonnerne er helt ubetydelig, svarende til at der praktisk taget ikke findes bromid i jord uden tilsat sporstof.



FIGUR 2-34. KONCENTRATION AF BROMID (MG (KG JORD)⁻¹) MÅLT I DE FORSKELLIGE DYBDEINTERVALLER OG KOLONNETYPER (M, D OG U). GENNEMSNITSVÆRDIER OG STANDARDFEJL.

TABEL 2-11. KONCENTRATION AF BROMID (MG (KG JORD)⁻¹) MÅLT I DE FORSKELLIGE DYBDEINTERVALLER OG KOLONNETYPER (M, D OG U). GENNEMSNITSVÆRDIER (GNS), STANDARDAFVIGELSER (STD) OG ANTAL OBSERVATIONER (N)

Dybde, cm	M			D			U		
	Gns	Std	n	Gns	Std	n	Gns	Std	n
0-9	3,2	2,8	15	1,9	2,1	17	1,9	1,1	18
9-18	5,6	5,3	16	2,3	1,7	17	3,5	5,6	17
18-24	8,9	9,4	16	4,5	5,0	23	5,2	6,4	18
24-30	10,1	7,0	17	5,5	6,4	22	8,5	9,1	20
30-40	11,6	7,9	17	10,8	10,9	23	15,0	16,5	19



FIGUR 2-35. AKKUMULERET BROMIDINDHOLD I DE FØRSKELLIGE KOLONNETYPER (M, D, U OG R) REGNET FRA JORDOVERFLADEN. GENNEMSNI SVÆRDI ER OG STANDARDFEJL.

I nogle af kolonnerne blev der som tidligere nævnt fundet typisk små mængder af farvestof i forbindelse med makroporer ved kanterne. Man kunne forestille sig at udstrømning af sporstof ved kanterne kunne give anledning til mindre fastholdelse i kolonnerne. Det blev derfor undersøgt, om fastholdelsen af bromid i søjlerne var systematisk relateret til sådanne fund af farvespor ved kanterne. For kolonner helt uden farvespor var de gennemsnitlige mængder af bromid i kolonnerne (standardfejl i parentes) for D: 257 (69) mg, for M: 326 (67) mg og for U 348 (104) mg, mens de tilsvarende tal for kolonner med farvespor var for D: 200 (65) mg, for M: 355 (53) mg og for U 292 (91) mg. Tilbageholdelsen af bromid var altså ikke systematisk relateret til kantfarvningen.

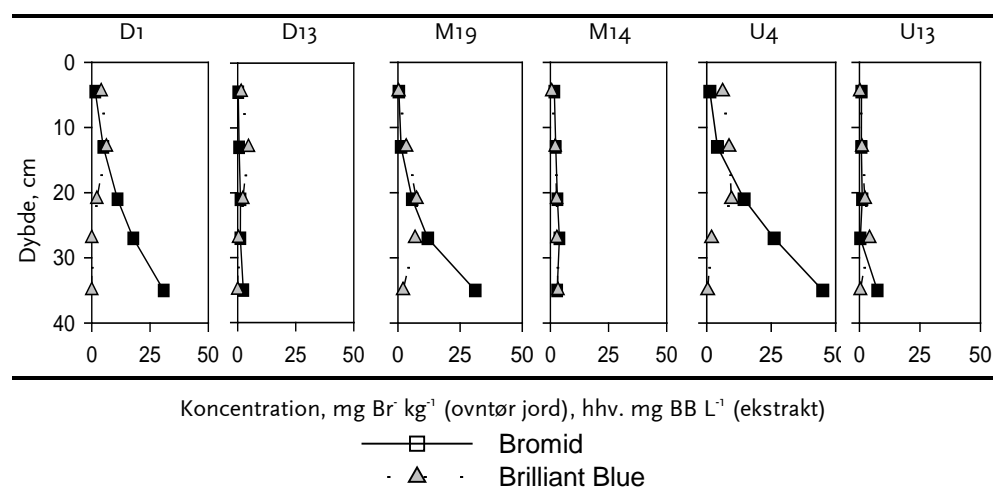
De generelt høje værdier for standardfejlene i Figur 2-34 og Figur 2-35 dækker over, at transportforholdene var meget forskellige i de forskellige kolonner. Dette eksemplificeres af graferne i Figur 2-36, der skal opfattes som typeeksempler (alle komplette grafer kan ses i bilag C) Det fremgår, at stort set alt stof (både bromid og BB) er transporteret ud af nogle af kolonnerne, mens der er væsentlig større fastholdelse i andre kolonner. Der er således identificeret 2 grupper af kolonner (benævnt I og II i bilag C), hhv. én hvor sporstofkoncentrationerne er "lave" (Br^- koncentration i nederste jordlag $< 10 \text{ mg kg}^{-1}$) og én hvor sporstofkoncentrationerne er noget højere (bromidkoncentration vokser med dybden og er $> 10 \text{ mg kg}^{-1}$ i nederste jordlag). Enkelte koncentrationsprofiler (4 ud af 40) (gruppe III i bilaget) kan ikke indpasses i denne systematik.

Sådanne meget betydelige forskelle mellem kolonner kan næppe forklares ud fra forskelle i matricens vandretentions- eller vandledningsevne knyttet til jordtypen (fx jordens tekstur eller gennemsnitlige volumenvægt), men må primært tilskrives makroporestrukturen og/eller varierende forekomster af

jordlag, som hæmmer vandtransporten. Forskellene tyder på, at elementer af jordens struktur ikke er tilstrækkelig godt repræsenteret inden for de enkelte kolonner.

For kolonner med en enkelt centralt placeret åben makropore (D og M-kolonner) kunne man forestille sig, at lige netop disse porer havde dominerende indflydelse på transporten af de undersøgte mobile stoffer, men at porerne kontinuitets- og/eller størrelsesmæssigt var for forskellige til at give et ”pænt” gennemsnit. Men da U-kolonnerne ikke adskiller sig (afgørende) fra D- og M-kolonnerne, er det næppe den enkelte store makropore i midten, som har været helt afgørende for transporten af stofferne (og vand).

Som konsekvens af de store forskelligheder vil det ikke være nogen god ide at forsøge at simulere gennemsnitlige transporter eller retention af BB og bromid (eksempelvis som vist i Figur 2-33 og Figur 2-35). Transporten modsvarer næppe nogen virkelig jordstruktur, der kan parametriseres ud fra måleværdier. Derimod er typeeksemplerne vist i Figur 2-36 formentlig produkter af en given jordstruktur, og de bør derfor i højere grad kunne simuleres med individuelt tilpassede parameterværdier. Ved at bestemme parametre for typeeksemplerne opnås der udtryk for parametervariationen, som efterfølgende kan indgå i følsomhedsberegninger (se afsnit 3.2).



FIGUR 2-36. KONCENTRATIONSPROFILER FOR BROMID OG BRILLIANT BLUE (BB) MÅLT I UDVALGTE REPRÆSENTANTER FOR FØRSKELLIGE KOLONNETYPER (D, M OG U) OG – GRUPPER (I, OG II). FOR HVER KOLONNETYPE REPRÆSENTERER DELFIGUREN MOD HØJRE GRUPPEN AF PROFILER MED RELATIVT LAVE SPORSTOFKONCENTRATIONER (GRUPPE I), MENS DELFIGUREN MOD VENSTRE REPRÆSENTERER GRUPPEN AF PROFILER MED RELATIVT HØJE SPORSTOFKONCENTRATIONER (GRUPPE II). NUMRENE KNYTTET TIL TYPEBETEGNELSEN ER KOLONNERNES LØBENUMRE, DER KAN GENFINDES I BILAGENE A OG C).

2.2.3.4 Transportmekanismer

Set i forhold til den tilførte vandmængde efter udbringning (ca. 98 mm) blev der kun genfundet relativt små andele af de tilførte mobile sporstoffer. Hvis man regner med at transporten af bromid (inert, ikke-adsorberende sporstof) er foregået ved et vandindhold i jorden på ca. 30 % (jf. Tabel 2-9), og hvis man regner med at der opnås lokal ligevægt i stoffekonzentrationen mellem forskellige poretyper, kan man beregne en middeltransportlængde på 98 mm/0,30=327 mm. Under denne antagelse burde halvdelen af den tilførte

bromid altså være at finde i jorden over ca. 33 cm dybde. Resultaterne viser noget ganske andet. Antagelsen om lokal ligevægt gælder altså ikke, og dataene vil dermed ikke kunne beskrives tilfredsstillende alene vha. konvektions-dispersions-ligningen.

Der er to principielt forskellige forklaringsmodeller som kan inddrages, hvis man vil redegøre for afvigelsen, (*i*) der er foregået transport af bromid ved makroporestrømning uden vekselvirkning med omgivelserne, og (*ii*) transporten af bromid foregår i matricen i et ”dobbelt-porøst” system bestående af porer med hhv. hurtig og langsom vandbevægelse (hhv. domæne II og domæne I). Der er koncentrationsligevægt inden for hvert domæne, men pga. begrænset stofudveksling ikke imellem domænerne. Bromiddataene giver ikke i sig selv tilstrækkeligt grundlag for at vægte betydningen af de to forklaringsmodeller. Forekomst af nogle profiler med monotont voksende bromidkoncentrationer (gruppe II-profiler) peger dog på, at model (*ii*) må inddrages. Afvigelsen fra lokal ligevægt viste sig at være noget større end forventet, da forsøget blev dimensioneret (tilført vandmængde i forhold til kolonnelængden).

Koncentrationsprofilerne for BB viser, at der ofte foreligger et lokalt maksimum i søjlerne. Toppunktet ser dog ud til at ligge noget dybere end forventet baseret på forventet adsorption og en antagelse om lokal ligevægt. Det taler for, at transporten som medfører toppunktet er foregået i en ”mobil” region. Det er vanskeligt eksempelvis ud fra gennemsnitskurver (Figur 2-31) umiddelbart at vurdere, om profilerne typisk er asymmetriske (om der er en opadvendt ”hale”), hvilket yderligere kunne understøtte hypotesen om forekomst af en immobil region. Da indholdet af BB i jorden fundet over toppunktet imidlertid er langt under halvdelen af den tilførte mængde, må der helt generelt have været forbigående strømning (”bypass”) involveret i transporten af BB. Det vil derfor også gælde for transporten af bromid. Det er dermed sandsynligt, at begge forklaringsmodeller må tages i anvendelse for på samme tid at kunne simulere såvel transporten af bromid som af BB (se afsnit 3.1.3).

Det skal afslutningsvis bemærkes, at selvom de store åbentstående makroporer ikke havde dominerende indflydelse (om overhovedet nogen) på transporten af BB og bromid (i de undersøgte skalaer hvad angår tid (tilført vandmængde) og rum (kolonnestørrelse)), så kan forholdene vise sig at være helt anderledes, når spørgsmål om effekter på transporten af stærkere adsorberende pesticider skal besvares (se afsnit 3.2.2). Endvidere skal det understreges, at den fundne meget omfattende transport af bromid og BB uden om store dele af kolonnerne formentlig relaterer sig stærkt til, at stofferne tilføres på overfladen. Det er forventeligt, at der kan opnås helt andre værdier for tilsvarende mobile stoffer. (eksempelvis nitrat), der som udgangspunkt kan findes fordelt i jorden.

3 Beregninger med Daisy-modellen

3.1 KALIBRERING AF DAISY-MODELLEN Gennem analyse af Bromid og Brilliant Blue målinger

Vi har brugt bromidmålingerne til at bestemme vandtransportegenskaber for jorden i form af parametre til Daisy modellen. Som supplement har vi anvendt målinger af Brilliant Blue til at analysere, hvordan et sorberende stof opførte sig i samme system.

3.1.1 Opsætning af Daisy

3.1.1.1 Valg af data

Første opgave var at udvælge eller aggregere data for kalibrering. Vores første indskydelse var at bruge gennemsnit eller median for målinger fordelt på dybde og søjletype (U/M/D). Disse tal var dog vanskelige at fortolke. En inspektion af de enkelte søjler var næste skridt. Der var tydeligt to dominerende grupper af søjler, dels en hvor næsten al bromid var vasket ud af søjlen (gruppe I), og dels en hvor der var en gradient i bromidindholdet med mindst i toppen og mest i bunden (gruppe II). Da det at kalibrere efter meget lave bromidkoncentrationer er behæftet med betydelig usikkerhed valgte vi for hver søjletype (U, M og D) en søjle fra gruppe II, hvor mindst 10 % af bromidet blev genfundet. U4, M19, og D1 opfyldte det kriterium.

3.1.1.2 Opvarmning og simuleringsperiode

Vi valgte at simulere den foregående afgrøde, en vinterhvede, for at sikre plausible startværdier for specielt jordvand. Det gav en simuleringsperiode gående fra 2009-6-2 til 2010-12-13 for hver søjle.

3.1.1.3 Vejrforhold

Vejrdata var leveret af Jens Raunsø Jensen fra en nærliggende vejrstation, suppleret med nedbørsmålinger foretaget på marken fra 2010-10-21 og perioden ud. Det blev anvendt timedata for data fra vejrstationen og 5 minutters interval for nedbør målt på marken.

3.1.1.4 Jord

Beskrivelsen af jordprofilen byggede på flere kilder. Udgangspunktet var en eksisterende opsætning fra Hansen et al. (2012). Dette blev suppleret med måledata fra det igangværende forsøg (specielt med hensyn til volumenvægt) og med tidligere publicerede data fra samme mark (specielt med hensyn til ler). Det var nødvendigt at parameterisere D1 jorden separat fra U4 og M19, både på grund af forskelle i målt volumenvægt, og den opblanding af jorden der er sket ved nedlæggelse af dræn.

TABEL 3-1. TEKSTUR, ORGANISK STOF (OM), OG VOLUMENVÆGT (ρ_b) AF HORIZONTER ANVENDT I SIMULERINGEN FOR U₄ OG M1₉.

	Dybde [cm]	Ler [%]	Silt [%]	Sand [%]	OM [%]	ρ_b [g/cm ³]
Ap1	0-24	11	22	67	3	1,60
Ap2	24-30	11	22	67	3	1,69
A2	30-40	13	22	65	3	1,69
B1	40-60	13	22	65	3	1,70
Bt	60-120	22	20	58	1,6	1,70
C	120-200	16	25	59	1,0	1,80

TABEL 3-2. TEKSTUR, ORGANISK STOF (OM), OG VOLUMENVÆGT (ρ_b) AF HORIZONTER ANVENDT I SIMULERINGEN FOR D1.

	Dybde [cm]	Ler [%]	Silt [%]	Sand [%]	OM [%]	ρ_b [g/cm ³]
Ap1	0-24	11	22	67	3	1,60
Ap2	24-30	11	22	67	3	1,77
A2	30-40	13	22	65	3	1,77
DC	40-120	16	20	64	1,4	1,70
C	120-200	16	25	59	1,0	1,80

For nedre rand valgte vi en aquitart med hydrauliske egenskaber og dynamik skønnet ud fra målinger foretaget i AGROVAND-projektet (Petersen, 1999) og analyseret i Hansen et al. (2012).

3.1.1.5 Sporstoffer

Bromidegenskaber blev hentet fra Daisy's parameterbibliotek, hvor stoffet er defineret som ikke-sorberende. Brilliant Blue blev modelleret på samme måde som pesticiderne anvendt i Hansen et al. (2012), dog uden sorption til kolloider. Vi valgte at gøre K_{clay} (sorption til ler) til en kalibreringsparameter.

Udbringning skete i en afgrænset cylinder (diameter 6 cm), mens prøvetagningen blev foretaget på en større cylinder (indre diameter 29,7 cm). Vi valgte at skalere måletal efter førstnævnte, så de direkte kunne sammenlignes med simuleringresultater.

3.1.1.6 Bioporer og dræn

Der blev defineret en jordprofil for hver af de tre typer af udtagne søjler. De var markeret "U" for søjler uden en synlig biopore i toppen, "M" for søjler med en synlig biopore, og "D" for søjler hvor der var observeret røg fra en åben biopore. Afstand til dræn for hver af de forskellige typer blev vurderet ud fra et kort, og drænmodellen parameteriseret derefter.

Søjletypen "U" blev i første omgang sat til at være helt fri for bioporer, og have en afstand på 3,5 meter til dræn. Søjletypen "M" blev sat til en enkelt gennemgående biopore fra top til 110 cm, med en diameter på 5 mm. Set i forhold til den cylinder, hvor stof blev påført, svarede det til en tæthed på 354 per m². Afstand til dræn var her 7 meter. Endelig fik søjletypen "D" en enkelt biopore af samme diameter og tæthed, der endte i dræn. Bioporerne fungerer her også som dræn, hvorfor der ikke blev anvendt en separat drænmodel.

3.1.2 Kalibrering af Daisy for udvalgte profiler

Vi valgte først at kalibrere jordparametre efter bromidmålinger, og dernæst kalibrere transportegenskaber knyttet til sorption ud fra målinger af Brilliant Blue. Der blev implementeret en ny rutine til automatisk kalibrering (baseret på Nelder and Mead, 1965).

3.1.2.1 Bromid

For U4 var det ikke muligt at forklare bromidprofilen uden at inddrage præferentiel transport i bioporer. Vi tilføjede derfor en biopore som for søjletype "M", men med 1 mm diameter i stedet for 5 mm. Men bioporer alene var ikke nok til at forklare den bløde gradient af bromid gennem profilen, ikke kun i U4, men i alle søjlerne fra gruppe II. Den ligner noget man vil forvente fra strømning gennem matricen. Den traditionelle løsning af stoftransport i matricen (konvektion + dispersion) giver den rigtige form, men med forkert placering af stoffet i profilen.

Den traditionelle løsning af stoftransport antager fuld lokal opblanding af stof i matricens vand. Men Daisy tillader også, at vandet i jordmatricen deles op i to domæner efter størrelsen i de porer det opholder sig i (eller tilsvarende trykpotentiale), med en dynamisk udveksling af stof mellem domænerne (en såkaldt dobbelt porøsitetets model). Vandet i de store porer (domæne II) vil bevæge sig hurtigere end vandet i de små porer (domæne I), og tilsvarende vil stof opløst i de store porer blive transporteret særligt hurtigt.

Daisy tillader både at grænsen mellem de to domæner, og at udvekslingshastigheden mellem domænerne varierer over jordprofilen. Ud fra eksperimentelle kørsler med især U4 nåede vi frem til kalibreringsparametrene i Tabel 3-3.

TABEL 3-3. JORDPARAMETRE BRUGT TIL AUTOMATISK KALIBRERING.

S_{lim}	cm	Trykpotential for domænegrænse i laget 0-3 cm
S_{α}	h^{-1}	Udvekslingsrate 0-3 cm
A_{lim}	cm	Trykpotential for domænegrænse i laget 3-30 cm
B_{lim}	cm	Trykpotential for domænegrænse i laget 30-200 cm
X_{α}	h^{-1}	Udvekslingsrate 3-200 cm

3.1.2.2 Brilliant Blue

I modsætning til bromiddataene viste målingerne af Brilliant Blue en maksimumkoncentration midt i den undersøgte profil. Samtidig kunne vi ikke genfinde størstedelen af det udbragte stof. Der var flere mulige forklaringer på dette, fx problemer med den anvendte måleteknik, nedbrydning, og strøm udenom jordmatricen. Ud fra blandt andet vurderinger af opløseligheden af Brilliant Blue (se tidligere diskussion) fandt vi den sidste forklaring mest oplagt. Vi valgte at modellere dette ved at gøre en "tilsyneladende" udbragte mængde til en af kalibreringsparametrene. Den "tilsyneladende" udbragte mængde modsvares af et "tilsyneladende" tab, der skal redegøre for tab ved nedbrydning samt transport af partikulært stof.

Sorption påvirker hvor dybt stoffet vil bevæge sig ned i jordprofilen. Vi havde litteraturværdier for sorption, men disse var baseret på batch forsøg hvor forholdene ikke ligner feltforsøg, derfor gjorde vi adsorptionskoefficienten til K_{clay} til en kalibreringsparameter. I første omgang kunne vi dog ikke se nogen effekt af K_{clay} . Det skyldes vores implementering i Daisy, hvor vi havde antaget at sorption kun foregik i domæne I. Vi implementerede derfor en ny rutine, der fordelte sorptionskapacitet mellem de to domæner, ud fra en ny kalibreringsparameter ($pore_{min}$), se afsnit 3.1.2.3. En sidste parameter er sorptionshastigheden (k_{sorb}), som vores simuleringsforsøg viste styrede formen af indtrængningskurven.

De endelige parametre baseret på måling af Brillant Blue er listet i Tabel 3-4. Alle disse parametre blev kalibreret på en opsætning, hvor jordparametrene allerede var kalibreret efter bromidmålingerne.

TABEL 3-4. KALIBRERINGSPARAMETRE BASERET PÅ MÅLING AF BRILLIANT BLUE.

Applied	%	Tilsyneladende mængde tilført relativt til total
K_{clay}	cm^3/g	Sorptionskoefficient til ler
pore_{min}	μm	Mindste porestørrelse (radius) for sorption
k_{sorb}	h^{-1}	Sorptionshastighed

3.1.2.3 Fordeling af sorptionsevne mellem strømningsdomæner

Fordelingen af jordens sorptionsevne mellem strømningsdomæner antages at være proportional med den matrixoverflade, som de enkelte strømningsdomæner er i kontakt med. Estimering af disse overflader er baseret på følgende antagelser: i) jorden kan beskrives ved et system af cylindriske porer, og ii) porestørrelsesfordelingen (af ækvivalente poreradii) kan beskrives vha. jordens retentionskurve. Disse antagelser svarer nøje til de antagelser, der i klassisk jordfysisk teori gøres ved beregning af jordens permeabilitet (se fx Marshall, 1958; Millington & Quirk, 1961; Mualem 1976). For en given poreklasse, der karakteriseres af en ækvivalent poreradius, r , kan det betragtede overfladeareal per volumenenhed af jordsystemet, dA , estimeres som $dA = 2\pi r l_r$, hvor l_r er den samlede længde af porer i poreklassen per volumenenhed af jordsystemet. Tilsvarende kan voluminet per volumenenhed af jordsystemet beregnes som $d\theta = \pi r^2 l_r$ (dette volumen svarer til vandfyldt porevolumen). Kombineres de to udtryk fås $dA = 2d\theta / r$. Udnyttes herefter at r er omvendt proportional med jordens trykpotential h_p (stigrørsformlen) fås:

$$dA = -\frac{\rho_w g}{\sigma \cos \alpha} h_p(\theta) d\theta$$

hvor ρ_w er vands massefylde, g er tyngdens acceleration, σ er vands overfladespænding, α er en kontaktvinkel og $h_p(\theta)$ er retentionskurven. Ved meget små potentialer (visnegrænsen) bestemmes vandindholdet af i en strukturløs jordprøve, dvs. konceptet om en relation mellem poreradii og potentialer bryder sammen. Under disse forhold er vandet hovedsagelig adsorberet til partikeloverflader. Vi antager derfor at den mindste relevante poreklasse er defineret ved en poreradius, der er større en $0,1 \mu\text{m}$ svarende til potentialet ved visnegrænsen (-15000 cm vs.). Det samlede overfladeareal fås herefter ved at integrere op over de relevante poreklasser svarende til det tilsvarende vandfyldte porevolumen. Andelen af sorptionsevnen, der allokeres til strømningsdomæne I kan herefter estimeres som:

$$f_I = \frac{\int_{\theta_i}^{\theta_s} -\frac{\rho_w g}{\sigma \cos \alpha} h_p(\theta) d\theta}{\int_{\theta_i}^{\theta_s} -\frac{\rho_w g}{\sigma \cos \alpha} h_p(\theta) d\theta} = \frac{\int_{\theta_i}^{\theta_s} h_p(\theta) d\theta}{\int_{\theta_i}^{\theta_s} h_p(\theta) d\theta}$$

hvor θ_i er vandindholdet der svarer til den mindste relevante poreklasse r_{min} , θ_s er vandindholdet ved det trykpotential, der definerer grænsen mellem strømningsdomæne I og strømningsdomæne II, og θ_s er vandindhold ved mætning. Ovenstående model bevirker at sorptionsevnen i strømningsdomæne III er forsvindende og endvidere at

$$f_{II} = 1 - f_I$$

hvor f_{II} er andelen af sorptionsevnen, der allokeres til strømningsdomæne II. Da der er usikkerhed om, hvor r_{min} bør ligge, har vi valgt at anvende denne parameter som en kalibreringsparameter, dog således at $r_{min} \in [0,1\mu\text{m}; 1\mu\text{m}]$.

I modellen har parameteren r_{min} fået navnet $pore_{min}$, som derfor er den gennemgående betegnelse i alle andre afsnit i nærværende rapport ($r_{min} = pore_{min}$).

3.1.3 Resultater af kalibreringen

Resultatet af den automatiske kalibrering efter bromidmålinger kan ses i Tabel 3-5. Der er god match for alle tre søjler ($R^2 > 0,99$).

TABEL 3-5. RESULTAT AF AUTOMATISK KALIBRERING AF JORDPARAMETRE.

		U4	M19	D1
S_{lim}	cm	-9 325	-13 218	$-\infty$
S_{α}	h^{-1}	$1,4 \times 10^{-11}$	$3,5 \times 10^{-13}$	n/a
A_{lim}	cm	-1 202	-625	-500
B_{lim}	cm	-339	-287	-473
X_{α}	h^{-1}	$8,3 \times 10^{-5}$	$2,0 \times 10^{-5}$	$1,6 \times 10^{-5}$
R^2		0,9918	0,9995	0,9994

I overfladelaget findes domænegrænsen ved meget lave potentialværdier ($S_{lim} \leq -9325$ cm). Det betyder, at kun en beskedent del af vandet ligger i det langsomme domæne (strømningsdomæne I). For U4 er det kun 3 % af det plantetilgængelige vand der ligger i domæne I. For D1 fandt kalibreringsrutinen den laveste værdi Daisy vil acceptere ($S_{lim} = -3,5 \cdot 10^{13}$ cm) som vi valgte at fortolke som fuld opblanding ($S_{lim} = -\infty$ cm). Der er i praksis ingen udveksling mellem de to domæner med den S_{α} , som er angivet.

For resten af jorden ser vi at mellem 25 og 50 % af vandet ligger i det langsomme domæne I, mest i de dybere jordlag. Udvekslingsraterne mellem de to domæner er så små, at de kun vil kunne forventes at have beskedent indflydelse i forsøgsperioden.

For Brilliant Blue (Tabel 3-6), var der et mere moderat men stadig acceptabelt match ($R^2 > 0,86$).

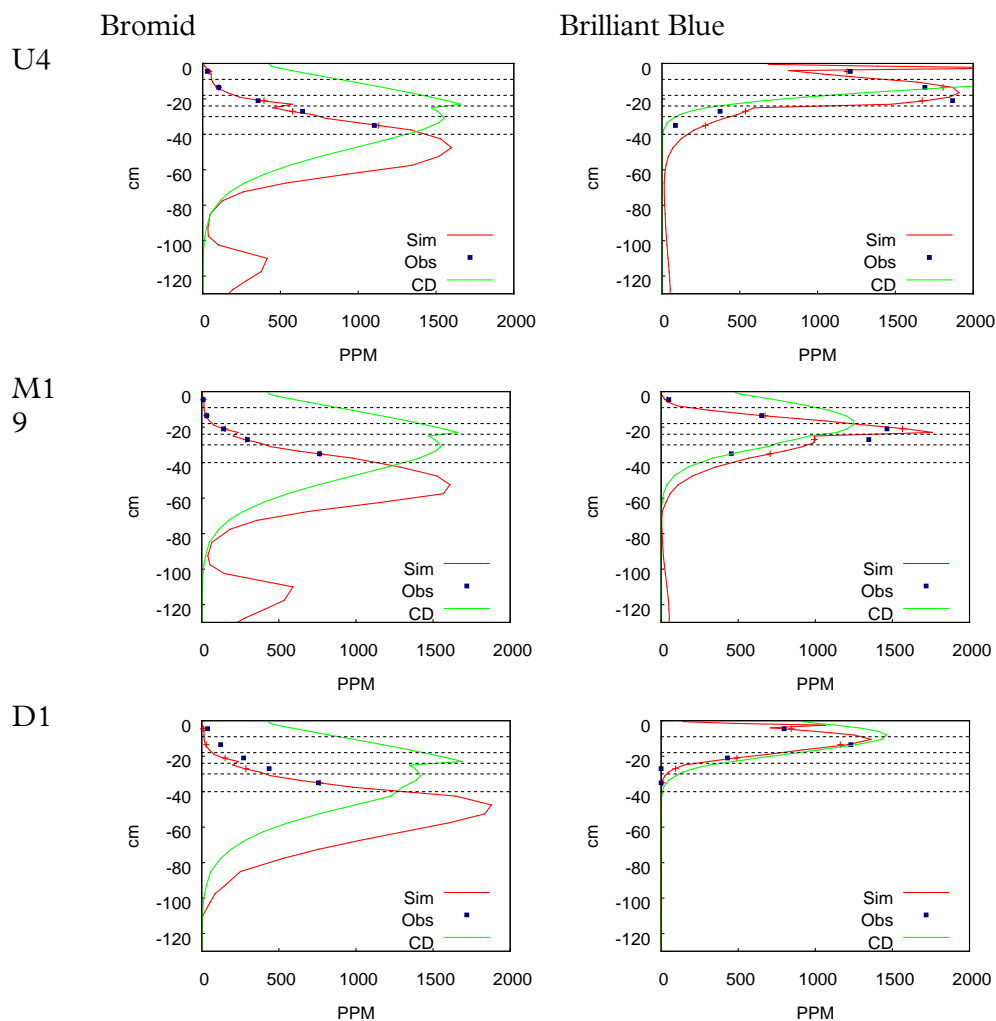
TABEL 3-6. RESULTAT AF AUTOMATISK KALIBRERING BASERET PÅ MÅLING AF BRILLIANT BLUE.

		U4	M19	D1
Applied	%	51	39	28
K_{clay}	cm^3/g	7,2	1,3	4,9
$pore_{min}$	μm	0,1	1,0	1,0
k_{sorb}	h^{-1}	0,24	1,0	1,0
R^2		0,9534	0,8623	0,9829

Vi ser også at modellen ikke kan forklare skæbnen for 50-70 % af den udbragte Brilliant Blue. Det manglende stof kan evt. være transporteret langt ned i jorden som uopløste partikler. K_{clay} skal ses i sammenhæng med $pore_{min}$. Sidstnævnte parameter fik lov at variere mellem 0,1 og 1,0 μm . For U4 har vi en høj K_{clay} værdi, men en lav $pore_{min}$. En lav $pore_{min}$ betyder at relativt meget sorptionskapacitet er i domæne I, som ikke har stor betydning for transporten. For M19 er det lige omvendt. D1 har relativt høje værdier for begge

parametre; målingerne indikerer også her, at det tilbageholdte stof ikke er nået så langt ned i jorden. Vi ser en hurtig ligevægt (k_{sorb}) for alle tre søjler.

Det endelige resultat af simuleringerne er afbilledet på Figur 3-1.



FIGUR 3-1. SIMULEREDE OG MÅLTE VÆRDIER FOR BROMID (VENSTRE SIDE) OG BRILLIANT BLUE (HØJRE SIDE). ØVERSTE RÆKKE ER U4, MIDTERSTE M19, OG NEDERSTE D1. EN LØSNING AF KONVEKTION-DISPERTION (CD) ER MEDTAGET FOR REFERENCE. DE FEM PRØVEUDTAGNINGSINTERVALLER ER MARKERET MED STIPELEDE LINJER.

Forbigående strømning genereres som konsekvens af jordmatrixens hydrauliske egenskaber og vejret. Vi kan se effekten af bioporen direkte som en pukkel af bromid i U4 og M19. Når vi ikke kan se en tilsvarende pukkel i D1 skyldes det, at stof i drænforbundne bioporer fjernes fra systemet. Bioporerne ser ikke ud til at være dominerende for bromidtransporten i de undersøgte søjler.

3.1.4 Sensitivitetsanalyse, søjleforsøg

3.1.4.1 Reduktion i antal parametre

Tabel 3-5 indikerer at der er meget lidt vand i domæne I i overfladelaget, og at udvekslingen mellem de to domæner er beskednen. Det kunne indikere at det er de to resterende parametre (A_{lim} og B_{lim}) der primært repræsenterer forskellen mellem de tre søjler. For at teste dette prøver vi at vælge faste værdier for S_{lim} ($-14\ 000\ cm$), og en fælles, fast værdi for α (1×10^{-5}). Den

automatiske kalibrering af de to resterende parametre gav anledning til værdierne i Tabel 3-7, hvor vi ser at de nye A_{lim} og B_{lim} er på niveau med de gamle, og at reduktionen i R^2 er på tredje eller fjerde decimal.

TABEL 3-7. GENKALIBRERING AF JORDFYSIK MED FASTE VÆRDIER FOR OVERFLADELAG OG UDVEKSLING MELLEML DOMÆNER

		U4	M19	D1
A_{lim}	cm	-1 308	-639	-604
B_{lim}	cm	-321	-281	-477
R^2		0,9875	0,9994	0,9990

Tilsvarende ser vi i Tabel 3-6 at sorptionsraten for Brilliant Blue er høj, for to ud af tre søjler så høj som vores kalibreringsrutine var sat op til at acceptere. Det kunne tyde på at vi helt kan undvære sorptionskinetik, og antage øjeblikkelig ligevægt mellem opløst og sorberet stof. Samtidig ville vi gerne teste om det var muligt at nøjes med én sorptionsparameter, så vi valgte at sætte $pore_{min}$ til 0,5 μm . Tabel 3-8 vises at vi kan vælge en fast værdi for $pore_{min}$ uden nogen større nedsættelse af R^2 . Det moderate fald i R^2 -værdien rammer især D1. Men det er svært at finde en fælles værdi for k_{sorb} , uden at det enten går ud over modeltilpasningen på U4 eller på D1.

TABEL 3-8. OPTIMERING AF BRILLIANT BLUE MED FÆLLES PARAMETRE. BASIS VISER R^2 VÆRDIER FOR BRILLIANT BLUE OPTIMERET EFTER ET SYSTEM MED JORDPARAMETRE FRA TABEL 3-7. DE ØVRIGE RÆKKER VISER R^2 VÆRDIER FOR OPTIMERING MED DE ANGIVNE ENKELTPARAMETRE FASTLÅST.

R^2		U4	M19	D1
Basis		0,9563	0,8545	0,9935
$pore_{min} = 0,5 \mu\text{m}$		0,9350	0,8439	0,9485
$pore_{min} = 0,5 \mu\text{m}, k_{sorb} = \infty$		0,6426	0,8567	0,9820
$pore_{min} = 0,5 \mu\text{m}, k_{sorb} = 0,25 \text{ h}^{-1}$		0,8131	0,8157	0,8801

For at finde de bedste værdier for $pore_{min}$ og k_{sorb} valgte vi at slå de tre Brilliant Blue datasæt sammen under optimeringen. Det giver 8 parametre, Applied og K_{clay} for hver søjle, og en fælles $pore_{min}$ og k_{sorb} . Vi får desuden udover R^2 for de enkelte søjler, en fælles værdi for det samlede datasæt der bliver brugt til optimeringen. Resultatet af den optimering er vist på Tabel 3-9.

TABEL 3-9. SAMLET OPTIMERING AF FÆLLES OG INDIVIDUELLE PARAMETRE BASERET PÅ MÅLINGER AF BRILLIANT BLUE.

		U4	M19	D1
<i>Applied</i>	%	49	47	26
K_{clay}	$\text{cm}^3 \text{ g}^{-1}$	4,4	2,9	7,6
$pore_{min}$	μm		0,2	
k_{sorb}	h^{-1}		1	
R^2		0,8817	0,8051	0,7735
R^2 (fælles)			0,8573	

3.1.4.2 Deaktivering af bioporer

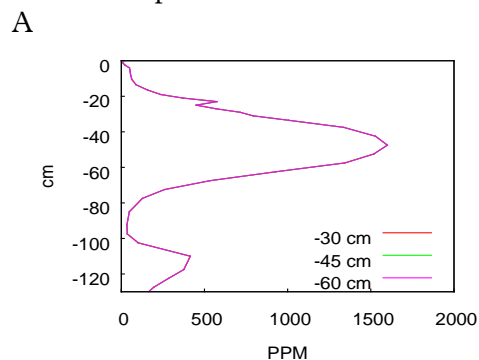
Det var hverken nødvendigt eller tilstrækkeligt at ændre på trykpotentialet for deaktivering af bioporer (h_{end}) for at forklare observationerne af bromid.

Men h_{end} har en betydning, hvilket illustreres af Figur 3-2. Her er der foretaget simuleringer med h_{end} -værdierne -30, -45 og -60 cm vs.

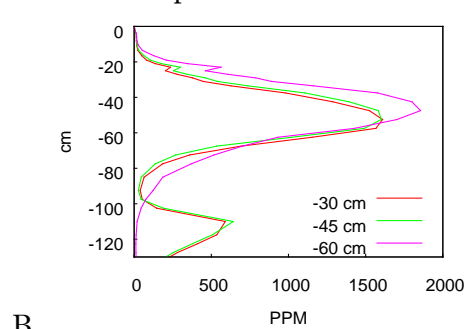
Beregningerne viser to ting: For det første at h_{end} ingen betydning har i U4. For det andet, at h_{end} værdien -60 cm skiller sig ud for M19. I forhold til de øvrige simuleringer er toppunktet for bromiden i matricen ikke nået nær så langt ned, og der er ikke ført nævneværdigt meget bromid ned med bioporer. Hvad der sker, når vi sætter h_{end} ned, er, at der bliver ført mere vand ned i

den enkelte hændelse, men at det til gengæld sker sjældnere. I M19 må vi forvente at bioporen er aktiveret senere end i U4, men til gengæld har ført mere vand ned. Det første betyder, at bromiden er nået at vaske ud af det øverste jordlag hvor bioporen aktiveres. Det andet betyder, at mere vand er ført uden om matricen, så toppunktet for bromidkoncentrationen ikke når så langt ned. Den forskel mellem U4 og M19 kan skyldes initialbetingelserne. M19 var mere tør ved udbringning, hvilket kunne skyldes afstand til dræn. At U4 er mest fugtig kan også forklare at den ikke er følsom for h_{end} . Det maksimale ”sug” i bioporen (h_{end}) kan aldrig blive højere end suget i den del matricen hvorfra vandet skal afleveres.

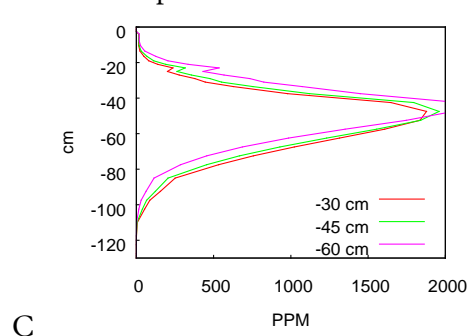
U4 Bromidprofil



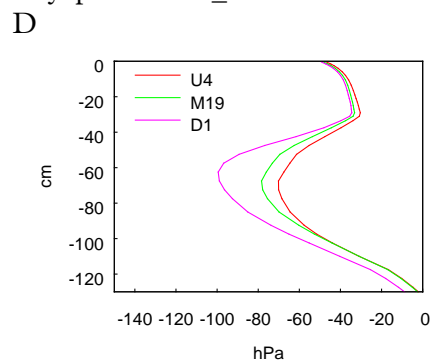
M19 bromidprofil



D1 Bromidprofil



Trykprofil for $h_{end} = -30$ cm



FIGUR 3-2. A-C: SIMULEREDE BROMIDPROFILER I KOLONNERNE U4, M19 OG D1 FOR FORSKELLIGE VÆRDIER AF DEAKTIVERINGS-POTENTIAL FOR BIOPORER (h_{end}), SAMT D: SIMULERET PROFIL AF VANDTRYK VED SPORSTOFUDBRINGNINGEN. DYBDEN ER ANGIVET MED NEGATIVE VÆRDIER PÅ Y-AKSEN.

3.1.5 Opsumming vedrørende kalibrering

Det var oprindeligt meningen at Daisy opsætningen for de udtagne søjler skulle bruges til at bestemme det trykpotential, der styrer, hvornår bioporerne deaktiveres (h_{end}). Imidlertid viste det sig, at denne parameter ikke kunne forklare bromidobservationerne, og at når vi tilføjede de parametre, der skulle til for at forklare bromidobservationerne, så var det ikke længere nødvendigt at ændre på, hvornår bioporerne deaktiveres. Vi simulerede dog, hvilken effekt der var af forskellige h_{end} -værdier, men effekten var styret af små forskelle i initialbetingelser.

Målingerne af bromid bekræftede et mønster vi tidligere har observeret og diskuteret (Petersen et al., 2004), nemlig at bromiden pga. heterogen vandstrømning når væsentligt længere ned end en løsning af konvektion-dispersion ligningen forudsiger. I Hansen et al. (2012) forsøgte vi at forklare

dette ved at påstå at kun en del af vandet i jordmatricen deltager væsentligt i transporten, altså en opdeling af jordmatricen efter porestørrelse i et primært og et sekundært domæne (I og II). I dette projekt nåede vi betydelig længere og fik bestemt to parametre (A_{lim} og B_{lim}), der kan forklare variationen i observationerne, og vi fik fastlagt fælles værdier for overfladelag og udveksling mellem de to domæner. De aktuelle værdier for A_{lim} og B_{lim} kan næppe generaliseres til hele marken, da vi her kun har set på søjlerne med mest bromid. Derimod vil vi i fremtidige analyser tage udgangspunkt i disse to parametre, når vi skal kalibrere stoftransport på plads.

Som en ekstra bonus havde vi nu også måleværdier for Brilliant Blue. Disse er pga. usikkerhed på adsorption, nedbrydning samt omfanget af transport i uopløst form samlet set ganske usikre, men alligevel mener vi at have lært meget. For det første er det nødvendigt at medtage sorption i domæne II. En model for dette er nu inkluderet i Daisy, og vi har et bud på en parameterisering ($pore_{min}$). Dvs. at de nødvendige parametre kan bestemmes ud fra jordens retentionskurve, som allerede er kendt af modellen. For det andet ser det ikke ud til at den K_d -værdi man kan finde ved et batchforsøg er specielt nyttig i forhold til transportegenskaber i en jordsøjle (i marken). Men bør nok i første omgang bestemme fordelingskoefficienterne i søjleforsøg, og måske på sigt finde en relation mellem batch- K_d og søjle- K_d . Endelig ser det ud til at sorptionskinetikken også har betydning.

3.2 SENSITIVITETSANALYSE

I det aktuelle projekt har vi målt antal og arealmæssig fordeling af direkte drænforbundne bioporer, og vi har bestemt parametre for opdelingen i domæner samt sorption af Brilliant Blue ved hjælp af indirekte målinger. Dette er blot nogle få af mange parametre, der har indflydelse på resultatet af Daisy simuleringer. I praksis er der for mange parametre til at de alle kan bestemmes ved et enkelt forsøg.

For at give et indblik i den relative betydning af forskellige egenskaber og processer, har vi valgt at køre en række modelscenarier. Med udgangspunkt i et fælles referencescenarie, tester vi betydningen af udvalgte parametre. Hver test udgør et nyt scenarie, og hvert scenarie får en unik forkortelse til senere reference. Forkortelserne er vist på Tabel 3-10. I næste afsnit vil de enkelte scenarier blive beskrevet nærmere.

TABEL 3-10: OVERSIGT OVER SCENARIER.

STD	Reference scenarie (referenceopsætning)
BMA	Mange bioporer
BMI	Få bioporer
BNO	Ingen bioporer
DAY	Daglige vejrdata
SUR	Lav overfladekonduktivitet
SUP	Meget lav overfladekonduktivitet
PPK	Lav konduktivitet i pløjesål
SPP	Lav konduktivitet i overflade og pløjesål
U4S	Sekundært domæne fra U4
NOS	Intet sekundært domæne
PAR	Ingen kolloidfaciliteret transport
KSO	Hurtig sorption.
K10	10% K_{OC}

3.2.1 Opsætning

Vores udgangspunkt er en 2D opsætning fra Hansen et al. (2012) af den del af vores forsøgsmark, som har en leret undergrund, og hvor vi antager, at drænene er aktive. Vi kører opsætningen for 10 vinterhalvår (1. oktober til 1. april) med vejrdata fra 1998/1999 til 2007/2008. Kørslerne er separate, dvs. at der kun ses på udvaskningen i det første år efter udbringningen. Afgrøden er vinterhvede. Datoer og parametre for jordbehandling, såning, og udbringning af pesticider (pendimethalin og ioxynil) er taget fra forsøgsåret 2000 (Petersen et al., 2003), og alle simuleringer starter med et indhold af jordvand, der er simuleret ved hjælp af en opvarmingsperiode fra 1997 til 2000. Det betyder at den eneste forskel mellem de forskellige sæsoner er vejret. Tekstur og horisontgrænser er taget fra sporstofforsøget, og kan findes i Tabel 3-1. og Tabel 3-2.

Pendimethalin og ioxynil er valgt fordi de repræsenterer stoffer med vidt forskellige transportegenskaber: Pendimethalin adsorberes stærkt i jorden og nedbrydes relativt langsomt, mens ioxynil adsorberes svagt og nedbrydes hurtigt. Desuden findes der tidligere måledata fra forsøgsarealet for udvaskningen af stofferne til dræn.

I de efterfølgende afsnit vil vi for bestemte grupper af parametre beskrive både referenceopsætningen, og opsætning for de scenarier der afviger fra referencen.

3.2.1.1 Bioporer

Vi har kørt med fire klasser af bioporer. Alle starter i jordoverfladen, og er delt op alt efter om de ender jordmatrixen 120 cm under jordoverfladen, om de ender i dræn, og om de er store (6 mm diameter, svarende til kraftige røgfaner) eller små (2 mm diameter, svarende til svage røgfaner). Vi kører med samme tæthed af bioporer i hele marken, men lige over drænet regner vi med at alle bioporer er drænforbundne, og 50 cm fra dræn regner vi med at alle bioporer ender i jordmatrixen. Vi bruger lineær interpolation mellem de to, så 25 cm fra jordmatrixen er der lige mange bioporer af begge klasser.

Det totale antal bioporer er en af de parametre, vi lader variere. Dette sker på basis af Tabel 2-5. I vores reference (STD) anvendes det gennemsnitlige antal. I scenariet BMA har vi valgt den observation med flest bioporer (uanset størrelse), og i scenariet BMI har vi valgt den observation med færrest bioporer (uanset størrelse).

3.2.1.2 Vejrdata

Vi har generelt kørt alle simuleringer med timeværdier, målt på en nærliggende klimastation. Da det oftest er lettere at skaffe daglige værdier for vejrdata, har vi valgt som supplement at konvertere vores timeværdier til daglige værdier, og bruge dem i scenariet DAY.

3.2.1.3 Hydraulisk ledningsevne i jordmatrixen

Jordmatrixens hydrauliske ledningsevne er i lighed med retentionskurven beregnet ved hjælp af pedotransferfunktionen HYPRES (Wösten et al, 1999). Værdier herfra er brugt i referenceopsætningen. I Daraghme et al (2008) er der publiceret en række målinger af nær mættet hydraulisk ledningsevne af det øverste jordlag på vores forsøgsmark. Medianværdien for målingerne er i god overensstemmelse med den værdi HYPRES forudsiger, begge ligger på

omkring 1 cm per time. Vi har valgt at supplere med et scenarie (SUR) hvor ledningsevnekurven er skaleret efter den laveste af de målte gennemsnitsværdier, dvs. 3 mm per time.

Tilsvarende er ledningsevnen i pløjesålen blevet målt (Petersen et al, 2008). Igen er medianværdien på 9 mm per time ikke langt fra de 8 mm per time som HYPRES finder frem til, men 10 % fraktilen på 0,4 mm per time er betydeligt lavere, også lavere end hvad Daraghmeh et al. fandt for overfladelaget. Dette kan skyldes målemetoden, hvor Daraghmeh et al.'s metode midler over et større areal. Vi har derfor prøvet yderligere fire scenarier. SUP, hvor overfladelaget har fået den lave ledningsevne fra Petersen et al (2008), PPK hvor pløjesålen har denne lave ledningsevne, og SPP hvor pløjesålen har ledningsevne fra Petersen et al (2008) og overfladen fra Daraghmeh et al (2008).

3.2.1.4 Sekundært domæne

I vores referenceopsætning har vi valgt at tage udgangspunkt i Tabel 3-7, vi kombinerer parametrene for D1 for drængrøften med parametrene for M19 for resten af marken. Vi laver to scenarier, hvor vi tester effekten. I scenariet U4S tager vi udgangspunkt i U4 i stedet for M19. I scenariet NOS undlader vi helt at køre med et sekundært domæne.

3.2.1.5 Sorption og partikeltransport

Vi har lavet en generel ændring med hensyn til pesticiderne i forhold til MST-MARKDRÆN. Inspireret af vores erfaringer med påførslen af Brilliant Blue, har vi indført en ny parameter til pesticiderne der angiver opløselighed. Infiltrationen af stof til både jordmatrixen og bioporer i modellen kan nu være begrænset af stoffets opløselighed, idet opløseligheden nu udgør den maksimale koncentration af stof i det indgående vand. Værdier for opløselighed er taget fra PPDB (2009). Det har stor betydning for pendimethalin, hvor opløseligheden er angivet til 0,33 mg/l. Det svarer til at der kræves en infiltration på næsten 50 mm vand for at opløse den tilførte mængde stof. Til sammenligning er opløseligheden af ioxynil meget høj, og selvom værdien bedømt ud fra andre kilder ser ud til at være noget pH-afhængig (vokser med pH inden for normalområdet) vil den under alle omstændigheder være høj nok til at stoffet kan trænge ind i jorden med den første regn. I PPDB er opløseligheden for ioxynil angivet til 3034 mg/l.

Derudover tester vi tre scenarier. I PAR scenariet har vi slået kolloidfaciliteret transport fra. I Brilliant Blue kalibreringen fandt vi en relativ hurtig sorptionskinetik; for to af de tre undersøgte søjler var bedste bud lig den øvre grænse vi havde sat for kalibreringen. Vi har derfor et KSO scenarie hvor vi tester en sorptionsrate på 1 (100%) per time for begge pesticider, i de øvrige har vi brugt vores standardrate på 0,05 per time. Ligeledes inspireret af vores Brilliant Blue forsøg har vi i K10 scenariet nedsat sorptionen til 10 % af den oprindelige værdi for både ioxynil og pendimethalin.

3.2.2 Resultater og diskussion

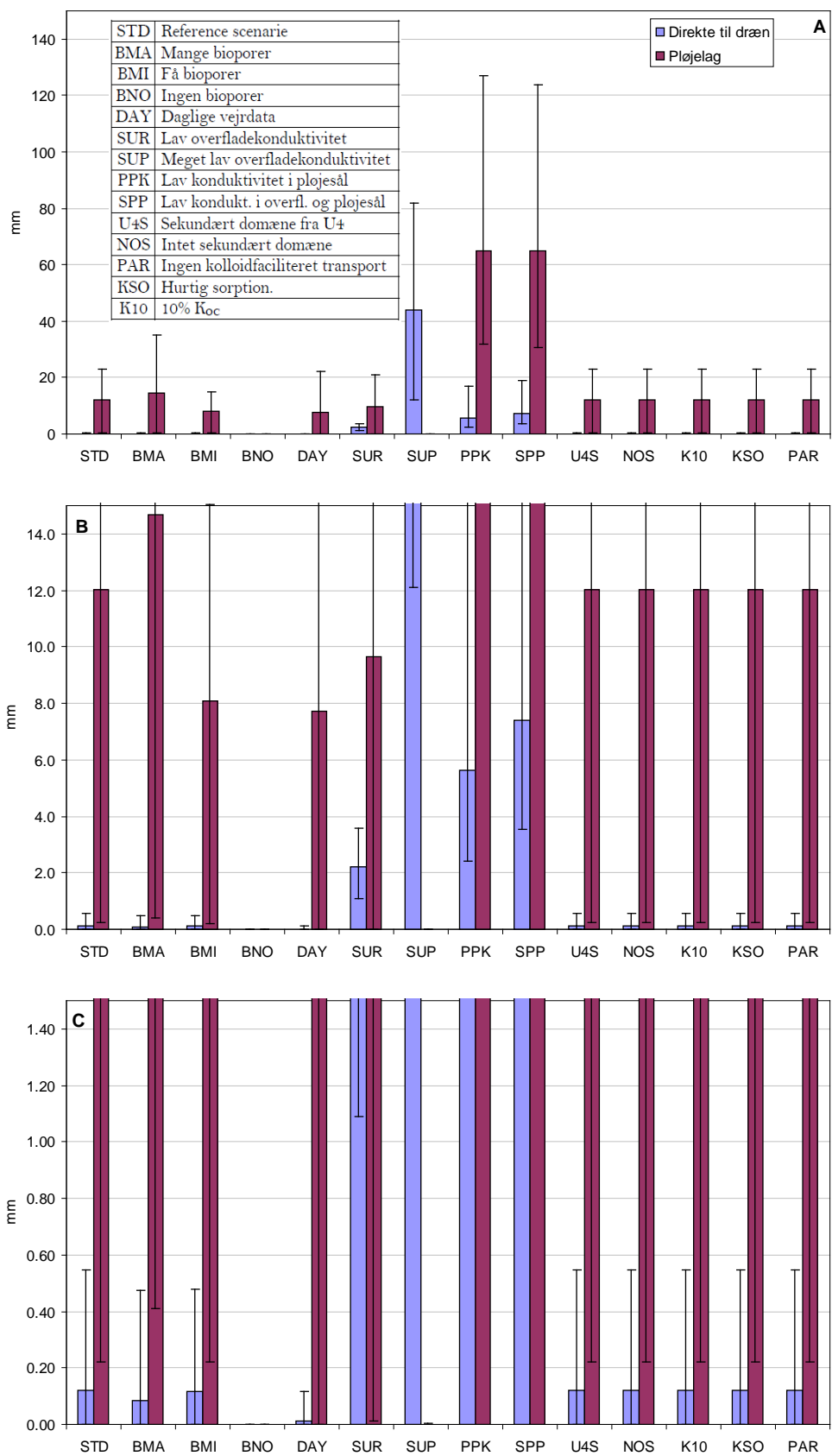
Simuleringsresultaterne er afbilledet på Figur 3-3 (vand i bioporer), Figur 3-4 (ioxynil udvaskning) og Figur 3-5 (pendimethalin udvaskning). De enkelte scenarier fra Tabel 3-10 er angivet langs x-aksen. Resultaterne er angivet som søjler, med både de gennemsnitlige, maksimale, og minimale værdier over de 10 drænsæsoner.

For bioporerne har vi på Figur 3-3 valgt at vise, hvor meget vand der strømmer direkte fra overfladen til drænforbundne bioporere, samt hvor meget vand der i alt strømmer til bioporere fra pløjelaget. Det første giver et indtryk af hvor meget vand der helt strømmer uden om jordmatricen, og det sidste giver et indtryk af den almindelige bioporeaktivitet i jorden.

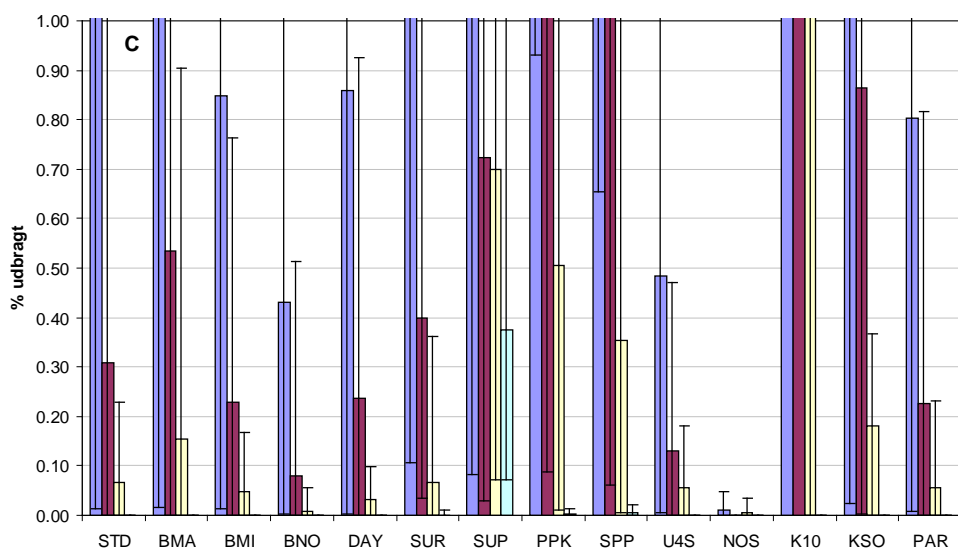
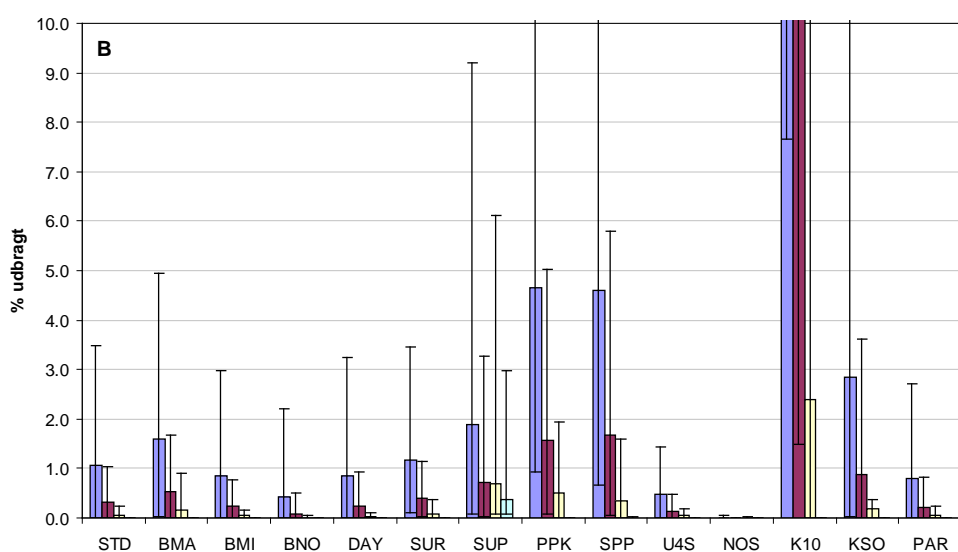
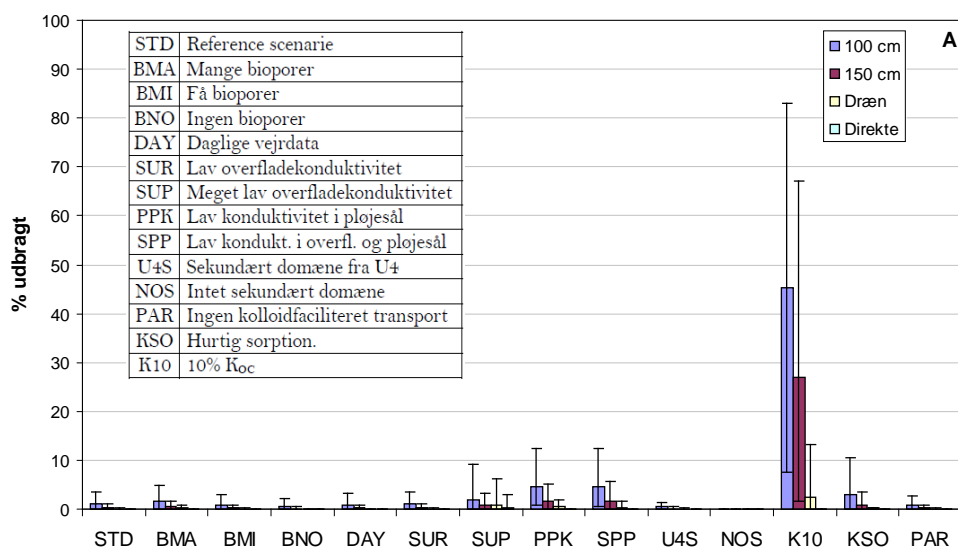
For pesticiderne (Figur 3-4 og Figur 3-5) har vi valgt at vise:

1. Hvor meget der udvaskes 1 meter under jordoverfladen. Det ligger over drænene, men udgør den dybde hvor FOCUS (2000) og Daisy i den anvendte opsætning ikke længere regner med nedbrydning. De pesticider der passerer under denne grænse vil derfor forsvinde enten til dræn eller ud af nedre rand, hvis blot simuleringen kører tilstrækkelig længe.
2. Tilsvarende udvaskning 1,5 meter under jordoverfladen. Dette er 30 cm under bioporerne, og giver derfor et indblik i pesticidets evne til at bevæge sig gennem jordmatricen, og mulig risiko for drikkevandet.
3. Samlet udvaskning til dræn, og derved potentielt til overfladevand.
4. Udvasning til dræn fra overfladen via direkte forbundne bioporere, som er hovedemnet for dette projekt.

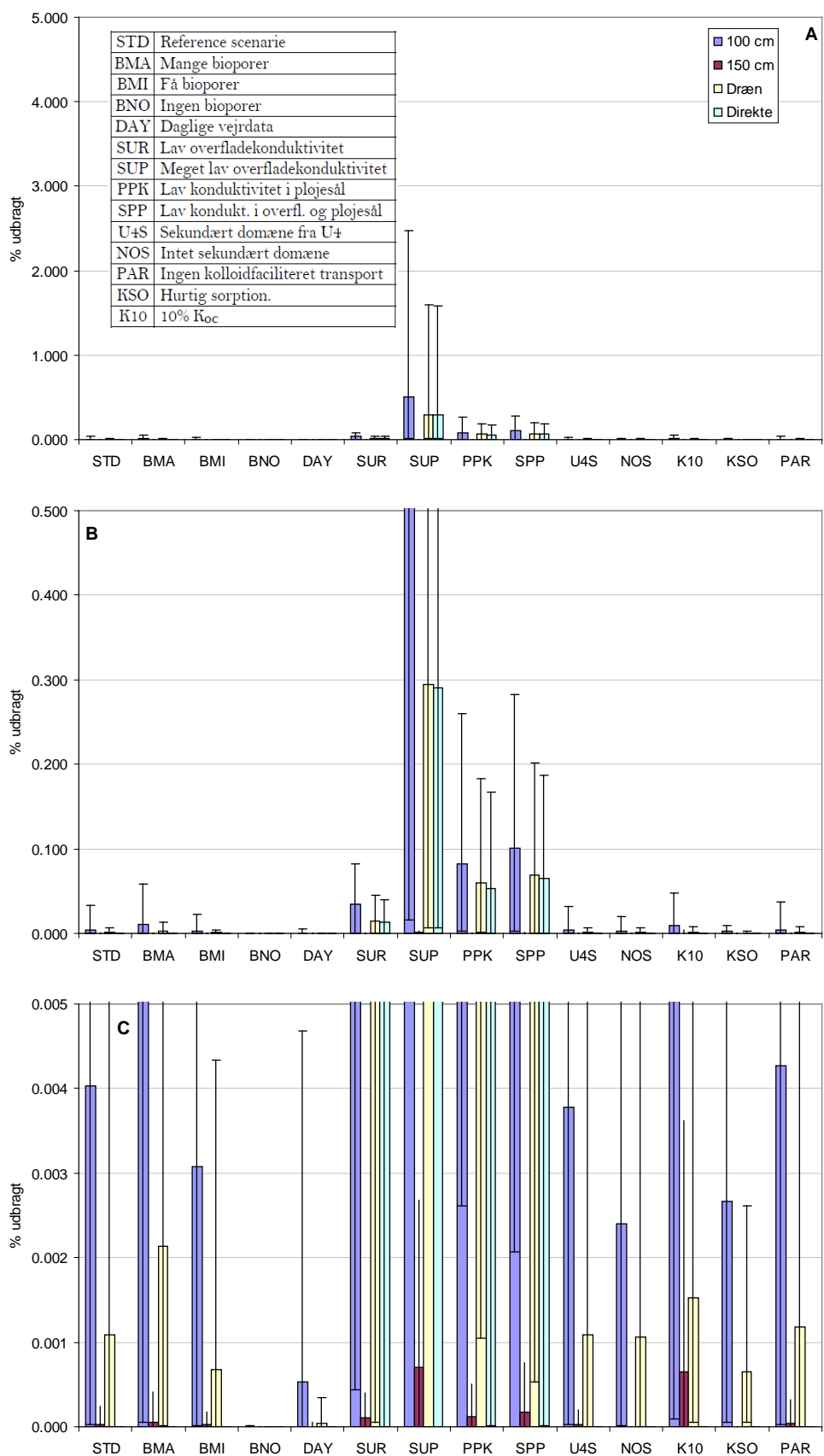
Der er tre figurer i hver graf, de viser de samme data men skalaen er forskellig, hvilket reflekterer forskellen i sensitivitet over for de valgte parametre.



FIGUR 3-3: TILFØRSEL AF VAND TIL BIOPORER I VINTERHALVÅRET (OKTOBER TIL MARTS) FOR ALLE SCENARIER FRA HENHOLDSVIS DIREKTE DRÆNFORBUNDNE BIOPORER I OVERFLADEN, OG TILFØRSEL TIL DYBE BIOPORER FRA PLØJELAGET. SØJLERNE ANGIVER GENNEMSNITSVÆRDIER FOR PERIODEN 1998/1999 TIL 2007/2008. VARIATIONSBREDDEN ER OGSÅ VIST. GRAF A TIL C VISER SAMME RESULTATER SET I FORSKELLIG SKALA.



FIGUR 3-4. UDVASKNING AF IOXINYL I VINTERHALVÅRET (OKTOBER TIL MARTS) FOR ALLE SCENARIER 100 CM UNDER JORDOVERFLADEN, 150 CM UNDER JORDOVERFLADEN, TIL DRÆN TOTALT, OG TIL DRÆN FRA OVERFLADEN Gennem direkte forbundne bioporer. Søjlerne angiver gennemsnitsværdier for perioden 1998/1999 til 2007/2008. VARIATIONSBREDDEN ER OGSÅ VIST. ALLE TAL ER RELATIVE VÆRDIER SET I FORHOLD TIL TILFØRT MÆNGDE. GRAF A TIL C VISER SAMME RESULTATER SET I FORSKELLIG SKALA.



FIGUR 3-5. UDVASKNING AF PENDIMETHALIN I VINTERHALVÅRET (OKTOBER TIL MARTS) FOR ALLE SCENARIER 100 CM UNDER JORDOVERFLADEN, 150 CM UNDER JORDOVERFLADEN, TIL DRÆN TOTALT, OG TIL DRÆN FRA OVERFLADEN Gennem DIREKTE FORBUNDNE BIOPORER. Søjlerne angiver gennemsnitsværdier for perioden 1998/1999 til 2007/2008. VARIATIONSBREDDEN ER OGSÅ VIST. ALLE TAL ER RELATIVE

VÆRDIER SET I FORHOLD TIL TILFØRT MÆNGDE. GRAF A TIL C VISER SAMME RESULTATER SET I FORSKELLIG SKALA. BEMÆRK AT DER ER TO STØRRELSESORDNER TIL FORSKEL MELLM GRAF B OG C.

3.2.2.1 *Bioporer og vejrdata*

Hvis vi ser på vand først, så ser vi at antallet af bioporer har en moderat betydning for, hvor meget vand der strømmer til bioporerne i pløjelaget. Det er (uden inkludering af vandstandsede jordlag) henholdsvis 14 mm i gennemsnit per drænsæson med høj bioporetæthed (BMA), og 8 mm for med lav bioporetæthed (BMI). Uden bioporer får vi naturligvis ingen bioporeaktivitet (BNO). I overfladen får vi faktisk en lille reduktion i strømmen til bioporer i BMA, men niveauet er lavt, ca. 0,1 mm. Alle disse tal skal ses i sammenhæng med en total vandstrøm på omkring 220 mm. Brug af dagsværdier for nedbør (DAY) betyder en moderat reduktion i bioporestrømmen i pløjelaget, til et niveau der svarer til BMI, men en kraftig reduktion af strømmen fra overfladen, til ca. 10 % af hvad der opnås med timeværdier.

For ioxinyl ser vi en jævn nedgang i udvaskningen med antal bioporer, nedgangen er kraftigere for udvaskning til dræn end for dyb udvaskning. Igen ser DAY ud til at ligge på niveau med BMI. Vi ser ingen direkte udvaskning fra overflade til dræn.

For pendimethalin ser vi den samme nedgang for udvaskningen til dræn, men vi ser næsten ingen dyb udvaskning eller udvaskning i BNO. DAY har også næsten elimineret udvaskningen. Dette reflekterer antageligvis bioporernes større betydning for stærkt sorberende stoffer.

3.2.2.2 *Hydraulisk ledningsevne*

Hvor variationerne i antallet af bioporer baseret på målte tal havde en moderat betydning for vandstrømmen gennem bioporerne, er der intet moderat over betydningen af variationen i den hydrauliske ledningsevne, igen baseret på målte tal fra samme mark. Først og fremmest får vi nu en betydelig direkte vandstrøm fra overflade til dræn gennem bioporer. I SUR scenariet, hvor vi bruger den laveste direkte målte gennemsnitsværdi fra dele af marken, stiger den direkte strøm fra overflade til dræn til godt 2 mm. Strømmen fra pløjelaget til bioporer falder tilsvarende. I SUP hvor vi har nedsat ledningsevnen til 10 % fraktilen for pløjesålen er vi oppe på over 40 mm direkte fra overflade til dræn, til gengæld bliver bioporerne i pløjelaget ikke længere aktiveret. Det virker realistisk at begge scenarier vil repræsentere dele af marken, men næppe hele marken. SUP scenariet kunne f.eks. repræsentere hjulspor. Tilførslen af en pløjesål (PPK og SPP) giver som forventet anledning til en væsentlig højere strøm af vand til bioporer i pløjelaget, men giver også i sig selv anledning til en strøm af vand uden om pløjelaget. Det kan forklares med en vådere overjord. Hvis vi sammenholder SUR (overfladelag), PPK (pløjesål), og SPP (overfladelag plus pløjesål) ses det klart at med de målte værdier for de to lag har pløjelaget større betydning for strømmen af vand fra overflade til dræn gennem bioporer, end overfladelaget. Men når vi flytter parametrene for pløjesålen op til overfladen (SUP), bliver det overfladelaget der dominerer.

For ioxinyl har det moderate overfladelag (SUR) kun en moderat betydning for udvaskningen, både til dræn og dyb udvaskning. Tilførslen af en pløjesål (PPK & SPP) mangedobler begge to. I forhold til disse to har det særligt kompakte overfladelag (SUP) den betydning at en større andel af udvaskningen ender i dræn. SUP er da også det eneste scenarie, hvor den

direkte forbindelse mellem overflade og dræn spiller en væsentlig rolle for ioxinyl.

For pendimethalin er de direkte forbundne bioporer derimod altdominerende for udvaskningen til dræn, og vi ser en tæt sammenhæng mellem hvor meget vand der strømmer direkte fra overfladen til dræn, og hvor meget pendimethalin der ender i dræn. Den dybe udvaskning af pendimethalin mangedobles også, men fra et så lavt udgangspunkt, at den stadig ikke kan ses på samme graf som udvaskningen til dræn.

3.2.2.3 *Sekundært domæne*

Opdelingen i to domæner vedrører kun stoftransport, og har derfor ikke betydning for vandstrømmen. I U4S har vi ændret på opdelingen mellem de to domæner for jorden uden for drængroften. Resultatet er en halvering af den dybe udvaskning af ioxinyl, mens ændringen kun har mindre betydning for udvaskningen af ioxinyl til dræn. Måske fordi drængroften ikke er berørt af ændringen. I NOS scenariet, hvor vi kun har ét (langsomt) strømningsdomæne, er udvaskningen af ioxinyl næsten elimineret. For pendimethalin er bioporerne den dominerende transportvej, så betydningen af en opdeling i 2 matrixdomæner, er til at overse.

3.2.2.4 *Sorption og partikelbåren transport*

Sorption (KSO, K10) og partikelbåren transport (PAR) har (naturligvis) ikke betydning for strømmen af vand. I K10 har vi nedsat sorptionsevnen til 10 % af litteraturværdien, hvilket har en markant betydning for udvaskningen af ioxinyl. Den dybe udvaskning stiger to størrelsesordner fra 0,6 % til 54 %, og udvaskningen til dræn stiger fra 0,1 % til 5 %. For pendimethalin er effekten kun en beskedent stigning af udvaskningen til dræn. Den dybe udvaskning mangedobles, men igen fra et meget lavt startniveau. En hurtigere sorption/desorption (KSO) mere en fordobler udvaskningen af ioxinyl, men mindsker udvaskningen af pendimethalin en smule. Den partikelbårne transport har kun beskedent betydning i vores model for de to stoffer, udvaskningen af ioxinyl er lidt lavere uden partikelbåren transport (PAR), men lidt højere for pendimethalin.

3.2.3 **Opsummering og konklusion vedrørende følsomhedsanalysen**

Alle resultater skal tages med det forbehold, at vi kun har set på en enkelt lokalitet og to pesticider, og at vi ikke har kigget på synergieffekter mellem de enkelte parametre. Samt naturligvis det forbehold man altid må tage, når der er tale om rene modelberegninger. Alligevel mener vi det er relevant at pege på, i hvilken retning resultaterne viser. Først og fremmest er vi nødt til at skelne mellem svagt sorberende pesticider (repræsenteret ved ioxinyl) og stærkt sorberende pesticider (repræsenteret ved pendimethalin).

For svagtadsorberende pesticider er det især de egenskaber, der styrer transporten i jordmatrixen, som bestemmer udvaskningen. Det vil her især sige opdelingen i to domæner, samt sorptionsegenskaberne. For opdelingen i domæner gælder det heldigvis, at det i højere grad er eksistensen af dette, end den præcise parameterisering, som er afgørende. For sorptionen ser det ud til, at de værdier som findes gennem batchforsøg ikke er velegnede til at regne på transport. De parametre, der styrer vandtransporten, det vil sige den hydrauliske ledningsevne og bioporerne, er også vigtige, men kommer dog i anden række. At bruge døgnværdier af vejrdata (specielt for nedbøren) til

simulering af udvaskningen af svagt sorberende pesticider kan være acceptabelt.

For stærkt sorberende pesticider er det de parametre, der påvirker bioporenes virksamhed, som dominerer. Det gælder især eksistensen af vandstandsene lag, her især i overfladen. Det er ikke godt nok at bruge middelværdier her, der kan sagtens være mindre områder med relativt lav ledningsevne (f.eks. hjulspor), som er dominerende for den samlede udvaskning. Det præcise antal af bioporer er af mindre betydning end eksistensen af vandstandsende lag og især eksistensen af bioporer med direkte forbindelse til drænene. Opdelingen i to domæner har mindre betydning, og sorptionsegenskaberne får først afgørende betydning, når vi begynder at se på den relativt lille udvaskning til stor dybe. Det er ikke acceptabelt at bruge døgnværdier af vejrdato til simulering af udvaskningen af stærkt sorberende pesticider.

4 Sammenfattende diskussion

4.1 RØGGASMETODEN

Makroporer som danner direkte forbindelse mellem jordens overfladelag og nedgravede dræn kan fremme udvaskningen af en række stoffer herunder pesticider, som tilføres på markoverfladen (Hansen et al., 2012). Der findes ikke pt. nogen anerkendt teknik til kvantificering og lokalisering af sådanne makroporeforbindelser i markskala. Vi har udviklet, testet og beskrevet en røggasteknik til formålet. Udgangspunktet var et røggasforsøg beskrevet af Shipitalo og Gibbs (2000). Shipitalo og Gibbs arbejdede med 10 år gamle PVC-dræn installeret i 60 cm dybde på en siltjord. De udførte deres røgforsøg ved én lejlighed og giver næsten ingen detaljer, hvad angår selve røgteknikken eller jordens tilstand.

Den nyudviklede teknik bygger på indblæsning af luft indeholdende små hydrofobe røgpartikler (oliedråber) under lavt tryk i uforstyrrede dræn og karakterisering af de røgfaner, som kommer op af jorden over dræne. Røgfanerne påviser eksistensen af store (luftfyldte) og sammenhængende transportveje. Fanerne kortlægges, og der gennemføres en grov vurdering af deres ”effektive” størrelse baseret på sammenligning med røgfaner fra ”referencemakroporer” med kendte dimensioner (glatte plastrør koblet på enderne af det røgførende dræn).

Faktorer som lufttryk i drænet, grundvandsstand og jordvandindhold forventes at kunne påvirke mængden og kontinuiteten af luftfyldte porer, og dermed potentielt resultater af røgforsøgene. Vi har arbejdet med disse faktorer og vist, at det inden for visse grænser er muligt at opnå reproducerbare resultater. Det gælder ved en grundvandsstand på mindst 15-20 cm under drændybden og i situationer, hvor pløjelagets vandindhold ikke er målbart under markkapacitet. Endvidere har overtrykket i drænledningen ligget i intervallet fra 3 til 9-10 hPa.

Under de nævnte forudsætninger vil indblæsning af luft i drænet formentlig ikke ændre på vandindholdet i de større bioporer. Dette er belyst gennem beregningseksempler i afsnit 2.2.1.2. Ved højere tryk og/eller ved højere grundvandsspejl forventes der at være en effekt på vandindholdet i de store porer. Dette vil potentielt kunne medføre, at røgafgivelsen ikke bliver stationær (eksempelvis at der dukker et voksende antal røgfaner frem mens optællingsarbejdet foregår), og at der (pga. trykvariationer) opstår unaturlige forskelle i størrelsen af de luftfyldte porer langs med drænet. Vi har ikke arbejdet med kombinationer af højt tryk og høj grundvandsstand, og kan derfor ikke vide om de omtalte negative effekter vil forekomme i praksis. Vi så en kraftig forøgelse i mængden af røggivende makroporer på drænsektion S1 i perioden fra 14. til 26. april 2010, hvor grundvandsstanden faldt fra drænniveau til mindst 15-20 cm under drænet. Det er nærliggende at forklare denne forøgelse med det faldende grundvandsspejl, men vi kan ikke udelukke, at jordstrukturændringer i perioden som følge af biologisk aktivitet (fx regnormeaktivitet) kan have været en medvirkende årsag.

Anvendelsen af referencemakroporer tjener flere formål. De danner basis for sammenligning af tryk og røgafgivelse ved de to yderpunkter af tryk, der findes langs drænet, og hermed for at kontrollere, om drænet er helt eller delvist tilstoppet. Montering af porerne på drænets ender gør det lettere at foretage selve trykmålingerne, idet trykmåleren kan tilsluttes slangeenderne i jordoverfladen. Røgafgivelsen fra rigtige makroporer sammenlignes med røgafgivelsen fra referencerne, hvilket danner baggrund for at vurdere røgfanernes størrelse og derved opnå et indtryk af porernes effektive størrelse og -kontinuitet. Røgfaner fra såvel jord som referencemakroporer påvirkes af vindforholdene, og løbende sammenligning med referencerne kan i betydelig grad kompensere for effekter af varierende vind.

I henhold til Poiseuilles ligning (se afsnit 2.2.1.3) forventes luftstrømningen i en luftfyldt cylindrisk pore mellem drænet og atmosfæren at være proportional med trykdifferencen og med poreradius i 4. potens. Det fremgår, at den effektive størrelse (radius) af en transportvej i jorden forventes at have langt større indflydelse på størrelsen af en røgfan end observerede trykdifferencer. Det kan forklare, at mindre trykforskelle langs drænet ikke havde væsentlig indflydelse på resultater af forsøgene. Ikke desto mindre bør trykvariationerne ikke være for høje, hvilket kunne opnås med den anvendte teknik, når de undersøgte drænssektioner ikke var for lange (højst ca. 35 m). I princippet bør det være muligt at reducere trykvariationerne yderligere (og måske dermed at undersøge længere drænssektioner) ved at dublere det anvendte udstyr og blæse ind i drænet fra begge ender.

I alle røgforsøg gennemført i foråret og efteråret 2010, samt i foråret 2011 udgik røgfanerne fra tydelige makroporer i overfladen (sprækker eller regnormegange). Ved forsøget i vårbyg den 21. juni 2010 på relativt nylig bearbejdet jord var der både tydelige røgfaner fra åbne regnormegange og diffus røgafgivelse fra mindre afgrænsede områder henover drænene. En sådan diffus røgafgivelse er vanskelig at kortlægge. Vi tolkede fænomenet som en effekt af jordbearbejdningen (såbedstilberedningen), at jordbearbejdningen havde ødelagt potentielt røgførende makroporer i selve overfladelaget. Helt nyligt gennemført jordbearbejdning vil utvivlsomt have effekt på kortlægningen af drænforbundne makroporer med røgteknikken. Vi har erfaring for, at en aktiv regnormepopulation hurtigt kan genetablere nogle gangforbindelser til overfladen efter gennemført jordbearbejdning (få dage). Men der er helt sikkert dynamiske effekter relateret til jordbearbejdning og biologisk aktivitet, som fortjener yderligere opmærksomhed.

Det blev vurderet som umuligt at foretage en direkte bestemmelse af mængden af luft transporteret i de røgførende makroporer. I stedet blev røgfanerne som nævnt sammenlignet med røgfaner fra referencemakroporer med kendte egenskaber. For disse er det muligt at estimere strømningen vha. Poiseuilles ligning (se afsnit 2.2.1.3). Ved indsættelse af en typisk trykdifference målt ved dræntilslutningen (9,1 hPa, jf. Tabel 2-4) i Poiseuilles ligning er det beregnet, at den lille referencemakropore ($d=3,0$ mm) kan lede en luftmængde på $3,8 \text{ L min}^{-1}$ (se afsnit 2.2.1.3). En typisk trykdifference ved enden af drænssektionen (4,4 hPa) vil give $1,8 \text{ L min}^{-1}$. Estimerer for den store referencemakropore ($d=6,0$ mm) er 16 gange disse værdier. På alle måledatoer på nær 27. maj var hovedparten af de kraftige røgfaner (men langt fra alle) svagere end røgfanen fra nærmeste store referencemakropore. Den 27. maj var hovedparten af fanerne derimod større end fanen fra nærmeste store referencemakropore. Det skal bemærkes, at hovedparten af

jordens røggivende makroporer nok er lidt kortere end referencemakroporerne.

En estimeret øvre grænse for mængden af luft transporteret til atmosfæren via røgførende makroporer (eksempelvis) den 3/5-2010 (Q_{\max}) kan opnås ud fra det maksimalt observerede antal af røgfåner på denne dato (96) og ved at antage, at alle de røgførende porer transporterer samme luftmængde som de store 6,0 mm referencemakroporer: $Q_{\max} = 96 \cdot 16 \cdot 3,8 \text{ L min}^{-1} = 350 \text{ m}^3 \text{ time}^{-1}$. Denne værdi er lille sammenlignet med blæserens ydelse ved et tryk på 9 hPa (ca. $1500 \text{ m}^3 \text{ time}^{-1}$). Det fremgår, at hovedparten af den tilførte luftmasse siver gennem jorden og ud i atmosfæren uden at efterlade synlige røgspor ved overfladen. Røgparklerne filtreres formentlig fra i mange, mindre effektive transportveje gennem vekselvirkning med jorden. Denne antagelse understøttes af iagttagelsen, at et stort antal fine rodkanaler ($d < 0,5 \text{ mm}$) afgav små røgfåner på nedre dele af profilvæggen (i opgravningerne ved drænsektionens ender), men at ingen sådanne røgfåner fra helt små porer udgik fra selve jordoverfladen. Iagttagelsen viser, at der nederst i profilen er mange rodkanaler, som danner forbindelse med drænet. Frafiltrering af røgparkler i mindre porer betragter vi grundlæggende som en fordel fordi projektet netop har fokus på de mest effektive transportveje. Kun de største og mest sammenhængende transportveje er store nok til at lede tilstrækkeligt mange røgparkler (per tidsenhed) frem til jordoverfladen. Når lufttrykket i dele af drænet faldt til 1-2 hPa eller derunder, som det var tilfældet i arbejdet med 70 og 105 m lange drænsektioner, skete der et mærkbart fald i antallet af synlige røgfåner. For en væsentlig del af de transportveje, der før var synlige, blev luftstrømningen med andre ord så langsom, at et utilstrækkeligt antal røgparkler nåede jordoverfladen. Tilsvarende må man forvente, at antallet af synlige røgfåner vil vokse, hvis lufttrykket øges markant i forhold til de undersøgte trykniveauer. Nye, forventeligt mindre effektive transportveje vil komme til at indgå i opgørelsen.

I princippet bør metoden medtage lige netop de poresystemer, som spiller en vigtig rolle i transporten af forureningsstoffer fra overfladen til drænet. Vi ved i princippet ikke, om vi i nærværende projekt har "ramt" det helt rigtige trykniveau. Processer som adsorption og nedbrydning påvirker stoffernes mulighed for at blive transporteret i mindre porer, og det er derfor sandsynligt at "det rigtige trykniveau" er forskelligt for forskellige stoffer. Som anvendt i nærværende projekt inkluderer røgmetoden potentielle effekter af alle de større bioporer og evt. større sprækker (illustreret ved beregningseksempler i afsnit 2.2.1.3). I praksis vil man uden større vanskeligheder kunne bruge den anvendte røggenerator sammen med en anden blæsertype, som kan levere nogenlunde samme luftmængde per tidsenhed, men ved et lufttryk på 30-50 hPa.

Røggasmetoden er også beskrevet i Petersen et al. (2012).

4.2 KARAKTERTRÆK HOS DIREKTE DRÆNFORBUNDNE MAKROPORER

Karakteriseringen er gennemført ud fra den arealmæssige fordeling af røgfåner omkring og langs med drænet, de røgførende porers "effektive" størrelse ("kraftige" eller "svage" røgfåner), samt på basis af infiltrationsforsøg lavet på enkeltporer suppleret med profiludgravninger.

Der blev kun fundet yderst få røgfåner uden for et 1,0 m bredt bælte på overfladen centreret over drænet, og slet ingen røgfåner i en afstand af mere

end 70 cm fra drænet. Resultaterne er i god overensstemmelse med erfaringer fra (overordnet set) tilsvarende forsøg lavet af Shipitalo og Gibbs (2000). I begge undersøgelser udgik fanerne hovedsageligt fra åbentstående regnormegange i selve jordoverfladen, men i nogle af vore forsøg (fra foråret 2010) fremkom mange af fanerne desuden via sprækker i et delvist udtørret overfladelag. Når disse sprækker blev for dybe (ved udtørring af større dele af pløjelaget), blev røgafgivelsen mere diffus og vanskeligere at stedfæste præcist. Det samme gjorde sig gældende i et forsøg som blev lavet relativt kort tid efter jordbearbejdning.

Der var ikke nogen sikker forskel på fordelingen af kraftige og svage røgfaner på tværs af drænet. Det kan måske undre ud fra en forventning om at længere transportveje er mindre effektive. I forbindelse med udgravningerne så vi dog eksempler på røgførende regnormegange, som startede et stykke uden for drængrøften, og som bøjede ind mod (eller i) drængrøften i jorden mellem pløjelag og dræn. Afstanden fra en røgførende regnormegang til drænet målt ved jordoverfladen behøver med andre ord ikke at afspejle afstanden på den formentlig mest kritiske del af strækningen ved drændybden. Den spredning i røgfanernes placering omkring drænet, som vi observerer, kan således hovedsageligt bero på varierende orientering af de regnormegange, der har forbindelse til drænet.

Med et vist forbehold over for måleusikkerhed var der stærk tendens til at finde røgfanerne de samme steder, når samme drænafsnit blev undersøgt på forskellige tidspunkter. De røgførende makroporer synes altså at have været relativt persistente, et forhold som muligvis vil ændre sig, hvis der foretages jordbearbejdning. Røgfanerne var i nogen grad fordelt i klynger langs med dænene, dvs. at der både var områder med adskillige tætliggende faner samt områder (adskillige sammenhængende meter) helt uden røgfaner. Data fra foråret 2010 blev underkastet en formaliseret analyse som viste, at fordelingen langs med drænet afveg signifikant fra at være tilfældig. De øvrige data giver ikke anledning til at betvivle resultatet af denne analyse. Den uensartede forekomst langs med drænet indikerer, at transportprocesser, som måtte være tæt forbundet med de røgførende makroporer, vil være fordelt på tilsvarende måde. Nærværende undersøgelse indikerer altså, at sådanne processer ikke er tilfældigt fordelt langs med drænene. Dette har konsekvenser for planlægningen og tolkningen af feltstudier af transporten af forureningsstoffer til markdræn såvel som generelle feltforsøg. På grund af mangel på data, specielt vedrørende biologisk aktivitet, har vi ikke forsøgt at analysere årsagerne til den uensartede fordeling langs med drænet.

Det er måske nok sandsynligt, men ikke helt givet, at makroporerne med de kraftigste røgfaner også er dem, der har det største potentiale for makroporestrømning fra jordoverfladen til drænet. I forbindelse med infiltrationsforsøg med vand tilsat Brilliant Blue lavet på enkeltporer var de kraftigt røggivende regnormegange imidlertid stærkt overrepræsenteret i forhold til de svagt røggivende, opgjort ud fra om farvesporene nåede helt frem til eller ind i drænene og videre til drænudløbet. Og målte infiltrationsrater med vanddækket jordoverflade (repræsenterende maksimalværdier) var signifikant højere for kraftigt røggivende makroporer end for tilsvarende porer fra området ved drænet med svag hhv. ingen røgafgivelse. Estimer for geometriske middelværdier af infiltrationsraterne var hhv. 195, 63 og 39 mL min⁻¹ for porer med kraftig, svag og ingen røgafgivelse, dvs. at middelværdien var mindst 3 gange højere for regnormegange med kraftig røgafgivelse end for de øvrige kategorier. Begge

resultater tyder på at kraftig røgafgivelse kan bruges som indikator for potentialet for forbigående strømning ("bypass flow") fra overfladen til drænet. Om forbigående strømning til drænet vil finde sted under naturlige forhold i marken afhænger ikke bare af potentialet for vandtransport, men også af om der sker en aktivering og en tilstrækkelig tilstrømning af vand til makroporerne.

Fordelingen mellem kraftige og svage røgfaner varierede mellem drænsektioner. Andelen af kraftige faner var højere på S1, S2 og S5 end på S3 og S4 (Tabel 2-5). Årsagen til denne forskel kendes ikke. I nogle tilfælde var der en vis forskydning i fordelingen mellem kraftige og svage røgfaner over tid (fx for S1 mellem 03.05.2010 og 30.09.2010), i andre tilfælde syntes fordelingen at være nogenlunde uændret over tid (fx for S4 mellem 30.09.2010 og 11.04.2011). Begge optællinger af røgfaner på S4 foretaget hhv. i efteråret 2010 og i foråret 2011 viste et højere antal end på alle de øvrige sektioner. Her synes der mao. at være en konsistent forskel mellem drænlokaliteterne.

Infiltrationsforsøgene med Brilliant Blue afslørede omfattende netværk af makroporer i profilen med forbindelse til de røgførende makroporer. Strømningsmønstrene var helt anderledes (langt større og langt mere vidt forgrenede) end dem, der optrådte i det efterfølgende sporstofforsøg. Forskellen beror sandsynligvis især på forskellige randbetingelser i de to forsøg ("ponding" i 20 minutter versus naturlig nedbør fordelt over ca. 2 måneder). Ved ponding opstår der sandsynligvis et positivt vandtryk i den store, centrale makropore, som initierer strømning i de tilknyttede makroporer. Dette sker ikke eller i langt mindre grad under naturlige nedbørsforhold. I forbindelse med røgforsøgene vil der sandsynligvis være et positivt lufttryk i hele den (formentlig store) del af netværket, som er luftfyldt. Røgforsøgene viste, at kun en yderst begrænset del af dette netværk dannede selvstændige, effektive (røgførende) forbindelser med jordoverfladen.

Infiltrationen ved ponding var som nævnt langt fra endimensionel, og en sammenligning af infiltreret vandmængde med tilsvarende ved naturlig nedbør er derfor ikke fair. Alligevel er det værd at bemærke at der i løbet af 20 min med ponding generelt infiltrerede relativt store vandmængder. Der blev således i løbet af 20 minutter målt værdier mellem 0,15 og 16,7 L per lokalitet, hvilket for de små prøveringe med et areal på $(3,0 \text{ cm})^2 \cdot \pi = 28 \text{ cm}^2$ kan omregnes til vandhøjder på mellem 54 og $6,0 \cdot 10^3$ mm. Der knytter sig altså generelt en høj, og undertiden en helt enorm infiltrationsevne til de undersøgte makroporer, hvilket harmonerer med det vidt forgrenede netværk af strømningsaktive makroporer i profilen.

Ved udgravningerne lavet i tilknytning til infiltrationsforsøgene med Brilliant Blue blev der ikke fundet eksempler på, at de store strømningsaktive regnormegange gik helt ind i drænet. I tilfælde hvor farvespor nåede helt frem til drænet endte de farvede regnormegange i lille afstand fra drænet, og farvesporene blev videreført i mindre rodkanaler og evt. sprækker. I forbindelse med en tidligere drænvandsundersøgelse på forsøgsarealet har der dog været et tilfælde, hvor regnorme (*L. terrestris*) blev skyllet ud af drænrørene (Petersen et al., 2004). Dette indikerer, at kontinuerede gangforbindelser mellem overfladen og drænrørene kan forekomme, i hvert fald på ældre drænsystemer baseret på tegldræn. Åbningerne i nyere dræn lavet af PVC er så små (alm. størrelse af rektangulære slidser: 1,5x5mm), at de næppe giver adgang for regnormene til drænet.

De mindste (effektive) transportveje for Brilliant Blue på hele strækningen fra jordoverfladen til drænene, og de mindste (effektive) transportveje for røg i modsat retning blev fundet i drænenes umiddelbare nærhed (mindre rodkanaler og sprækker). Tilsammen dannede disse en effektiv transportvej for røgparker og Brilliant Blue over en kort strækning. Det er muligt at disse transportveje vil udgøre en "flaskehals" når det kommer til transporten af stærkere adsorberende og hurtigt nedbrydelige stoffer fra jordoverfladen til drænet. Det er således ikke sikkert, at de mindre poresystemer er effektive transportveje, når det gælder transporten af relativt stærkt adsorberende og hurtigt nedbrydelige stoffer med vandfasen til drænet.

Røggasmetoden identificerer kun en del af de makroporer, som udgår fra drænet, nemlig dem der danner sammenhængende og store, luftfyldte forbindelser helt op til jordoverfladen. Disse forbindelser formodes at være af afgørende betydning for transporten af forureningsstoffer, som kun/især mobiliseres fra overfladelaget og kun kan transporteres i væsentligt omfang makroporer, hvilket bekræftes med nærværende projekt. Fra tidligere undersøgelser på omdriftsarealer ved vi, at antallet af potentielt hydraulisk aktive store bioporer typisk er langt større lidt under pløjelaget end i pløjelaget, formentlig især på grund af jordbearbejdningen (især pløjning). I forsøg med simuleret kraftig nedbør har vi således fundet, at antallet toppe i ca. 40 cm dybde (Gjettermann et al., 1997; Petersen et al., 1997b). Det er derfor sandsynligt, at antallet af drænforbundne makroporer, som ender lidt under furebunden, generelt er noget højere end antallet af porer, som når helt op til overfladen. Specielt i kombination med furebundspakning kan disse porer muligvis have meget stor betydning for transporten af stof som, mobiliseres fra større dele af pløjelaget. Beregninger i nærværende projekt (scenarie PPK med reduktion af furebundens mættede hydraulisk ledningsevne til 10% fraktilen af målte værdier) viste således som gennemsnit for en 10-års periode, at hele 65 mm vand (30% af perkolationen i 100 cm dybde) blev kanaliseret fra pløjelaget og ind i dybtgående makroporer. Relativt brede farveaftegninger ved furebunden fundet også i forbindelse med infiltrationsforsøgene i nærværende projekt (se fx Figur 2-26) viser, at der er et højt potentiale for vandbevægelse langs furebunden, når jorden er (meget) våd og når der er en kraft til at flytte vandet (en potentialgradient). I hældende terræn vil der altid være en sådan kraft, og i kuperet terræn vil der måske oven i købet være steder (med faldende gradient i strømningsretningen, dvs. med konkav overflade), hvor vandet i særlig grad kan samle sig og derved i særlig grad øge risikoen for makroporestrømning.

4.3 TRANSPORT AF VAND OG SPORSTOFFER SAMT MODELKALIBRERING

Sporstofferne blev transporteret væsentligt længere ned i jorden end vi forventede da forsøget blev dimensioneret (sammenhæng mellem nedbørmængde i forsøgsperioden og kolonnelængde). I en del af kolonnerne var praktisk taget alt sporstof vasket ud eller på anden måde forsvundet, da forsøget blev stoppet efter i alt 98 mm nedbør (tilstræbt mængde: 90 mm). Det betød, at modelkalibreringen ikke blev gennemført på kolonner, som var repræsentative med hensyn til sporstofretention, men derimod på repræsentanter fra gruppen med den højeste sporstofretention (gruppe II). Det har helt givet påvirket parameterverdier, som fastlægger størrelsen af matrixens 2 strømningsdomæner (A_{lim} og B_{lim}). Fremgangsmåden undervurderer formentlig størrelsen af det langsomme poredomæne set i forhold til marken som helhed. Og dermed undervurderes

nedvaskningen af det stof, for hvilket transport i matricen spiller en rolle (nedvaskningen af ioxynil i matricen undervurderes). Derimod har der ikke været effekt på beregningen af forbigående strømning, fordi der ikke blev bestemt ”bypass”-parametre ved kalibreringen. Der vil derfor ikke være nogen effekt på beregningen af transporten af vand og af stof fra overfladen i de direkte forbundne makroporer, eller på beregningen af vandtransport i nogen af de andre makroporer.

Der er ikke med data fra nærværende projekt tilstrækkeligt grundlag til at afgøre, om fraværet af større mængder af sporstof (specielt bromid) i kolonner af type I primært skyldes ”by-pass” eller at transporten overvejende sker i et matrixdomæne med hurtigtstrømmende vand, som er relativt lille. Der kan evt. være tale om øget ”bypass” foranlediget af jordlag med ringe hydraulisk ledningsevne i de pågældende kolonner. For at komme nærmere et svar på dette spørgsmål vil det være nødvendigt at gennemføre anderledes skalerede forsøg, fx forsøg med samme kolonnestørrelse, men mindre nedbørsmængde i forsøgsperioden.

Kalibreringen kunne gennemføres med rimelige parameterværdier, så der blev god overensstemmelse mellem simuleringresultater og måldata. Dette tyder på, at modellen medtager de væsentligste transportmekanismer. På grundlag af erfaringer fra laboratoriet havde vi forventet, at det ville være nødvendigt at kalibrere mindst én parameter til karakterisering af forbigående strømning i jorden (h_{end} , jf. afsnit 3.1.4.2). Denne parameter skulle redegøre for, hvornår (ved hvilket vandtryk) en igangsat makroporestrømning ville ophøre. Det viste sig imidlertid, at dataene kunne beskrives lige så godt uden kalibrering af h_{end} , dvs. at parameterværdien ikke havde nogen entydig effekt. For nærmere at afklare effekterne af h_{end} vil det være nødvendigt at lave sporstofforsøg over kortere tid, dvs. med mindre vandgennemstrømning end i det aktuelle tilfælde. Konsekvensen af ikke at skulle kalibrere en ”by-pass”-parameter er en enklere model, hvor den forbigående strømning (med en given forekomst af makroporer) genereres ud fra jordmatricens egenskaber i kombination med vejret og evt. forekomst af grundvand.

Ved kalibreringen blev der fundet en meget høj grad af opblanding i øverste jordlag (jf S_{lim} i Tabel 3-5). Dette støtter konceptet om forekomst af et ”mixing layer” i toppen (fx Styczen et al, 2011), som også anvendes i Daisy i forbindelse med simulering af mobiliseringen af jordkolloider.

4.4 EFFEKTER PÅ PESTICIDUDVASKNINGEN TIL DRÆN

Beregningerne i afsnit 3.2.2 omfatter både den samlede udvaskning til 100 og 150 cm dybde, den samlede udvaskning til dræn og udvaskningen direkte fra overfladen til dræn via direkte forbundne makroporer. Nærværende afsnit fokuserer på projektets hovedtema, dvs. udvaskningen til dræn og effekten af direkte forbundne makroporer.

Ingen af de to pesticider blev udvasket til dræn i nævneværdigt omfang i modelscenariet uden makroporer (BNO). Makroporerne var altså afgørende for udvaskningen. Pesticidets transportegenskaber (adsorptionsevne og nedbrydelighed) havde som ventet også meget stor indflydelse på udvaskningen. Der blev simuleret en større udvaskning af ioxynil, som har lav adsorptionsevne, på trods af at stoffet nedbrydes relativt hurtigt i jorden (ned til 100 cm dybde). I feltforsøg på det simulerede forsøgsareal har vi målt en

årlig udvaskning af nogenlunde ens størrelse for de to stoffer (hhv. 0,0018% og 0,0016% for pendimethalin og ioxynil; Petersen et al., 2003). Forskellen kan evt. bero på, at de anvendte sorptionsegenskaber er usikre. Det kan også være at effekten af transport i matricen har været mindre i feltforsøget end i simuleringerne, måske fordi simuleringerne undervurderer nedbrydningen af ioxynil. Der er meget betydelig usikkerhed på nedbrydningshastigheder for begge pesticider i de forskellige jordlag. Under 100 cm dybde regner modellen ikke med pesticidnedbrydning, hvilket har større betydning for udvaskningen af ioxynil end pendimethalin. Endvidere skal det understreges, at også måleresultaterne er behæftet med en betydelig usikkerhed. I feltforsøgene var omfanget af jordpakning ved drænene begrænset mest muligt, idet al færdsel foregik i faste kørespor placeret i en afstand af ca. 4 m til begge sider.

I referencescenariet (STD) var der ingen vandstandsende lag, og den forbigående vandstrømning fra overfladen til drænet var meget lille (0,1 mm). Dermed var en nødvendig forudsætning for omfattende direkte pesticidtransport til drænet ikke til stede. Omfanget af makroporestrømning fra hele pløjelaget til dybtgående bioporer, der især er relevant for udvaskningen af svagtadsorberende pesticider, var også beskedent (12 mm). For begge pesticider gælder derfor, at udvaskningen til dræn (% af udbragt mængde) var relativt beskedent (gns. hhv. 0,0011 og 0,066 % for pendimethalin og ioxynil; Figur 3-4 og Figur 3-5). Under disse vilkår vil en forøgelse af den udbragte pesticidmængde derfor kun have ringe betydning for udvaskningens størrelse.

Sænkning af ledningsevnen i matricens overfladelag til en lav værdi (SUR-scenariets 3 mm time^{-1}) havde relativt set en dramatisk indflydelse på pendimethalinudvaskningen til dræn (blev øget til gennemsnitligt 0,0151% fra referenceopsætningens 0,0011%), mens den direkte vandstrømning fra overflade til dræn blev øget til (gennemsnitligt) bare $2,2 \text{ mm år}^{-1}$ (ca. 1 % af perkolationen i 100 cm dybde). Det er bemærkelsesværdigt, at denne relativt lille vandmængde var af helt afgørende betydning for udvaskningen af pendimethalin til drænene. Resultatet er i overensstemmelse med erfaringer gjort af Kladivko et al. (1991, 1994), som i markforsøg over 4 år med 3 pesticider og 3 drænaftande viste, at meget betydelige pesticidmængder (op til gennemsnitligt 0,45% af udbragt mængde) kunne transporteres til markdræn i eventdrevne hændelser i løbet af de første 2 måneder efter udbringningen med ganske små vandmængder (samlet gennemsnitlig mængde af drænvand i perioden $< 16 \text{ mm}$). Kladivko et al. var ikke i stand til at specificere mængden vand, som kom direkte fra jordoverfladen. De fandt i øvrigt voksende pesticidudvaskning med aftagende drænaftand (variation fra 20 til 5 m), hvilket understøtter opfattelsen af, at drænenes nærområde og drænforbundne makroporer har afgørende betydning for pesticidudvaskningen til dræn. En sammenligning af resultater af modelscenarier med og uden makroporer peger i samme retning for begge pesticider.

For ioxynil havde pesticidtransport direkte fra overfladen til drænene via direkte forbundne makroporer kun væsentlig betydning, når overfladelagets hydrauliske ledningsevne var meget lav (SUP-scenariet), svarende til en decideret ødelagt jordstruktur (fx i kørespor under tunge maskiner). Det er usandsynligt, at sådanne forhold vil være fremherskende på større dele af arealet henover drænene. Det er derfor usandsynligt, at denne form for transport vil kunne dominere for stoffer med transportegenskaber som ioxynil. Dermed være også sagt, at overfladelagets hydrauliske ledningsevne næppe vil

have afgørende betydning for udvaskningen af et svagtadsorberende stof som ioxynil. Sænkning af den hydrauliske ledningsevne i furebunden (PPK-scenariet) havde derimod en dramatisk effekt på udvaskningen af såvel pendimethalin som ioxynil til dræn. Men hvor den udvaskede pendimethalin næsten udelukkende kom direkte fra overfladen, var dette ikke tilfældet for ioxynil. Forskellen beror på at ioxynil er til stede og kan transporteres ind i makroporerne i større jorddybde. At overfladeåbne, drænforbundne makroporer ikke var afgørende for transporten af det svagtadsorberende pesticid ioxynil stemmer overens med erfaringerne fra sporstofforsøget med bromid og Brilliant Blue, hvor transporten ikke var klart påvirket af forekomsten af en stor åben makropore i midten af forsøgsfelterne.

Fra feltforsøg har vi tidligere rapporteret om fund af høj korrelation mellem drænvandets indhold (koncentration) af jordpartikler og pendimethalin og om fravær af en høj korrelation mellem indholdet af jordpartikler og ioxynil (Petersen et al., 2003). Dette er blevet tolket som en indikation af, at transportmekanismerne var grundlæggende ens for pendimethalin og jordpartikler (begge helt afhængige af vandtransport i kontinuerede makroporer), men forskellig for jordpartikler og pendimethalin på den ene side og ioxynil på den anden (ioxynil kan i nogen grad transporteres i matricen). Det er efterfølgende i forsøg med store jordkolonner fra forsøgsmarken blevet vist, at en stor del af de jordpartikler som blev udvasket (op til 50%) stammede fra det øverste 0,5 cm jordlag. Resultaterne fra nærværende projekt (simuleringerne og sporstofforsøgene) underbygger opfattelsen af, at udvasket pendimethalin (og jordpartikler) i meget høj grad kommer direkte fra overfladen, mens et stof som ioxynil kan transporteres fra matricen til makroporerne i noget større jorddybde og derved udvaskes.

Udvaskningen af et pesticid direkte fra overfladen til drænet i forbindelse med episodiske vejrhændelser forudsætter, at pesticidet rent faktisk befinder sig tæt ved overfladen. Jordbearbejdning efter udbringning kan formentlig stort set fjerne stoffet fra overfladen. Også hvis stoffet nedbrydes hurtigt ved overfladen, mindskes sandsynligheden for dets tilstedeværelse. Adsorptionsforhold samt vandig opløselighed (evt. formulering) påvirker desuden tilbøjeligheden for et stof til hurtigt at opnå beskyttelse et stykke nede i matricen, hvor opblandingen mellem poredomæner ikke er så stor. I kolonneforsøg med to C^{14} -mærkede, stærkt adsorberende pesticider (glyphosat og pendimethalin), hvor kolonnerne efter pesticidudbringning blev udsat for 120 mm simuleret nedbør, blev en meget stor del af den tilførte pesticid (evt. nedbrydningsprodukter heraf, hvis ^{14}C -mærkningen fulgte sådanne), gennemsnitligt hhv. 43 og 77% for glyphosat og pendimethalin, genfundet efter forsøget i de øverste ca. 5 mm af jorden (Gjettermann et al., 2011b). Noget af forskellen mellem glyphosat og pendimethalin kan bero på, at glyphosat normalt nedbrydes hurtigere i jord end pendimethalin. Forsøget illustrerer, at de pågældende pesticider har potentiale til at forblive tæt ved overfladen og dermed for udvaskning med vandstrømning direkte fra overfladen til dræn.

Beregningerne viste, at forekomsten af makroporer, specielt makroporer med direkte forbindelse til drænet var vigtig for pesticidudvaskningen på den undersøgte jordtype. Men jordmatricens egenskaber og dens indflydelse på aktiveringen af makroporestrømning i tilknytning til vandstandsende jordlag var vigtigere end det præcise antal af makroporer. Dette vil formentlig også gælde på mange andre strukturerede jorde. I betragtning af den store følsomhed, som specielt adsorberende pesticider udviser over for hydrauliske

egenskaber i overfladelag og furebund, forekommer det derfor at være en dårlig fremgangsmåde at beregne pesticidudvaskning på grundlag af gennemsnitsværdier for hydrauliske egenskaber i hele pløjelaget (fx vha. den meget anvendte HYPRES model). Mere detaljeret viden om hydrauliske egenskaber i overfladelagene synes at være vigtig for forståelsen af måledata. Specielt overfladelagets hydrauliske egenskaber vil typisk variere betydeligt inden for en mark (rumligt), såvel som henover året (tidsligt).

I DAY-scenariet hvor timeværdier for vejrdata blev erstattet med døgnværdier blev mængden af forbigående vandstrømning fra jordoverfladen til dræn reduceret set i forhold til referenceopsætningens i forvejen lave værdi (til 0,005% af perkolationen). Udvasningen af pendimethalin til dræn blev reduceret til et meget lavt niveau ($4 \cdot 10^{-5}$ %), mens der skete en halvering af ioxyniludvasningen (til 0,033%). Effekten beror på at nedbørsfordelingen og de høje nedbørsintensiteter, som er vigtige for genereringen af hurtig vandstrømning i de store porer, og specielt for udvaskning af pendimethalin, ikke bliver realistisk repræsenteret med døgnværdier. Beregninger baseret på døgnværdier giver således ikke et realistisk billede af transportforholdene og må formodes at undervurdere udvasningen af specielt stærkt adsorberende pesticider.

Det skal afslutningsvis understreges, at det kræver en speciel modeltype at håndtere stærkt adsorberende pesticider. En model uden direkte drænforbundne makroporer kan være god nok til at simulere udvasningen af svagt adsorberende pesticider, og samtidig helt uegnet til simulering af stærkere adsorberende og partikulært bundet stof, fordi der er så stor forskel på transportveje og -mekanismer for de forskellige stofgrupper.

5 Konklusioner

Der var forekomster af sammenhængende, luftfyldte makroporeforbindelser mellem drænene og jordoverfladen, som kunne identificeres og kortlægges vha. den udviklede sporingsteknik med indblæsning af røg i drænene. Vha. denne teknik blev der på forskellige tidspunkter af året og på 5 forskellige, 35 m lange drænsektioner optalt mellem 8 og 156 såkaldt ”direkte forbundne makroporer” identificeret som porer med røgafgivelse (røgfaner). Disse særlige makroporer var meget uensartet fordelt langs med drænet, dvs. at de i højere grad var fordelt i klynger (”clusters”) end man ville finde, hvis fordelingen havde været tilfældig. På tværs af drænet og opgjort ved overfladen var udbredelsen begrænset til ét ca. 1,0 m bredt bælte over drænledningerne med flest forekomster direkte over drænet.

Røgteknikken kunne anvendes på op til 70 m lange uforstyrrede drænsektioner (ved tilkobling af blæseren på skift i begge ender af drænet) når overtrykket i den undersøgte del af drænledningen lå mellem ca. 3 og 9 hPa, og ved en grundvandsstand på mindst 15-20 cm under drændybden.

Nogle af de direkte forbundne makroporer med klar overvægt på porer, der producerede kraftige røgfaner udgjorde særdeles effektive transportveje for vand og sporstof mellem jordoverflade og dræn. Den maksimale vandinfiltrationsevne målt over en periode på 20 minutter var signifikant højere for makroporer med kraftig røgafgivelse (geometrisk middelværdi: 195 mL min⁻¹) end for andre sammenlignelige makroporer ved drænet uden kraftig røgafgivelse (geometrisk middelværdi ≤ 63 mL min⁻¹). Dette viser samlet, at røgafgivelsen kan bruges som indikator for potentialet for direkte vandtransport fra overfladen til drænet.

Når vand med farvesporstof blev tilført ved lavt overtryk på jordoverfladen til en røggivende regnormegang (”ponded” infiltration), så dominerede denne regnormegang eller andre tilstødende regnormegange som transportveje for sporstoffet gennem størstedelen af profilen. Ormegangen indgik typisk i et omfattende netværk af strømningsaktive makroporer. Ved udgravninger kunne ingen farvet regnormegange følges helt ind i drænet. Flere stoppede i kort afstand (få cm) fra drænet, hvorfra evt. videre sporstoftransport hen til og ind i drænet foregik i systemer bestående af mindre porer (rodkanaler, sprækker).

De undersøgte mobile sporstoffer (bromid og Brilliant Blue) blev transporteret væsentligt længere ned i jorden end forventet baseret på beregninger med den klassiske konvektions-dispersions ligning. I en modelmæssig beskrivelse af jorden er det derfor selv med disse stoffer nødvendigt at skelne mellem forskellige transportdomæner uden gensidig lokal ligevægt i stofkoncentrationerne. Måledata kunne beskrives tilfredsstillende vha. Daisy-modellen opsat med to matrixdomæner og et makroporedomæne.

Med denne modelopsætning blev effekter af direkte forbundne makroporer belyst gennem simulering af udvaskningen af 2 pesticider (pendimethalin og ioxynil) for en 10-års periode. Beregningerne viste, at der var tæt sammenhæng mellem, hvor meget vand der strømmede direkte fra overfladen

til drænet, og hvor meget stærkt adsorberende pesticid (pendimethalin), der endte i drænet. Når denne form for vandstrømning blev forøget (som følge af relativt lav hydraulisk ledningsevne i jordoverflade og/eller furebund), så voksede udvaskningen dramatisk, og stoftransport fra overfladelaget via direkte forbundne makroporer blev helt dominerende for den samlede transport til drænet. Selv meget små vandmængder kunne resultere i meget betydelig udvaskning til drænet.

For det svagt adsorberende stof (ioxynil) var transport fra overfladelaget via direkte forbundne makroporer kun væsentlig, når den hydrauliske ledningsevne i overfladelaget var meget lav (repræsenterende en jord med ødelagt struktur, fx i et kørespor under tunge maskiner). Det var derfor normalt ikke væsentligt, at makroporerne var åbne i jordoverfladen, som vist med røggas-metoden. Hydraulisk ledningsevne i furebunden og makroporer ved drænet var dog fortsat meget vigtige for den simulerede pesticidudvaskning til dræn, hvilket afspejler transport af det mobile pesticid med vandstrømning til makroporerne i større jorddybde.

6 Perspektivering

Projektet har bidraget med ny viden om forekomster og om effekterne af makroporer, som forbinder overfladen direkte med markdræn. Der er endvidere opnået ny viden om rumlig variation af pesticidudvaskningen til markdræn. Denne viden kan anvendes fremadrettet i praktiske, forskningsmæssige og administrative bestræbelser på at mindske pesticidbelastningen af vandmiljøet.

Følsomhedsberegningerne viste, at jordmatrixens hydrauliske ledningsevne i overfladelag og furebund kunne have meget betydelig indflydelse på pesticidudvaskningen, afhængigt af eksistensen af makroporeforbindelser til drænet og pesticidernes adsorptionsevne. Disse hydrauliske egenskaber påvirkes gennem en række dyrkningsaktiviteter, herunder mest direkte den ændring af jordstrukturen, som finder sted ved færdsel i marken og ved jordbearbejdning. Der synes at være grundlag for at reducere pesticidudvaskningen gennem tiltag, der styrker overfladelagets nær-mættede hydrauliske ledningsevne og begrænser furebundspakningen. Det er velkendt, at den hydrauliske ledningsevne i overfladelaget kan være særligt lav i kørespor, og at færdsel med tunge maskiner i marken generelt øger jordens tæthed og reducerer vandledningsevnen lige under pløjelaget i pløjede systemer. Mindre færdsel i marken, når jorden er følsom over for pakning, og specielt mindre færdsel med tunge maskiner, må således formodes at reducere pesticidudvaskningen. Dette gælder specielt for færdsel ved drænene og i hældende terræn.

Det er et problem, at mange landmænd ikke kender den præcise placering af deres markdræn. I nogle tilfælde kan et areal endda være drænet i flere omgange, således at et nyt drænsystem overlejrer et gammelt, hvoraf dele fortsat kan være funktionsdygtige. Forfatterne er ikke bekendt med, at der findes velafprøvede metoder til effektiv kortlægning af fungerende drænsystemer. Røgteknikken beskrevet i nærværende rapport er ikke relevant i meget stor skala. Hvis man kendte den præcise placering af markdrænene og var bevidst om den særlige risiko for udvaskning ved drænene, så ville det vha. eksisterende positioneringsteknik være muligt at praktisere godt landmandskab, først og fremmest ved at undgå at køre for meget med tunge maskiner på langs direkte henover drænene.

Projektet har vist, at direkte drænforbundne makroporer i kombination med lav hydraulisk ledningsevne i overfladelag og furebund virker stærkt forøgende på udvaskningen af sorberende pesticider til dræn. De direkte forbundne makroporer findes tilsyneladende kun i et smalt bælte direkte henover drænene (måske ca. 5 % af det samlede markareal), og i øvrigt med spredt forekomst langs med drænene. Forekomsten af makroporer, som forbinder overfladen direkte med dræn, påvirkes over tid af jordbearbejdning og biologisk aktivitet. Det vil være interessant at undersøge, hvad der i praksis kan opnås ved at gennemføre overfladisk jordbearbejdning henover drænene, som målrettet sigter mod at ødelægge makroporekontinuiteten på de rigtige tidspunkter. Dette er tidligere blevet foreslået som element i en strategi til begrænsning af udvaskningen af forureningsstoffer i gylle fra drænede arealer (Rausch et al., 2005). Eller at se på, om man på én eller anden måde kan

forhindre regnormene i at etablere nye gangsystemer henover drængrøften, fx i perioderne efter etablering af vinter- og vårsæd. Begge undersøgelser vil kunne understøttes af den nyudviklede røggasteknik og af modelsimuleringer med Daisy. Der ligger en mere grundlæggende fremtidig udfordring i at forstå dynamikken i og mekanismer bag udviklingen af drænforbundne makroporer, herunder i at forstå den observerede variation i forekomster langs med drænene.

Med en forholdsvis beskedne tilføjelse til Daisy vil det være muligt at simulere effekter af varierende tilførsel af pesticider og sporstoffer til et forsøgsareal, som funktion af afstand til drænet. Suppleret med udvalgte markeksperimenter vil det give mulighed for at få bedre overblik over, hvor langt og på hvilken måde stofferne kan flytte sig sideværts mod drænet under varierende feltforhold.

Overfladelagets nær-mættede hydrauliske ledningsevne er stærkt påvirket af biologisk aktivitet, bl.a. fordi rodvæksten (som kan være meget omfattende nær overfladen) danner kanalsystemer, men også fordi jordaggregaternes stabilitet (og dermed stabiliteten af de lidt større porer mellem aggregaterne) er stærkt påvirket af rodaktivitet og mikrobiel virksomhed. Hvis aggregatstabiliteten er høj slæmmes jorden ikke så nemt i forbindelse kraftig regn. Med ikke-vendende (reduceret) jordbearbejdning (harvning i stedet for pløjning som primær behandling) opnås bl.a. en højere koncentration af organisk materiale nær overfladen, øget biologisk aktivitet, højere aggregatstabilitet, øget regnormeaktivitet, flere store bioporer samt højere infiltrationsevne (fx Teebrugge og Düring, 1999; Shipitalo et al., 2000). Valget af jordbearbejdningsmetode påvirker således flere af de faktorer, som kan have afgørende indflydelse på pesticidudvaskningen, men jordbearbejdningens samlede effekt er uvis (Flury, 1996; Vereecken, 2005; Reichenberger et al., 2007). Det vil være relevant at gennemføre en sammenfattende analyse af, hvordan forskellige former for jordbearbejdning påvirker pesticidudvaskningen. En sådan analyse må nødvendigvis i meget høj grad baseres på matematisk simulering, eksempelvis vha. Daisy, som i dag rummer potentialet for at belyse den samlede effekt af alle de vigtigste delprocesser set over en længere årrække. Resultater fra nærværende projekt peger på at, der vil være behov at indsamle tilgængelig viden og for at supplere med ny viden om hydrauliske egenskaber og forekomster af direkte forbundne makroporer i relevante dyrkningssystemer. Endvidere bør de meget omfattende resultater og erfaringer fra projektet ”Varslingssystem for udvaskning af pesticider til grundvand” (VAP, fx Kjær et al., 2011) inddrages i analysen.

Sporstofforsøget viste forekomst af heterogen vandstrømning og transport af mobile sporstoffer, som var meget langt fra at være i lokal koncentrationslignevægt i jorden. Resultatet bekræfter observationer gjort i et tidligere projekt, hvor bromid drevet af naturlig nedbør også blev transporteret til større dybde end forventet (Petersen et al., 2004). Dengang havde vi mistanke om, at transporten kunne være styret af en enkelt frosthændelse. Nu mener vi, at der er tale om et mere alment fænomen. Denne viden kan få stor nytte i fremtiden, bl.a. ved dimensioneringen af fremtidige sporstofforsøg.

Den påviste stærke afhængighed af overfladelagens hydrauliske egenskaber og vandtransport direkte fra overfladen peger på, at det kunne være nyttigt at inddrage disse forhold i tolkningen af måledata (eksempelvis fra VAP) i højere grad end det bliver gjort i dag. Eksempelvis (og som et ret enkelt tiltag) kunne

videokameraer fokuseret på overfladen af de monitorerede arealer være med til at dokumentere overfladeforholdene på prøveudtagningstidspunkterne.

Projektet rejser nogle grundlæggende spørgsmål vedrørende brugen af forskellige modeltyper til beregning af dræninput til vandløb i forbindelse med pesticidgodkendelse. Allerede Hansen et al. (2012) understreger nødvendigheden af at inddrage drænforbundne makroporer for at opnå en tilstrækkeligt realistisk modelbeskrivelse af transporten af sorberende pesticider og jordpartikler til dræn. En model uden drænforbundne makroporer kan måske være god nok til at simulere udvaskningen af svagt adsorberende pesticider, men samtidig helt uegnet til simulering af stærkere adsorberende og partikulært bundet stof. Undersøgelserne i nærværende projekt underbygger denne opfattelse. Eksempelvis er det vanskeligt at forestille sig en model uden direkte forbundne makroporer når 91% af den beregnede pendimethalinudvaskning fra mark til dræn i SUR-scenariet (scenariet med lav overfladekonduktivitet) foregår via sådanne kanaler (88% i PKK-scenariet (lav konduktivitet i pløjesål) og 99% i SUP-scenariet (meget lav overfladekonduktivitet)). Modeller som ikke tager højde for særlige transportforhold ved drænene (dvs. alle 1D- og pseudo-2D modeller, som fx Daisy 1D hhv. uden og med indlagte dræn) kan muligvis via kalibrering bringes til at "ramme" målte gennemsnitsværdier for udvaskningen af specifikke sorberende stoffer til dræn og overfladevand. Men det er sandsynligt, at der vil opstå problemer, såfremt der på samme tid skal simuleres transport af stoffer med forskellige sorptionsegenskaber (relativ undervurdering af transporten af de kraftigst adsorberende pesticider og jordpartikler, som er mest afhængige af forekomsten af direkte forbindelser). Desuden vil dynamikken, specielt for de stærkest adsorberende stoffer, næppe være i overensstemmelse med, hvad der kan måles. Der vil sandsynligvis blive simuleret en mere ensartet udvaskning, hvilket sandsynligvis vil føre til kraftig undervurdering af de pulskoncentrationer, som optræder i vandløbene.

Referencer

Akay, O. og Fox, G.A. (2007): Experimental investigation of direct connectivity between macropores and subsurface drains during infiltration. *Soil Science Society of America Journal* 71: 1600-1606.

Banks, J., Carson, J., Nelson, B.J., og Nicol, D. (2004): *Discrete-Event System Simulation*. Prentice-Hall, 4th Edition.

Baun, D.L., Styczen, M., Lønborg, M.J. Clausen, T., Grøn, C., Holm, J., Koch, C.B., Gjettermann, B., Petersen, C. og Spliid, N.H. (2007): Kolloid-faciliteret transport af glyphosat og pendimethalin– Kvantificering og modellering. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen*, 107. Miljøministeriet, København. 268 sider.
<http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2007/978-87-7052-391-2/pdf/978-87-7052-392-9.pdf>

Bouma, J. (1991): Influence of soil macroporosity on environmental quality. *Advances in Agronomy* 46: 1-37.

Daraghmeh O.A. , Jensen J.R. og Petersen C.T. (2009): Soil structure stability under conventional and reduced tillage in a sandy loam. *Geoderma* 150: 64-71.

Daraghmeh O.A., Jensen J.R. og Petersen C.T. (2008): Near-saturated hydraulic properties in the surface layer of a sandy loam soil under conventional and reduced tillage. *Soil Science Society of America Journal* 72: 1728-1737.

Ewing, R.P. og Horton, R. (1999): Discriminating dyes in soil with color image analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 18-24.

Flury M. (1996): Experimental evidence of transport of pesticides through field soils. - A review. *Journal of Environmental Quality* 25: 25-45.

Flury, M. og Fliöhler H. (1995): Tracer characteristics of Brilliant Blue FCF. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 22-27.

Flury, M. og Fliöhler H. (1994): Brilliant Blue FCF as a dye tracer for solute transport studies – A toxicological overview. *J. Environ. Qual.* 23: 1108-1112.

FOCUS (2000). Focus groundwater scenarios in the eu review of active substances. FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC Document
Reference Sanco/321/2000 rev.2, 202pp.

Forrer, I, Papritz, A., Kasteel, R., Flühler, H. og Luca, D. (2000): Quantifying dye tracers in soil profiles by image processing. *Eur. J. Soil Sci.* 51: 313-322.

- German-Heins, J. og Flury, M. (2000): Sorption of Brilliant Blue FCF in soils as affected by pH and ionic strength. *Geoderma* 97: 87–101.
- Gjettermann, B. Petersen C.T., Hansen S., Koch C.B. og Styczen M. (2011a): Kinetics of glyphosate desorption from mobilized soil particles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75: 434–443
- Gjettermann, B., Styczen M., Koch C.B., Hansen S., Petersen C.T. (2011b): Evaluation of sampling strategies for pesticides in a macroporous sandy loam soil. *Soil and Sediment Contamination*. Doi: 10.1080/15320383/2011.620049 (in print).
- Gjettermann, B., Petersen, C.T., Koch, C.B., Spliid, N.H., Grøn, C., Baun, D.L. og Styczen, M. (2009): Particle-facilitated Pesticide Leaching from Differently Structured Soil Monoliths. *Journal of Environmental Quality* 38: 2382-2393.
- Gjettermann, B., Nielsen, K. L., Petersen, C.T., Jensen, H. E. og Hansen, S. (1997): Preferential flow in a sandy loam soil as affected by irrigation intensity. *Soil Technology* 11:139-152.
- Hall, J.K., Murray, M.R. og Hartwig, N.L. (1989): Herbicide leaching and distribution in tilled and untilled soil. *J. Environmental Quality* 18: 439-445.
- Hansen, S., Petersen, C., Mollerup, M., Abrahamsen, P., Gjettermann, B., Nielsen, M.H., Styczen, S., Poulsen, R., Lørup, J.K. Yamagata, K. og Butts, M. (2012): Flerdimensional modellering af vandstrømning og stoftransport i de øverste 1–2 m af jorden i systemer med markdræn. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, 2. Udkast (under trykning).
- Illian, J., Penttinen, A., Stoyan, H. og Stoyan, D. (2008): Statistical analysis and modelling of spatial point processes. Wiley & Sons Ltd., West Sussex, England. 539 pp.
- Isensee, A.R., Nash, R.G. og Helling, C.S. (1990): Effect of conventional vs. no-tillage on pesticide leaching to shallow groundwater. *J. Environmental Quality* 19: 434-440.
- Jacobsen, O.H. og Helweg A, (2003): Glyphosat og fosfor i drænvand og lysimetervand som indikator for indhold af glyphosat i det dybereliggende grundvand. DJF Rapport Markbrug, No. 93, 24 pp.
- Jacobsen, O.H. og Kjær, J. (2007): Is tile drainage water representative of root zone leaching of pesticides? *Pest Manag. Sci.* 63:417–428.
- Jarvis, N.J. (2007): A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science* 58: 523-546.
- Jørgensen, P.R., Hoffmann, M., Kistrup, J.P. og Bryde, C. (2002): Preferential flow and pesticide transport in a clay-rich till: Field, laboratory, and modelling analysis. *Water Resource Research.*, 38: 1246, doi:10.1029/2001WR000494.

- Ketelsen H. og Meyer-Windel, S. (1999): Adsorption of brilliant blue FCF by soils. *Geoderma* 90: 131–145
- Kjær, J., Olsen, P., Ernsten, V., Hansen, N., Simonsen, Y. og Jacobsen, O.H. (2007): Transport pathway of strongly sorbing pesticides through structured, drained soils. In: A.A.M. Del Re, E. Capri, G. Fragoulis and M. Trevisan (Eds.), *Environmental Fate and Ecological Effects of Pesticides (2007)*, La Goliardica Pavese, Italy, pp. 380-385.
- Kjær, J., Rosenbom, A.E., Brusch, W., Juhler, R.K., Gudmundsson, L., Plauborg, F., Grant, R., og Olsen, P. (2011): The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme. Monitoring results May 1999–June 2010. Geological Survey of Denmark and Greenland (GEUS) and Aarhus University (Agroecology and Bioscience departments). 134 pp. Annual reports available at <http://www.pesticidvarsling.dk/>
- Kladivko, E.J., Grochulska, J., Turco, R.F., van Scoyoc G.E. og Eigel, J.D. (1999): Pesticide and Nitrate Transport into Subsurface Tile Drains of Different Spacings. *Journal of Environmental Quality* 28: 997-1004.
- Kladivko, E.J., Turco, R.F., Grochulska, J., van Scoyoc G.E., Eigel, J.D. og Monke, E.J. (1994). Pesticide and nitrate transport through a silt loam soil into subsurface tile drains. In: Jensen, H.E., P. Schjønning, S.A. Mikkelsen and K.B. Madsen (eds.), *Proceedings from the 13. International Soil and Tillage Research Organization (ISTRO) conference in Ålborg, 1994*. pp. 221-225.
- Kladivko, E.J., Van Scoyoc, G.E., Monke, E.J., Oates, K.M. og Pask, W. (1991): Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. *Journal of Environmental Quality* 20: 264-270.
- Lawes, J.B., J.H. Gilbert og R. Warington (1882): On the amount and composition of the rain and drainage-waters collected at Rothamsted, Part III. *J. R. Agric. Soc. Engl.* 18: 1–71.
- Marshall, T. (1958). A relation between permeability and size distribution of pores. *European Journal of Soil Science*, 9(1):1–8.
- Messing, I. og I. Wesström. 2006. Efficiency of old tile drain systems in soils with high clay content: differences in the trench backfill zone versus the zone midway between trenches. *Irrigation and Drainage* 55: 523-531.
- Millington, R. og Quirk, J. (1961): Permeability of porous solids. *Trans. Faraday Soc.*, 57:1200–1207.
- Mualem, Y. (1976): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12(3).
- Nelder, J. og Mead, R. (1965): A simplex method for function minimization. *The computer journal*, 7(4):308–313.
- Nielsen, M.H., Styczen, M., Ernsten, V., Petersen, C.T. og Hansen, S. (2011): Distribution of bromide and microspheres along macropores in and between drain trenches. *Vadose Zone Journal* 10: 345-353.

- Nielsen, M.H., Styczen, M., Ernstsén, V., Petersen, C.T. og Hansen, S. (2010): Field study of preferential flow pathways in and between drain trenches. *Vadose Zone Journal* 9: 1073-1079.
- Nuutinen, V. og Butt, K.R. (2003): Interaction of *Lumbricus Terrestris* L. Burrows with field subdrains. *Pedobiologia* 47: 578-581.
- Nuutinen, V., Pöyhönen, S., Ketoja, E. og Pitkänen, J. (2001): Abundance of the earthworm *Lumbricus terrestris* in relation to subsurface drainage pattern on a sandy clay field. *European Journal of Soil Biology* 37: 301-304.
- Peasoup (2008): <http://www.smokemachines.net/buy-oil-based-smoke-generator.shtml>
- Perillo, C.A., Gupta, S.C., Nater, E.A. og Moncrief, J.F. (1998): Flow velocity effects on the retardation of FD & C Blue No. 1 food dye in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 39-45.
- Petersen, C. (1999): AGROVAND Research Project. Hydraulic properties and transport processes in the root zone in relation to soil tillage. Progress and status 1999-07-01. Intern rapport, IGM, KU. 25 sider.
- Petersen, C.T., Hansen, S. og Jensen, H.E. (1997a): Tillage-induced horizontal periodicity of preferential flow in the root zone. *Soil Science Society of America Journal* 61:586-594.
- Petersen, C.T., Hansen, S. og Jensen, H.E. (1997b): Depth distribution of preferential flow patterns in a sandy loam soil as affected by tillage. *Hydrology and Earth System Sciences* 4:769-776.
- Petersen, C.T., Holm, J., Koch, C.B., Jensen, H.E. og Hansen, S. (2003): Movement of pendimethalin, ioxynil, and soil particles to field drainage tiles. *Pest Management Science* 59: 85-96.
- Petersen, C.T., Hansen, S., Jensen, H.E., Holm, J. og Koch, C.B. (2004): Movement of suspended matter and a bromide tracer to field drains in tilled and untilled soil. *Soil Use and Management* 20: 271-280.
- Petersen, C.T., Jensen, H.E., Hansen, S. og Koch, C.B. (2001): Susceptibility of a sandy loam soil to preferential flow as affected by tillage. *Soil Tillage Res.* 58: 81-89.
- Petersen, C.T., Nielsen, M.H. og Hansen, S. (2012): Quantification of drain connected macroporous flow pathways by smoke injection. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 76 (2), doi:10.2136/sssaj 2011.0163 (in print).
- Petersen, C.T., Trautner, A. og Hansen S. (2008): Spatio-temporal variation of anisotropy of saturated hydraulic conductivity in a tilled sandy loam soil. *Soil Tillage Res.* 100: 108-113.
- Podgorney, R.K. og Fairley, J.P. (2008): Investigation of episodic flow from unsaturated porous media into a macropore. *Vadose Zone Journal* 7: 332-339.

PPDB (2009): The Pesticide Properties Database (PPDB). Developed by the Agriculture & Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire, funded by UK national sources and the EU-funded FOOTPRINT project (FP6-SSP-022704).

Rausch, J.N., Hoorman, J.J., Harrigan, T.M., Bickert, W.G., Shipitalo, M.J., Monnin, M.J., Reamer, S.R., Gibbs, F.E., Gangwar, M.I., Keener, H., Brown, L.C. (2005): Overview of Guidelines for Liquid Manure Application on Drained Cropland in the Midwest. Technical paper presented at the American Society of Agricultural Engineers (ASAE) annual international meeting, Tampa, Florida 17-20 July 2005. Paper No. 052061. St. Joseph, Mich., USA

Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A., Frede, H.-G. (2007): Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Science of the Total Environment* 384, 1–35

Ricci, V. (2005): Fitting distributions with R. Release 0.4, February 2005. Available at <http://www.cran.r-project.org/doc/contrib/Ricci-distributions-en.pdf>

Shipitalo, M.J., Dick, W.A. og Edwards, W.M. (2000): Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. *Soil Tillage Res.* 53:167–183.

Shipitalo, M.J. og Gibbs, F. (2000): Potential of earthworm burrows to transmit injected animal wastes to tile drains. *Soil Science Society of America Journal* 64: 2103-2109.

Styczen, M., Hansen, S, Jensen, L. S., Svendsen, H., Abrahamsen, P., Børgesen, C. D., Thirup, C. & Østergaard, H. S. (2004): Standardopstillinger til Daisy-modellen. Vejledning og baggrund. DHI Vand og Miljø. 62 pp samt appendix A1-A10.
Tilgængelig på <http://code.google.com/p/daisy-model/wiki/DanskStandard>

Styczen, M., Petersen, C.T., Koch, C.B., Gjettermann, B. (2011): Macroscopic evidence of sources of particles for facilitated transport during intensive rain. *Vadoze Zone Journal*. Doi:10.2136/vzj2010.0124 (In Print)

Teebrugge, F. , Düring, R.-A. (1999): Reducing tillage intensity—a review of results from a long-term study in Germany. *Soil Tillage Res.* 53: 15-28.

Tofteng, C.S., Hansen, S. og Jensen, H.E. (2002): Film and pulse flow in artificial macropores. *Nordic Hydrology* 33: 263-274.

Traub-Eberhard, U., Kordel, W. og Klein, W. (1994): Pesticide movement into subsurface drains on a loamy silt soil. *Chemosphere* 28: 273-284.

Vereecken, H. (2005): Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Manag Sci* 61: 1139–1151.

Wösten, J., Lilly, A., Nemes, A., and Bas, C. L. (1999). Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 90:169–185.

Appendiks A

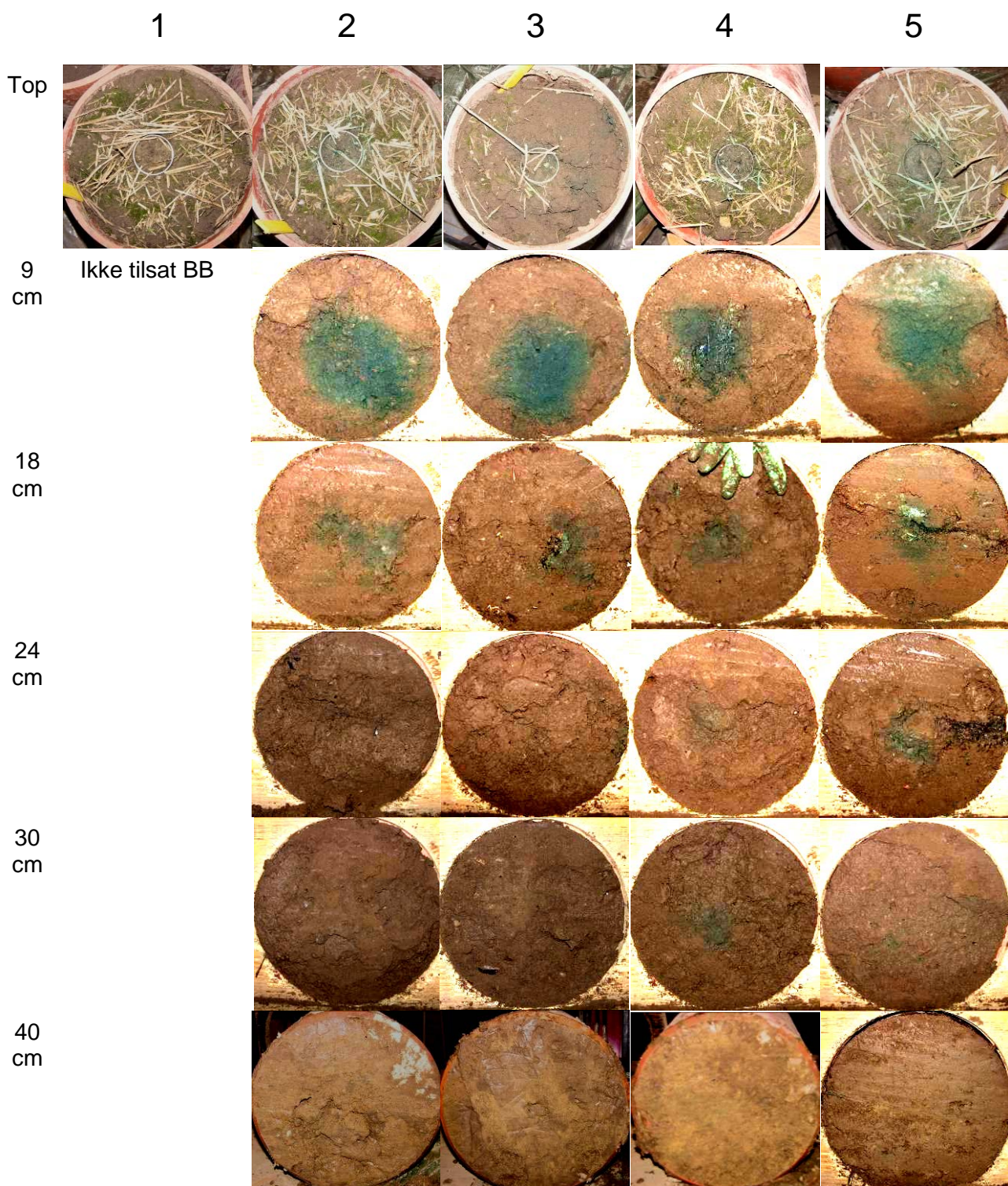
Fotos af snitflader i jordkolonner (forsøg med sporstoffer)

De efterfølgende billeder viser aftegninger af blå farvesporstof på alle snitflader (med enkelte undtagelser, hvor teknikken svigtede) lavet i forbindelse med opgørelse af sporstofforsøget med bromid og Brilliant Blue FCF (BB). Snitfladerne er lokaliseret ud fra kolonnedybden (angivet i cm i venstre side af figurerne). Der er endvidere billeder af kolonnernes top med den prøvering (evt. aftryk efter ringen), hvori sporstofferne blev tilført.

Kolonnerne har typebetegnelsen M, D eller U. Kolonner af typen M er udtaget få m fra drænet og indeholder alle en overfladeåben, centralt placeret regnormegang (uden direkte forbindelse med drænet). Kolonner af typen D er udtaget lige over eller ved drænet. De indeholder en centralt placeret, røggivende regnormegang, og er således direkte forbundet med drænet. Kolonner af typen U er udtaget få m fra drænet og har ingen synlige (overfladeåbne) regnormegange i overfladen.

Alle kolonner har et løbenummer, som sammen med typebetegnelsen identificerer den enkelte kolonne.

M (kolonner med ikke-røggivende makropore)



FIGUR A-1. FOTOS AF JORDOVERFLADEN SAMT HORISONTALE SNITFLADER I KOLONNER AF TYPEN M (KOLONNE NR. 1-5).

M (kolonner med ikke-røggivende makropore)

6

7

8

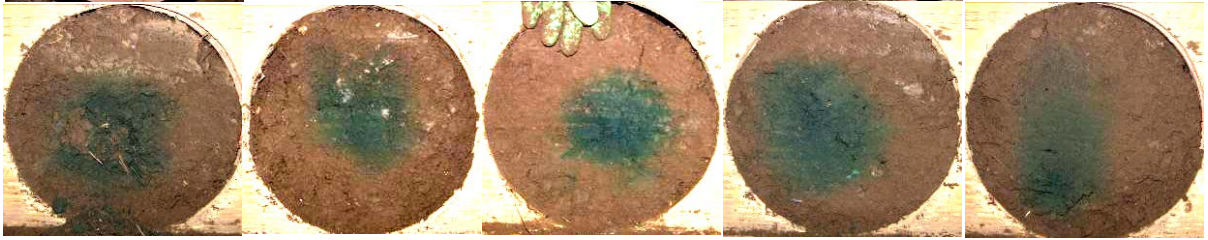
9

10

Top



9
cm



18
cm



24
cm



30
cm

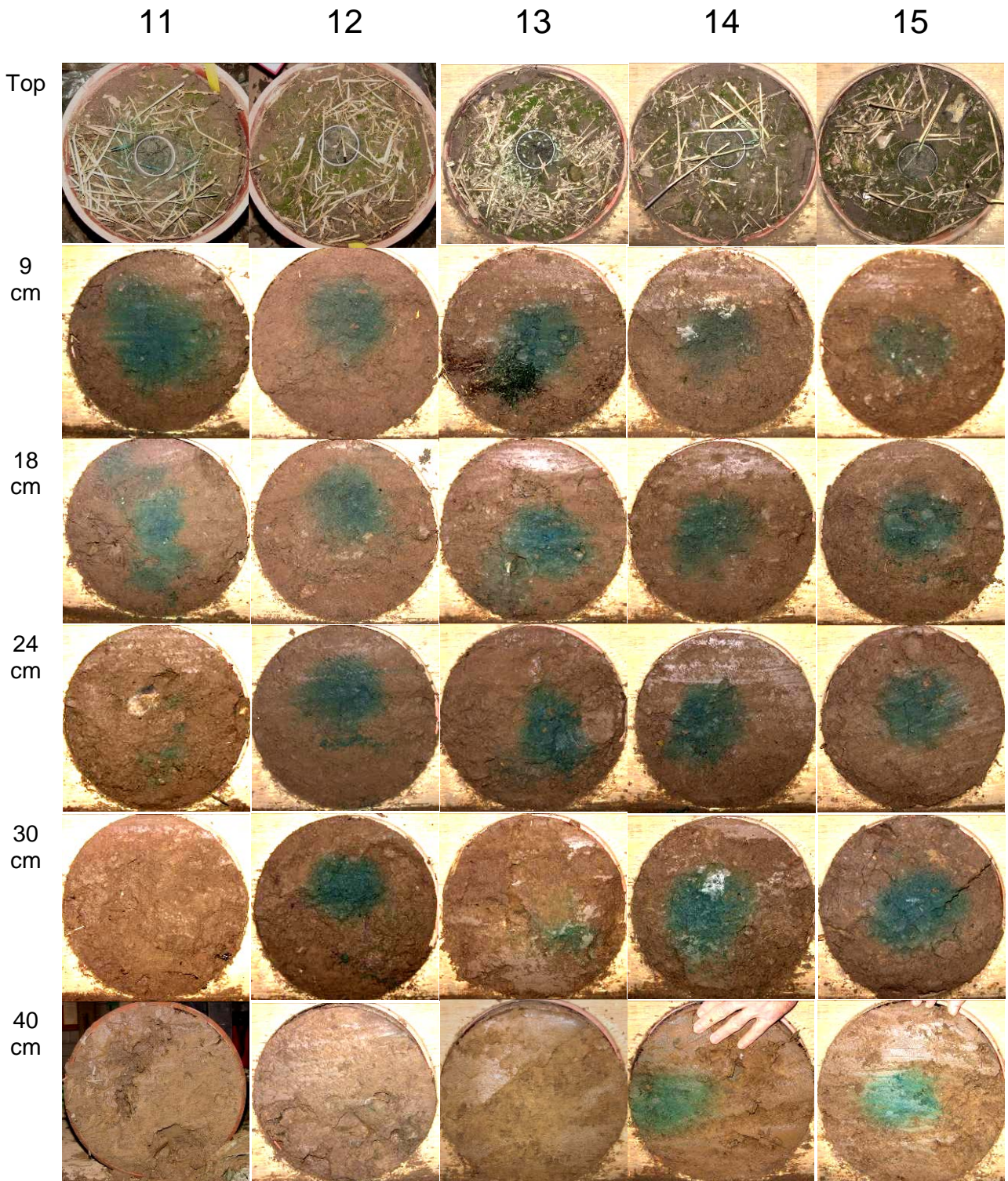


40
cm



FIGUR A-2. FOTOS AF JORDOVERFLADEN SAMT HORIZONTAL SNITFLADER I KOLONNER AF TYPEN M (KOLONNE NR. 6-10).

M (kolonner med ikke-røggivende makropore)



FIGUR A-3. FOTOS AF JORDOVERFLADEN SAMT HORIZONTAL SNITFLADER I KOLONNER AF TYPEN M (KOLONNE NR. 11-15).

M (kolonner med ikke-røggivende makropore)

16

17

18

19

20

Top



9
cm



18
cm



24
cm



30
cm

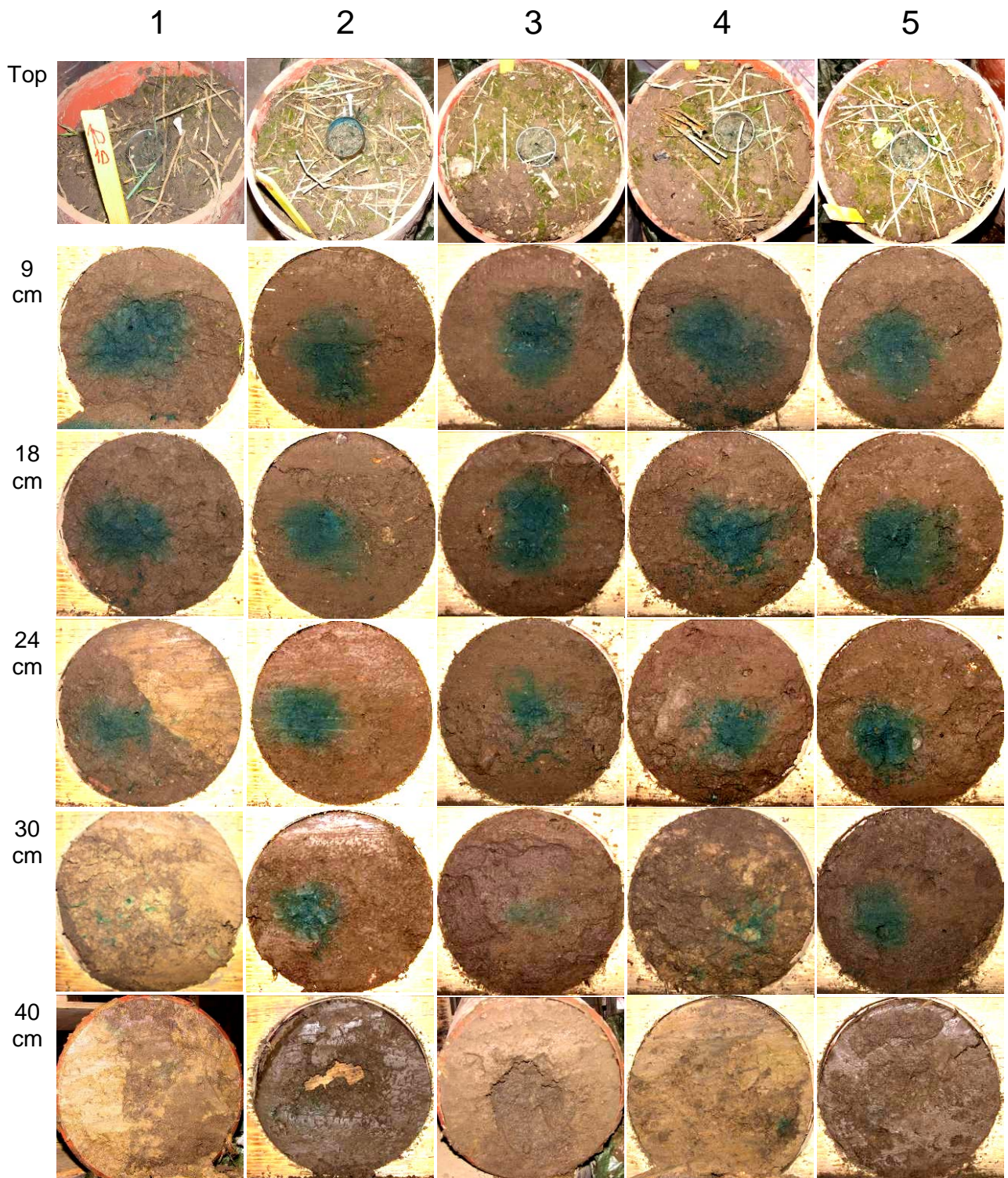


40
cm



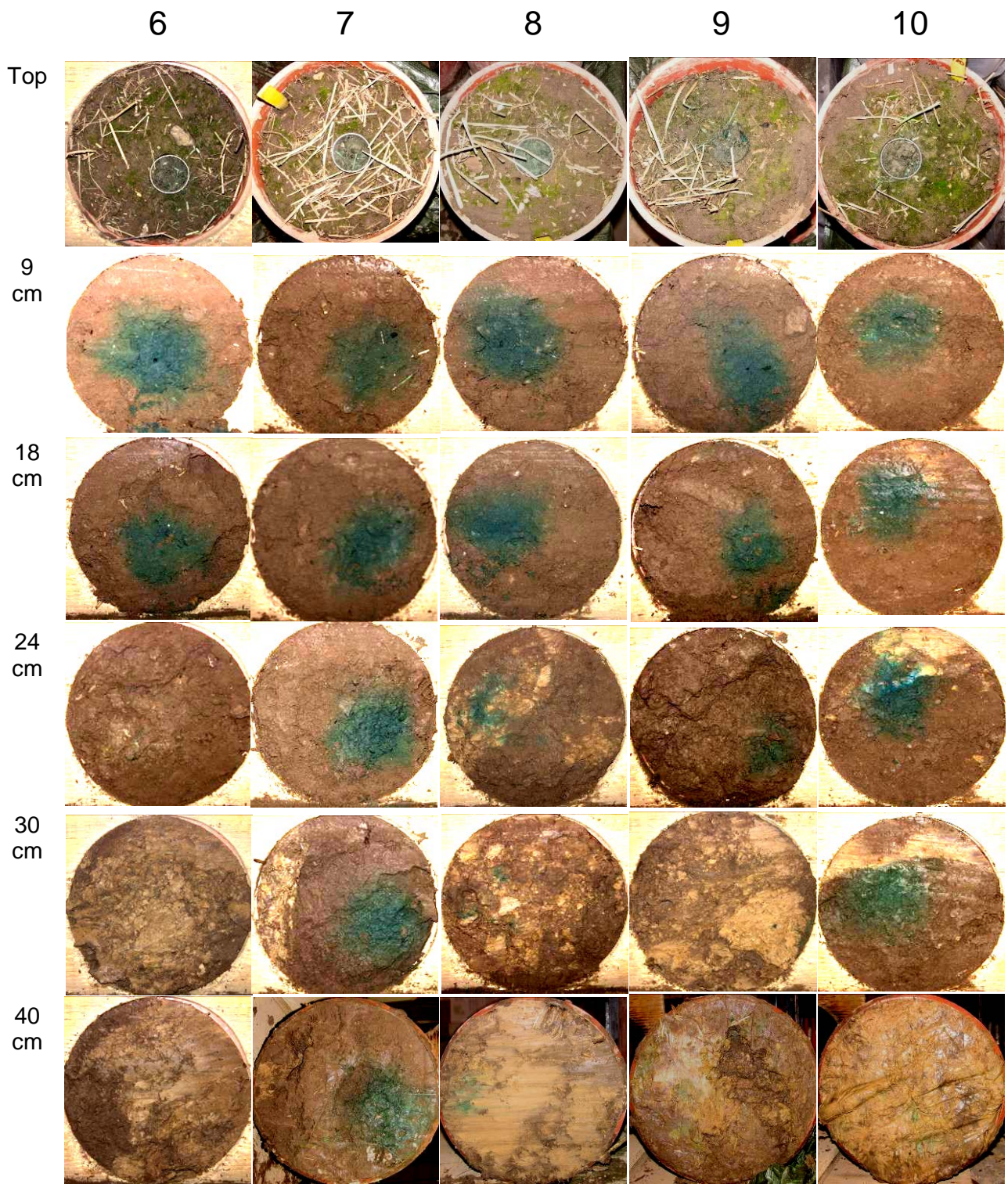
FIGUR A-4. FOTOS AF JORDOVERFLADEN SAMT HORIZONTAL SNITFLADER I KOLONNER AF TYPEN M (KOLONNE NR. 16-20).

D (kolonner med røggivende makropore)



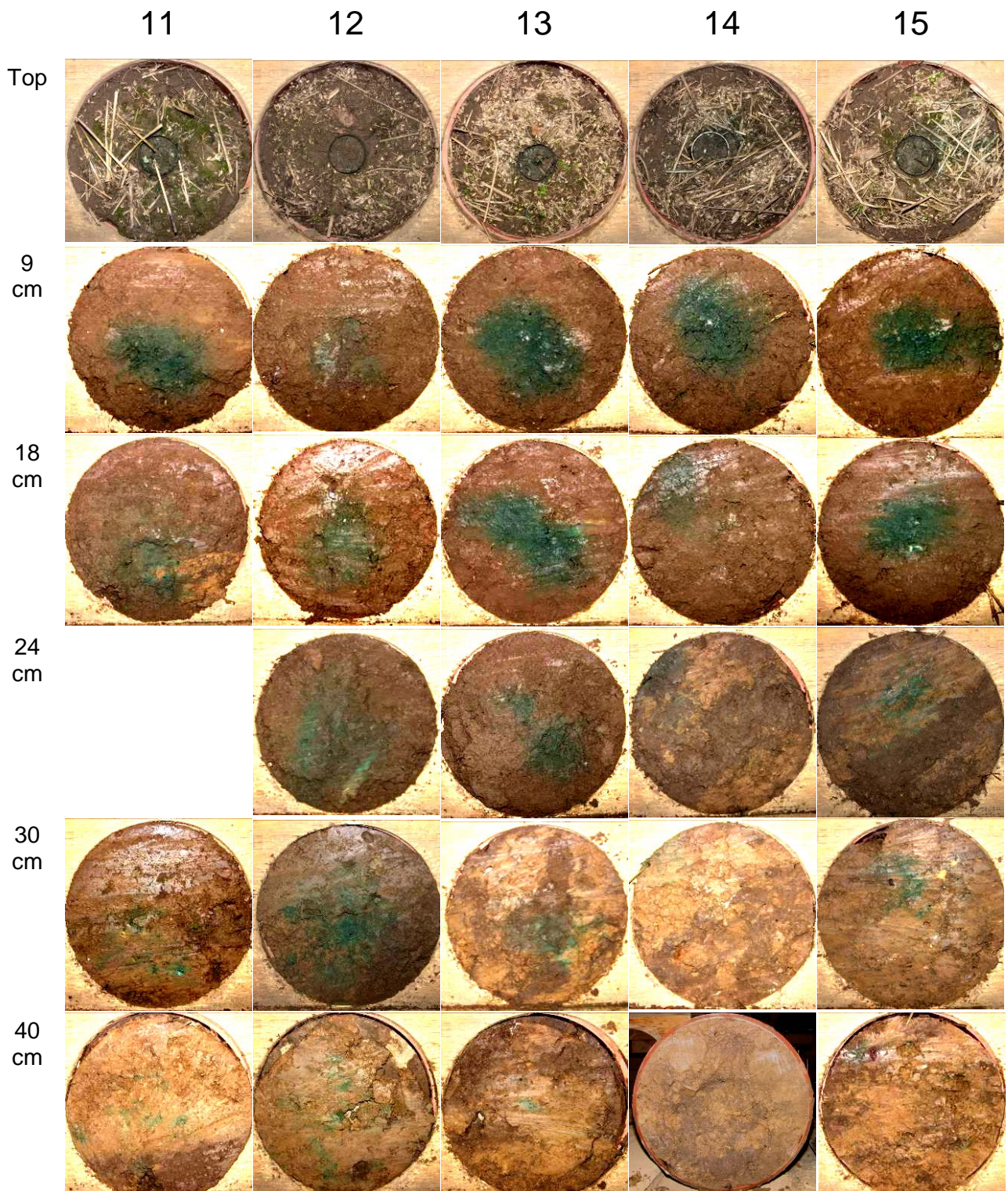
FIGUR A-5. FOTOS AF JORDOVERFLADEN SAMT HORIZONTAL SNITFLADER I KOLONNER AF TYPEN D (KOLONNE NR. 1-5).

D (kolonner med røggivende makropore)



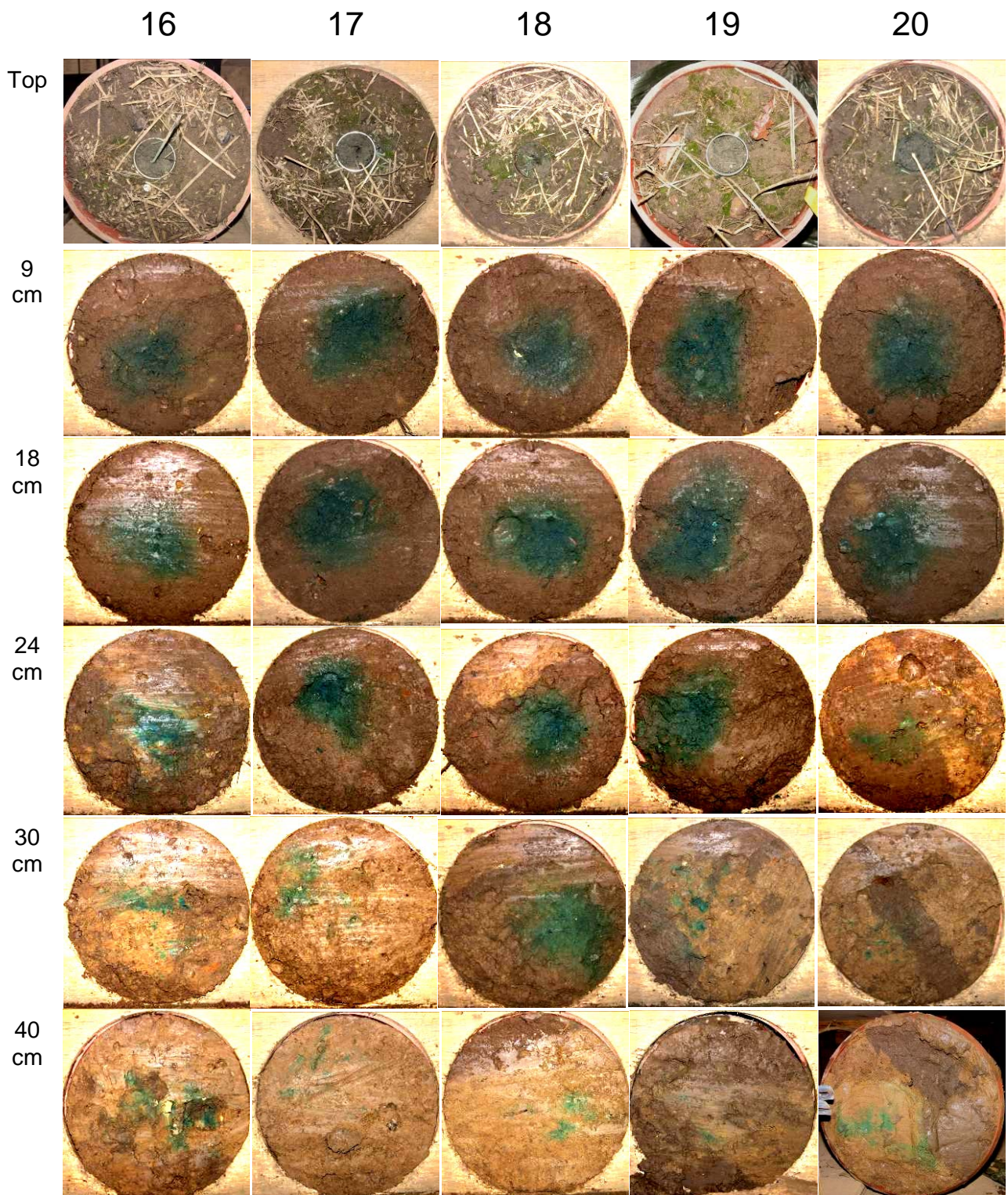
FIGUR A-6. FOTOS AF JORDOVERFLADEN SAMT HORIZONTAL SNITFLADER I KOLONNER AF TYPEN D (KOLONNE NR. 6-10).

D (kolonner med røggivende makropore)



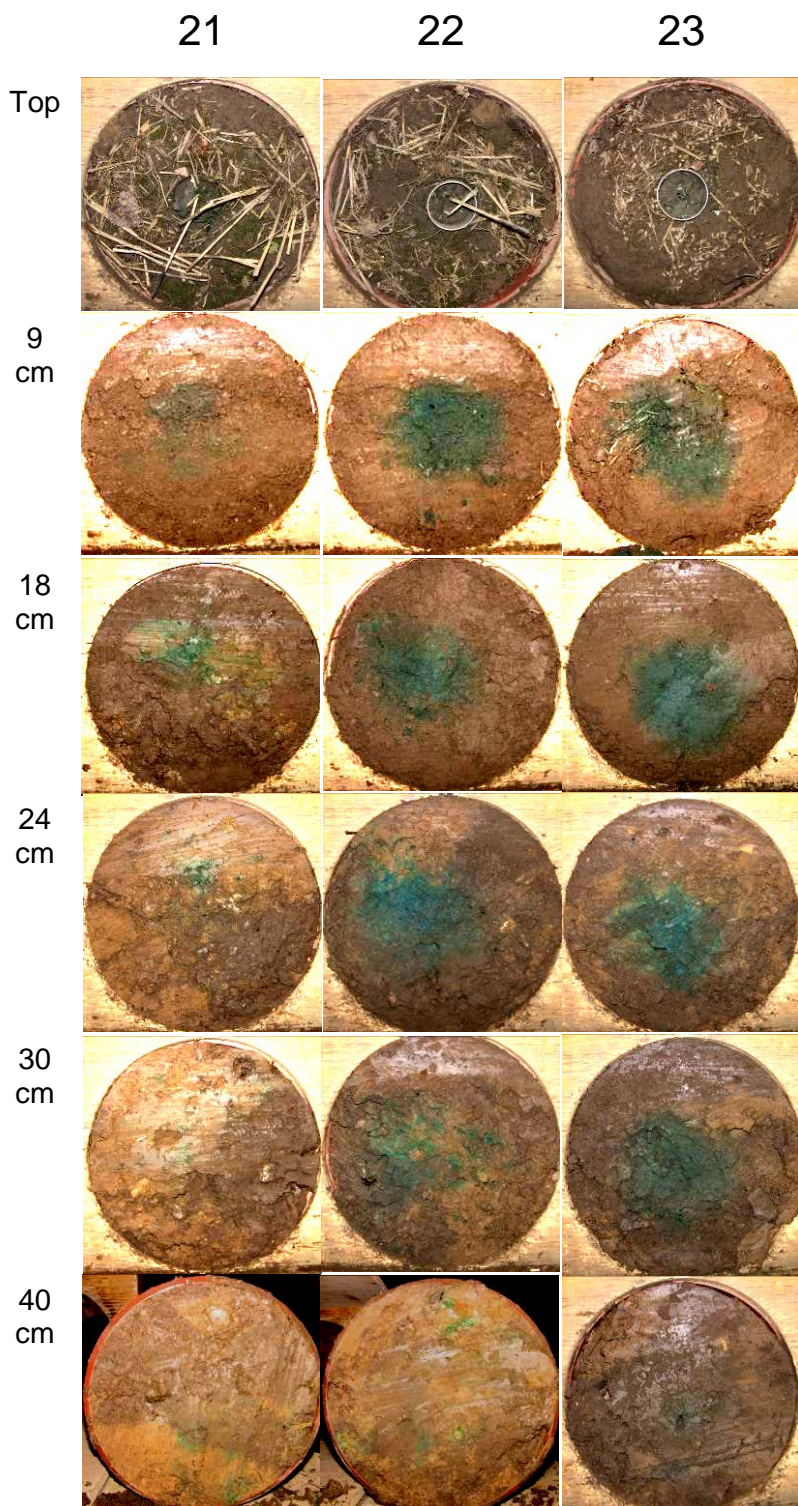
FIGUR A-7. FOTOS AF JORDOVERFLADEN SAMT HORIZONTAL SNITFLADER I KOLONNER AF TYPEN D (KOLONNE NR. 11-15).

D (kolonner med røggivende makropore)



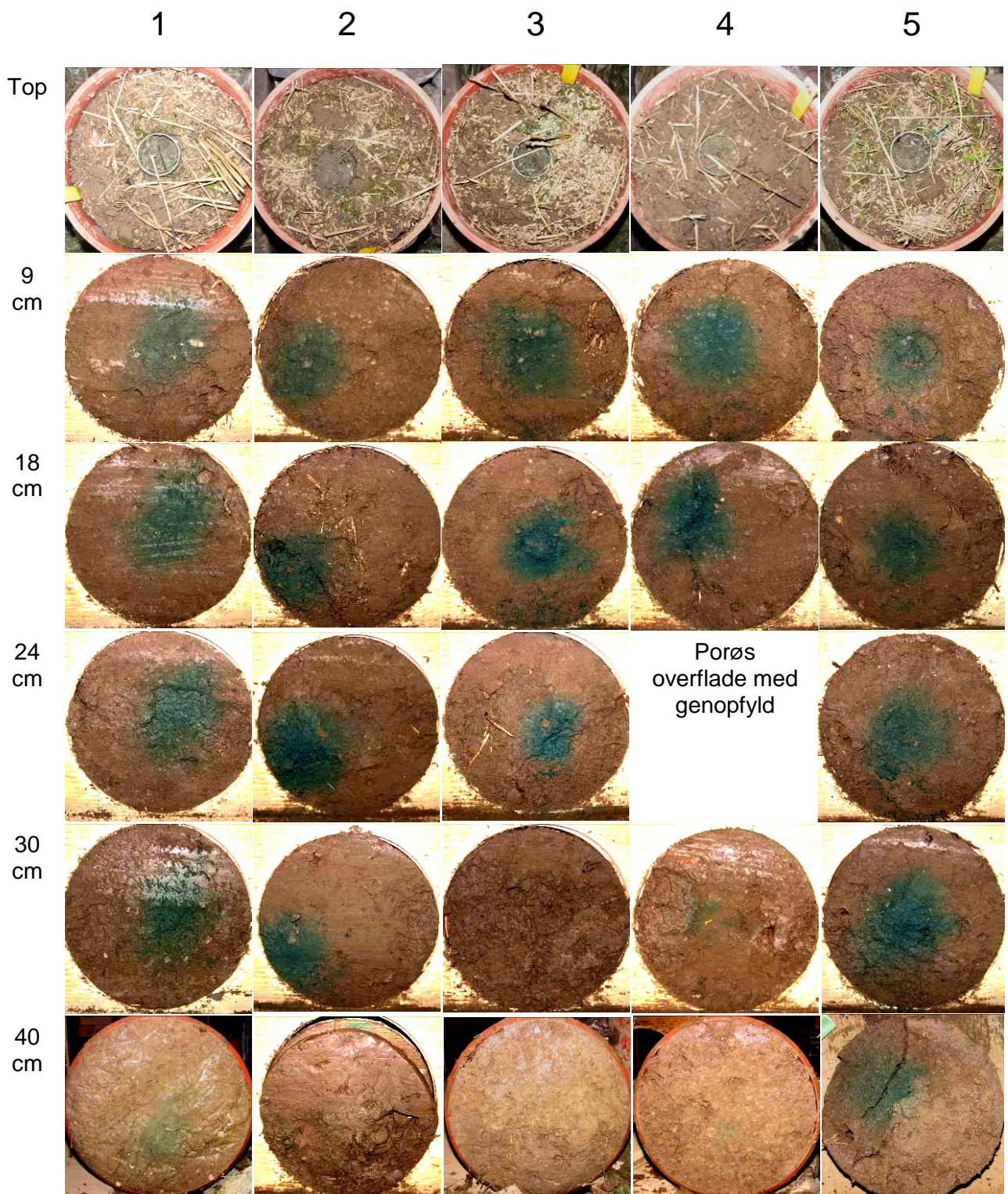
FIGUR A-8. FOTOS AF JORDOVERFLADEN SAMT HORIZONTAL SNITFLADER I KOLONNER AF TYPEN D (KOLONNE NR. 16-20).

D (kolonner med røggivende makropore)



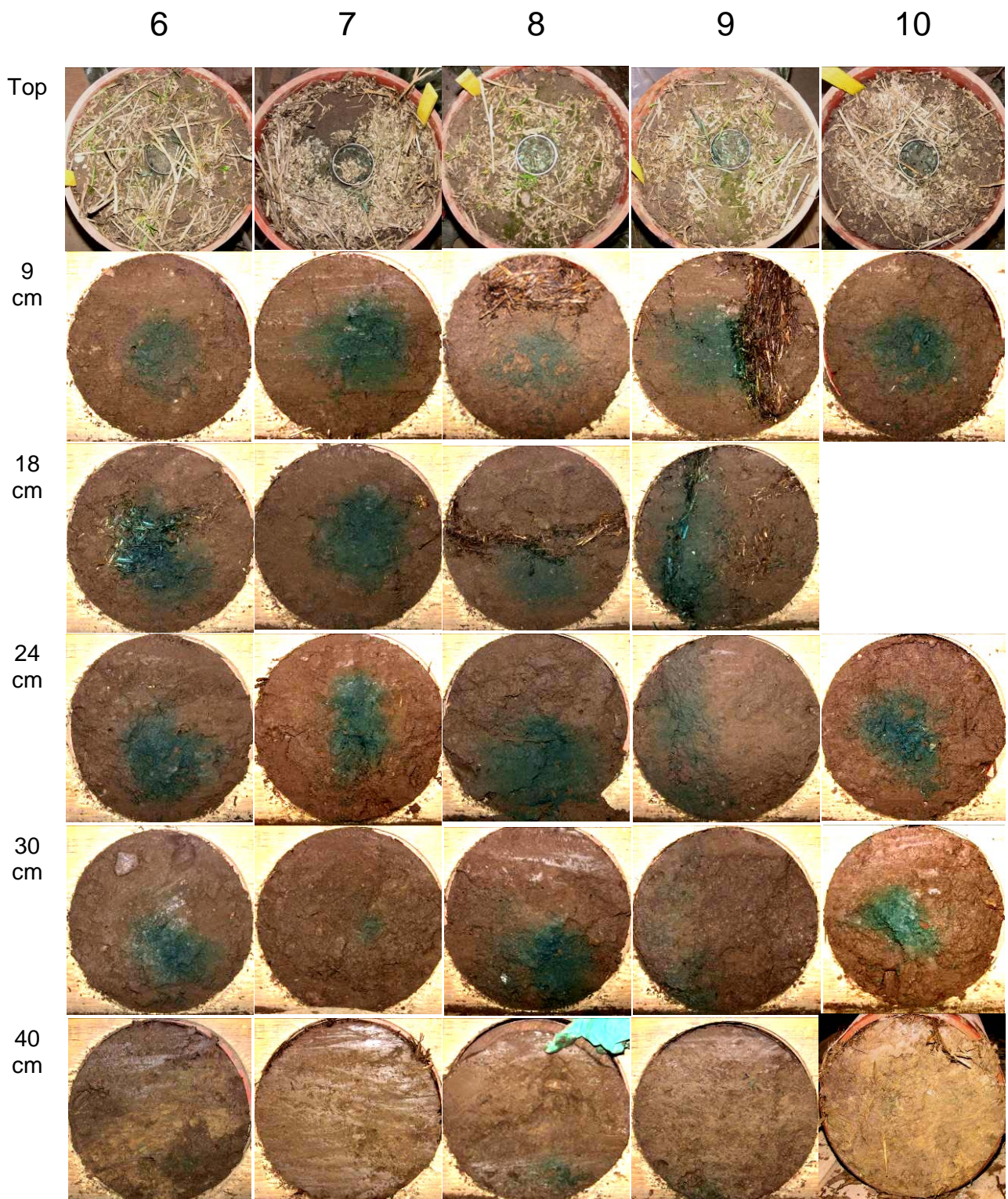
FIGUR A-9. FOTOS AF JORDOVERFLADEN SAMT HORIZONTAL SNITFLADER I KOLONNER AF TYPEN D (KOLONNE NR. 21-23).

U (kolonner uden åben makropore i overfladen)



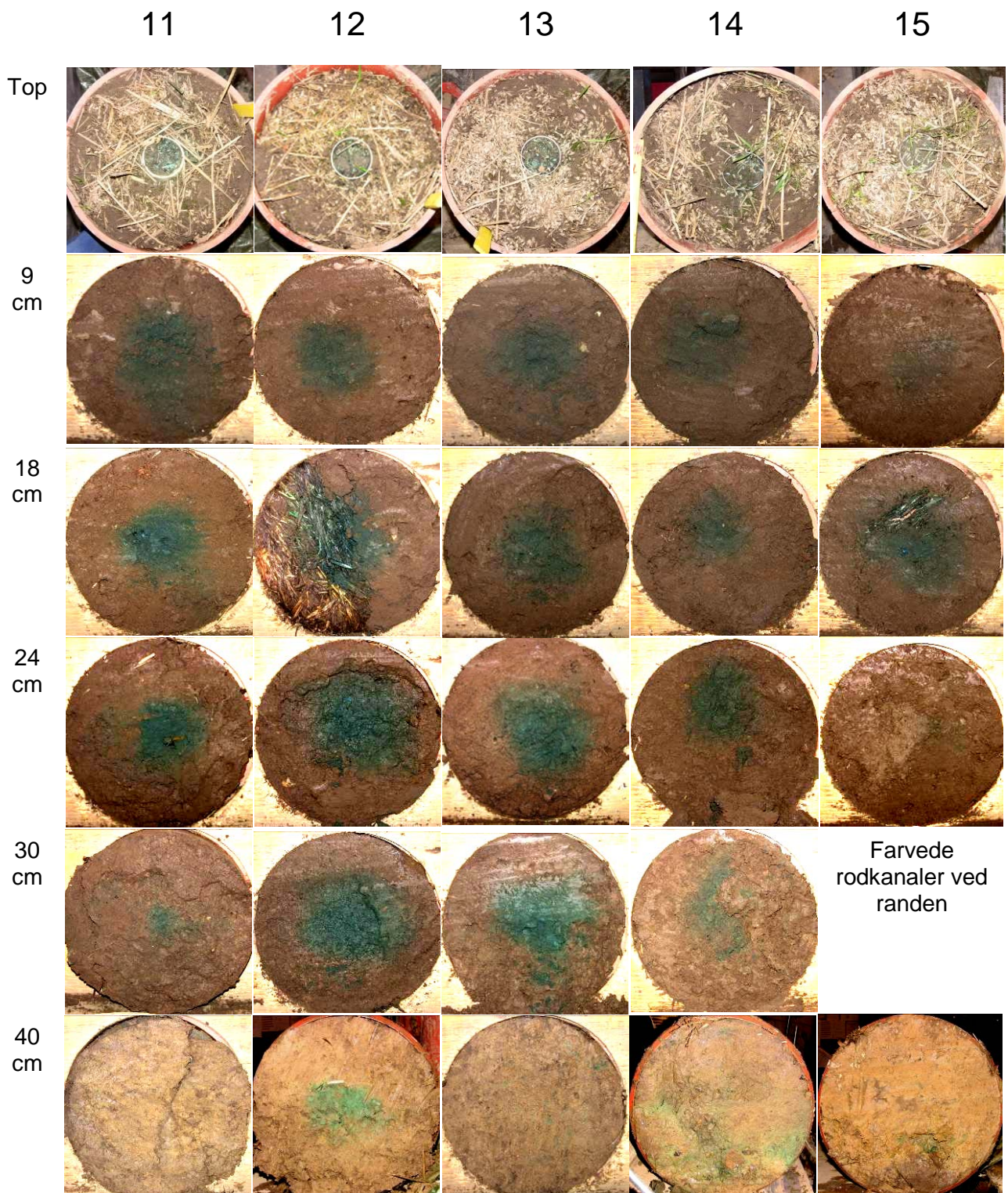
FIGUR A-10. FOTOS AF JORDOVERFLADEN SAMT HORIZONTAL SNITFLADER I KOLONNER AF TYPEN U (KOLONNE NR. 1-5).

U (kolonner uden åben makropore i overfladen)



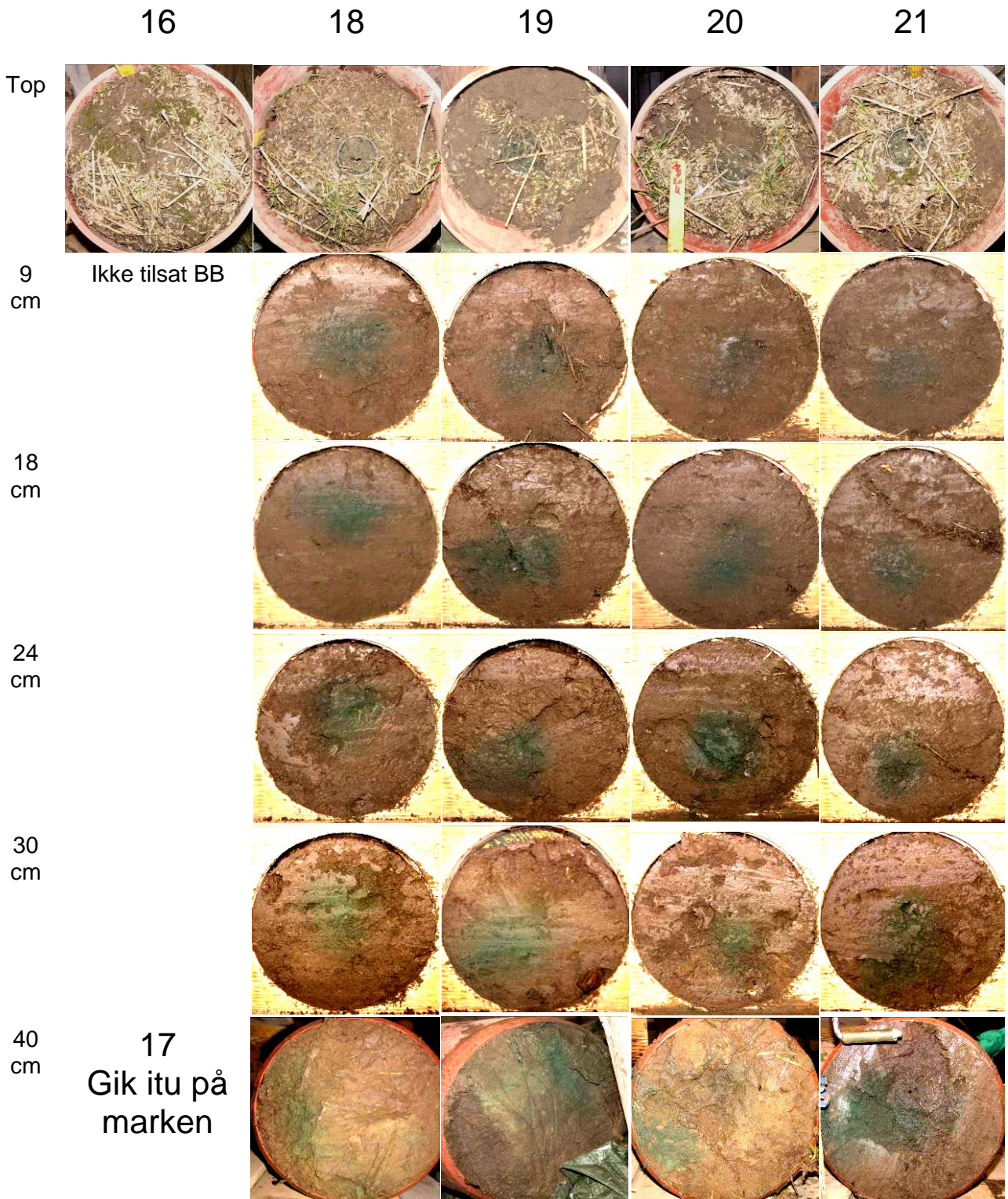
FIGUR A-11. FOTOS AF JORDOVERFLADEN SAMT HORIZONTAL SNITFLADER I KOLONNER AF TYPEN U (KOLONNE NR. 6-10).

U (kolonner uden åben makropore i overfladen)



FIGUR A-12. FOTOS AF JORDOVERFLADEN SAMT HORIZONTAL SNITFLADER I KOLONNER AF TYPEN U (KOLONNE NR. 11-15).

U (kolonner uden åben makropore i overfladen)



FIGUR A-13. FOTOS AF JORDOVERFLADEN SAMT HORIZONTAL SNITFLADER I KOLONNER AF TYPEN U (KOLONNE NR. 16 SAMT 18-21).

Appendiks B

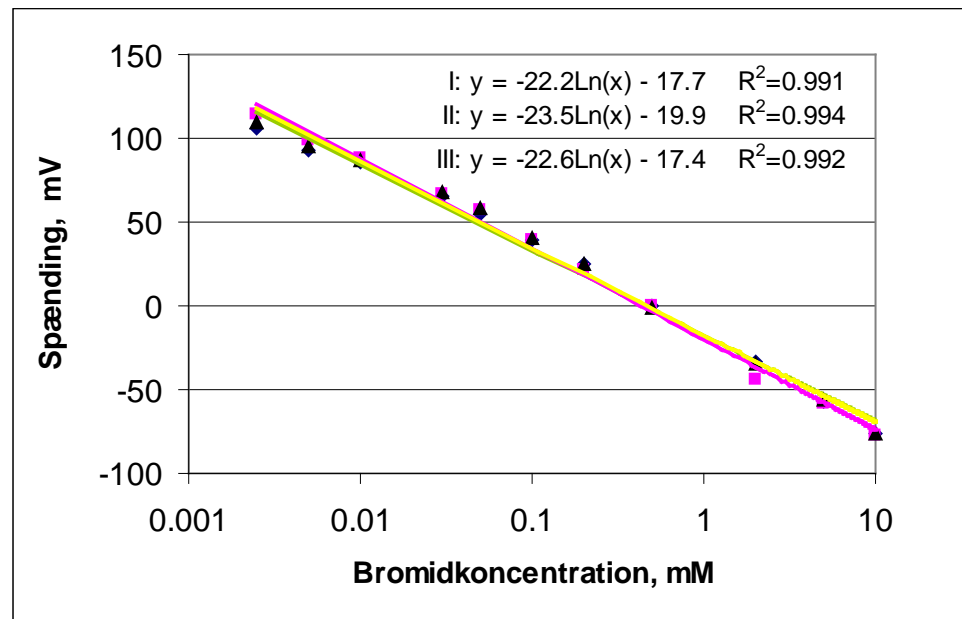
Bromid: Analyser og grundlæggende databehandling

Alle bromidanalyser er gennemført som dobbeltbestemmelser i 2 tidsforskudte måleserier. Måleserie nr. 2 blev gennemført som kontrolforanstaltning fordi koncentrationsværdierne i 1. serie generelt var væsentligt lavere end forventet. Eksempelvis lå mange målinger i 1. måleserie under laveste koncentration sværdi i den anvendte standarddrække således at bestemmelsen af disse lave værdier måtte foretages ved ekstrapolation. I 2. måleserie blev standarddrækken forlænget nedefter. Måleserie nr. 2 bekræftede i øvrigt fuldt ud det overordnede billede af, at koncentrationerne var væsentligt lavere end forventet.

Men der var ikke tilfredsstillende overensstemmelse mellem alle dobbeltbestemmelser, hvilket rejser spørgsmål om måleusikkerheden. Endvidere kan man rejse spørgsmålet, om en væsentlig del af den bromid, som ikke genfindes i kolonnerne, kan være transporteret ud gennem jordcylindrenes sideflader med forbigående vandstrømning, snarere end ud af cylindrene via bunden. Nærværende appendiks er udarbejdet for at analysere disse spørgsmål.

Analysemetode

Målingerne er foretaget ved brug af en Br-elektrode (CH-9101, Herisau). Målte spændingsværdier er konverteret til bromidkoncentrationer ud fra målinger på en standarddrække med kendte bromidkoncentrationer (se eksempler i Figur B-1).



FIGUR B-1. EKSEMPELER PÅ 3 MÅLINGER (I-III) FORETAGET PÅ STANDARDDRÆKKEN I 2. MÅLESERIE.

For at kontrollere systemets stabilitet er der foretaget målinger på standarddrækken efter hver 20. prøve og efter alle længere målepauzer.

I 1. måleserie blev der arbejdet med en standarddrække dækkende koncentrationsintervallet fra 0,05 til 10 mM Br⁻. Der blev målt 21 standarddrækker. Alle udviste med rigtig god tilnærmelse en lineær sammenhæng mellem logaritmen til bromidkoncentrationen og målt spændingssignal (alle R²-værdier lå i intervallet 0,996-1,000). I 7 prøver af vandværksvand (brugt ved ekstraktion af bromid fra jordprøver) blev der fundet bromidkoncentrationer i intervallet 0,003-0,014 mM med et gennemsnit på 0,007 mM. I ekstrakter fra jordprøver uden tilsat bromid (referenceprøver til fastlæggelse af ”baggrundsværdier”, n=20) lå bromidkoncentrationerne i intervallet 0,007-0,009 mM med et gennemsnit på 0,008 mM.

Såvel målinger på vandværksvand som på jordekstrakter brugt som referencer virkede tilforladelige, og havde det ikke været fordi mange af målingerne på jordekstrakterne lå væsentligt lavere end forventet (hele 8% lå på niveau med værdier målt på reference-ekstrakterne fra jord uden bromidtilførsel) ville vi ikke have foretaget yderligere målinger.

I 2. måleserie blev standarddrækken udvidet med 4 målepunkter i den lave ende, så alle målinger kunne foretages ved interpolation inden for standarddrækken. Der blev gennemført i alt 17 målinger på denne udvidede standarddrække. Alle målinger kunne tilpasses den omtalte lineære model som illustreret med 3 eksempler i Figur B-1. R² værdierne varierede mellem 0,985 og 1,000, dvs. at modeltilpasningen var rigtig god, omend en smule dårligere end for første serie baseret på et kortere måleinterval. På de 7 prøver af vandværksvand blev der bestemt en gennemsnitlig koncentration på 0,006 mM Br⁻ (variation: 0,005-0,008 mM), hvilket svarer til koncentrationen fra første måleserie. Desværre blev der ikke fundet samme fine overensstemmelse mellem koncentrationer målt i ekstrakter fra referenceprøverne, idet gennemsnitskoncentrationen i anden serie var 0,034 mM (variation: 0,011-0,091); dvs. at gennemsnitsværdien var 4 gange højere i 2. måleserie og variationen langt højere. Værdierne er klart højere end værdier målt i mange ekstrakter fra jordprøver med bromidtilsætning (målt i begge serier), hvilket selvsagt er et problem, fx når måleresultater skal korrigeres for baggrundsværdier. Det har ikke været muligt at finde en fornuftig forklaring på de høje baggrundsværdier, og målinger gennemført på ekstrakter af de 20 referenceprøver uden tilsat bromid har derfor i nogen grad miskrediteret 2. måleserie.

Sammenligning af måleresultater fra de 2 serier samt grundlæggende datahåndtering

Der var i langt de fleste tilfælde god overensstemmelse mellem resultater fra de to måleserier, men der var også eksempler på uacceptabelt store forskelle (helt op til 0,45 mM eller 72 mg/kg (jord)). Bedømt ud fra den målte variation i profilen var der typisk tale om nogle umotiveret høje værdier, som kunne optræde i forskellige dybder og i alle kolonnetyper (om end dog hyppigst i M-kolonner). Der er imidlertid ikke tilstrækkeligt grundlag for at

sige, at det altid er den høje værdi som er forkert, når der konstateres en stor forskel. Afvigelserne var ikke på anden vis systematiske; eksempelvis kunne de mistænkelige høje værdier ikke henføres til en bestemt måleserie eller til bestemte måleperioder.

På trods af omhyggelig gennemgang af måleproceduren kunne der ikke findes nogen god teknisk forklaring på forskellene. Et 3. forsøg på at analysere de mistænkelige prøver mislykkedes pga. fejl i standarddrækken. Under indtryk af den store mængde af bekræftede data, der var til rådighed, valgte vi derfor at arbejde videre med fokus på lighederne mellem de 2 serier og at se bort fra data (fra begge serier), når forskelle mellem koncentrationsmålinger i de 2 serier var ”meget store”.

Projektet skal identificere nogle bromidprofiler, der kan simuleres. Store målefejl kan potentielt være ødelæggende for simuleringstræksstræbelserne, og specielt til dette formål må datakvaliteten derfor vægtes højere end datamængden. Et andet vigtigt formål er at kvantificere den mængde bromid, som tilbageholdes i søjlerne (og dermed udvaskningen). Hovedkriteriet for om forskellene var ”meget store” blev, at de ikke måtte forårsage en forskel på søjlernes gennemsnitlige bromidindhold beregnet på grundlag af de to måleserier. Desuden ønskede vi rent principielt kun at udelade de allermost tvivlsomme data, dvs. at beholde en stor en andel af rådataene. I Tabel B-1 er vist beregnet gennemsnitlige restindhold af bromid i søjlerne ved forskellige kriterier for sikring af datakvaliteten.

TABEL B-1. GENNEMSNITLIGT RESTINDHOLD AF BROMID I KOLONNER BESTEMT MED FORSKELLIG STRATEGI FOR ELIMINATION AF MISTÆNKELIGE DATA. RESULTATER FOR 2 UAFHÆNGIGE MÅLESERIER (SER1 OG SER2) BASERET PÅ ALLE MÅLEDATA (P=100%), SAMT PÅ DE DELMÆNGDER AF DATAENE SOM OVERHOLDER 4 GRADVIST MERE RESTRIKTIVE KRITERIER, HVAD ANGÅR FORSKELLEN (D) MELLEM MÅLTE KONCENTRATIONER PÅ IDENTISKE PRØVER I DE 2 SERIER. DATA FOR DE 3 FORSKELLIGE KOLONNETYPER (D: MED RØGGIVENDE MAKROPORE; M: MED IKKE-RØGGIVENDE MAKROPORE; U: UDEN SYNLIG MAKROPORE I OVERFLADEN)

	Kolonne type								
	D			M			U		
	Ser1	Ser2	P	Ser1	Ser2	P	Ser1	Ser2	P
Alle data	359	300	100	512	451	100	352	367	100
D<20 mg/kg	255	257	93	412	400	91	339	364	99
D<10 mg/kg	244	238	89	349	354	81	321	323	92
D<5mg/kg	206	196	81	354	337	66	239	250	76
D<2,5mg/kg	162	156	67	308	293	40	145	161	65

Uanset datagrundlaget udgjorde restindholdet af bromid i søjlerne kun en lille del af den tilførte mængde (maksimalt 512mg/3600mg = 14 %). Bestemt restindhold aftog generelt i takt med at kravet til overensstemmelse mellem de 2 måleserier blev gradvist mere stramme (faldende D-værdi). Dette hænger sammen med at stadig flere enkeltstående høje værdier bliver fjernet (fra begge serier). Den største reduktion fremkom i forbindelse med fjernelse af målepunkter (koncentrationsbestemmelser) med helt uacceptabelt store indbyrdes afvigelser (D>20 mg/kg).

Vi valgte strategien D<10 mg/kg med de konsekvenser for datamængden og for bestemmelsen af bromidretention, der fremgår af Tabel B-1. Denne strategi er brugt for alle resultater, der indgår i rapporten. Endvidere har vi

pga. de omtalte problemer med at bestemme bromidkoncentration i referencekolonnerne i måleserie 2 valgt kun at præsentere data fra måleserie 1. Dette har ingen væsentlig indflydelse på resultaterne (jf. Tabel B-1). Det fremgår af tabellen, at bromidresultaterne med den valgte strategi baserer sig på mellem 81 og 92 % af alle måledata. Da vi ikke kan være sikre på at strategien er helt korrekt vil der herfra komme et bidrag til øget usikkerhed på bestemmelse af bromidretentionen. Af resultater præsenteret i rapporten fremgår det imidlertid, at denne usikkerhed ikke på nogen måde er afgørende, sammenlignet med den usikkerhed der beror på variation mellem kolonnerne.

Fremgangsmåden med dobbeltbestemmelse af bromidindholdet og udeladelse af de mest mistænkelige data vil uden tvivl øge sikkerheden i forbindelse med simulering af bromidindholdet i udvalgte enkeltkolonner og ved estimering af modelparametre.

En oversigt over alle intakte bromidprofiler er vist i appendiks C.

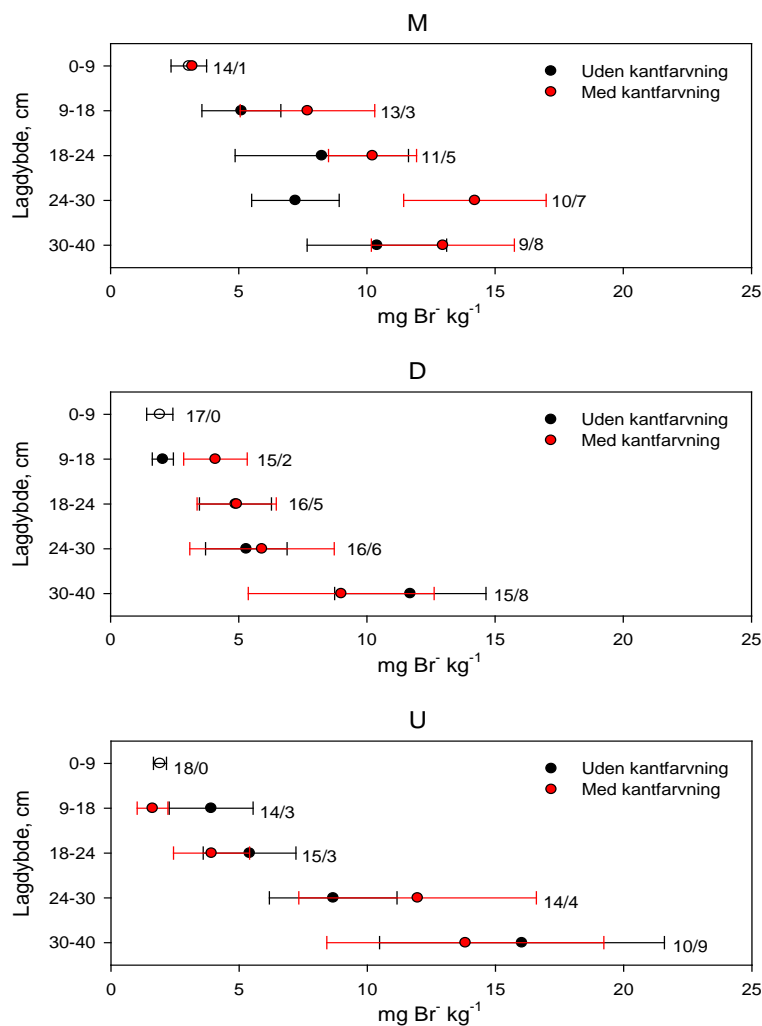
Kontrol for lateral udstrømning i kolonner med kantfarvning

Ved opskæring af kolonnerne blev der i nogle tilfælde fundet typisk små mængder af Brilliant Blue (BB) i forbindelse med makroporer ved kanterne, og der blev lavet notater om sådanne farvespor. Dette indikerer mulig udstrømning af såvel BB som bromid. Man kunne forestille sig at udstrømning af sporstof ved kanterne kunne give anledning til mindre fastholdelse i kolonnerne.

Det blev undersøgt, om fastholdelsen af bromid i søjlerne var systematisk relateret til sådanne fund af farvespor ved kanterne. Bromiddataene blev opdelt i 2 grupper alt efter om der i det aktuelle jordlag eller i jord over det pågældende lag var notater om fund af farvespor (uanset størrelse) et sted ved kolonnens kanter (gruppen ”Med kantfarvning”), eller det var noteret at der ikke var sådanne fund (gruppen ”Uden kantfarvning”). Resultater af denne gruppering er vist i Figur B-2. Det fremgår af figuren, at kantfarvning ikke har nogen generel indflydelse på målte bromidkoncentrationer. For M-kolonner er der måske en tendens til højere koncentrationer i kolonner med kantfarvning, altså en modsatrettet tendens i forhold til hvad man måske kunne forvente.

Desuden blev det samlede bromidindhold beregnet for kolonner hhv. uden og med kantfarvning (Tabel B-2). Det fremgår også af denne tabel, at tilbageholdelsen af bromid ikke var systematisk relateret til kantfarvningen.

Endelig blev der lavet beregninger af, hvor meget BB der i alt blev fundet i ekstrakter af jord fra kolonner hhv. uden og med kantfarvning (Tabel B-3). Heller ikke disse data tyder på nogen systematisk effekt af kantfarvning.



FIGUR B-2. BROMIDKONCENTRATION (GENNEMSNIET OG STANDARDFEJL) SOM FUNKTION AF DYBDE BESTEMT HHV. FOR JORDLAG UDEN OG MED KANTFARVNING. FOR GRUPPEN "MED KANTFARVNING" GÆLDER, AT DER VED OPSKÆRINGEN ER GJORT NOTATER OM BLÅFARVNING VED KANTEN I SELVE LAGET ELLER I ET OVERLIGGENDE LAG (ANTAL OBSERVATIONER VIST EFTER SKRÅSTREGEN). FOR GRUPPEN "UDEN KANTFARVNING" ER DER IKKE KONSTATETERET KANTFARVNING I ELLER OVER DET AKTUELLE JORDLAG (ANTAL OBSERVATIONER ER VIST FØR SKRÅSTREGEN). DATA FOR DE TRE KOLONNETYPER (M, D OG U).

TABEL B-2. SAMLET BROMIDINDHOLD (MG KOLONNE⁻¹) I FORSKELLIGE KOLONNETYPER (M, D OG U) BESTEMT HHV. FOR KOLONNER UDEN OG MED KANTFARVNING. GENNEMSNIETSVÆRDIER (GNS) OG STANDARDFEJL (STE).

Kolonne- type	Uden kantfarvning		Med kantfarvning	
	Gns	Ste	Gns	Ste
M	326	67	372	51
D	257	69	200	65
U	348	104	292	91

TABEL B-3. SAMLET INDHOLD AF BRILLIANT BLUE (MG KOLONNE⁻¹) I EKSTRAKTER AF JORD FRA FORSKELLIGE KOLONNETYPER (M, D OG U) BESTEMT HHV. FOR KOLONNER UDEN OG MED KANTFARVNING. GENNEMSNITSVÆRDIER (GNS) OG STANDARDFEJL (STE).

Kolonne- type	Uden kantfarvning		Med kantfarvning	
	Gns	Ste	Gns	Ste
M	191	36	242	33
D	177	24	186	25
U	187	41	162	25

Samlet vurdering

Analysedataene giver ikke nogen indikation af at der skulle være sket lateral udstrømning af sporstoffer fra kolonner med kantfarvning. I rapporten er der derfor ikke taget notits af bemærkninger om kantfarvning.

Appendiks C

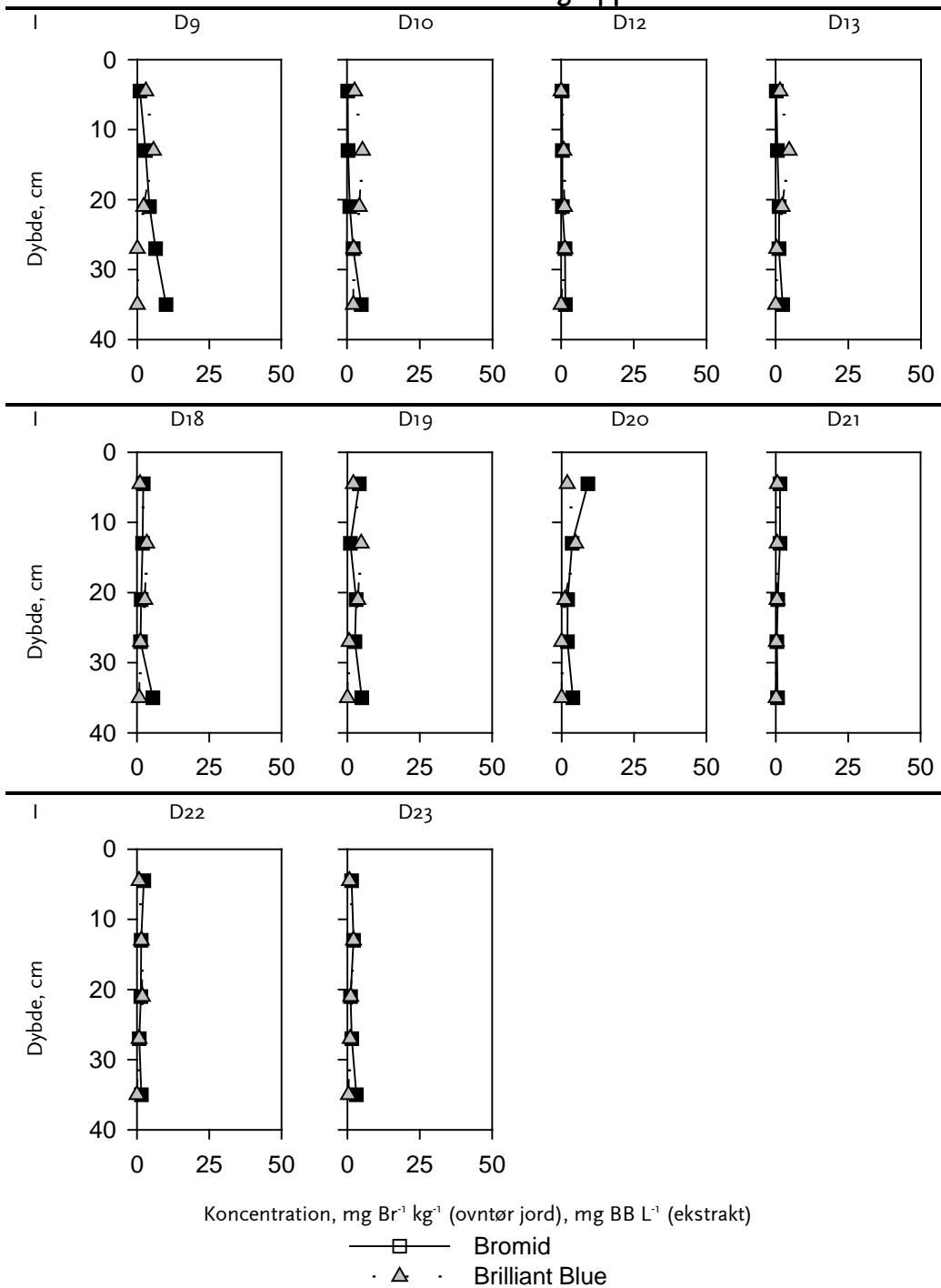
Koncentrationsprofiler for bromid og Brilliant Blue målt i jordkolonner

Nærværende appendiks indeholder en afbildning af alle de 40 kombinerede profiler af bromid og Brilliant Blue (BB) koncentrationer, som var intakte efter at dataene havde været underlagt kvalitetskontrol (se appendiks B). Resultaterne bør i princippet kunne simuleres. Alle profilerne identificeres ved kolonnetypebetegnelse (D, M og U) samt et løbenummer. Denne identifikation kan genfindes flere steder i selve rapporten og i appendiks A.

Bromidkoncentration er angivet som $\text{mg Br}^- \text{Kg}^{-1}$ (ovntør jord). Gennemsnitligt bromidindhold målt i ekstraktionsvæsken (vandværksvand) er fratrukket i beregningerne. Ved visuel inspektion af profilerne kan der identificeres 2 hovedtyper (gruppe I og II). I grupper I er Br^- -koncentrationerne lave (om end typisk svagt voksende med dybden), og koncentrationen i det nederste jordlag er under 10 mg kg^{-1} . I gruppe II er koncentrationerne højere og klart voksende med dybden. Koncentrationen i nederste jordlag overstiger 10 mg kg^{-1} . Profilerne for BB udviser generelt et tydeligere lokalt maksimum når bromidkoncentrationerne er relativt høje.

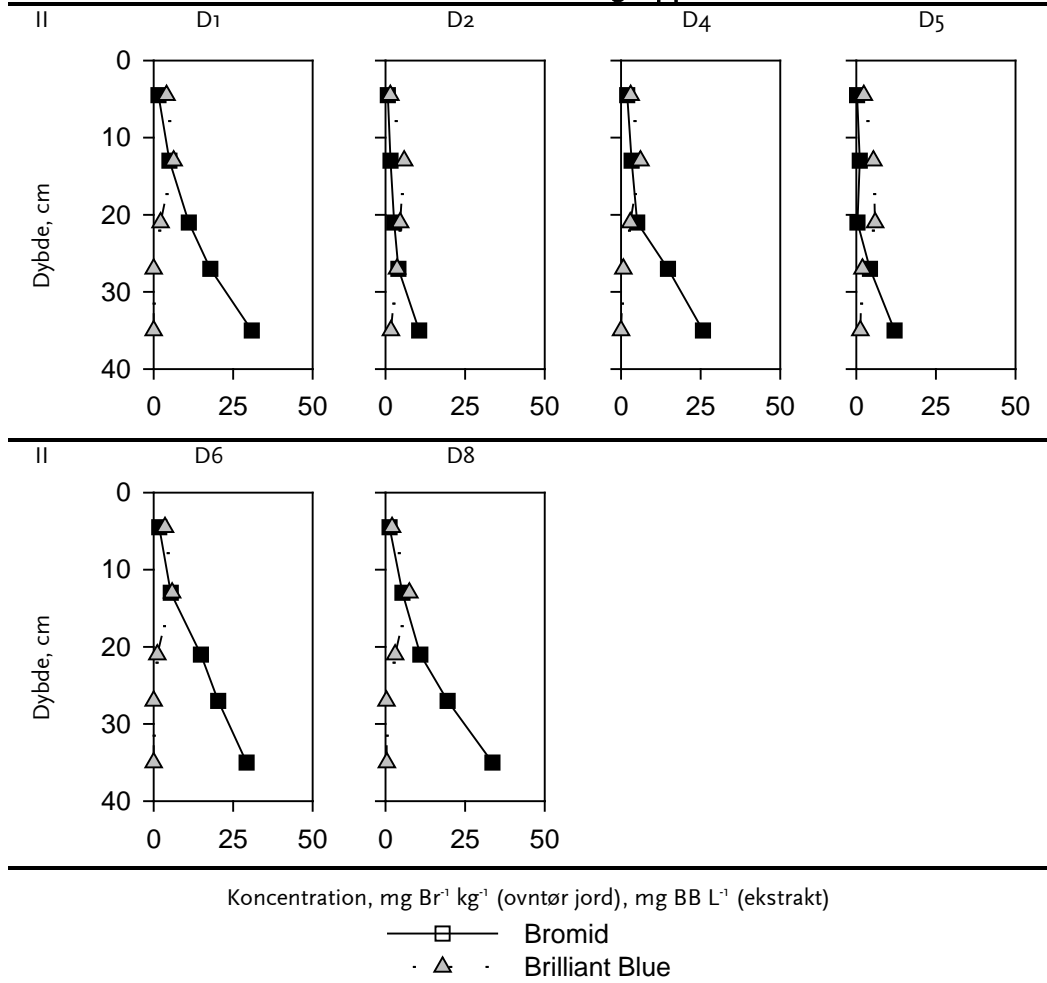
Fire koncentrationsprofiler (2 fra kolonnetype M og 2 fra kolonnetype U) passer ikke ind i dette overordnede billede. Disse profiler er derfor henført til en særlig gruppe (gruppe III)..

Profiler klassificeret i gruppe I

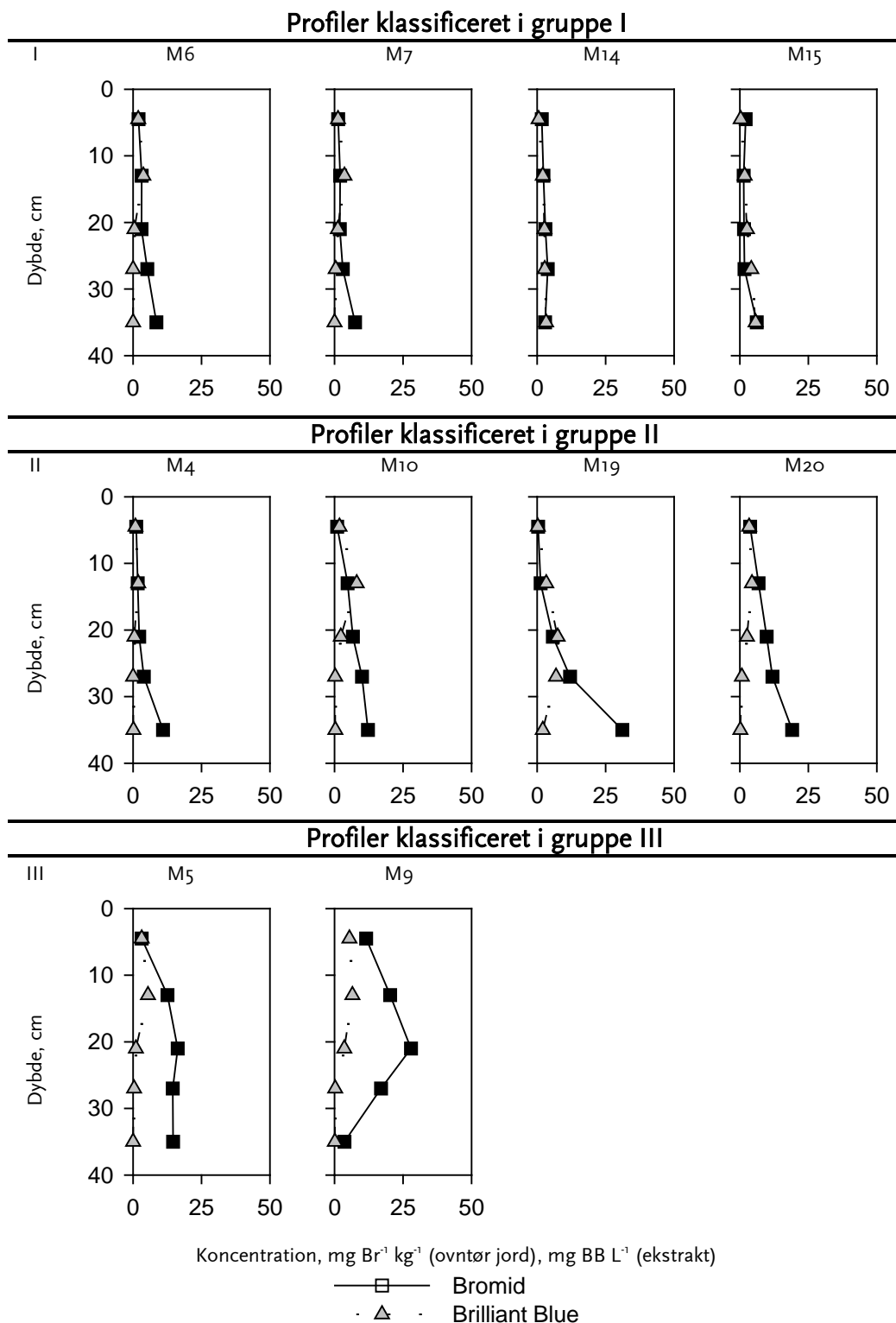


FIGUR C-1 . PROFILER FRA KOLONNER AF TYPEN D (MED RØGGIVENDE MAKROPORE). ALLE PROFILER I FIGUREN ER KLASIFICERET I GRUPPE I.

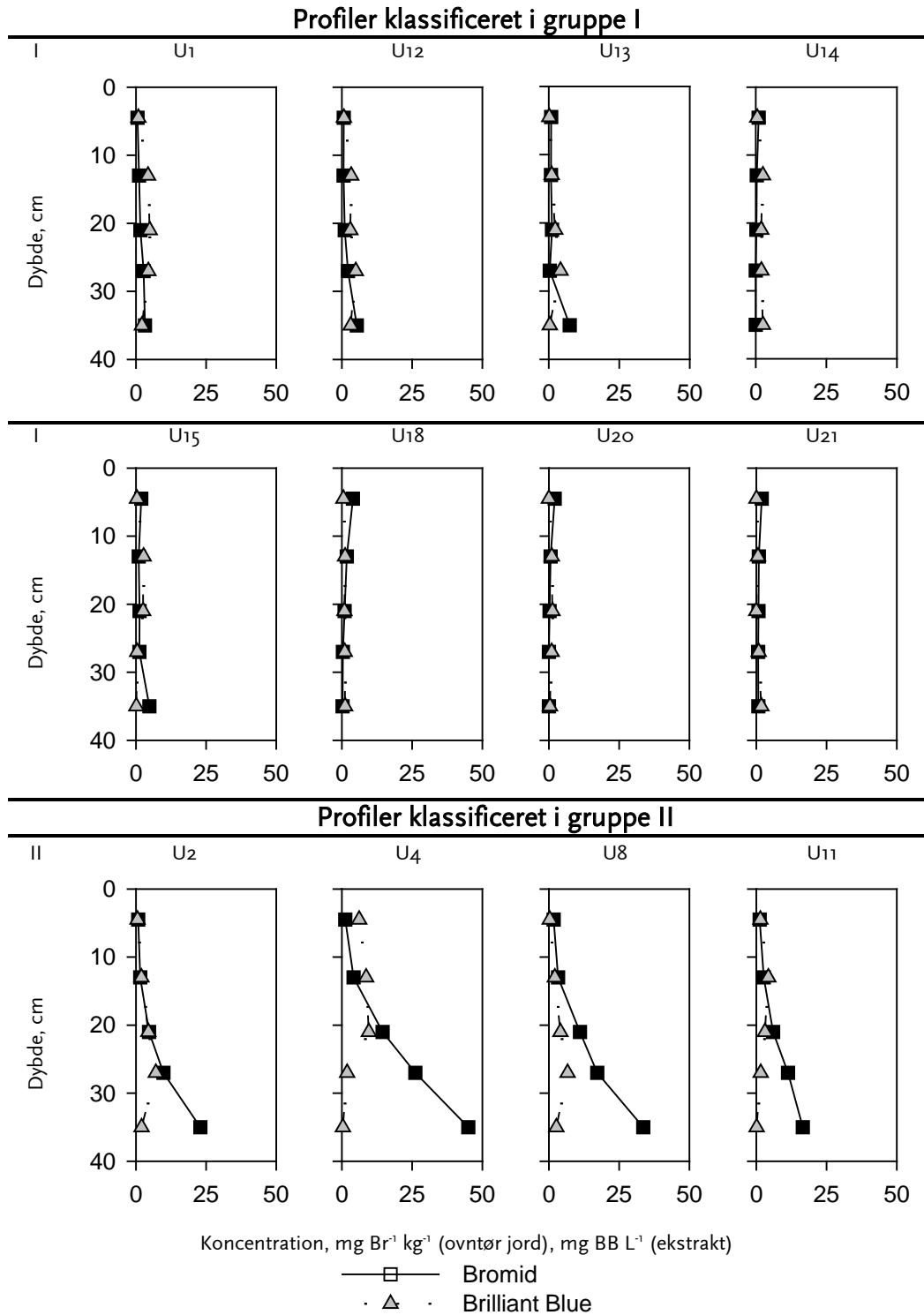
Profiler klassificeret i gruppe II



FIGUR C-2. PROFILER FRA KOLONNER AF TYPEN D (MED RØGGIVENDE MAKROPORE). ALLE PROFILER I FIGUREN ER KLASIFICERET I GRUPPE II.

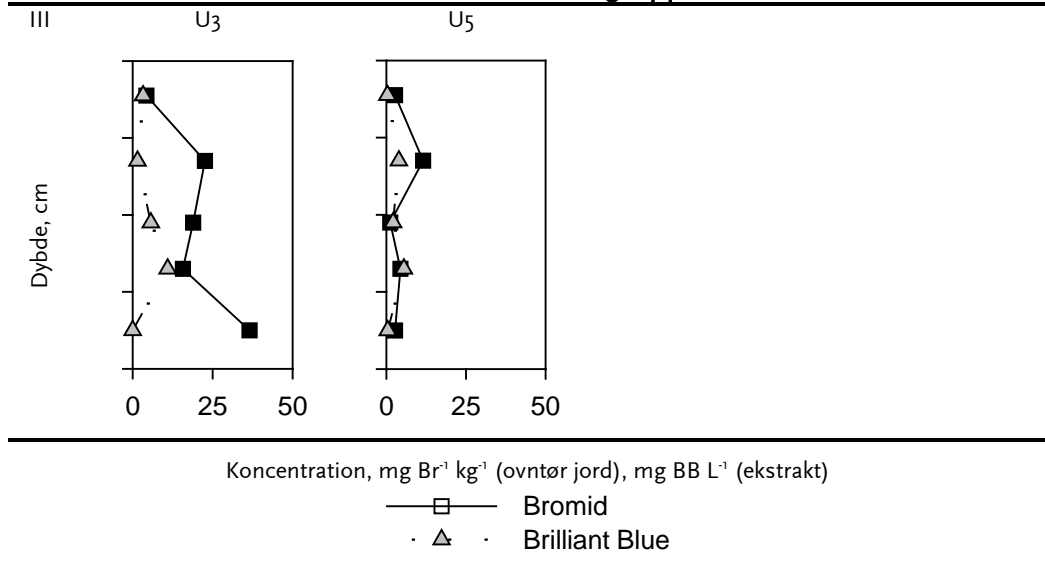


FIGUR C-3. PROFILER FRA KOLONNER AF TYPEN M (MED IKKE-RØGGIVENDE MAKROPORER). PROFILERNE ER KLASIFICERET I GRUPPERNE I - III.



FIGUR C-4. PROFILER FRA KOLONNER AF TYPEN U (UDEN ÅBEN MAKROPORE I OVERFLADEN). PROFILERNE ER KLASIFICERET I GRUPPERNE I OG II.

Profiler klassificeret i gruppe III



FIGUR C-5. PROFILER FRA KOLONNER AF TYPEN U (UDEN ÅBEN MAKROPORE I OVERFLADEN). PROFILERNE ER KLASIFICERET I GRUPPEN III.

Resumé

En ny sporingsteknik afslører makroporer, som forbinder jordoverfladen direkte med markdræn. Eksperimentelle undersøgelser og modelberegninger viser, at sådanne porer kan have afgørende indflydelse på vandstrømningen direkte fra jordoverfladen til dræne og på udvaskningen af især stærkt adsorberende pesticider. Direkte forbundne makroporer blev kun fundet i et smalt bælte henover dræne, og de var meget uensartet fordelt langs med dræne.

Beregninger for en 10-årsperiode viser, at pesticidudvaskningen og effekten af direkte forbundne makroporer som gennemsnit for årene var uforholdsmæssig høj i situationer, hvor jordens vandledningsevne var lav ved jordoverfladen og ved furebunden. Projektet udbygger eksisterende viden om makroporer og effekter af jordstruktur på pesticidudvaskningen.



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk