

Udvaskning af glyphosat ved juletræsproduktion på lerjord

René K. Juhler, Ole Stig Jacobsen & Jeanne Kjær
De Nationale Geologiske Undersøgelser for
Danmark og Grønland

Finn Plauborg
Aarhus Universitet

Lars Bo Pedersen.
Skov & Landskab

Claus Jerram Christensen
Dansk Juletræsdyrkerforening

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.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING	7
SUMMARY	11
1 BAGGRUND OG FORMÅL	15
1.1 FORMÅL	15
1.2 PROBLEMSTILLINGEN	15
1.3 BAGGRUND FOR PROBLEMSTILLINGEN	17
1.3.1 Herbicider til juletræsproduktion	17
1.3.2 Pesticidets virkenåder og nedbrydning	18
1.3.3 Forsvinding, transport og sorption	19
1.4 PROJEKTETS OPBYGNING	20
1.4.1 Pilotforsøg	20
1.4.2 Processtudier	20
1.4.3 Kvalitetsmålinger af juletræer	21
2 MATERIALER OG METODER	23
2.1 ETABLERING AF FORSØGSLOKALITETEN	23
2.2 LANDBRUGSDRIFT	24
2.3 KLIMA OG AFSTRØMNINGSDATA	26
2.4 ANALYSE AF TRÆERNES SUNDHED OG KVALITET	26
2.5 PRØVETAGNING - JORD	27
2.6 PRØVETAGNING - VAND	29
2.6.1 Instrumentering til prøvetagning af vand	29
2.7 SORPTION, MINERALISERING, NEDBRYDNING OG TRANSPORT	31
2.7.1 Sorption, nedbrydning og mineralisering	31
2.7.2 Transport af pesticider beskrevet ved søjleforsøg	33
2.8 ANALYSEMETODER	34
2.8.1 Jordanalyser	34
2.8.2 Vandanalyser	35
2.8.3 Nåleanalyser	36
2.8.4 Analyse af glyphosat og AMPA - metodeaspekter	36
3 RESULTATER	39
3.1 MARKVARIABILITET	39
3.1.1 Jordens iboende egenskaber	39
3.1.2 EM38 data og variogramanalyse	42
3.1.3 Variabilitet forsøgsfelterne imellem	43
3.2 KVALITETSMÅLING AF TRÆERNES VÆKST	49
3.2.1 Fremskrivning af vækst og kvalitet	54
3.3 PROCESSTUDIER	56
3.3.1 Udvaskning under reelle feltforhold - vandprøver	56
3.3.2 Jordprøver	60
3.3.3 Glyphosat transport og omsætning	69

4	DISKUSSION	80
4.1	TRANSPORT AF PESTICIDER I JORD UNDER JULETRÆSDYRKNING	80
4.1.1	<i>Skæbne i jordens vandmatricer - undersøgelser af dræn og vandfiltre</i>	80
4.1.2	<i>Transport og fund af glyphosat og AMPA i jord</i>	81
4.2	TRÆERNES KVALITET OG DYRKNINGSMETODER	85
5	KONKLUSION	88
5.1	KONKLUSION	88
6	PERSPEKTIVERING	90
6.1	ADMINISTRATIV PERSPEKTIVERING	90
7	REFERENCER	92
	 Bilag A Data fra pilotprojektet	 103
	 Bilag B Markvariabilitet og principalkomponent analyse af variable fra pilotforsøget	 105
	 Bilag C Resultater for vandanalyser	 109
	 Bilag D Landbrugsdrift Slæggerup, historiske data	 111

Forord

Projektet ” *Udvaskning af glyphosat ved juletræsproduktion på lerjord* ” er finansieret af Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddelforskningsprogram. Projektet er udført med deltagelse af De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, GEUS, Skov & Landskab, S&L, Københavns Universitet, og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, DJF, Århus Universitet.

Projektet har været fulgt af en følgegruppe med sammensætningen:

Jørn Kirkegaard, Miljøstyrelsen
Alf Aagard, Miljøstyrelsen
Mikkel Aamann Sørensen, Miljøstyrelsen
Anders Baun, Miljø og Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet
Dean Jacobsen, Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet
Hans Roust Thysen, Dansk Landbrug – Landscentret
Jens Carl Streibig, Institut for Jordbrugsvidenskab, Københavns Universitet
Jørgen Jakobsen, Charlottenlund
Lars Kjellerup Larsen, Skov- og Naturstyrelsen
Merete Styczen, DHI
Niels Henrik Spliid, Niels Henrik Spliid, Institut for Plantebeskyttelse og Skadedyr, Aarhus Universitet
Niels-Martin Frost, DuPont Danmark ApS
Ole Hørbye Jacobsen, DJF, Århus Universitet
Peter Wiberg-Larsen, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet
Walter Brüsich, GEUS

Vi vil gerne takke følgegruppens medlemmer for deres engagement og konstruktive bidrag igennem projektperioden. En særlig tak for konstruktiv kritik under rapportudarbejdelsen rettes til Jørgen Jakobsen, Niels-Henrik Spliid, Walter Brüsich, Niels-Martin Frost, Merete Styczen og Alf Aagaard.

Projektgruppen bestod af René K. Juhler (projektleder, GEUS), Ole Stig Jacobsen og Jeanne Kjær, (GEUS), Lars Bo Pedersen og Claus Jerram Christensen (Skov & Landskab, KU), samt Finn Plauborg (DJF, AU).

Sammenfatning

Projektets formål var at tilvejebringe viden om hvorvidt anvendelse af pesticidet glyphosat i juletræsproduktionen med nordmannsgran (*Abies nordmanniana*) på lerjord er forbundet med risiko for udvaskning af glyphosat til grundvandet.

I forsøget blev en juletræskultur etableret på to felter på en mark i Slæggerup, som tidligere har været anvendt til almindelige landbrugsafgrøder med årlig omdrift. Efter tilplantning af marken med nordmannsgran (*Abies nordmanniana*) blev felterne renholdt for ukrudt efter to principper:

- Traditionel baseret pesticidbehandling med glyphosat ("P feltet")
- Reduktion af pesticidforbruget ved kombination af pesticidbehandling med glyphosat og anvendelse af mekanisk rensning (mulching, "M feltet")

Desuden blev der etableret et kontrolfelt (K), hvor der ikke blev foretaget ukrudtsbekæmpelse efter beplantningen. Udvasningen af pesticidet glyphosat og nedbrydningsproduktet AMPA blev efterfølgende fulgt i 3 vækstsæsoner (maj 2004 til oktober 2006).

Analyser af restindhold af glyphosat og AMPA blev udført på jordprøver og vandprøver, hvor drænsystemer og horisontale borer blev anvendt til prøvetagning. Som en del af projektet blev der udført kvalitetsanalyser af juletræerne, dels for at sikre at de undersøgte renholdelsesstrategier var praksisnære, dels for at dokumentere behandlingers effekt på selve træerne. I den forbindelse udførtes en sammenligning af kvaliteten af træerne dyrket efter de to principper holdt op mod en ubehandlet kontrol. Desuden målte en række parametre, som karakteriserede jordens iboende egenskaber og den mikrobielle diversitet i marken, og disse data blev anvendt til at beskrive variationen på markniveau. Som en del af projektet blev der udført laboratorieforsøg til belysning af processer, herunder sorptionskarakterisering og transport i søjler. Projektets hovedkonklusioner kan opsummeres således:

- Der blev påvist enkelte hændelser med udvaskning til dræn af såvel AMPA som glyphosat hvor koncentrationsniveauet lå under grænseværdien på 0,1 µg/l (påvisninger i 3 af 11 prøver fra P og 1 af 15 prøver fra M)
- Der blev påvist restkoncentrationer af såvel AMPA som glyphosat i de øvre lag af jorden under juletræsbevoksningen på både M og P feltet
- Der blev ikke påvist indhold af glyphosat eller AMPA i jordprøver udtaget 3m under terræn
- Der var effekt af behandlingsformen på træernes kvalitet, hvor traditionel pesticidbaseret behandling gav en bedre kvalitet end en alternativ, primært mekanisk baseret ukrudtsbehandling
- Den mekanisk baserede behandlingsform kunne anvendes til juletræsdyrkning på lerjorde, om end denne behandling kunne forventes at forlænge dyrkningen med et vækstår

Glyphosat og AMPA

Overordnet viste projektet, at anvendelsen af glyphosat til dyrkning af juletræer på lerjorden var forbundet med lille risiko for udvaskning. I denne sammenhæng skal det bemærkes, at de anvendte doseringer lå indenfor det tilladte til juletræsdyrkning, men i overkanten af de behandlinger, der generelt anvendes i praksis. De påviste indhold af glyphosat og AMPA i enkelte drænvandsprøver lå således på et lavt koncentrationsniveau (mindre end 0,08 µg/l), og den årlige drænafstrømning var lille. Dermed var der tale om yderst begrænsede mængder, der udvaskedes til overfladevandet.

I vandprøver udtaget fra horisontale borer blev der ikke påvist glyphosat eller AMPA. I pesticidanalyserne udført på prøver fra drænen blev der fundet indhold af glyphosat og AMPA i enkelte prøver, men niveauet lå under grænseværdien (0,1 µg/l)

- Påvisningerne i 2005 var: Glyphosat (0,074 µg/l) og AMPA (0,025 µg/l) for P feltet og glyphosat (0,049 µg/l) og AMPA (0,015 µg/l) for M feltet
- I 2006 påvistes indhold i drænen udelukkende for P feltet: Glyphosat to gange (0,018 og 0,011 µg/l), og en enkelt påvisning af AMPA på 0,016 µg/l

Jordprøver fra begge behandlingsfelter viste indhold af såvel glyphosat som AMPA, og der var en generel tendens til, at indholdet af AMPA var større end glyphosat. Efter to vækstsæsoner med to sprøjtninger på den mekanisk behandlede mark og 5 sprøjtninger på den pesticidbehandlede mark, var der i alt anvendt henholdsvis 1,5 og 5,4 kg aktivt stof pr. hektar. Gennem projektperioden varierede det generelle niveau for restkoncentrationsindholdet i jorden mellem 15 % og 65 % af udbragt mængde glyphosat på det traditionelt behandlede areal (P), med noget højere men mere usikre genfindinger under M feltet. En større usikkerhed på de kvantitative beregninger for indhold under M feltet blev tilskrevet dels de relativt små mængder pesticid der blev udbragt her dels variation på markskala. Ved afslutningen af forsøget var genfindingen under P feltet på 34 % og på M feltet 69 % af den udbragte mængde.

Undersøgelserne udført i felten viste således at mens der ikke blev påvist væsentlig udvaskning til drænen eller øvre grundvand kunne en del af såvel det udbragte pesticid glyphosat som nedbrydningsproduktet AMPA genfindes gennem en længere periode i jordmatricen. De restkoncentrationer af AMPA og glyphosat, der blev påvist i jorden, kan forventes at være mindre tilgængelige for mikrobiel nedbrydning som følge af den stærke binding til jordmatricen. Dermed er der en mulighed for, at glyphosat og AMPA forbliver i jorden over en længere periode. De restindhold, der er påvist i feltforsøgene for glyphosat, lå ret højt (mellem 0,01 og 0,13 mg/kg for den konventielle parcel og mellem 0,005 og 0,1 mg/kg den mekanisk bearbejdede parcel), men dette var i samme størrelsesorden som tidligere målinger har vist dels i Flakkebjerg og Hvidovre. For AMPA var residualkoncentrationen noget højere end for glyphosat og det skyldes formodentlig en lagt bedre sorptionsevne end for glyphosat og dermed en længere overlevelse i jorden.

En opsummering af glyphosatundersøgelserne giver således ingen indikation af at glyphosat anvendelse til juletræsproduktion med nordmannsgran på lerjord skulle medføre øget udvaskning af aktivstoffet eller nedbrydningsstoffet AMPA set i forhold til anvendelser af glyphosat på traditionelle

landbrugsafgrøder i årlig omdrift. Det er dog i denne sammenhæng væsentligt at fremhæve, at der blev påvist relativt høje restindhold af såvel glyphosat som AMPA i jorden under begge behandlingsformer, og at disse påvisninger strakte sig over en længere periode. Variationerne i indholdene gør at de kvantitative aspekter af resultaterne ikke skal tolkes for stringent. Ved sammenligning med udenlandske undersøgelsesresultater er viser undersøgelsens resultater at udenlandske undersøgelser af glyphosats skæbne ikke ukritisk kan overføres til danske forhold. Samlet set tyder undersøgelsens resultater på, at den observerede restkoncentration i jordmatricen knytter sig til kombinationen af jord- og pesticid-egenskaber snarere end til afgrøden og behandlingspraksis.

Juletræskvalitet og dyrkningsprincipper

I forhold til juletræskvalitet og dyrkningsaspekter blev det vist, at den traditionelle ukrudtsbehandling gennem de 3 vækstår efter tilplantning gav en stadigt bedre højdevækst, og en tydeligt bedre nålefarve end den alternative ukrudtsbehandling. De to behandlings tydelige forskelle i nålefarve modsvarede af markante forskelle i koncentration og indhold af kvælstof i nålene, hvilket peger på et klart forskelligt optag af kvælstof i behandlingerne (se afsnit 4.2). De to behandlinger resulterede ikke i forskelle for de andre næringsstoffers vedkommende. Næringsstofniveauet i nålene lå generelt, for hele lokaliteten, inden for det anbefalede optimale niveau.

Der blev påvist store forskelle i træernes vækst som indikerede en betydelig risiko for, at den alternative ukrudtbehandlings vækstrespons ville medføre et behov for endnu et vækstår for at nå en tilstrækkelig juletræshøjde, og muligvis en forringet juletræskvalitet, med en betydelig produktionsomkostning til følge.

Summary

The aim of the project was to investigate the possible leaching of glyphosate and the degradation product AMPA when a glyphosate based herbicide was used for growing Christmas trees on clayey soil. In the project, two experimental plots were established at a field site at Slæggerup, Sealand, Denmark. This area had previously been used for traditional farming. Nordmann fir (*Abies nordmanniana*, also known as Caucasian fir) was planted on this farmland and two growth strategies were compared:

- Conventional treatment where weed was controlled by spraying the area with a glyphosate formulation ("P" plot)
- Reduced pesticide application and use of mechanical weed control ('mulching', "M" plot)

In addition, a control plot was established, where the trees were left to grow without treatment of any kind after planting. The leaching of the pesticide glyphosate and its transformation product AMPA was monitored for three growth seasons (May 2004 to October 2006).

Glyphosate and AMPA residue analysis was made on soil samples. Further, water samples from horizontal wells as well as from drainage systems were used for analysis of leaching. The quality of the trees was monitored throughout the study to evaluate the effect of management practices on the trees, and to assure that the treatments used would produce trees usable for selling as Christmas trees. The quality of the trees from each treatment was compared and related to the quality of the trees from the untreated control. Also, a soil variability study at field scale was made, including measurements of soil intrinsic parameters and microbial diversity in three depths below the soil surface. Laboratory experiments were integrated in the project for characterisation of processes such as sorption and residue transport in soil columns. The main conclusion of the project can be summarised as follows:

- In a few water samples from drainage content of glyphosate and AMPA was detected at levels below the residue limit of 0.1 µg/l (in 3 of 11 samples from P and 1 of 15 from M)
- Residuals of glyphosate and AMPA were found in the upper soil layers below the Christmas trees on the P as well as the M area
- Glyphosate or AMPA was not detected in water samples from the horizontal wells 3m below the surface
- The Christmas tree quality was affected by the treatment as conventional pesticide treatment (P) resulted in a better quality when compared to the quality of the trees grown under the alternative treatment conditions (M)
- The alternative primarily mechanical based treatment (M) could be used for production of Christmas trees on clay soil but it was anticipated that another growth season would be required for the trees to be fully developed

Glyphosate and AMPA

Overall it was concluded that the use of glyphosate for the production of Christmas trees on clay soil was associated with low risk for leaching. In this context it should be noted that the application doses used were within the approved range but above what is normally applied in the Christmas tree production. The glyphosate and AMPA contents detected in 4 out of 26 samples from drain water were at a low concentration level, and the drain water volume corresponding to these samples was small in comparison to the annual drainage volume (less than 1 %). Thus, the amount that is leaching through the drainage system is limited.

In water samples from horizontal wells no content of glyphosate or AMPA was detected. Content of glyphosate and AMPA was observed when analysing water samples from the drainage systems below plot P as well as plot M. In all samples, the content was below the residue limit of (0.1 µg/l):

- In 2005 the findings were: Glyphosate (0,074 µg/l) and AMPA (0.025 µg/l) from drainage systems relating to plot P and glyphosate (0,049 µg/l) and AMPA (0.015 µg/l) from M
- In 2006 content was observed in drain water samples from the P plot only: Glyphosate was detected at two occasions (0.018 and 0.011 µg/l), and a single observation of AMPA was made at 0.016 µg/l

In soil samples from both experimental plots (P and M) residuals of glyphosate and AMPA were detected and an overall tendency to higher AMPA than glyphosate content was observed. After two growth seasons with two applications on the M plot and five pesticide applications on the M P plot 1,5 and 5,4 kg active compound was applied per hectare respectively. Throughout the experiment the average level of residue content present in the soil below the P plot varied between 15 % and 65% of the pesticide amount applied. In soil from the M plot a higher but also more uncertain fraction of the applied pesticide could be recovered from the soil samples. The uncertainty related to the measurements made on the M soil samples was related to both the lower amount applied under this treatment and field variability. At the end of the field experiment the pesticide recovered from soil samples corresponded to 34 % and 69 % of the active compound applied to the P and M plot respectively.

Overall, the findings from the field experiment demonstrated that no significant leaching of pesticide or AMPA could be found in the drainage system or water from horizontal wells whereas glyphosate as well as AMPA could be detected in soil below both P and M plots, and findings were made throughout a longer period. Due to a strong binding to soil matrix components the contents of glyphosate and AMPA observed in the soil may be less assessable for microbial degradation. Consequently, there is a possibility that the soil content of glyphosate and AMPA may be present in the soil for a prolonged period of time. The dissipation time and residue levels identified in the field experiment may be considered high, but they are at the same level as measured in other projects in Flakkebjerg and Hvidovre (both are Danish locations). The residue levels measured was higher for AMPA than glyphosate and this is likely to be related to higher sorption of AMPA in the soil matrix and to degradation of glyphosate.

Summing up on the residue analysis and comparing to the use of glyphosate pesticide in more conventional farming the results of the present study did not

indicates that glyphosate use for weed control in cultures of *Abies nordmanniana* on loamy sites should cause increased leaching of glyphosate or AMPA. In this context it is noteworthy that rather high residue levels of both glyphosate and AMPA was found in soil samples, and that these findings were made over a prolonged time period. However, due to the variations in the contents detected the quantitative aspects are to be interpreted with caution. Comparing the results of the present project with studies made elsewhere it is clear that differences do exist, and care must be taken when using data from other regions for prediction of the pesticide fate in Danish soils. Overall, the results of the study indicate that the residuals detected in the soil are related to the combination of soil and pesticide properties rather than the crop and the growth strategy.

Christmas tree quality and management

In relation to tree quality and managing procedures it was observed that during the three years the conventional, herbicide based treatment (P) resulted in increasingly better height, clearly improved needle colour when compared to the primarily mechanical treated plants (M). The differences in needle colour between trees from the two treatments were related to pronounced differences in concentration and content of nitrogen in the needles. This indicates a difference in nitrogen uptake under the two growth conditions investigated. The two treatments did not cause differences for any of the other nutrients measured. In general, the content of nutrients in the needles was within the optimal range for all trees on the experimental site.

Significant differences in growth of the trees were observed when comparing trees from the P and M plots. The results indicates that the reduced pesticide treatment implemented at plot M may cause a need for at least one additional growth season to produce trees at a suitable height, and possibly the trees would be of reduced quality causing an increase in production cost.

1 Baggrund og formål

1.1 Formål

Projektets formål var at tilvejebringe viden om hvorvidt anvendelse af pesticidet glyphosat i juletræsproduktionen med nordmannsgran (*Abies nordmanniana*) på lerjord er forbundet med risiko for udvaskning af glyphosat til grundvandet.

Projektet skulle bidrage med baggrundsviden for en vurdering af mulige grundvandsforureninger som konsekvens af glyphosats anvendelse til juletræsdyrkning, og etablere forskningsresultater, som kunne underbygge reguleringen af pesticidanvendelsen.

1.2 Problemstillingen

Glyphosat (N-(phosphonomethyl)glycine, CAS nr. 1071-83-6) er et herbicid, der anvendes ved dyrkning af en lang række afgrøder. I projektet blev der opbygget viden om risikoen for grundvandsforureninger i forbindelse med anvendelsen af glyphosat til juletræsdyrkning.

Baggrunden for projektets relevans var, at den overvejende del af den viden der eksisterede om pesticiders skæbne i Danmark, var baseret på undersøgelser udført i relation til landbrugsanvendelser.

Pesticidvarslingsystemet havde tidligere dokumenteret at regelret anvendelse af glyphosat kunne medføre udvaskning af glyphosat og nedbrydningsproduktet AMPA på opsprækket moræneler (Kjaer et al. 2005). I forhold til anvendelser indenfor juletræsdyrkingen blev erfaringerne om pesticidets skæbne opbygget i studier af traditionelle landbrugsafgrøder overført til juletræsdyrkingen. Dette skete på trods af at denne produktion frembyder specifikke forhold, som er meget forskellige i forhold til landbrugsafgrøder i årlig omdrift, såsom:

- Flerårig kultur
- Afgrødens konkurrenceevne er meget lille de første 1-3 år
- Afgrøden skal ikke anvendes til menneskelig føde eller foder til dyr, hvorfor godkendelsesordninger og doseringsvejledninger kan afvige i forhold til landbrugsafgrøder der anvendes til levnedsmiddelproduktion eller foder
- Anderledes jordbundsforhold, der besværliggør færdsel og anvendelse af maskinel
- Anderledes nedsivningsbetingelser, som følge af en anderledes jordbearbejdning, og en helt anderledes rodstruktur som især i ældre kulturer kan tænkes at påvirke afstrømningen i jordens makroporer

I forhold til det totale danske landbrugsareal andrager juletræsproduktionen ca. 1 %. Totalarealet af nordmannsgran juletræer i Danmark er 25.000-28.000 ha. Heraf dyrkes ca. 70 % på landbrugsjord svarende til ca. 20.000 ha. Tyngden af produktionen ligger i Østjylland, på Fyn og Sydsjælland, hvor den overvejende jordtype er sandblandet ler / lerblandet sand. En så stiv jord som

på Slæggerup lokaliteten, vurderes kun at forekomme på Sydsjælland og Syd fyn svarende til 10 % af de 20.000 ha – i alt ca. 2.000 ha.

I litteraturen er der talrige undersøgelser, der beskriver fundamentale forhold omkring omsætning og transport af pesticider (Brown et al., 1995; Flury, 1996; Cheah et al., 1997; Kladivko et al., 2001; Jacobsen, 2003; Vereecken, 2005), men som nævnt er disse undersøgelser udført i relation til anvendelse i landbrugsafgrøder med årlig omdrift. Pesticidanvendelse i skovbrug er tidligere studeret (Felding, 1992; Michael og Neary, 1993; Newton et al., 1994a; Felding og Svensmark, 1995; Dousset et al., 2004; Calderon et al., 2004) og en række aspekter af glyphosatanvendelse i skovbrug er beskrevet i udenlandske undersøgelser, omfattende human eksponering (Acquavella et al., 2004), effekt på flora, fauna og mikrobiologi (Fletcher og Freedman, 1986; Levesque og Rahe, 1992; Smith og Oehme, 1992; Freedman et al., 1993; Mackinnon og Freedman, 1993; Sullivan et al., 1996; Gorch-Lira et al., 1997; Sullivan et al., 1998; Giesy et al., 2000) og relationer i forhold til forurening af jord og overfladevand (Torstensson et al., 1989; Roy et al., 1989; Feng et al., 1990; Feng og Thompson, 1990; Riley et al., 1991; Newton et al., 1994b; Lowrance et al., 1997).

Disse undersøgelser omfatter typisk etableret skov, og er ofte relateret til problemstillinger, som ikke er relevante i forhold til dansk dyrkning af juletræer på landbrugsjorde, eksempelvis udbringning foretaget med fly (Sundaram og Sundaram, 1991; Dampier et al., 2006). Den viden, der blev opbygget i projektet, var rettet mod at dække behov relateret til danske forhold i forhold til en række centrale parametre (herunder geologi, hydrologi, klima, jordbundens mikrobiologi og dyrkningspraksis). Projektets resultater skulle endvidere relatere til gældende miljøkrav, herunder grænseværdier for grundvand hvor grænseværdien for glyphosat og væsentlige metabolitter er 0,1 µg/l.

Et dansk studie af udvaskning af atrazin og hexazinon til drænen under 7 til 10 årige beplantninger af *Abies nordmanniana* er tidligere udført på to lokaliteter (Felding, 1992; Felding og Svensmark, 1995). Det er dog ikke kendt, hvordan basale ændringer som ophør af årlig omdrift og beplantning med juletræer ændrer fundamentale processer som omsætning, sorption og transport af glyphosat og andre herbicider. Transporten af glyphosat menes at være stærkt knyttet til makroporetransport (de Jonge et al., 2000), og bl.a. danske studier har dokumenteret at glyphosat kan sorbere kraftigt til kolloider (Baun et al., 2007). En række forhold har vist sig at være afgørende for i hvor stort omfang kolloidtransporten er betydende, herunder jordoverfladens beskaffenhed og tilstedeværelse af plantemateriale. En række publicerede data fremfører at den kolloidbundne transport kan være mindre betydende i en kvantitativ sammenhæng, idet størstedelen af transporten foregår på opløst form (Vereecken, 2005; Jacobsen og Kjaer, 2007). Den foreliggende litteratur beskriver dog ikke entydigt transport og udvaskningsforhold for glyphosat, og ændringer i fundamentale egenskaber som pH og porestruktur kan derfor forventes at være af væsentlig betydning for udvaskningsforholdene (de Jonge og de Jonge, 1999; de Jonge et al., 2000).

1.3 Baggrund for problemstillingen

1.3.1 Herbicider til juletræsproduktion

Arealmæssigt dækker produktionen af juletræer og klippegrønt i dag ca. 41.000 ha (Pedersen, 1999). I takt med at dyrkningen er blevet intensiveret og rationaliseret er langt den største del af produktionen i dag flyttet ud på landbrugsjord. Her udgør produktionen et økonomisk alternativ til den egentlige landbrugsproduktion.

Pyntegrøntproduktionen opdeles i produktion af juletræer og klippegrønt. Dyrkning af juletræer med træarten nordmannsgran dominerer markant pyntegrøntdyrkningen (Pedersen, 1999). Produktionen af pyntegrønt er nu den vigtigste nicheproduktion i dansk skovbrug, idet den alene står for op mod halvdelen af skovbrugets indtjening, skønt den kun dækker ca. 5 % af skovarealet. Juletræer er også en vigtig eksportartikel. I dag foregår størstedelen af den europæiske produktion af nordmannsgranjuletræer i Danmark. Årligt eksporteres for lidt over 1 mia. kr. pyntegrønt, heraf 9 millioner juletræer, hvoraf nordmannsgran tegner sig for 8 millioner (Mainz, 2002).

I det private skovbrugs juletræsproduktion er der fortsat et forbrug af pesticider med behandlingshyppigheder som afspejler landbrugets. Det skønnes, at ca. 70 % af juletræsarealerne (ca. 25.000 ha) alene renholdes med herbicider (Østergård et al., 1999), mens der på de resterende 30 % navnlig renholdes ved at kombinere herbicider, især glyphosat, med mekaniske renholdelsesmetoder. I forhold til den behandling der blev anvendt i nærværende projekt skal det bemærkes at sæsonen 2008 vil være sidste sæson, hvor Karmex og andre diuron-holdige produkter må bruges i juletræsproduktionen, da aktivstoffet ikke er optaget på EU's positivliste

Inden for skovbruget er der særlige anvendelser og dispensationsordninger for herbicider. Enkelte pesticider, som er forbudt i landbruget, kan derfor stadig anvendes i skovbruget, ligesom tilladte doseringer og sprøjtefrekvenser i skovbrug kan være højere end i landbruget. Plantebeskyttelse i skovbruget er for nyligt opsummeret af (Christensen og Christensen, 2002). Det fremgår her, at der findes en del viden om arbejdsmiljø og værnemidler (Theilby, 2002), udbringningsteknik (Theilby og Ravn, 2002) og skadedyrsbekæmpelse (Bejer og Christensen, 2002). Også internationalt er anvendelsen af herbicider i forhold til andre behandlingsformer diskuteret (Haywood et al., 1997; Siipilehto, 2001; Sullivan et al., 2002; Mallik et al., 2002; Simard et al., 2003; Heineman et al., 2005). Dog mangler der resultater og viden, der direkte kan relateres til anvendelse af glyphosat til dyrkning af juletræer på danske landbrugsjorde.

Principper for alternative, praksisnære anlægs- og renholdelsesmodeller er tidligere beskrevet i projektet "Demonstrationsprojekt med mekaniske renholdelsesmodeller i skovkulturer" (Bentsen, 2003). I dette studie indgik også renholdelse med jordbearbejdende redskab (mulcher), men projektet var rettet mod kulturanlæg og kulturrenholdelse i eksisterende skove, og omfattede ikke juletræsdyrkning og andre kulturer på landbrugsjord. Der er desuden væsentlig forskel på, om studierne er udført på landbrugsarealer med decideret juletræsdyrkning, eller om der er tale om skove, hvor diversitetsbetragtninger og socioøkonomiske parametre indgår med anderledes vægning (Guynn et al., 2004).

Alternativer til anvendelse af pesticider i juletræsproduktionen er tidligere foreslået. Disse omfatter mekanisk renholdelse (Keller, 1997; Riis-Nielsen et al., 2001; Pedersen et al., 2002), brug af fåregræsning (Theilby, 1996), forsøg med dækmaterialerne halm, flis og plast (Velling og Reeh, 1992; Keller et al., 1997) samt jorrdækning (Kjærbølling, 1997), dækafgrøder (Kjærbølling, 1993; Kjærbølling, 1995) og termik (Theilby, 2002). Der er i varierende omfang gennemført afprøvninger med ovenstående metoder med henblik på effekten over for ukrudt, og kun i begrænset omfang er metodernes påvirkning af træernes kvalitet testet. I et dansk studie er det forsøgt at kvantificere udvaskningen af glyphosat og AMPA i en juletræskultur på skovjord (Pedersen et al., 2002). Konklusionen var her, at begge stoffer kun udvaskes i yderst ringe grad til 70-90 cm's dybde.

På trods af disse tidligere studier eksisterede der ved projektets etablering stadig et behov for afklaring af forhold knyttet til anvendelsen af glyphosat til juletræsdyrkning på landbrugsjord, og de mulige konsekvenser i forhold til grundvandsressourcen.

1.3.2 Pesticidets virkemåder og nedbrydning

Glyphosat er et herbicid, der virker som en "shikimate pathway inhibitor" (Bentley, 1990). Herbicidvirkningen i planten opstår således gennem en inhibering af syntesen af aminosyrerne phenylalanin, tyrosin og tryptofan (Carlisle og Trevors, 1988; Kishore og Shah, 1988; Bentley, 1990; Plin-Srnic, 2006). Disse aminosyrer er livsvigtige, og i en ubehandlet plante dannes de via shikimate pathway'en. Heri indgår et synteseled, hvor 5-enolpyruvylshikimat-3-fosfat dannes ud fra shikamat-3-phosphat og phosphoenolpyruvat. Denne proces katalyseres af enzymet EPSPS, og det er dette enzym, der inhiberes af glyphosat. Når anvendelsen af glyphosat er mulig i beplantninger med nordmannsgran skyldes det at træerne udenfor vækstsæsonen har en større tolerance over for herbicidet end ukrudtsplanterne. Øges dosering til ud over det anbefalede, kan der også komme skade på nordmannsgran, selv ved anvendelser uden for vækstsæsonen (Rubow, 2002). For bladmidlerne, hvor optagelsen sker gennem de grønne plantedele, er voksens og kutikulaens sammensætning den primære årsag til, at juletræerne går fri, mens ukrudtsplanter bekæmpes ved brug af de anbefalede doseringer. Juletræer, som har vokset i skygge, udvikler en tyndere kutikula, og er derfor mere følsomme over for bladmidler som f.eks. glyphosatmidlerne. Her må dosering sænkes for at undgå skader, eller sprøjtningen kan udføres afskærmet så juletræplanterne ikke rammes. Til sammenligning kan det nævnes at beskyttelsesmekanismen er anderledes ved anvendelse af jordmidler som terbuthylazin og diuron. Jordherbiciderne vil fortrinsvis være koncentreret i det øvre jordlag, og planter der har deres rødder her, vil blive bekæmpet, mens juletræernes dybere rodnet ikke påvirkes, da rødderne er under det herbicidholdige lag.

I jorden kan det aktive stof glyphosat omsættes gennem mikrobiel nedbrydning, og to primære nedbrydningsveje er karakteriseret for denne type nedbrydning (Sprankle et al., 1975; Ghisalba et al., 1987; Hallas et al., 1988; Quinn et al., 1989; Ternan et al., 1998; Van Eerd et al., 2003). Ved den ene nedbrydningsvej indgår C-P-lyase, og der dannes uorganisk phosphat og N-methylglycin (også kaldet sarcosin). Ved den anden nedbrydningsvej indgår glyphosat oxidoreductase, hvorved der dannes glyoxylat og AMPA (aminomethylphosphon syre, CAS nr. 1066-51-9). Metabolitterne, der er dannet i glyphosat oxidoreductase trinnet, kan nedbrydes videre under indvirkning af C-P lyase. Ved en fuldstændig nedbrydning, kaldet

mineralisering, omdannes glyphosat til CO₂ og uorganiske salte. I overvågningssammenhænge er der især opmærksomhed på nedbrydningsvejen via AMPA, idet stoffet er på "top 15" over mest hyppigt fundne stoffer i grundvandsovervågningen (Brüsch og Juhler, 2003).

Der er tidligere publiceret studier af glyphosateffekt på mikrobielle samfund i jord. En række studier har påvist at glyphosat blandt andet kan anvendes som kulstofkilde, og dermed stimulere mikrobiel aktivitet i laboratorieforsøg. I skovjord under reelle feltforhold skal der imidlertid anvendes en dosis der langt overskrider det normale behandlingsniveau, før en effekt på det mikrobielle samfund i jorden kan dokumenteres (Haney et al., 2000; Busse et al., 2001; Ratcliff et al., 2006).

Kendskabet til nedbrydningsvejene og fundene af AMPA i grundvandsmagasiner viser, at det er væsentligt at inddrage såvel nedbrydningsproduktet som aspekter af mikrobiel aktivitet i et studie af risikoelementer, der knytter sig til glyphosatanvendelsen.

1.3.3 Forsvinding, transport og sorption

Danske undersøgelser har vist, at residualindholdet af glyphosat og AMPA i selve planten er minimal, selv ved gentagne behandlinger (Rubow, 2002). Pesticidets skæbne efter sprøjtning er således i væsentlig grad knyttet til omsætning og transport i jorden.

Graden af pesticidomsætning i jordmatricen er koblet til såvel opholdstid som binding, og dermed biotilgængelighed, af herbicidet. En række sorptionsprocesser kan forekomme i lerjorde. Sorption af glyphosat til humuskomponenter i jorden er tidligere påvist (Piccolo et al., 1994; Piccolo og Celano, 1994; Albers, 2006), og der er en række studier, som beskriver kompetitiv sorption mellem fosfat og glyphosat i jord (Dion et al., 2001; Gimsing og Borggaard, 2002; Gimsing et al., 2004; Borggaard og Gimsing, 2007), og dannelse af komplekser med jern (III)-forbindelser (Mcbride og Kung, 1989). Desuden er pH-afhængighed for sorptionsprocesser demonstreret (McConnell og Hossner, 1985). Der foreligger også en del litteratur som beskriver sorptionsprocessen og bindingstyper til mineraloverflader og andre strukturer i jorden (Veiga et al., 2001; Jacobsen, 2003; Vereecken, 2005; Toni et al., 2006; Baun et al., 2007).

Nyere forskning i transport af vand og partikler til drænrør har vist at glyphosat kan bindes stærkt til partikler, og præferentiel flow er en væsentlig transportvej til dræne (Haws et al., 2004; Vereecken, 2005; Kjaer et al., 2005; Jacobsen og Kjaer, 2007; Jarvis, 2007). Dermed kan glyphosat transporteres såvel bundet som opløst til drænniveau. Målinger fra bl.a. varslingsystemet har vist, at hvis transporten for et døgn blev set samlet ville det formodentlig kun være ca. 20 % af den samlede transport gennem jorden og drænsystemet der skyldtes partikulær transport. Dette bygger på et skøn, da varslingsystemet ikke decideret er opbygget til at skelne mellem opløst og partikulær transport af pesticider, og betragtningen skal ses i lyset af, at der i andre projekter er påvist hurtig desorption af glyphosat fra kolloider for enden af makropore systemer (Baun et al., 2007). De tidsmæssige og rummelige forhold undrer hvilken bindings og transportprocesser betragtes har således stor betydning for forståelsen af glyphosats skæbne i jorden. Måling af stoffordeling på fast og opløst fase i f.eks. drænbrønde beskriver således ikke nødvendigvis den fordeling, der er under kolloidtransport i makroporesystemer i jorden.

I forhold til transporten ned i jorden har en undersøgelse ved Flakkebjerg med 1,4 kg/ha glyphosat udbragt i stubmark i midten af september måned, vist relativt lave koncentrationer af glyphosat og AMPA i knap 1,5 meters dybde under behandlede marker. I et andet studie på Avedøre feltlokaliteten så man kun en begrænset transport af glyphosat gennem lerjordens sprækker, og der var kun spor af glyphosat og AMPA i 3 meters dybde. I en del af undersøgelsen, hvor glyphosat blev tilsat på en partikelbåren form for at simulere en 'worst case' situation, kunne der ikke påvises transport af glyphosat til dybder under 1,5 meter.

1.4 Projektets opbygning

Udvaskning af glyphosat blev undersøgt i såvel laboratoriet som under reelle feltforhold på en forsøgslokalitet i Slæggerup. Marken var en leret lokalitet, som tidligere er anvendt i varslingssystemet for pesticider (VAP, se www.pesticidvarsling.dk). Forsøget repræsenterede en nyetableret juletræskultur med nordmannsgran (*Abies nordmanniana*).

To anvendte dyrkningsstrategier blev sammenlignet:

1. Konventionel pesticidbehandling (P): Anvendelse af bekæmpelsesmidler med forårsprøjtning med jordvirkende herbicid til bekæmpelse af frøfremspirende ukrudtsarter, kombineret med forårs/sommer- og efterårsprøjtning med et glyphosatmiddel til bekæmpelse af flerårige ukrudtsarter.

2. Alternativ mekanisk baseret behandling (M): Primært mekanisk baseret ukrudtsbekæmpelse kombineret med efterårsprøjtning med et glyphosatmiddel.

Projektet var struktureret i tre temaer:

Pilotforsøg
Processtudier
Kvalitetsmålinger

1.4.1 Pilotforsøg

Formålet med pilotforsøget var at kortlægge variabiliteten på marken. Der blev etableret et sæt basisdata, som blev anvendt til perspektivering af processtudier og kvalitetsmålinger i de efterfølgende projektfaser. På baggrund af de etablerede data kunne de to forsøgsfelter sammenlignes med hensyn til væsentlige parametre for potentiel udvaskning. Denne karakterisering blev udført inden opdeling og beplantningen af forsøgsområdet i Slæggerup, og sikrede at eventuelle målte forskelle skyldtes dyrkningspraksis og ikke kunne tillægges felternes forskellighed.

1.4.2 Processtudier

I processtudierne fokuseredes på transport og omsætning af herbicidet. I dette tema indgik såvel felt- som laboratorieforsøg. Feltforsøgene var rettet mod en forståelse af væsentlige forhold i relation til pesticidudvaskning:

1. Betydningen af jordens iboende og udviklede egenskaber, og relationer til pesticidets stofegenskaber

2. Mulige effekter relateret til afgrøde, omdrift og behandlingspraksis
3. Processer, der relaterede sig til markskala, eksempelvis drænastrømning og nedbørshændelser, som ikke i fuld udstrækning kunne studeres under laboratorieforhold

Laboratorieforsøgene, som omfattede såvel nedbrydning, sorption og transport af pesticid, var således designet til at understøtte feltundersøgelserne. Projektet forløb over tre vækstsæsoner, mens en juletræsbeplantning er 7-10 år om at udvikle træer, der er klar til salg. Derfor var laboratorieforsøgene især rettet mod at forstå processer i jorden, så projektets resultater kunne perspektiveres langsigtet.

En væsentlig del af den erfaring, der ved projektets start forelå omkring anvendelsen af pesticider til juletræsdyrkning, var baseret på undersøgelser udført på sandjord. I forhold til sandjord er pesticidtransporten på lerjord væsentlig anderledes, idet en større del af transporten er præferentiel (via jordens makroporer). Dertil kommer, at ændringen i omdrift og afgrøde forventes at påvirke transport af vand, pesticider og kolloider i jorden, og i ældre juletræskulturer kan en tiltagende rodarkitektur også tænkes at medføre stigende præferentiel strømning. Det kan også tænkes at rodsystemet under ældre juletræsbevoksninger i vækst kan have en blokerende effekt på afstrømningen gennem makroporer. Såvel danske (Nilsson et al., 2000) som udenlandske studier (Nobles et al., 2004) har påvist, at rødder kan være betydende for graden af præferentiel strømning.

En omfattende udvikling af rodstrukturen ville dog ikke kunne opnås inden for projektets løbetid, og laboratorieforsøgene var derfor inddraget for at studere transportforhold og sorptionskarakteristika, så en perspektivering over tid kunne foretages. Glyphosat og AMPA kan transporteres både opløst og partikelbundet gennem jordens makroporer. En række processer er af betydning i forhold til såvel traceres som pesticiders skæbne i lerjord, herunder advektion gennem makroporer, diffusion ind i porevandet i ler matrixen, kapillar processer ("interfacial forces"), konvektion, dispersionsprocesser og tilbageholdelsesprocesser som sorption og desorption (McKay et al., 1993; Rosenbom, 2005). Ud fra tidligere studier kunne det forventes at for lerjorde som den i Slæggerup måtte udveksling af vandopløselige tracere mellem sprækker/makroporer og lermatrixen primært have fundet sted som følge af diffusionsprocesser i den opfugtede lerjord. Anvendelse af forskellige tracere til karakterisering af diffusionsprocesser er tidligere beskrevet (Mortensen et al., 2001; Rosenbom, 2005; Broholm et al., 1999; Juhler et al. 2002) og forhold som mættede og umættede jordbetingelser har stor betydning for, hvilke processer der er dominerende (Kung et al., 2000; Rosenbom, 2005). I forhold til glyphosat er der i et tidligere dansk projekt udført undersøgelser af partikel- og kolloidbundet transport af glyphosat (Baun et al., 2007). I nærværende projekt blev transport af glyphosat i opløsning og transport af partikler undersøgt ved udvaskningsforsøg i uforstyrrede jordkolonner.

1.4.3 Kvalitetsmålinger af juletræer

Et væsentligt aspekt i en miljømæssig bæredygtig produktion af juletræer er, at der også er en bæredygtig økonomi i produktionen. Heraf følger, at de undersøgte dyrkningsstrategier skulle være praksisnære, så der var et realistisk og anvendeligt grundlag for projektet.

I forbindelse med karakterisering af pesticidanvendelsernes effekt på juletræsdyrkningen var det væsentligt at kunne karakterisere renholdelsesgraden. Valg af renholdelsesmetode ved dyrkning af juletræer fører grundlæggende en række omkostninger med sig. Det kan være direkte omkostninger for den enkelte producent eller samfundsmæssige omkostninger f.eks. i form af øget miljøbelastning fra sprøjtemidler eller næringsstoffer i forurenede grundvand. Ved tidligere renholdelsesforsøg i juletræskulturer har der været anvendt flere forskellige mål til opgørelse af graden af renholdelse. I renholdelsesforsøg med ekstensive ukrudtsopgørelser er ukrudtsarternes dækningsgrad blevet anvendt som udtryk for renholdelsesgrad (Riis-Nielsen et al., 2001; Matthesen og Kudahl, 2001; Bentsen, 2003). Ved registrering af dækningsgrad vurderedes de dominerende ukrudtsarters dækning af arealet. I mere intensive studier er begrebet vegetationsmasse blevet anvendt som udtryk for renholdelsesgrad (Friis et al., 2000). Vegetationsmasse (også kaldet ukrudtsintensitet) beregnes som produktet af arternes dækningsgrad og deres højde. I en intensiv stofkredsløbs- og biodiversitetsundersøgelse blev biomasse anvendt (Pedersen et al., 2002). Samtidig blev den floristiske diversitet beskrevet gennem Shannon-Wieners diversitetsindeks (Garland, 1997; Riis-Nielsen et al., 2001).

Da projektet ikke fulgte udviklingen af juletræerne helt frem til det salgsklare produkt, var det desuden nødvendigt at estimere træets udvikling og herunder egnethed til salg. Som en mindre del af projektet blev der derfor tilknyttet en analyse af træernes kvalitet og resultatfremskrivning. Fremskrivningen omhandlede også situationen, hvor juletræerne ville være store nok til afdrivning. For at etablere data, der kunne anvendes til at ekstrapolere resultaterne fra de få tidligste dyrkningsår til hele dyrkningsrotationen, blev der foretaget vækst- og overlevelsesrelaterede målinger i nyttilplantningerne.

2 Materialer og metoder

2.1 Etablering af forsøgslokaliteten

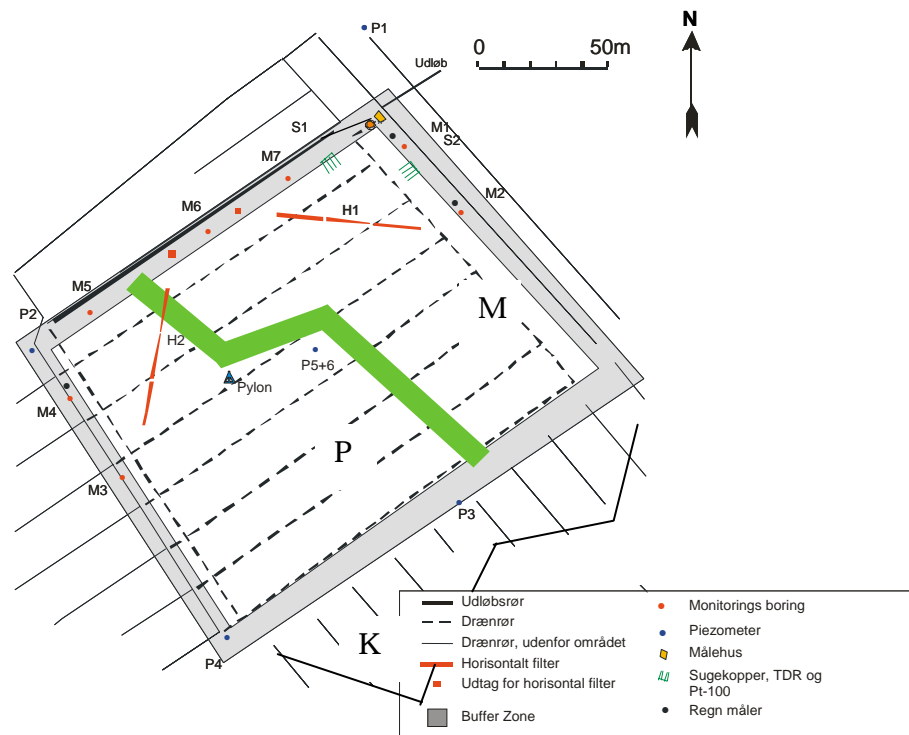
Projektet udførtes på forsøgsmarken Slæggerup, placeret nordøst for Roskilde på moræne fra sidste istid. Marken var systematisk drænet i et isoleret drænsystem i ca. 1 meters dybde, dvs. at der ikke var andre marker, der afdrænedes gennem dette drænsystem, hvilket gjorde lokaliteten velegnet til undersøgelse af udvaskning til dræn. Grundvandsstanden faldt om sommeren til et niveau på ca. 3-3,5 m.u.t.

Forsøgsmarken Slæggerup indgik indtil 1.7.2003 i "Varslingsystemet for udvaskning af pesticider til grundvand" (Lindhardt et al., 2001; Kjaer et al., 2002). Marken havde tidligere været anvendt til dyrkning af landbrugsafgrøder i årlig omdrift, og henstod ved projektets start som stubmark efter korndyrkning (Se bilag D angående Landbrugsdrift i Slæggerup, og historiske data). Ved projektets start var der installeret udstyr til udtagning af vandprøver fra såvel jordvand, drænvand samt det nydannede grundvand. Det var dog nødvendigt at modificere og supplere instrumenteringen, ligesom selve marken skulle opdeles i to forsøgsfelter (P og M), og et kontrolareal (se detaljer om behandlingsprincipper i afsnit 2.2). Kontrolarealet bestod af to sammenhængende trekanter på ca. 0,3 ha mod sydøst, arealet af P feltet var 1,2 ha, mens M feltet var 1,1 ha. Forsøgsfeltet P og M var adskilt af et ca. 10 m bredt demarkationsareal (Figur 1).

Jorden var en JB7 jord med et lerindhold i pløjelaget på 20-24 % og et TOC indhold på 1,4 %. Ifølge USDA's klassifikationssystem (Soil Survey Staff, 1999) var jorden en "Typic Argicoll". Arealet havde en 1-4° hældning mod nordøst og højdeforskellen inden for marken var ca. 4,5 meter. For en nærmere beskrivelse af marken henvises til Lindhardt et al. (2001).

Parcellerne og kontrolarealet blev beplantet med i alt ca. 12.000 nordmannsgran. Plantningen blev foretaget direkte i stub (Figur 2). Til beskyttelse af kulturen blev området indhegnet med vildthejn, så indtrængning af råvildt og andre dyr hindredes. Plantning og hegning blev igangsat den 11. maj 2004.

Drænvandssystemet blev opdelt, så der kunne opsamles drænvandsprøver fra hvert af de to markfelter P og M. Til måling af vandhøjden var der monteret en tryksensor (Vanessen diver®) som registrerede vandtryk og temperatur, og hvert kammer var udstyret med et Thompsonoverfald. Opsamlingen af drænvandsprøver og anvendelsen af Thompsonoverfald til beregning af drænafstrømning er nærmere beskrevet i et senere afsnit. Endvidere blev der ved forsøgets start etableret tre lodrette borer i demarkationsområdet til monitoring af grundvandsstandens fluktuationer.



Figur 1 Skitse af lokaliteten. Placering af demarkationsarealet der adskiller de to forsøgsfelter med konventionel pesticidbehandling (P-felt) og alternativ mekanisk baseret behandling (M-felt)



Figur 2 Tilplantning. Trerækket plantemaskine blev anvendt ved tilplantning af forsøgslokaliteten

2.2 Landbrugsdrift

På Slæggerup blev de to forsøgsfelter P og M samt kontrolfeltet K renholdt på følgende måder:

P-feltet - Konventionel pesticidbehandling: Anvendelse af bekæmpelsesmidler med forårssprøjtning med jordvirkende herbicid til bekæmpelse af frøfremspirende ukrudtsarter, kombineret med forårs/sommer- og

efterårssprøjtning med glyphosatmiddel til bekæmpelse af flerårige ukrudtsarter

M-feltet - Alternativ mekanisk behandling: Renholdelsen ved hjælp af mekanisk ukrudtsbekæmpelse, kombineret med efterårssprøjtning med glyphosatmiddel

Kontrol-feltet K – ingen behandling: K-feltet blev beplantet på samme tidspunkt som behandlingsfelterne med nordmannsgran, men behandledes hverken mekanisk eller med pesticider

Ved sprøjtning blev der anvendt en flad dysetype og Intek sprøjteudstyr. Dystetrykket var 2,2 bar og udbringningshastigheden var 4 km/t. Udbringningen foregik om morgenen i rolige vejrforhold. Drift og sprøjtning i projektet fremgår af Tabel 1.

Tabel 1 Behandling af forsøgsfeltet med konventionel pesticidbehandling (P-felt), alternativ mekanisk behandling (M-felt) samt kontrolfeltet (K-felt). Mængden af udbragt aktivstof er angivet i parentes

Forsøgsfelt	Dato	Behandling
P-felt	03.05.04	Herbicidudbringning - 2,5 l Roundup Bio/ha + 4 l Inter terbuthylazin/ha (0,9 kg Glyphosat/ha + 2 kg terbuthylazin/ha)
	11.05.04	Beplantning med nordmannsgran (<i>Abies nordmanniana</i>)
	01.10.04	Herbicid udbringning - 4 l Roundup Bio/ha (1,44 kg Glyphosat/ha)
	12.04.04	Kratrydning
	18.04.05	Herbicid udbringning Glyphosat - 2,5 l Roundup Bio/ha (0,9 kg Glyphosat/ha)
	2-9.05.05	Efterplantning
	27.09.05	Herbicid udbringning Glyphosat - 4,0 l Roundup Bio /ha i 300 l vand (1,44 kg Glyphosat/ha)
	08.06.06	Herbicid udbringning Glyphosat - 2 l Roundup Bio/ha (0,72 kg Glyphosat/ha)
	M-felt	11.05.04
10.06.04		Mekanisk behandling – Radrenser
01.10.04		Herbicid udbringning - 2 l Roundup Bio/ha (0,72 kg Glyphosat/ha)*
12.04.04		Kratrydning
2-9.05.05		Efterplantning
02.08.05		Radrensning
27.09.05		Herbicid udbringning Glyphosat - 2,0 l Roundup Bio /ha i 300 l vand (0,72 kg Glyphosat/ha)
K-felt	29.04.04	Herbicid udbringning - 2,5 l Roundup Bio/ha (0,9 kg Glyphosat/ha)
	11.05.04	Beplantning med nordmannsgran (<i>Abies nordmanniana</i>)
	2-9.05.05	Efterplantning

- På demarkationsarealet mellem de to forsøgsfelter (se Figur 1) blev der ligeledes udbragt 2 l Roundup Bio/ha

Til sammenligning kan generelle niveauer for pesticidbehandlinger til juletræsdyrkning overordnet beskrives således (dosering angivet pr hektar):

- År -1 (kulturforberedelse): 3-5 l RoundUp (glyphosat middel)
- År 0: 4 l Inter Terbuthylazin i marts/april, og 1 l RoundUp i oktober
- År 1: 1 kg Karmex + 4 l Inter Terbuthylazin i marts/april, og 1,5 l RoundUp i oktober
- År 2: 1 kg Karmex + 4 l Inter Terbuthylazin i marts/april, og 2 l RoundUp i oktober

I årene 3 og frem til afdrift gives ovenstående forårsbehandlinger, men man vil typisk reducere efterårssprøjtningen med RoundUp i de salgsklare kulturer for

at undgå skader. I alt ville der således kun blive sprøjtet 5 gange med RoundUp i efteråret efter at træerne er plantet.

Efter projektets forløb er markedsføring af Inter Terbuthylazin ophørt, og en fremtidig behandlingsform kan blive: marts: 1 kg Karmex (måske Diflufenican (DFF) når Karmex udgår), maj: 150 g Logo (minimiddel), oktober: 2 l RoundUp/ha.

2.3 Klima og afstrømningsdata

Der blev foretaget målinger af henholdsvis temperatur i jord og luft, nedbør, jordfugtighed (måling med TDR) og afstrømning fra drænsystemerne.

Opsamling af data blev foretaget som timeværdier. Desuden udførtes en række målinger, så der kunne opstilles betragtninger om vandbalancer og afstrømning (f.eks. jordens vandindhold, afstanden til grundvandet og vandføring i dræne). Den anvendte instrumentering er beskrevet i Lindhardt et al. (2001), og princip for nedbørskorrektion er angivet i (Allerup et al., 1997).

2.4 Analyse af træernes sundhed og kvalitet

Væksten blev karakteriseret gennem højde-, topskuds, og sideskudsmålinger samt ved måling af rodhalsdiameter. Fejl på træets opbygning og sundhed (f.eks. manglende top, grene eller nåletab) blev registreret. Desuden blev der udført målinger af nålestørrelse, farve og nålekemi. Nålekemi (N, P, K, Mg, Ca, S, Mn, Fe og B) blev i alle forsøgsårene målt efter vækstsæsonens ophør.

Træerne blev vurderet kvalitetsmæssigt ud fra en feltscoringsskala baseret på de registrerede fejl på træets opbygning og sundhed. Ud fra det enkelte træs fejl blev en simpel klassificering af træernes kvalitet på felterne udarbejdet. Selv efter to vækstsæsoner var forsøgstræerne stadig små. Baseret på dette, og andre projekters vækst- og sundhedsregistreringer i juletræsbevoksninger, blev rotationens længde fremskrevet.

Forsøget blev anlagt med 9 planterækker mellem hvert sprøjtespor, og der blev, inden for forsøgsfeltet M og P, etableret 10 blokke med 30 træer i hver, og blokkene blev udlagt, så terrænvariationen kunne afdækkes. Kontrollfeltet K, som var betydeligt mindre og mere ensartet, rummede tre blokke á 30 træer. For alle blokke blev data etableret på træer, som var etableret ved den oprindelige plantning (træer fra reetablering indgik ikke i dataetableringen). De 30 måletræer i hvert felt blev som hovedregel valgt som de første 30 træer i midterrekken (række 5) mellem to sprøjtespor. Den konventionelle P og den alternative M behandlingsstrategi repræsenteredes således af 300 træer, mens kontrollfeltet repræsenteredes af 90 træer. Hver nåleprøve rummede nåle fra 90 træer, som blev sammenstukket fra tre af ovenstående 3 blokke (1-3; 4-6 og 7-9). Hver behandling repræsenteredes således tre gentagelser.

For de i alt 690 træer blev der målt følgende sundheds- og kvalitetsparametre: Højde i cm, top- og sideskudslængde i cm, farvevurdering (skala fra 0-7, 7=mørkest grøn – målingen foregik på årsskud i 2. grenkrans med referencekviste baseret på kendte Munchell farveværdier), nålelængde i mm (der blev taget nåle fra 2. ordens årsskud i 2. grenkrans, skadesvurdering (0-10, 10=død, skadesvurderingen baseredes på økonomisk betydning) og

rodhalsdiameter i mm. Rodhalsdiameteren blev målt på hver 10. måletræ. Desuden blev der udtaget ca. 5 nåle pr. træ til kemiske analyser for næringsstoffer.

Kombinationen af en hård jordskorpe i stubmarken og en uensartet jordbund vanskeliggjorde plantningen, hvorfor der visse steder blev plantet uden en tilstrækkelig jorddækning omkring rødderne. Hertil kom en sen og usædvanlig hård forårstørke i 2004, der resulterede i en betydelig planteafgang (anslået 20-30 %), som entreprenøren indvilgede i at gentilplante (Figur 3). Gentilplantningen blev foretaget i løbet af foråret 2005. Denne gentilplantning vurderedes ikke at have betydning for studiet af udvaskning af følgende årsager: De steder, der blev gentilplantet, var spredt ud over begge felter og kontrolarealet. Jorden blev kun berørt meget lokalt ved gentilplantningen, idet efterbedringen var manuel, og der blev ikke foretaget dybtgående forstyrrelser af jorden. I det efterfølgende blev der holdt styr på tilplantning og nytplantning, eksempelvis i forbindelse med målinger af juletræskvalitet, hvor nåleprøverne kun blev indsamlet fra den oprindelige plantning. Det er desuden almindeligt forekommende at efterbedre juletræsbeplantninger, og gentilplantningen kan således ikke betragtes som en afvigende aktivitet, men derimod som en praksisnær realitet.

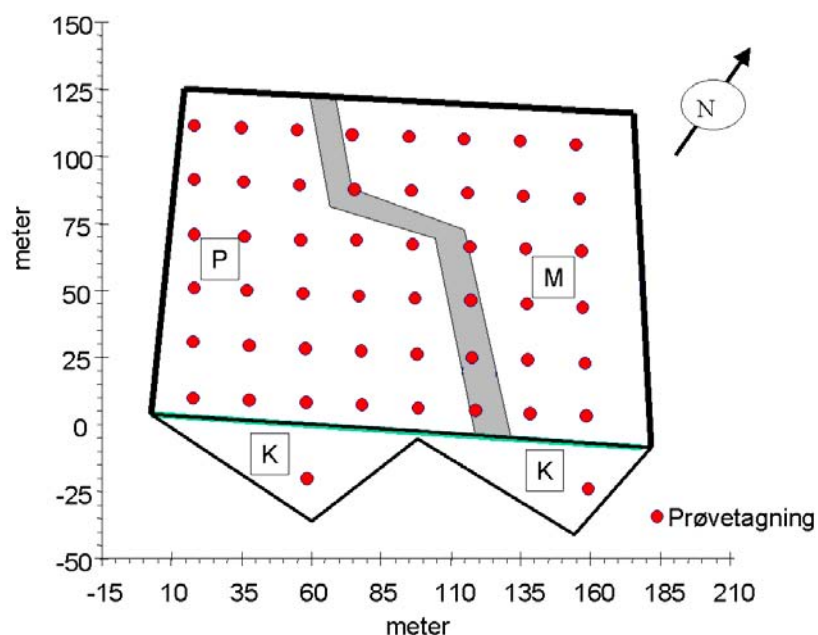


Figur 3 Tørkeskade på planter. Sen plantning fulgt af lang tørkeperiode og manglende jorddækning medførte at en del af de udplantede træer blev kraftigt rødbrandede i sommerperioden. Mange af træerne rettede sig dog rettet sig i den følgende sensommer

2.5 Prøvetagning - jord

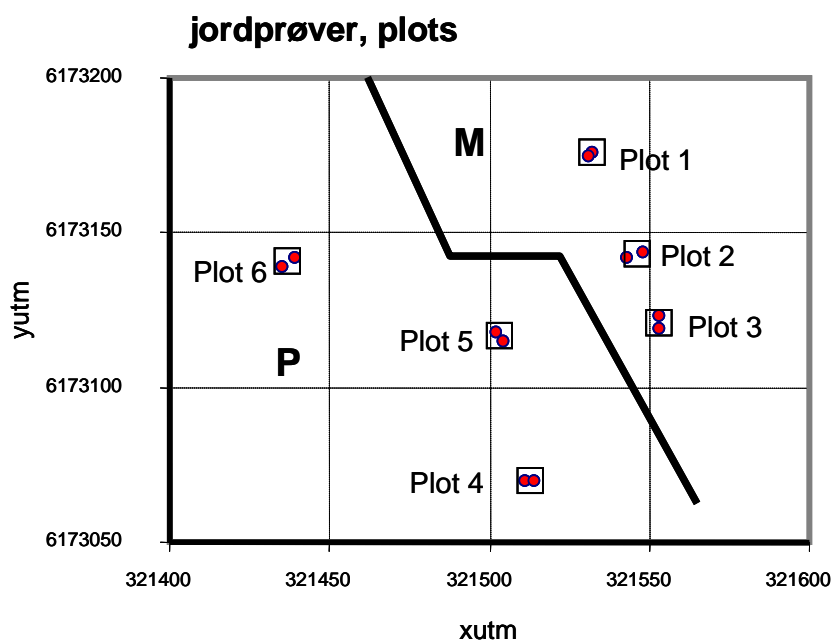
I felten blev der udtaget jordprøver til bestemmelse af den residuale koncentration af AMPA og glyphosat. Desuden blev der udtaget jordprøver i pilotprojektet, og efterfølgende i selve hovedprojektet, til laboratorieforsøg for undersøgelse af pesticidets nedbrydning, sorption og mineralisering.

Pilotprojekt: Inden opdeling og beplantningen af forsøgsområdet i Slæggerup blev der udtaget prøver i 3 dybder i 50 punkter. Disse prøver dannede grundlag for beskrivelse af heterogenitet, samt variabilitet mellem de to parceller M og P. De i alt 150 prøver etableredes ved boring med håndbor, og der blev udtaget prøver i tre dybder; 0-25 cm, 40-65 cm og 100-120 cm under terræn, svarende til A, B og C horisonterne. Fordelingen af prøverne på de to felter og kontrolarealet samt placeringen af demarkationsarealet mellem felterne er angivet på Figur 4.



Figur 4 Prøveudtagning i pilotprojektet. Placering af demarkationsarealet (markeret med gråt) der adskiller de to felter med konventionel pesticidbehandling (P) og mekanisk baseret behandling (M). Prøveudtagninger er angivet med røde prikker (2 er placeret i kontrolområdet udenfor felterne)

Jordprøverne blev karakteriseret for en række iboende egenskaber, herunder parametre som forventedes at have betydning for pesticidbinding, transport og omsætning: pH, Fe, P, ledningsevne og organisk stof. Prøverne blev desuden karakteriseret m.h.t. mikrobiel biomasse målt som substrat- induceret respiration (SIR, se afsnit 2.8.1). Mikrobiel funktional diversitet blev beskrevet på baggrund af Ecolog/Biolog[®] målinger (se afsnit 2.8.1). I efterfølgende projektfaser blev prøverne udtaget i 3 plots på hvert felt som angivet på Figur 5.



Figur 5 Jordprøvetagning på M og P felt . Gennem projektforsøbet blev der foretaget prøveudtagning på 3 plots inden for hvert felt som angivet på figuren. I hvert plot blev der for hver horisont udtaget 3 prøver, som blev sammenstukket på horisontniveau

2.6 Prøvetagning - vand

I projektet blev der udtaget vandprøver fra tre typer af udtag: Dræn, vertikale borer og horisontale borer. Pesticidindholdet blev bestemt i drænvandet og de horisontale borer og vandet blev desuden karakteriseret kemisk.

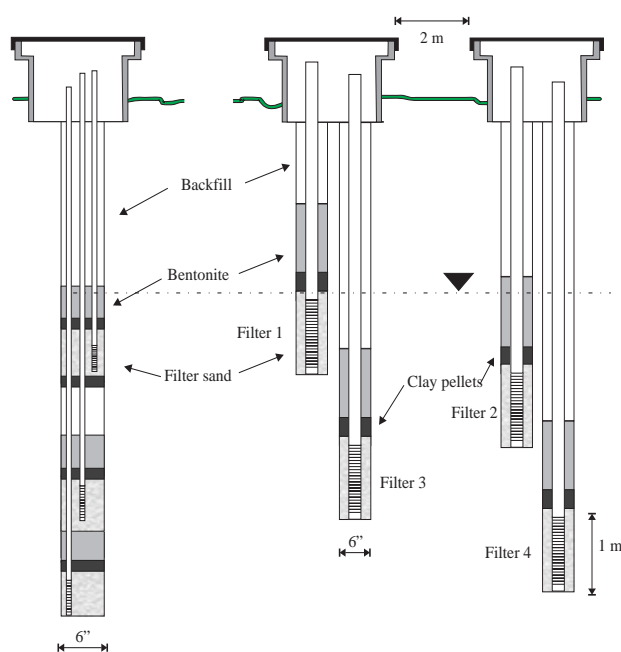
2.6.1 Instrumentering til prøvetagning af vand

Instrumenteringen til udtagning af prøver fra vand baseredes på erfaringer og installationer fra det danske varslingsystem for pesticider (Lindhardt et al. 2001).

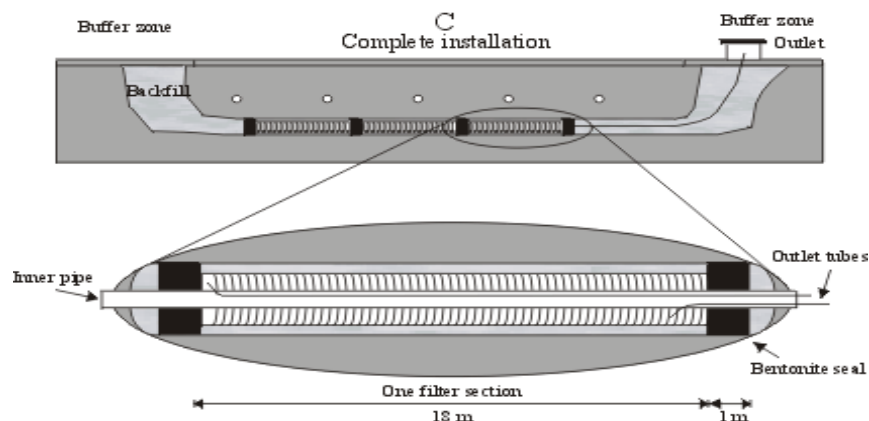
2.6.1.1 Vandprøver fra vertikale og horisontale filtre

På lokaliteten var der opsat prøvetagningsbrønde, som hver indeholdt 4 vertikalt placerede filtre med en længde på 100 cm. Filtrene var placeret så de øverste 4 m af grundvandet kunne prøvetages med en Whale pumpe (GP9216, 13 l/min, 72 watt, 12 V, RoTek a/s, DK). Princippet for prøvetagningen i de vertikale borer er vist i Figur 6.

Til udtagning af prøver fra horisontale filtre var marken instrumenteret med lange filtre, der lå ca. 3,5 m under jordoverfladen. To horisontale prøvetagningssteder var etableret under hhv. M og P feltet. I forhold til de vertikale filtre havde de horisontale filtre et stort udbredningsområde. Filtrene var relativt lange (18 m, ydre diameter på 125 mm, vægtykkelse 5,8 mm), og integrerede dermed vand under hvert af de to felter M og P. Hvert filter bestod af tre sektioner, og prøver udtaget fra sektionerne blev sammenstukket til en filterprøve. Udstyret til de horisontale filtre blev skudt ind under marken ved underboring, hvormed jordstrukturen i de øverste jordlag over filtrene var så uforstyrret som muligt. Princippet for et horisontalt filter er vist i Figur 7.



Figur 6 Vertikal prøvetagning. Princip for multi-niveau piezometer (til venstre) og vertikale monitoringsbrønde (til højre, udført som sæt af bestående af 2 brønde, der samlet dækker fire fil terdybder). Fra Lindhardt et al. (2001)



Figur 7 Horizontal prøvetagning. Princip for underboret, langt filter til udtagning af prøver 3.5m under et prøvefelt. Fra Lindhardt et al. 2001

2.6.1.2 Vandprøver fra dræn

På lokaliteten var det muligt at etablere to selvstændige drænsystemer, der udelukkende afdrænede et forsøgsfelt, og som ikke var i kontakt med omkringliggende arealer. Dette blev udført ved fysisk opdeling af det eksisterende dræn og etablering af to udløb (se etablering af lokaliteten i afsnit 2.1). Drænvand fra hvert felt blev ledt fra de individuelle drænsystemer til hvert sit kammer i drænbrønden. Opdelingen af drænbrønden i to kamre gjorde det muligt at opsamle prøver fra drænsystemet i felt P og M individuelt. Drænaftømningen fra de to felter blev monitoreret i begge kamre i drænbrønden, hvor der var installeret tryktransducere (Diver[®]), så vandstanden kunne måles på timebasis og afstrømningen beregnes. I Figur 8 vises et billede taget ned i drænbrønden, hvor Thompsonoverfald og monteringen af transducere og prøvetagere til ISCO-sampleren kan ses. Der var monteret bølgedæmpende plader foran drænudløbet for at minimere forstyrrelser i diver og transducer målinger af vandstanden i kammeret. Disse målinger af vandtryk (og dermed vandstand) blev anvendt til beregning af afstrømning via dræne.

Drænvandsafstrømningen på forsøgsfelterne M og P blev prøvetaget gennem hele drænsæsonen ved brug af en automatiseret prøveudtager (ISCO-sampler). Prøvetagningsrøret var monteret i drænrørets udløb til kammeret i brønden. Et dataloggerprogram styrede drænvandsprøvetagning fra begge forsøgsbehandlinger. Basis for den strømningsproportionale prøvetagning var vandstandsmåling baseret på tryktransducermålinger som beskrevet ovenfor. Hvert 10. minut blev transducerværdier for hvert drænkammer automatisk aflæst af datalogger, hvorved det blev muligt at udtage prøver proportionalt med afstrømningen i drænet.

En strømningsproportional sampling i dræn fra felt P var indstillet til at udtage en prøve for hver afstrømning af 3.000 liter vand. I dræn fra felt M blev der på grund af tekniske problemer prøvetaget tidsproportionalt. Det var i dette drænkammer at en ny transducer blev installeret i forbindelse med modificeringen af det eksisterende VAP udstyr. En transducer, der var identisk med den oprindeligt monterede VAP transducer, kunne ikke fremskaffes, og det medførte problemer i forhold til den automatiserede sampling.

Forsøget strakte sig over 2 drænsæsoner og dræne var vandførende i perioderne: Periode 1; fra den 22. december 2004 til den 29. marts 2005, og

periode 2; fra den 16. februar 2006 til den 19. april 2006. I alt blev der udtaget 73 prøver fra M feltet og 106 prøver fra P feltet. Prøverne blev indsamlet på ugebasis, og de udtagne prøver blev sammenstukket volumenproportionalt til en 'ugeprøve'. Hver ugeprøve blev analyseret for indhold af glyphosat, AMPA og kemiske komponenter.

Generelt kunne anvendelsen af strømnings- og tidsproportional prøvetagning medføre forskelle i monitoringsdata, i forhold til hvordan meget korte, intensive pulser registreres. I dette projekt var drænsystemet stort og omfattede en lang transportvej, og eventuelle spidspulser ('peaks') ville udjævnes undervejs i drænsystemet, hvorved forskelle i de to prøvetagningsstrategier også blev udlignet. Desuden var der ikke ekstreme afstrømningshændelser i den periode hvor forsøget blev udført. Ved høje afstrømningsmængder var erfaringen ellers, bl.a. baseret på observationer fra varslingsystemets monitoringsdata, at tidsproportional sampling ville underestimere mængder og koncentrationer. Ud fra drænets omfang og klimaet i forsøgsperioden måtte det dog konkluderes at problemet med transduceren gjorde beregningerne mere krævende, men resultatet af beregningerne blev ikke påvirket i væsentlig grad. Det tekniske problem afstedkom dog, at der ikke blev samlet i M drænet ved første drænstrømningshændelse. Da markfelterne M og P var blevet behandlet ens i denne periode, og der samtidigt ikke blev målt glyphosat i de prøver, der blev udtaget fra P-drænet i samme periode, kunne det antages, at der ikke havde været afstrømning af pesticid fra nogen af arealerne.



Figur 8 Kamre i drænbrønd. Billedet af drænbrønden viser placering af prøvetagningsudstyr og opdeling i 2 kamre

2.7 Sorption, mineralisering, nedbrydning og transport

2.7.1 Sorption, nedbrydning og mineralisering

Mineraliserings- og nedbrydningsforsøge jordkerner

I pilotforsøget blev der i tre punkter på hver felt udtaget 2 intakte jordkerner i tre dybder, i alt 18 jordkerner pr. felt. Prøverne blev udtaget i dybderne 0-25 cm, 40-65 cm og 100-120 cm under terræn, svarende til Ap, B og Bc horisonterne. Jordkernerne blev udtaget i stålrør (60*100 mm) til undersøgelse af mineralisering/nedbrydning og sorption af glyphosat. Jordkernerne blev forseglet og inkuberet ved 10° C umiddelbart efter udtagningen. Forsøgene udførtes med ¹⁴C-mærket glyphosat. Den dannede

CO₂ opsamledes i en basefælde og ved måling af ¹⁴C aktiviteten i en scintillationstæller kunne mineraliseringen beregnes som % af tilsat mængde glyphosat. Mineralisering og nedbrydning blev målt og pesticidets residualkoncentration blev bestemt ved efterfølgende fraktioneret ekstraktion fra jorden. Først blev jordens adsorbereede mængde ekstraheret med en 0,1 M NH₄Cl (pH~6,5) i 30 min, derefter med en 0,5 M NaHCO₃ (pH~8,2).

Mineralisering og forsvinding i batch

For at vurdere eventuelle ændringer på de to forsøgsfelter før og efter behandlingerne med sprøjtemidler blev der udført forsøg med jordprøver udtaget før beplantningen (11-4-2005) og efter to års sprøjte praksis (27-6-2006). Målingerne er udført som en modificeret måling af mineralisering residual mængde over ca. 60 dage og med efterfølgende ekstraktion (udvaskning) af let tilgængelige glyphosat og AMPA.

Der blev udtaget jordprøver (2-3 kg) fra tre plot på hvert felt fra de tre horisonter A, B og C. til hvert inkubationskammer blev der afvejet 50 g jord, som blev tilsat 1 ml glyphosat-opløsning med 25 000 dpm ¹⁴C-mærket glyphosat og med en mængde på 40 µg umærket glyphosat, svarende til 0,8mg / kg jord. Stoffet var ¹⁴C mærket i den position der sad ved aminogruppen. Prøverne inkuberedes i mørke med NaOH fælde. Prøver udtoges til tælling ved "slagtning" efter dag 2, 4, 8, 16, 32, 64. Ekstraktion af jord ved udtagningstidspunktet udførtes ved at tilsætte 7 ml 1M NH₄Cl (aq), derefter opløsning og rystning 2½ time ved 20 °C og supernatanten dekanteredes over i en 15 ml LSC vial. Jorden ekstraheredes atter ved tilsætning af 7 ml 0,5 M HCl (aq) og rystedes 2½ time ved 20 °C og kombineredes med det første ekstrakt i LSC vialen. Ekstraktet blandedes og der udtoges 2 ml til LSC tælling. DT50 blev estimeret ud fra residualkoncentrationen i jordprøverne under anvendelse af førsteordens kinetik.

Sorption af glyphosat til jord

På jorden der blev anvendt til sorptionsforsøg blev der udført bestemmelse af tørstof, hvor der blev anvendt 10 g jord som blev indtørret i varmeskab ved 105°C i 24 timer.

Til sorptionsforsøgene blev der udtaget jordprøver på ca. 1 g som dobbeltprøver til analyse for sorption på glyphosat niveauerne (µg/l): 0,05 0,1 0,5 1,0 10,0. Til sorptionsforsøgene blev 15 ml sorptionsrør med Teflon skruelæg anvendt, hvortil der blev tilsat 9 ml Milli-Q vand, som blandedes og henstod 30 minutter. Derefter tilsattes 1 ml pesticid opløsning indeholdende ¹⁴C på niveau 10.000 dpm. Der blev inkuberet ved stuetemperatur i 48 timer på rystebord (150 rpm).

Til tælling overførtes 2 ml til Eppendorfrør og der centrifugeredes ved 14 500 x g i 5 min. 1,5 ml blev udtaget til LSC tælling, hvorefter pH måltes. Sorptionen blev beregnet under anvendelse af Freundlich-isoterm og angivelse af n og K_f. Kort beskrevet er den anvendte Freundlich adsorption isoterm en kurve som beskriver sammenhængen mellem koncentrationen af et stof på en fast fase (en adsorbent) og koncentrationen af stoffet i den omgivende væske (Weber et al., 1991). En Freundlich isoterm beskrives ved

$$c_s = K_f * c^n$$

Her er c_s koncentration i den faste fase, c er koncentration in væskefasen, K_f er Freundlich adsorptions konstanten og n er Freundlich eksponenten. I det

særlige tilfælde hvor $n = 1$, reduceres Freundlich isotermerne til en linear isotherm.

Sorptionsforsøg, slam fra drænbrønds-kamre

Måling af glyphosatindholdet på partikler og kolloider fra drænvand samt det tilhørende drænvand blev udført på tre prøver udtaget fra samlebrønden under drænudløbet. Prøverne blev udtaget i brønden i henholdsvis november 2006 og januar 2007. De sidste prøver blev udtaget i kamre svarende til drænvand kommende fra såvel M som P parcellen. Efter udtagning blev prøverne dekanteret og vandet opbevarede frosset indtil analyse. I prøverne forekom "svæv" bestående af små partikler og kolloider. En del af denne fraktion anvendtes til sorptionsmålinger og den resterende fraktion analyseredes for indhold af glyphosat og AMPA som beskrevet for jordprøver (se afsnit 2.8.1). Prøver udtaget fra kamrene i drænbrønden dekanteredes og slammet blev overført til bluecap flaske, hvorefter det homogeniseredes ved rystning. Derefter blev der udtaget dobbeltprøver til analyse for sorption på glyphosat niveauerne ($\mu\text{g/l}$): 0,05 0,1 0,5 1,0 10,0. Til sorptionsforsøgene anvendtes sorptionsrør hvortil der tilsattes 2 ml slamsuspension og 8 ml Milli-Q vand, som blev blandet og henstod 30 minutter. Derefter tilsattes 1 ml pesticid stamopløsning indeholdende ^{14}C på niveau 10.000 dpm. Der blev inkuberet ved stuetemperatur i 48 timer på rystebord (150 rpm). Til tælling overførtes 2 ml til Eppendorfrør som centrifugeredes ved $14\ 500 \times g$ i 5 min. Til LSC tælling blev der udtaget 1,5 ml af supernatanten, hvorefter pH måles. Sorptionen beregnedes under anvendelse af Freundlich isotermer og n og K_F blev angivet. På slamsuspensionen udførtes bestemmelse af tørstof, hvor der blev anvendt 10 ml slamsuspension som indtørredes i varmeskab ved 105°C i 24 timer.

2.7.2 Transport af pesticider beskrevet ved søjleforsøg

Jordsøjler udtaget på feltlokaliteten blev anvendt til karakterisering af sprækkerelateret transport i intakte søjler. Hertil blev anvendt ^{14}C -mærket glyphosat sammen med en kombination af farvestoffer og en chlorid-tracer. Til undersøgelse af transporten af glyphosat og partikler i de to parceller blev der udtaget 15 cm x 25 cm intakte søjler fra A horisonten på fire positioner. De 8 søjler med en diameter på 15 cm blev efter hjemkomsten til laboratoriet rensede af i bunden og pålagt ca. $\frac{1}{2}$ - 1 cm filtersand (1-3) under søjlen for at øge dræncapaciteten. På overfladen blev der ligeledes lagt $\frac{1}{2}$ -1 cm sand for at hindre erosion ved påsætning af vand. På overfladen blev yderligere lagt et filterpapir, som fremmede en jævn tilførsel ved vandpåsætningen. Inden forsøgets start blev søjlerne kvældet op med 3×200 ml vand, således at gennemstrømningen af vand var i ligevægt med det sug som en 75 cm teflonslange fra afløbet gav ($pF = 1.8$). Opsamlingen af eluatet skete i en 250 ml Bluecap flaske placeret nedenunder søjleopstillingen. Et låg dækkede toppen af søjlen for at nedsætte fordampningen. Der tilsattes 90 ml Milli-Q vand indeholdende 300 mg Cl / l, ca. 10^6 dpm ^{14}C -glyphosat med 3,5 mg kold glyphosat (~ 2 kg aktivt stof / ha) og 10^8 Latex Fluorobrite® 0,35 μm kugler. Ca. hver 3. dag tømtes eluatflaskerne, som blev vejede og ml eluat noteredes og der påsattes 100 ml postevand til søjlen. På eluatet målte glyphosat og AMPA ved ^{14}C på LSC (2 ml), chlorid (kolorimetrisk) og i nogle tilfælde kugletælling på epi-fluorescens mikroskopi.

2.8 Analysemetoder

2.8.1 Jordanalyser

Residualkoncentration af AMPA og glyphosat i jord

Jordprøver udtaget med håndbor blev opbevaret i Rilsan poser ved -20 °C indtil analyse for residualindhold af glyphosat og AMPA på kommercielt laboratorium. 25 g jordprøve ekstraheredes med 100 ml 1 M ammoniakvand. Ekstraktet fortyndedes med vand og pH blev justeret til 2,0 med HCl. Opløsningen opkoncentreredes på en kolonne med Chelex 100. Efter vask med 0,1 M HCl blev glyphosat og AMPA elueret med 6 M HCl. Eluatet oprensedes på en kolonne med AG 1-X8. Eluatet blev tilsat trichloreddikesyre anhydrid og 2,2,3,3,4,4,4-heptafluor-1-butanol til derivatisering af glyphosat og AMPA. Derivaterne analyseredes ved GC-MS på en GC-kolonne af 5 % phenylmethylsilicone og Electron Impact (EI) ionisering. Glyphosatderivatet målt ved ionerne m/z 612, 611 og 584, og AMPA-derivatet blev målt ved ionerne m/z 446, 372 og 502. Beregningen blev udført ved kalibrering med standarder ført gennem kolonneoprensning og derivatisering samt ved brug af intern standard. Til beregning af jord blev gennemsnitskoncentration af de målte værdier i jordprøverne for hver enkelt dybde anvendt til estimat af indhold i jorden i P og M feltet. Jordens densitet anvendt til omregning fra koncentration til mængde var 1,4; 1,5 og 1,6 for hhv. A, B og C horisont. Da prøverne repræsenterede 15 cm jordsøjle blev den fulde jordsøjle estimeret ved at ganget op til fuld horisont med en faktor 2, 3 og 5 svarende til fulde horisontsøjler på 30, 45 og 75 cm for henholdsvis A, B og C horisont. Hvor der ikke blev detekteret indhold i jordprøverne blev værdien sat til 0 for den enkelte prøve.

Analyser på jord – øvrige parametre

Jordprøver til de øvrige analyser blev udtaget med håndbor og opbevaret i Rilsan poser ved 5 °C indtil analyse.

Teksturbestemmelse ved sigteanalyser blev udført som beskrevet i DS 405.9. Vandindholdet blev bestemt ved tørring i 24 timer ved 105 °C efter DS og beregnet på tørstofbasis. Organisk stof estimeredes som glødetab ved glødning i 6 timer ved 550 °C, (STM,1995). Gløderesten blev efterfølgende oplukket i 1N HCl for bestemmelse af total ekstraherbart jern Fe(ex) efter reduktion med hydroxylammoniumchlorid og fotometrisk bestemmelse på Jenway 6405 UV/VIS ved bipyridin-metoden, (STM,1995). På samme prøver målt PO_4 (total) ved måling på molybdænkompleset, (Andersen, 1976). Ekstraherbart Fe(II) blev bestemt direkte på friske prøver ved ekstraktion med 1N HCl og kvantificering med bipyridin-metoden. Total ekstraherbart phosphat blev bestemt på HCl ekstraktion af gløderesten (metoden på molybdænkompleset, beskrevet ovenfor). Bestemmelse af pH blev udført på friske prøver ved jord/vand suspension (2:5 vægt/vol). Efter centrifugering blev vandekstraherbart fluorid, chlorid, nitrat, bromid og sulfat bestemt ved ionkromatografi på Dionex® (LC20-CD20-GP50) HPLC-IC. På tørrede og nedknuste prøver blev total kulstof (TC), total organisk kulstof (TOC) og total kvælstof (TN) bestemt på en LECO CHN-2000 LECO CS-200 analyser.

Substrat-induceret respiration SIR (til bestemmelse af mikrobiel biomasse) og fysiologisk diversitet (Biolog®, Ecoplates) analyseredes efter metoden beskrevet i (West og Sparling, 1986; Vinther et al., 1999). Princippet i den anvendte SIR metode var, at jordprøven blev tilsat en let omsættelig kulstofkilde. I dette projekt anvendtes tilsætning af ^{14}C -mærket glukose.

Derved induceredes maksimal respiration fra biomassen i jorden. Måling af CO₂-produktionen blev foretaget over forholdsvis kort tid (3-4 timer), hvorved en opformering af mikroorganismer kunne undgås. På grundlag af målinger af substrat-induceret respiration kunne jordens mikrobielle biomasse beregnes.

Mikrobiel diversitet i jorden undersøgte ved anvendelse af Biolog mikrotitter plader, Ecolog®. Herved kunne de mikrobielle populationers evne til at udnytte et udvalg af organiske forbindelser som kulstofkilde karakteriseres. Det mikrobielle samfunds vækstmuligheder på 31 forskellige kulstofkilder målte på en jordsuspension i 0,1 % NaCl og efter fortynding på 10⁴x. Inkuberingen skete ved 20 °C og omsætning på pladen blev målt ved tetrazolium farveudvikling gennem 7 dage. Ud fra disse vækstforsøg fremkom et "metabolsk fingeraftryk" for det mikrobielle samfund i jorden. Umiddelbart kunne Ecolog profilerne således give et billede af den funktionelle diversitet i jorden.

Resultaterne fra Biolog mikrotitter pladerne kunne anvendes som angivet i (Garland, 1997) til beregning af et funktionelt diversitet indeks på de enkelte jordprøver ved anvendelse af et Shannon index. Dette blev udført ved at normalisere pladerne ved en beregning af gennemsnitsfarveudviklingen. Dermed elimineredes effekten af forskellig mikrobiel biomasse i suspensionerne. "Average Well Colour Development" (AWCD) udtrykte bakteriernes umiddelbare mineraliseringskapacitet, hvor parameteren "Diversitet" (H') var et supplerende diversitetsmål, et Shannon index (Garland, 1997). Shannon indekset finder udbredt anvendelse indenfor økologien (Spellerberg og Fedor, 2003), og det vægter de individuelle klasser i forhold til deres relative forekomst (Washington, 1984; Hennink og Zeven, 1990; Nubel et al., 1999). Diversitetsmålet H inddrager også omsætningsgraden af de forskellige kulstofkilder og beregnes ved:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

hvor p_i er extinctionen på hver enkelt af de S brønde hvor der foretages målinger (her 31).

Desuden beregnedes "Richness" hvor et højere indeks i denne sammenhæng angav, at bakterierne i jorden kunne anvende relativt mange kulstofkilder. Richness beskrev om et stof kan omsættes, men der indgik ikke grader af omsætningen.

En generel introduktion til anvendelsen af SIR og Ecoplates til karakterisering af mikrobielle parametre i jord er publiceret i KUPA metoderapporten (Barlebo, 2002) og terminologien diskuteres i (Spellerberg og Fedor, 2003).

2.8.2 Vandanalyser

Instrumentering til udtagning af vandprøver er beskrevet i afsnit 2.6.1. På vandanalyser blev der foretaget bestemmelser af Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na og P ved ICP. Ledningsevne og pH blev bestemt vha. Radiometer VIT90/CDM83/SAC90-pH- og ledningsevne måler. Anionerne Cl, NO₃-N og SO₄-S blev kvantificeret vha. ionkromatografi (Shimadzu SCL-10A/Perkin Elmer LC21). TOC blev bestemt ved Shimadzu TOC500

analyser. NH₄-N blev kvantificeret vha. af FIA (PE FIAS 300/AS90/Lambda 2).

2.8.2.1 Analyse af glyphosat og AMPA på feltprøver

Vandprøverne konserveredes ved modtagelsen ved tilsætning af HCl til pH 2,0 og opbevarede ved 4 °C indtil analyse. 500 ml vandprøve opkoncentreredes på en kolonne med Chelex 100. Efter vask med 0,1 M HCl elueredes glyphosat og AMPA med 6 M HCl. Eluatet blev oprenset på en kolonne med AG 1-X8. Eluatet tilsattes trichloreddikesyre anhydrid og 2,2,3,3,4,4,4-heptafluor-1-butanol til derivatisering af glyphosat og AMPA. Derivatene analyseredes med GC-MS på en GC-kolonne af 5 % phenylmethylsilicone og med Electron Impact (EI) ionisering. Glyphosatderivatet målte ved ionerne m/z 612, 611 og 584, og AMPA-derivatet målte ved ionerne m/z 446, 372 og 502. Beregningen blev udført ved kalibrering med standarder udført gennem hele analysegangen og ved brug af intern standard.

2.8.3 Nåleanalyser

Nålelængden estimeredes ved beregning ud fra en masse til volumen konverteringsfunktion, og baseredes på vejning af prøver på 100 nåle. De kemiske analyser af nålenes totalindhold af B, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P og S blev foretaget ved ICP efter samme princip som vandanalyserne (se afsnit 2.8.2). Total indhold af C og N blev foretaget ved DUMAS metoden v.h.a. LECO CNS-2000.

2.8.4 Analyse af glyphosat og AMPA - metodeaspekter

Der eksisterede i litteraturen en række metoder til analyse af glyphosat og AMPA (Nedelkoska og Low, Tsunoda, 1993; Schröder, 1997; Vreeken et al., 1998; Bauer et al., 1999; Royer et al., 2000; Borjesson og Torstensson, 2000; Stalikas og Konidari, 2001; Kudzin et al., 2002).

Ved forsøgets etablering var en LC-MS metode udviklet til analyse af de udtagne vand- og jordprøver. Metoden blev baseret på derivatisering med FMOC (Lee et al., 2003). Metodeprincippet viste sig dog at være mindre velegnet til analyse af glyphosat i prøver fra Slæggerup-lokaliteten, idet der blev påvist falsk positive påvisninger når blindprøver af grundvand blev tilsat pesticid. Problemet kunne lokaliseres til ioniseringsprocessen i massespektrometret, og lignende effekter af multivalente kationer på ioniseringen af glyphosat og AMPA er senere påvist i andre studier (Freuze et al. 2007).

I dette projektet var det ikke muligt at optimere metoden, så denne effekt kunne elimineres. Analyserne blev derfor udført på kommercielt laboratorium, hvor en egnet GC-MS metode var tilgængelig (beskrevet i metodeafsnittet). Kvalitetskontrol parametre for den anvendte metode er angivet i Tabel 2.

Tabel 2 Kvalitetskontrol for analysen af glyphosat og AMPA er udført ved GC-MS baseret på målinger af 2 blindprøver og 2 spikede kontrolprøver i hver analyse serie. For vandprøver har kontrolterne en koncentration på ca. 0,05 µg/L. For jordprøver har kontrolterne en koncentration på ~ 0,04 mg/kg. Derudover er der udført 1-2 dobbeltbestemmelser og 1-2 standardadditioner i hver serie

		Genfinding	Relativ standardafvigelse	Detektionsgrænse
Vandprøver	Glyphosat:	109 % - 102 %	8-15 %	<0,01 µg/L
	AMPA:	94 % - 103 %	8-15 %	<0,01 µg/L
Jordprøver	Glyphosat:	108 %	8 %	
	AMPA:	93 %	6 %	
Genfinding fra standardaddition (beregnet på 5 jordprøver, 20 mg/kg)				<0,004µg/kg tørstof
	Glyphosat:	83 %		
	AMPA:	83 %		

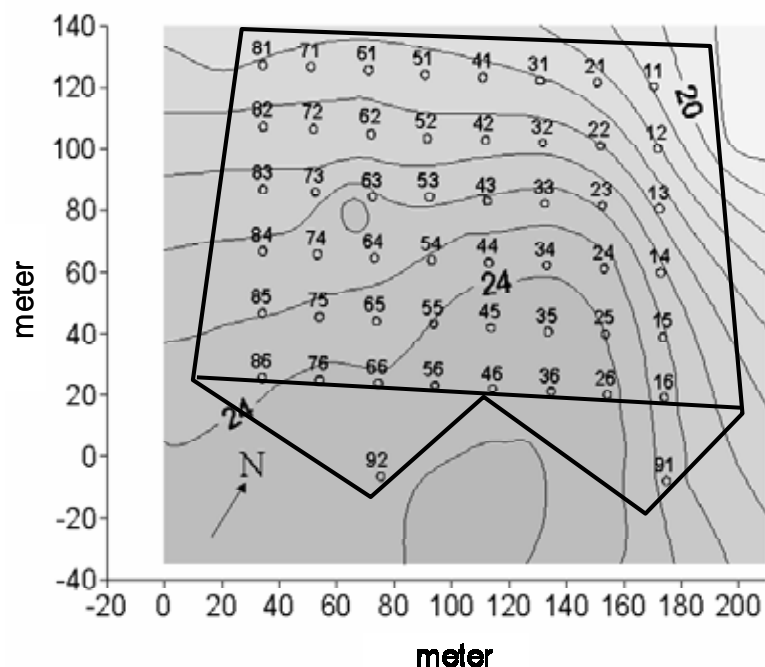
3 Resultater

3.1 Markvariabilitet

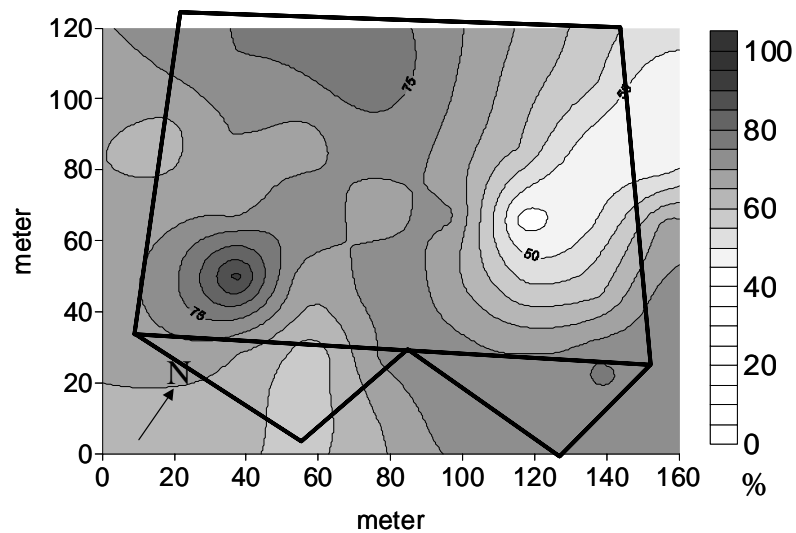
For at kunne sammenholde resultaterne fra de to forsøgsfelter og kontrolarealet, var det nødvendigt at have kendskab til felternes iboende egenskaber og den relaterede grad af variabilitet på lokaliteten. Derfor blev der i starten af forsøget udført et pilotprojekt, der etablerede data, der kunne anvendes til en beskrivelse af markvariabiliteten. Formålet var dels at give en generel beskrivelse af heterogenitet på marken, dels at danne grundlag for en sammenligning af den variabilitet, der evt. forekom i udvaskning og processer imellem de to forsøgsparceller P og M. Etablering af data til denne fase af projektet blev gennemført inden opdeling og beplantningen af forsøgsområdet i Slæggerup. Beskrivelsen af markvariabiliteten baseredes på variogramanalyser, statistisk analyse af målte parametre og en multivariat dataanalyse, som muliggjorde samtidig betragtning af flere variable.

3.1.1 Jordens iboende egenskaber

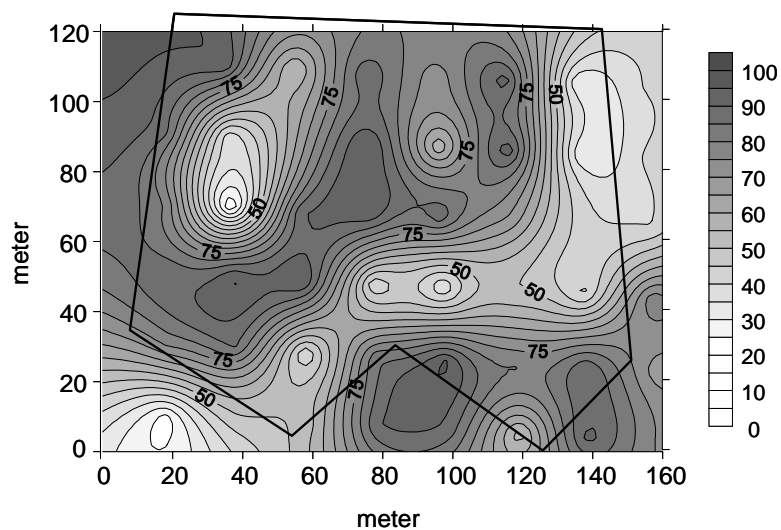
Karakterisering af lokaliteten omfattede såvel opmålinger som måling af parametre, der kunne støtte og perspektivere fund af glyphosat og AMPA i jorden under de to felter og i vandprøver. Prøvetagningsdesign og fordeling af udtagningspunkter for jordprøver er sammen med højdekurver vist i Figur 9, markens tekstur i 3 dybder er beskrevet i Figur 10 til Figur 12.



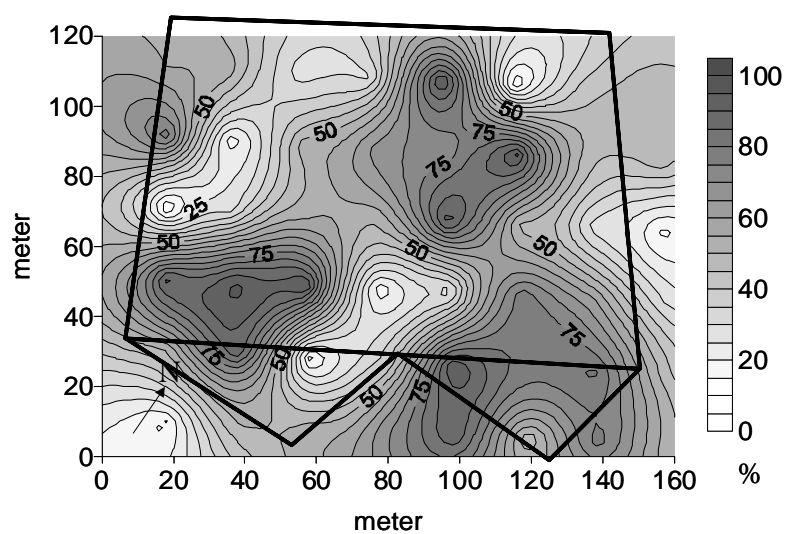
Figur 9 Højdekurver for lokaliteten. Pilotprojektets prøvepunkter er angivet med numre



Figur 10 Indhold af ler og silt i A horisont. Indholdet angives som % vægt af tørret prøve

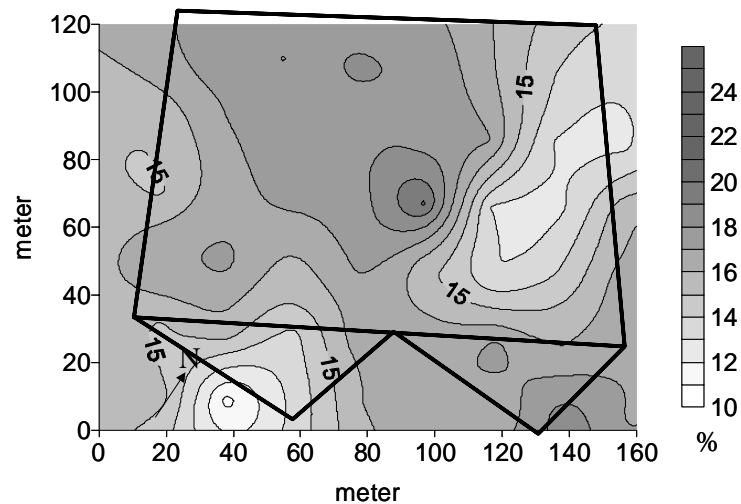


Figur 11 Indhold af ler og silt i B horisont. Indholdet angives som % vægt af tørret prøve

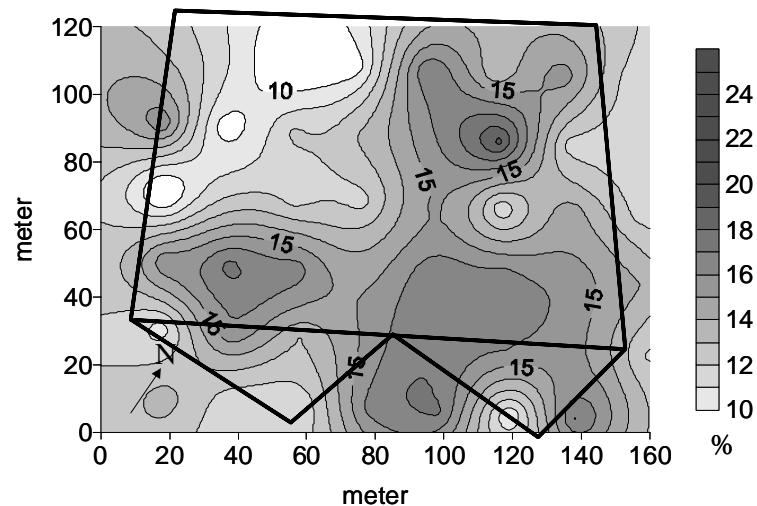


Figur 12 Indhold af ler og silt i C horisont. Indholdet angives som % vægt af tørret prøve

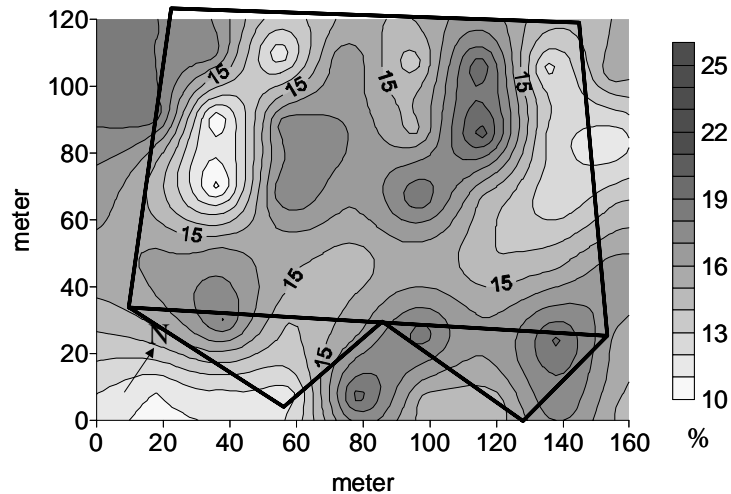
Variabiliteten på Slæggerup marken var meget stor, og desuden til stede i alle tre jordhorisonter (A, B og C). Stedet var en typisk morænelerslokalitet, men ler og siltindholdet stærkt varierende selv inden for afstande mindre end 20 meter (fremgår af Figur 10 til Figur 12). I det nordøstlige hjørne var der ret lave indhold af ler og silt i alle horisonter, mens der i det sydvestlige område forekom ret høje indhold. Af figurerne fremgår også, at der ikke var nogen speciel fordeling af de høje og lave indhold. Af Figur 13 til Figur 15 ses tilsvarende, at vandindholdet i alle horisonter fulgte ler-silt indholdet meget nøje. Også her var der store forskelle i vandindhold over tilsvarende små afstande, 20-30 meter.



Figur 13 Vandindhold i A horisont. Indholdet angives som % vægt af tørret prøve



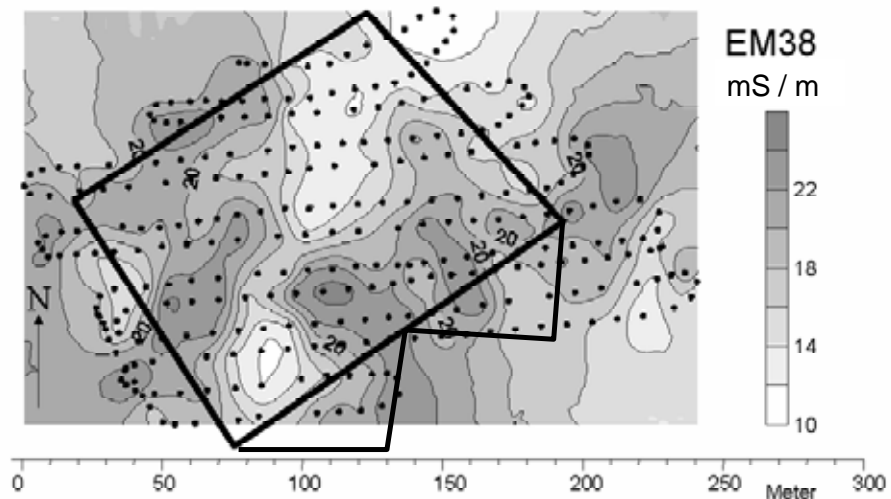
Figur 14 Vandindhold i B horisont. Indholdet angives som % vægt af tørret prøve



Figur 15 Vandindhold i C horisont. Indholdet angives som % vægt af tørret prøve

3.1.2 EM38 data og variogramanalyse

En variogramanalyse er en geostatistisk analyse der kan beskrive variationer i datasæt. Ud fra analysen er det muligt at beskrive rumlige sammenhænge i variationen i landskabet ud fra karakteristiske afstande (Barlebo, 2002). Variogramanalysen blev udført på basis af eksisterende EM38-måledata indsamlet under etableringen af forsøgsmarken under VAP (Figur 16). Forud for den geostatistiske analyse blev der udført interpolering og isoplet beregning.



Figur 16 Jordens elektriske ledningsevne bestemt ved EM38 målinger (modificeret fra Lindhardt et al 2001). Apparatet til måling trækkes hen over arealet, og hvert datapunkt på målestien er angivet ved prikker. Ud fra data er der estimeret en fladefordeling af jordens tilsyneladende elektriske ledningsevne målt som milliSiemens per meter (mS/m)

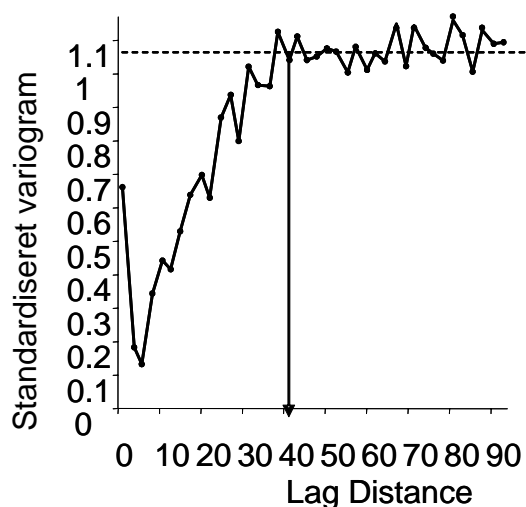
De sensorer der anvendtes til EM38 dataetableringen, opererede efter induktionsprincippet og målte jordens tilsyneladende elektriske ledningsevne i de øverste jordlag ned til ca. 0,5 m (Møller og Greve i Barlebo, 2002). Den elektromagnetiske ledningsevne var en funktion af flere karakteristika i jorden, såsom vandindholdet, sammensætning og koncentrationer i jordvæskens saltindhold, type og indhold af lerminerale og jordens temperatur. Generelt kunne en stigende ledningsevne tolkes som indikation af øget indhold af ler

og/eller organisk stof i de øverste jordlag. Generelt under danske forhold kan jordens varierende lerindhold typisk forklare op til 80 % af variationen i målt ledningsevne.

I forsøget var der god overensstemmelse mellem variationen i jordens estimerede ledningsevne (Figur 16) og jordens indhold af vand, ler og silt i A og B horisonten (Figur 10 til Figur 15). Data blev endvidere sammenholdt med tidligere undersøgelser af marken. Eksempelvis var der i forbindelse med etableringen af marken i VAP-sammenhæng udarbejdet en geologisk tolkning (Lindhardt et al., 2001). Generelt indikerede analyserne, at der gik et bælte gennem området i N-S retning med lav ledningsevne, en indikation af højt lerindhold og højt vandindhold.

I en variogramanalyse blev variationen i datapar, beliggende i en given afstand fra hinanden, betragtet. Afstanden mellem punkterne betegnes "lag distance". Gennem analysen kunne en række typisk parametre estimeres, eksempelvis "range" som var den afstand mellem to målepunkter, hvor den rumlige sammenhæng i variansen stort set ophørte.

Resultaterne af variogramanalysen baseret på EM38 målingerne er vist i Figur 17. Semivariansanalyse viste, at området var yderst heterogent med mange små lokale lommer med høj- og lavresistive formationer. En tilnærmet indikation af range kunne estimeres til ca. 40 m (indtegnet på Figur 17). Semivariogrammet indikerede, at selv indenfor meget kort afstand var variabiliteten meget stor i forhold til markens (og de to felters) størrelse.



Figur 17 Semivariansanalyse af EM38 data. Pilen angiver estimeret Range til ca. 40 m

3.1.3 Variabilitet forsøgsfelterne imellem

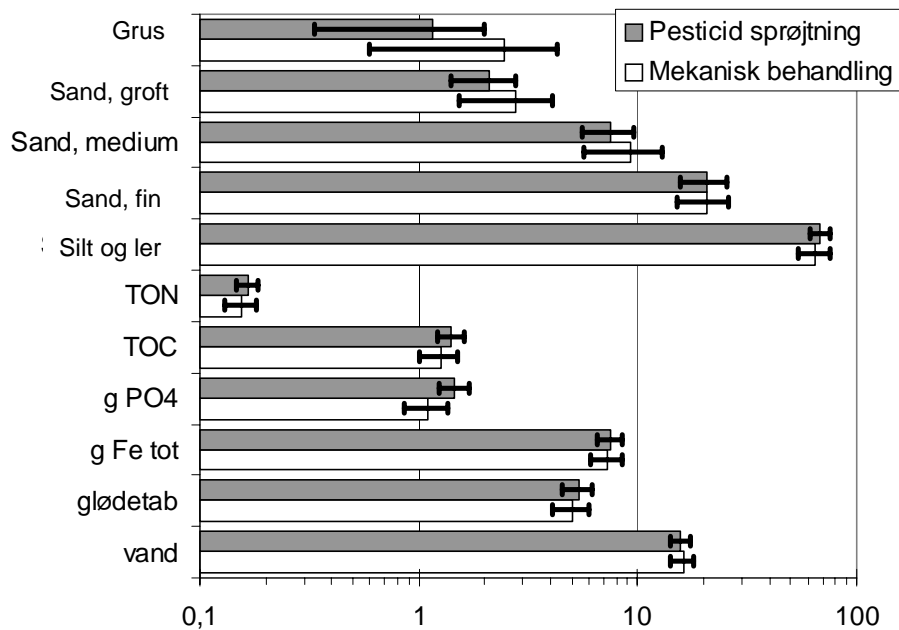
I et forsøg, hvor pesticidets skæbne sammenholdes for to behandlinger (her P og M), var det væsentligt at sikre, at de to forsøgsfelter var sammenlignelige, dvs. at eventuelle forskelle mellem de to felter ikke kunne tilskrives forskelle i jordens iboende egenskaber som f.eks. pH eller indhold af næringsstoffer som PO_4 . Ved starten af forsøget blev der derfor etableret et datasæt for en række parametre i jord og vand, og datasættet blev etableret i et net (50 punkter i 3 dybder, se Figur 9) som dækkede begge forsøgsområder horisontalt og vertikalt. Variabilitetsanalyser blev udført på data fra såvel jord- som vandprøver.

3.1.3.1 Jordprøver

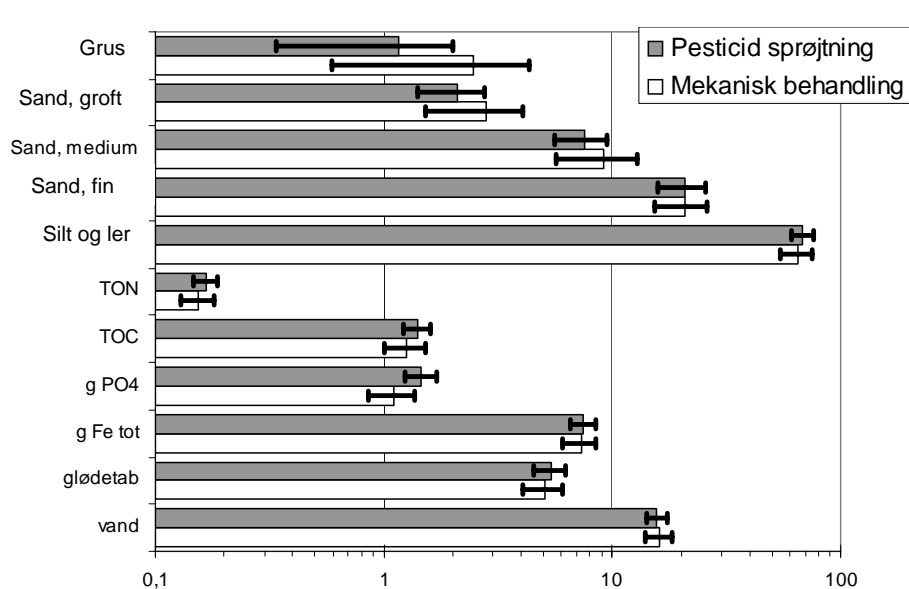
Ud fra det anvendte prøvedesign i pilotprojektet med udtag af jordprøver fra 3 dybder i 50 punkter (Figur 7) kunne der foretages en statistisk analyse og multivariat databehandling med henblik på at etablere en beskrivelse af variabiliteten.

Den overordnede konklusion fra dataanalysen blev, at de to forsøgsfelter (P-felt og M-felt) fremstod som ens, og at der ikke kunne konstateres væsentlige forskelle i de iboende egenskaber. I den statistiske analyse blev der således ikke konstateret signifikante forskelle i de 11 parametre der blev undersøgt (Figur 18 til Figur 20). I den multivariate dataanalyse blev der ikke påvist grupperinger for forsøgsfelterne M og P, og det blev vist at kontrolarealet K afspejlede de egenskaber, der kunne beskrives for forsøgsfelterne. I det følgende gives en generel gennemgang af analysens resultater, mens der i bilag B findes en mere detaljeret gennemgang af dataanalysen.

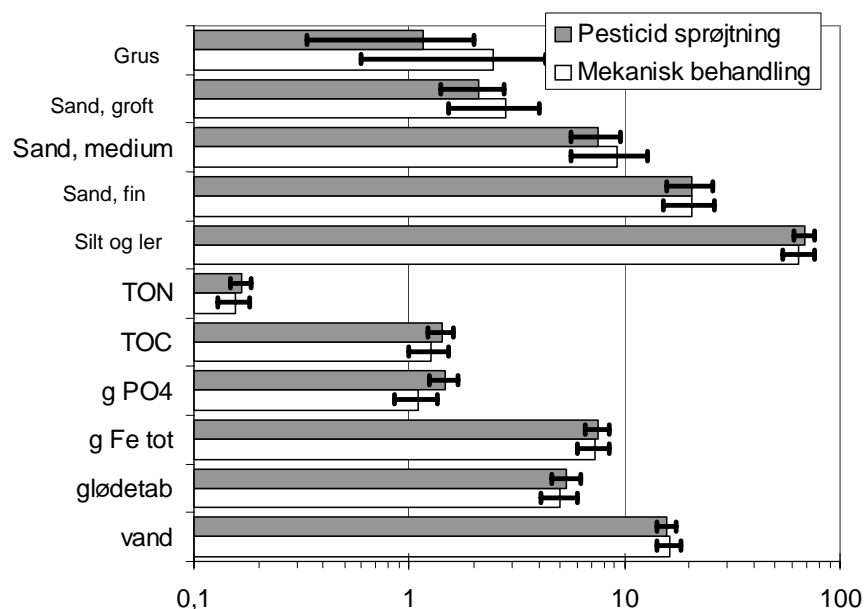
Den statistiske analyse viste at spredningerne for de målte tekstur variable generelt var relativt lille, den største spredning observeredes for indholdet af grus og groft sand. Disse relativt store spredninger kunne delvist forklares ved at grus og sand-fraktionerne på Slæggerup var lave (omkring 1-3 %, se Figur 18 til Figur 20). Dette er karakteristisk for den type af lerjorde. Datagrundlaget for figurerne omfattede i alt 150 jordprøver og er yderligere beskrevet i bilag A.



Figur 18 A horisont - Statistisk analyse, Middelværdi og spredning af data fra pilot projektet for de to forsøgsfelter P og M, A-horisont. Bemærk Logaritmisk akse



Figur 19 B horisont - Statistisk analyse. Middelværdi og spredning af data fra pilot projektet for de to forsøgsfelter, B-horisont. Bemærk logaritmisk akse



Figur 20 C horisont - Statistisk analyse. Middelværdi og spredning for værdier af basale jordegenskaber for de to forsøgsfelter C-horisont. Bemærk logaritmisk akse

3.1.3.2 *Jordegenskaber*

For at sammenligne de to felter, P og M, på tværs af et større antal variable blev der udført multivariat dataanalyse på baggrund af pilotprojektets data. Analysen blev udført som "principal komponent analyse" (PCA, se Bilag B).

En række målte jordegenskaber og deres variabilitet blev i analysen betraget sammenhængende. Resultatet var i overensstemmelse med den indledende statistiske analyse (se 3.1.3.1). Det kunne således ikke forventes fundamentale forskelle imellem de to forsøgsfelter ud fra de undersøgte variable. I forhold til tolkningen af resultaterne var dette et væsentligt resultat, der underbyggede, at sammenligning af pesticid egenskaber på de to forsøgsfelter var mulig. Der var endvidere taget prøver to steder på kontrolarealet. Også her indikerede den multivariate analyse at der var sammenlignelighed med felterne P og M med hensyn til de iboende egenskaber.

Den overordnede konklusion på den multivariate dataanalyse blev derfor, at der ikke kunnet påvises grupperinger for forsøgsfelterne M og P, og kontrolarealet K afspejlede de egenskaber, der forekom i forsøgsfelterne.

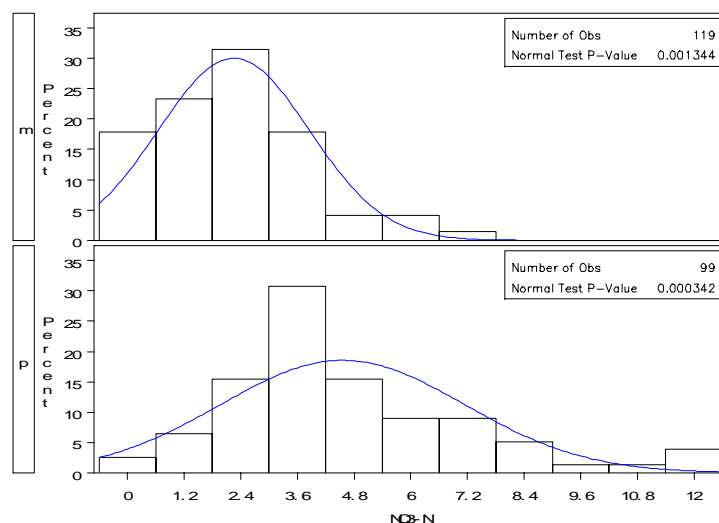
3.1.3.3 Variabilitetsbetragtninger – vandprøver

Til en karakterisering af vandprøverne blev der målt en række uorganiske parametre i såvel drænvandet som i prøver fra de horisontale filtre og monitoringsboringerne. Disse parametre blev inddraget i forsøgsdesignet for at muliggøre en analyse af de betingelser, der er karakteristiske ved eventuelle udvaskningshændelser.

Egenskaberne for vandprøver udtaget fra de to behandlingsfelter blev analyseret ved brug af uafhængig gruppe t-test. Resultaterne af vandanalyserne er opsummeret i bilag C. Gennemsnitsværdier for P og M feltet blev sammenlignet med to grupperinger i jorden; prøver udtaget over hhv. under 3 m. De sammenlignede vandparametre for udtag fra lodrette boringer var: Ca, Cl, Fe, K, Kvælstof som NH_4 og NH_3 , Mn, Mg, Mn, Na, fosfat, sulfat S, samt opløst organisk kulstof (DOC).

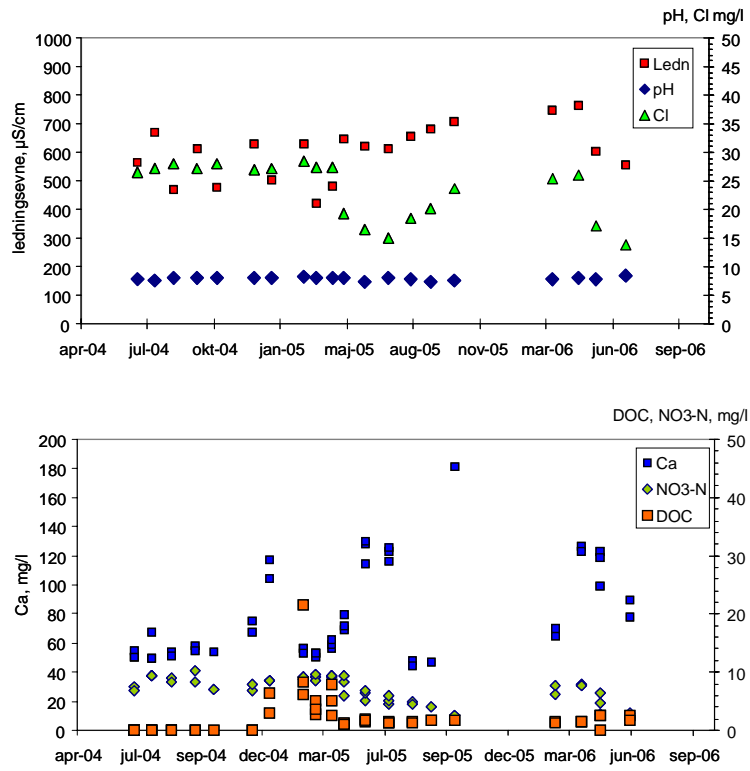
Blandt de testede P vs. M middelværdier kunne der i gruppen 0-3 m påvises signifikans ($P=0.05$) for K, Mg, og NH_4 - og NO_3 kvælstof, sulfat S og natrium. For prøver udtaget under 3 m var der signifikant forskel på middelværdierne for Ca, K, Mg og sulfat S.

Et eksempel på fordelingen af måleresultater fra vandprøverne er vist i Figur 21 for NO_3 kvælstof i vandprøver udtaget fra 0-3 m.

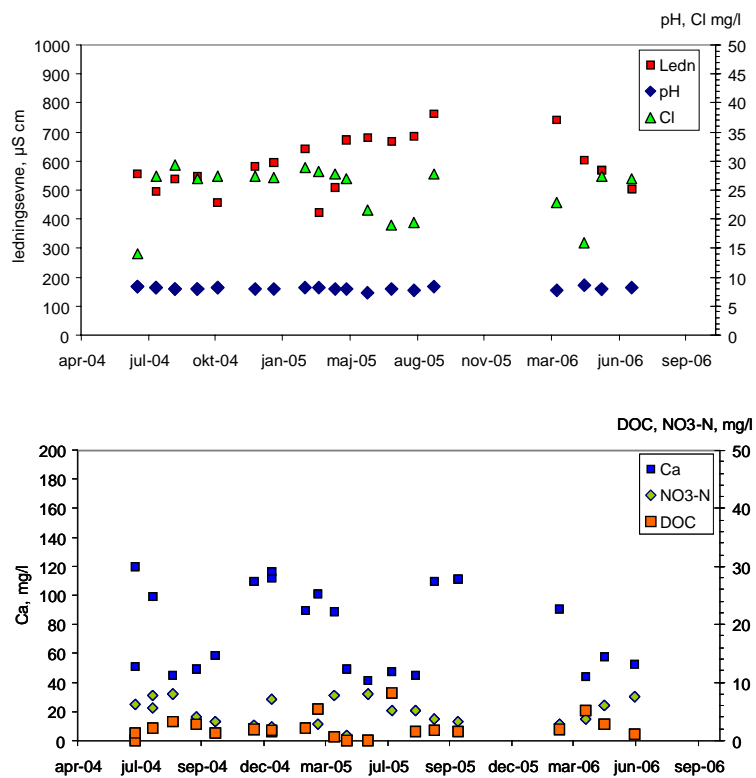


Figur 21 Indhold af nitrat-N i vandprøver udtaget fra 0-3 m under felt M og P. Histogram for indhold samt tilpasset normalfordeling vises

Resultater for vandprøver udtaget fra horisontale filtre placeret i ca. 3 meters dybde under marken vises i Figur 22 og Figur 23. For begge filtre kunne det vises, at pH varierede meget lidt, hvilket skyldtes det meget høje kalkindhold der var i underjorden. Det fremgår også, at vandstanden i en periode fra oktober 2005 til februar 2006 var så lav, at filtrene løb tør. Der kunne iagttages en periode med højt organisk indhold i filtret under det mekaniske felt i vinterperioden 2004-05 (Figur 22). To tilsvarende toppe kunne iagttages under P feltet men niveauet var her meget lavere (Figur 23).



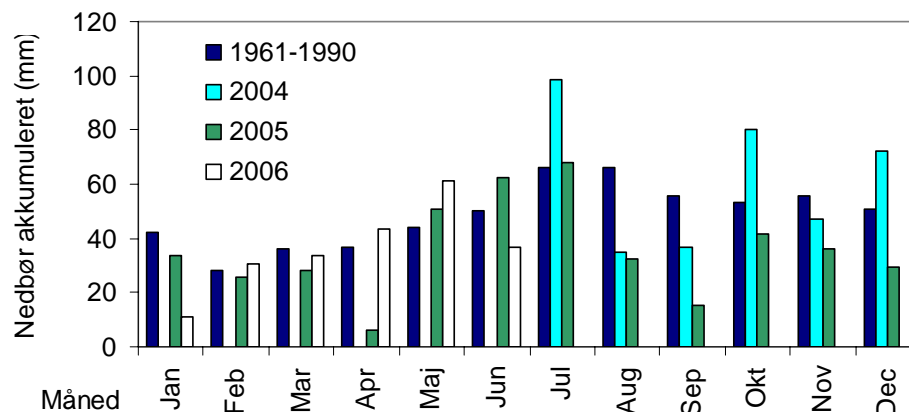
Figur 22 Vandprøver fra horisontale boringer under M fel t



Figur 23 Vandprøver fra horisontale boringer under P fel t

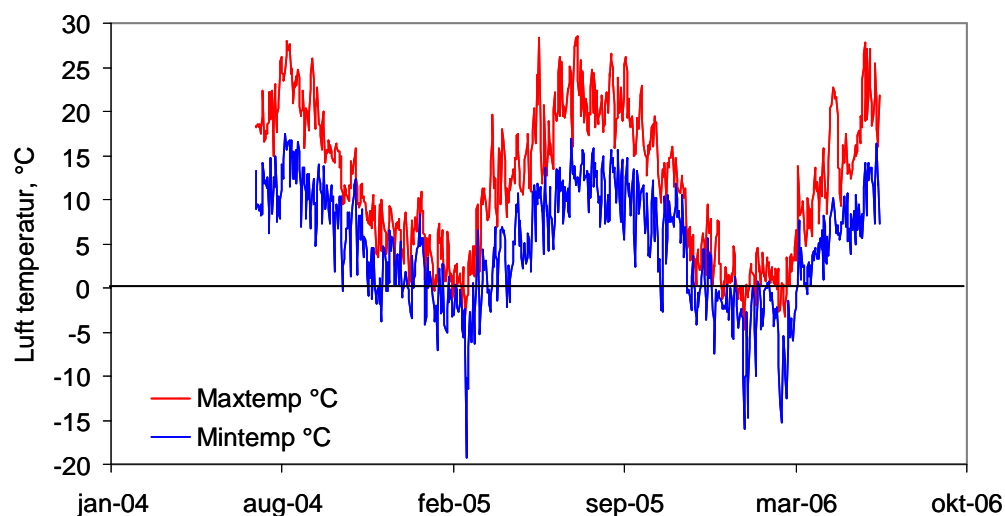
3.1.3.4 Klima, herunder regnhændelser

På forsøgslokaliteten registreredes klimadata løbende. På Figur 24 vises den akkumulerede nedbør for Slæggerup-lokaliteten. Til sammenligning er årsnormalen for området vist. Som ventet var der afvigelser fra årsnormalen, eksempelvis faldt der meget regn i juli 2004 og relativt lidt nedbør i april 2005. På årsbasis var nedbørsmængden 577 mm for perioden juli 2004 til juni 2005, hvilket var meget tæt på normalens 585 mm.



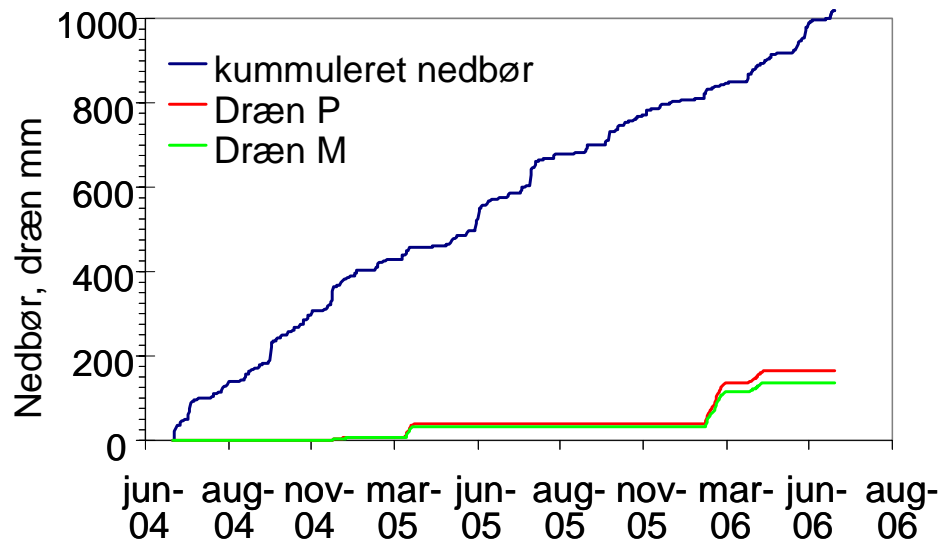
Figur 24 Akkumuleret nedbør i Slæggerup i perioden 2004-06. Akkumulerede månedsværdier for nedbør målt 1,5 m over markniveau. Til sammenligning er årsnormal for perioden 1961-1990 vist

Lufttemperaturen varierede mellem 28 °C og -19 °C i forsøgsperioden, (Figur 25). Kun i en kort periode i 2005 og 2006 var dagtemperaturen under frysepunktet.



Figur 25 Temperaturmålinger (max og min) i Slæggerup vist som daglige værdier målt i 1,5 m højde

Ud fra målingerne på klimastationen og data fra drænastrømningen, var det muligt at beregne en vandbalance for lokaliteten (Figur 26 og Tabel 3). Den gennemsnitlige nedbør for lokaliteten over de 2 år var ca. 500 mm pr år. Af denne nedbørsmængde afdrænedes i størrelsesorden 175 mm. Drænsæsonen startede sent i begge forsøgsår, idet der ikke var aktive dræn i efteråret, men først hen på vinteren.



Figur 26 Vandbalance for felt lokaliteten med angivelse af nedbør og afstrømning via dræn for felterne M og P

Tabel 3 Vandbalance for Slæggerup (mm/år). Nedbør er korrigeret til jordoverflade som angivet i Allierup og Madsen (1979)

Periode	Normal Nedbør ¹⁾	Nedbør målt	Aktuel evapotranspiration ³⁾	Målt drænaflow ³⁾	Modelleret drænaflow ³⁾	Grundvandsdannelse ²⁺³⁾
1.7.99–30.6.00	660	511	392	–	0	119
1.7.00–30.6.01	660	683	343	11	7	328
1.7.01–30.6.02	660	823	472	110	116	241
1.7.02–30.6.03	660	776	451	54	61	271
1.7.03–30.6.04	660	-	-	-	-	-
1.7.04–30.6.05	660	692	-	38 / 31 ⁴⁾	-	-
1.7.05–30.6.06	660	528	-	125 / 105 ⁴⁾	-	-

1) Normaldata for 1961–1990, (Kjaer et al., 2004)

2) Grundvandsdannelse beregnet som nedbør – aktuel evapotranspiration – målt drænaflow

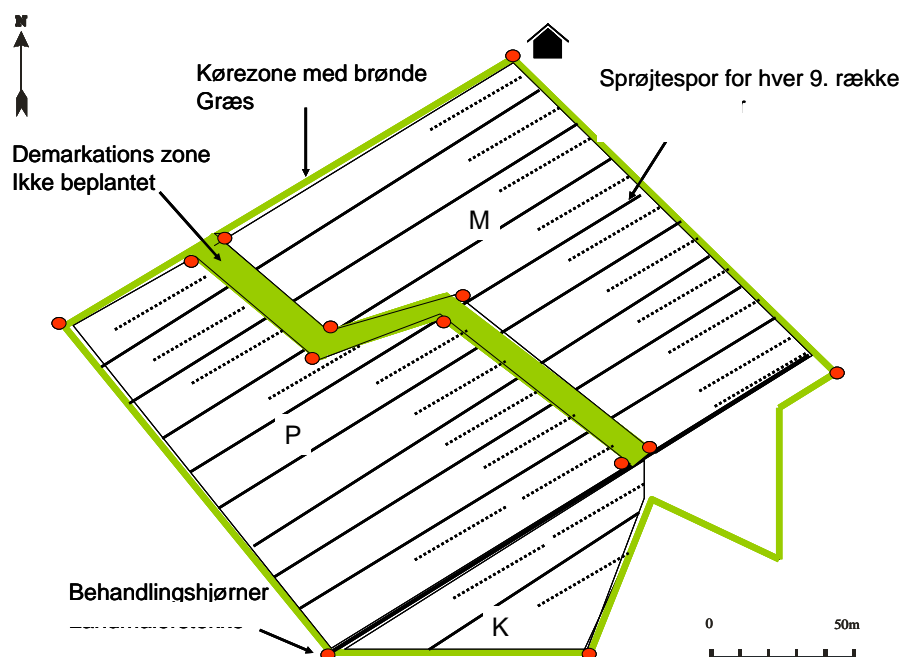
3) Tabeldata er hentet fra (Kjaer et al., 2004)

4) Efter opdeling af dræne angives afstrømning således: P-felt / M-felt

3.2 Kvalitetsmåling af træernes vækst

Målingen af kvalitetsparametrene på Slæggerup foregik den 13.-14. december 2004, den 2.-3. december 2005 og 14. november 2006. En beskrivelse af forsøgsdimensioneringen og prøvetyper er givet i metodeafsnittet (se 2.4). I praksis blev der, efter endt vækstsæson, indsamlet materiale fra P- og M-felterne hvor der blev målt 30 træer i 10 "uægte" blokke – i alt 300 træer pr. behandling. Træerne blev målt for højde, topskudslængde, sideskudslængde (på sydvendt skud), nålefarve, nålslængde, skadeværdi og rodhalsdiameter (kun hvert 10. træ). Blokkene var jævnt repræsenteret i forsøgets SØ/NV gående retning og dækkede bredden af forsøgsarealet. Blokkene var placeret midt mellem sprøjtespor. Placeringen af blokkene er vist i Figur 27. I tillæg til målinger på de to felter M og P blev der på arealets sydlige ende udenfor forsøgsfelterne målt tre blokke á 10 træer i K feltet. I alt 30 træer fra det

ubehandlede felt indgik som reference/kontrolbehandling. Samlet set var jordbundsvariationen således dækket ind. Som vist på Figur 9 var arealets hældning lidt større i modificerede behandling (M) end i den traditionelle behandling (P), og denne variation lod sig ikke opfange af det etablerede materiale.



Figur 27 Kvalitetsanalyser. Placering af blokke. Der er 10 "blokke" i det traditionelt behandlede felt (P) og mekanisk baseret felt (M). I kontrol feltet (K) er der 3 blokke. I hver blok indgår 30 måletræer blok og i figuren er blokkene angivet med stiplede linier (.....).

3.2.1.1 Kvalitetsmålinger fra de tre vækstsæsoner, 2004, 2005 og 2006

Fra andre forsøg med juletræer (Christensen et al., 2001; Pedersen og Christensen, 2005; Pedersen et al., 2005a) var det kendt, at forskelle imellem forsøgsbehandlinger træder stadig tydeligere frem, jo flere vækstsæsoner der går, og jo ældre træerne bliver. Der kendes dog ingen forsøg med så ungt et materiale, som nyplantningen på Slæggerup. Derfor har forventningen været begrænset med hensyn til at opnå behandlingsforskelle i de tre første vækstår efter plantning.

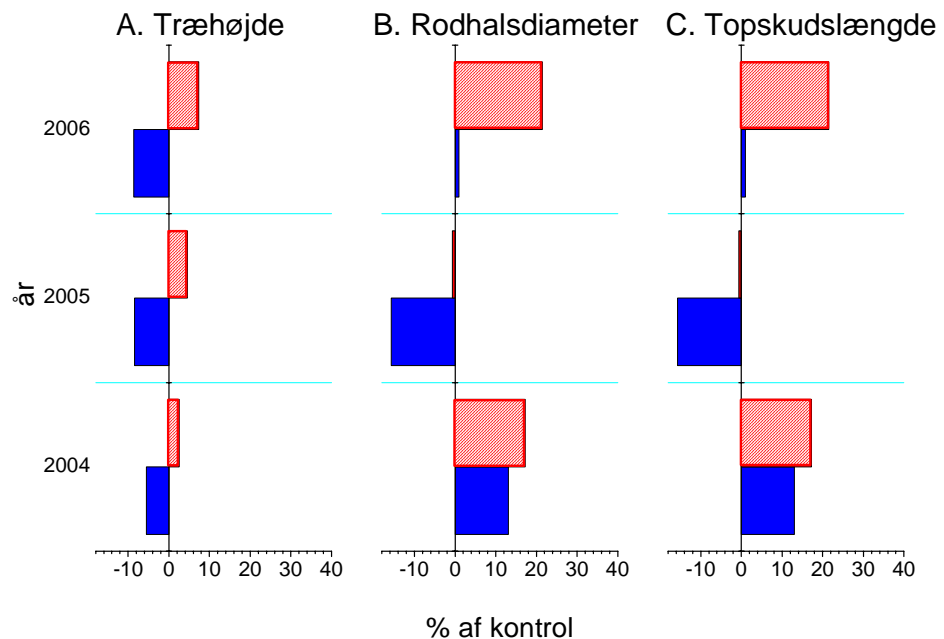
I Tabel 4 angives træernes skadeværdi. Det uskadede træ fik skadescoren 0, mens det let skadede træ, hvor skaden var af mindre praktisk og økonomisk betydning, fik en score mellem 4–6. Endelig blev score 7–9 givet til svært skadede træer. Generelt blev der registreret et meget højt skadesniveau i alle forsøgsbehandlinger.

Der var tale om stadigt udbyggede vækstsforskelle (træhøjde, topskudslængde, sideskudslængde, nålelængde) mellem træer på M feltet (mekanisk baseret behandling) og træer på det traditionelt behandlede felt P (Figur 28). I forhold til den ubehandlede kontrolbehandling (K feltet) var der en klar tendens til, at den alternative behandling opnåede en ringere vækst og farve, mens den traditionelle behandling tværtimod opnåede en bedre vækst. Forskellene stod mest markant frem for topskudslængderne og årsskudenes nålelængde, der mest direkte var relateret til de enkelte vækstår, mens rodhalsdiameter og træhøjde iboende indeholdt vækst fra foregående år.

Tabel 4 Resultater for træer i henholdsvis P-, M-felt og kontrol areal (K-felt) på Slæggerup i 2005. Højde, topskudslængde og sideskudslængde i cm, nålelængde og rodhalsdiameter i mm. Farve på en skala fra 1-7, hvor 7 = mørkegrøn. Skadeværdi på en skala fra 1-10, hvor 10 = død. Træer der er døde eller døende er udgået af beregningerne (skadeværdi 9 & 10)

År	Højde	Topskud	Sideskud	Farve	Nålelængde	Skadeværdi	Rodhalsdiameter
K-felt							
2004	24,6	1,5	4,8	1,4	14,8	4,1	9,5
2005	27,1	1,7	3,3	3,3	25,1	5,3	16,1
2006	30,5	6,4	10,0	4,3	25,4	6,9	20,4
P-felt							
2004	24,2 ¹⁾	1,9 ³⁾	6,2 ³⁾	2,2 ²⁾	18,2 ²⁾	2,8 ²⁾	11,5
2005	26,7 ¹⁾	2,5 ²⁾	5,1 ²⁾	3,9 ²⁾	30,4 ²⁾	3,2 ²⁾	16,6 ¹⁾
2006	34,2 ¹⁾	8,4 ²⁾	12,3 ¹⁾	4,2 ¹⁾	29,0 ²⁾	4,7 ³⁾	22,9 ¹⁾
M-felt							
2004	22,7	1,8	6,0 ³⁾	1,6	16,8 ¹⁾	5,2 ²⁾	11,4
2005	24,0 ¹⁾	2,0	4,5 ²⁾	3,1	28,4 ²⁾	4,1 ²⁾	14,0
2006	29,8 ¹⁾	6,3 ¹⁾	10,7 ²⁾	3,4 ¹⁾	25,4 ¹⁾	5,2 ³⁾	19,0 ¹⁾

1) Signifikant (P=0,05) forskellig fra mekanisk baseret /Traditionel behandling. 2) Signifikant (P=0,05) forskellig kontrol og Alternativ/traditionel behandling. 3) Signifikant (P=0,05) forskellig fra kontrolbehandling. Alle test foretaget inden for samme år.



Figur 28 Vækstparametre i forsøgsbehandlinger sammenlignet med kontrolbehandlingen lagt op over de enkelte forsøgsår. ■ M-felt, /// P-felt

Selvom de relative forskelle var markante, var der navnlig i 2004 og 2005 tale om små forskelle, hvor særligt farven måtte betegnes som meget ringe for alle træerne/behandlinger. Farven bedredes dog markant til over middel i alle behandlinger i 2006, men mindst i den alternative behandling.

Overordnet pegede resultaterne for de tre behandlinger entydigt på, at den traditionelle, pesticidbaserede behandling i P-feltet resulterede i en større højde, bedre farve, længere nåle og færre skader end de to andre behandlinger på henholdsvis M og K-feltet (Tabel 4). Tendensen var fra den første sæson og blev siden udbygget med stadig, statistisk set, mere signifikante forskelle.

Der kunne således klart påvises forskellene mellem træer på M feltet og traditionelt behandlede træer i P feltet. Det færre antal skader i den traditionelle behandling (P) kunne skyldes, at der her var mindre ukrudt, og at bekæmpelsen her var mere skånsom overfor træerne end den mekaniske jordbearbejdning i den alternative behandling.

Tabel 5 Resultater for kvalitetsmålinger af juletræer på Slæggerup arealet i 2006. Blokke er placeret i en planterække midt mellem to sprøjtespor og rækkerne går NØ/SV

	Højde	Topskudslængde	Sideskudslængde	Farve	Nålelængde	Skadeværdi	Rodhalsdiameter
Blok 1	30,4	5,0	9,4	3,7	28,3	4,3	11,6
Blok 2	31,8	6,7	10,8	3,7	28,7	4,3	12,8
Blok 3	30,4	7,3	10,6	3,8	27,6	3,9	12,0
Blok 4	27,2	5,8	8,9	3,8	24,8	3,7	13,7
Blok 5	35,0	9,4	12,9	3,8	27,4	3,2	10,5
Blok 6	33,6	8,2	12,2	3,9	27,1	3,0	10,4
Blok 7	30,5	6,9	12,2	3,8	26,8	3,2	12,0
Blok 8	32,6	8,7	13,1	4,0	17,0	3,2	11,3
Blok 9	36,1	8,7	12,5	3,9	17,3	2,8	11,5
Blok 10	28,1	4,8	11,7	3,7	16,2	3,1	10,5
Blok 11	35,5	7,5	11,8	4,3	14,9	4,7	9,0
Blok 12	17,3	1,2	2,8	4,0	16,6	6,1	14,4
Blok 13*)							

*) Resultater fra blok 13 er ikke angivet grundet plantedestruktion ved ejerens slåning af græsribatten

Variationen i træernes kvalitet over arealet var i alle forsøgsårene betydelig (Tabel 5), idet blokkene, der repræsenterede træerne i kontrolområdet K (længst mod syd) havde den ringeste vækst og største skadeværdi (blok 11-13). Herudover var der et område af rækker ca. midt på arealet med en lidt ringere vækst (blok 3 og 4). Den dårlige vækst i disse blokke måtte tillægges plantningen (ang. komplikationer, se afsnit 2.4). Disse træk syntes dog gradvist at udviskes over tid, om end visse blokke (rækker) stadigvæk havde en markant dårligere vækst.

3.2.1.2 Nåleanalyser

For at følge træernes ernæringstilstand og sundhed blev nålekemi analyseret efter hver af de første tre vækstsæsoner (Tabel 6). Kvælstof (N) var det vigtigste makronæringsstof, dvs. det var dette næringsstof træerne optog mest af. Samtidig er det dette næringsstof, der har størst betydning for farveudviklingen og for træernes vækst i al almindelighed (Christensen et al., 2001). I plantningsåret var koncentrationen af N i nålene meget lav efter afslutningen af vækstsæsonen og lå klart udenfor det interval, der opgives som optimalt for nordmannsgran. Dette gjaldt for alle behandlingerne, men der var en tendens til, at koncentrationen var mindst i den mekanisk baserede ukrudtsbehandling (M) efterfulgt af kontrolbehandlingen (K) og den traditionelle ukrudtsbehandling (P). Disse forskelle syntes udbygget år for år, hvilket også harmonerede ganske godt med nålenes farveudvikling. Koncentrationen af N i nålene falder normalt med årene i juletræsbevoksninger. Dette er konstateret i andre bevoksninger (Christensen et al., 2001; Pedersen et al., 2005a), der er lidt ældre end den på Slæggerup. Hovedårsagen hertil er, at kvælstofkvoten på 75 kg N/ha/år bliver stadig mindre tilstrækkelig i takt med at træerne vokser og deres behov stiger. Hos de meget små planter der indgik i Slæggerup forsøget skal den lidt ringere koncentration i nålene i 2006, sammenlignet med 2005, nok snarere ses som en følge af stress i en umådelig tør sommer i 2006 (Figur 24). I både 2005 og 2006 lå koncentrationen af N inden for det optimale interval. Kvælstof var det eneste næringsstof, hvor ukrudtsbehandlinger gav forskellig effekt. I 2004 gav

den traditionelle behandling signifikant ($P=0,05$) større koncentration af N i nålene end både kontrolbehandlingen og den mekanisk baseret behandling. Dette var også tilfældet i 2005 og 2006, hvor kontrolbehandlingen gav signifikant højere N koncentrationer end den mekanisk-baserede behandling.

Koncentrationen af P lå stort set i hele perioden højt, men inden for det optimale koncentrationsinterval. Årsagen hertil var sandsynligvis, at der var en pulje af P i jorden da lokaliteten tidligere var landbrugsjord med dertil hørende kraftig gødskning. Ligeledes lå koncentrationen af både K, Ca og Mg inden for det optimale koncentrationsinterval. Der var en tendens til, at de fleste koncentrationer viste stigning med årene. De stigende koncentrationer af Ca indikerede en forbedret vandforsyning til nålebiomassen. Koncentration af svovl var lavt i forhold til de normerede værdier (de manglende værdier skyldes analysefejl), men i forhold til nålekvaliteten var niveauet ikke bekymrende. Koncentrationerne af Fe lå inden for normalintervallet. Derimod var koncentrationerne af Mn, B og Zn lave, men bort set fra Mn, var der en klar stigende koncentrationstendens. De meget lave koncentrationer af Mn skyldtes givetvis jordens høje pH. Bortset fra N var der ingen af de andre undersøgte næringsstoffer, som umiddelbart fremviste en behandlingseffekt.

Nålekemi i form af næringsstoffer pr. vægtenhed (Tabel 6) er et forhold, der især anvendes til at belyse, om der er tilstrækkelig med næringsstoffer til stede i træernes nåle, og om de er til stede i det ideelle forhold for planten. Ønskes der derimod et udtryk for mængden af optagne næringsstoffer, kan disse mål suppleres med mål af indholdet pr. nål (Tabel 7), der ofte afspejler planteoptaget klart bedre end ovennævnte koncentrationsangivelse. Desuden er analysen langt lettere at udføre end totalanalyser af hele planten inklusive rødder.

Tabel 6 Nålekemi i træerne dyrket i Slæggerup i førsteårsnåle i tre vækstsæsoner (N angivet i %, P, K, Ca, Mg og S i mg/g, Mn, Fe, B og Zn i $\mu\text{g/g}$)

	Kontrol (K)			Traditionel (P)			Mekanisk(M)			Anbefaling
	2004	2005	2006	2004	2005	2006	2004	2005	2006	
N	1,12	1,87	1,75	1,19	2,10	1,80	1,07	1,58	1,55	1,4 - 2,0 ¹⁾
P	2,0	1,9	2,2	2,3	1,9	1,8	2,1	2,1	2,3	1,6 - 2,2 ¹⁾
K	5,3	5,9	7,0	5,7	5,9	6,5	5,6	6,4	6,7	5,0 - 9,0 ¹⁾
Ca	2,6	4,6	6,9	4,1	5,0	5,8	3,5	4,5	6,0	1-9 ¹⁾
Mg	0,83	0,74	1,05	0,93	0,62	0,76	0,92	0,71	0,94	0,6 - 1,1 ¹⁾
S	1,1	-	-	1,1	-	-	1,2	-	-	1,2 - 1,8 ³⁾
Mn	77	61	64	75	42	35	59	52	70	50 - 2500 ¹⁾
Fe	111	121	97	126	137	106	101	108	89	25 - 200 ¹⁾
B	6	24	29	13	24	30	12	25	29	15 - 30 ³⁾
Zn	14	29	34	18	28	26	15	36	34	30 - 60 ²⁾

1) Pedersen, L.B., Christensen, C.J., Nielsen, A.O. & Krag M.: Sekventiel udbringning af gødning til nordmannsgran juletræer, Arbejdsrapport, Skov & Landskab, j. nr. 1999-0024, 1-53. 2) J. van den Burg (1990). Foliar analysis for determination of tree nutrient status. A compilation of literature data. Rapport nr. 591, De Dorschkamp, pp. 220. 3) For *Abies alba*: Bonneau, M. (1988). Le diagnostic foliaire. *Revue Forestière Française*, 38, 293-300

Det stigende indhold af langt de fleste næringsstoffer i nålene fra 2004 til 2005 efterfulgt af et klart fald i 2006 (Tabel 7) understregede virkningen af den meget tørre vækstsæson i 2006 på optagelsen af næringsstoffer. Også disse målinger pegede på, at optagelsen af N, K, Ca, og Mg har været markant større i den traditionelle behandling sammenlignet med den alternative, mens der ikke fremstod tydelige forskelle hvad angår mikronæringsstofferne.

Tabel 7 Næringsstofindhold i juletræernes nåle (N, P, K, Ca, Mg, S er angivet i mg/g, Mn, Fe, B og Zn µg/g, nålevægt er angivet i g i 100 nåle)

	Kontrol (K)			Traditionel (P)			Mekanisk(M)		
	2004	2005	2006	2004	2005	2006	2004	2005	2006
Nålevægt	0,23	0,86	0,81	0,35	1,15	0,94	0,32	0,96	0,69
N	26	159	142	42	241	168	34	154	106
P	0,5	1,6	1,8	0,8	2,1	1,6	0,7	2,0	1,6
K	1,2	5,0	5,7	2,0	6,8	6,1	1,8	6,2	4,6
Ca	0,6	3,9	5,6	1,4	5,8	5,4	1,1	4,4	4,1
Mg	0,20	0,63	0,85	0,32	0,71	0,71	0,29	0,69	0,65
S	0,25			0,40			0,38		
Mn	18	52	52	26	48	33	19	48	48
Fe	25	105	79	44	151	99	33	103	61
B	1	21	24	5	28	28	4	24	20
Zn	3	25	28	6	32	24	5	34	24

3.2.1 Fremskrivning af vækst og kvalitet

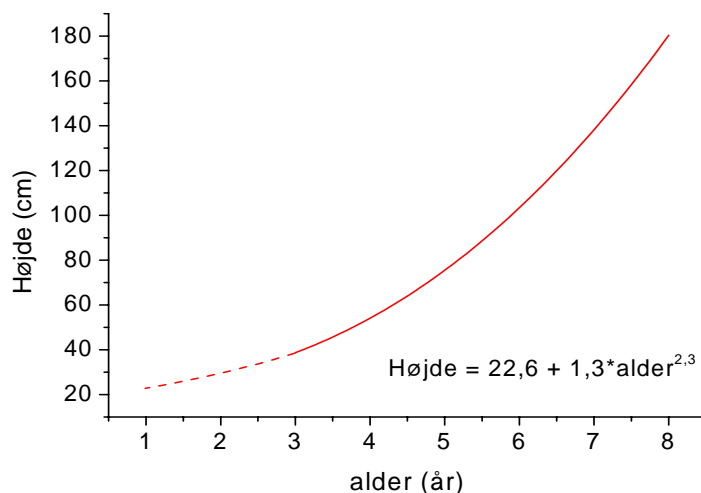
Arealet var præget af usædvanligt meget ukrudt (Figur 29) og der var ikke tvivl om, at der de følgende 3–4 år fortsat ville være behov for en intensiv ukrudtsbekæmpelse. En fremskrivning af vækstforløbet på arealet baseredes således på en fortsat ukrudtbekæmpelse.



Figur 29 Nordmannsgran umiddelbart før udspring i sin tredje vækstsæson omgivet af fremspirende ukrudt. I 2006 begyndte træerne at få en god farve, især i den traditionelle ukrudtsbehandling på felt P

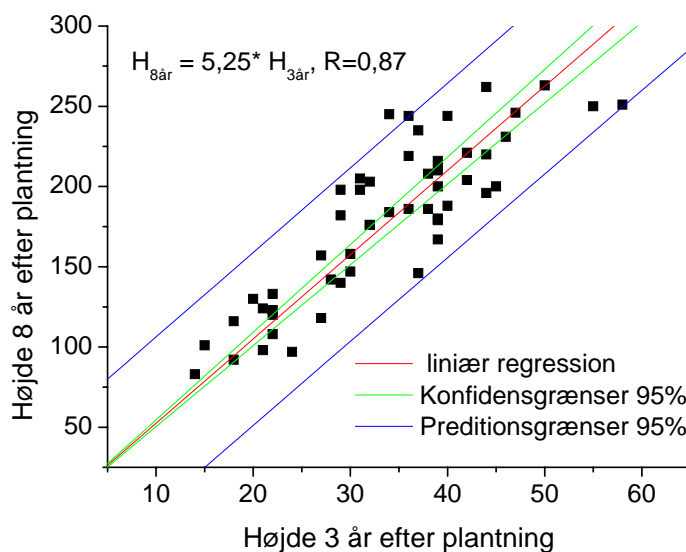
Der findes ingen deciderede vækstkurver for nordmannsgran-juletræer på bedre jordtyper, der omfatter væksten lige fra plantningstidspunktet, som var situationen i Slæggerup. Vækstkurverne i andre undersøgelser andrager kun årene fra det 3. vækstår til afdrift. Typisk vil træerne følge en vækstkurve, der ligner den, der er angivet i Figur 30, dvs. de vil stå til afdrift omkring år 8 med

en højde på 180–200 cm. Spredningen er imidlertid stor, og i lighed med almindelig praksis, vil afdriften sandsynligvis sprede sig over flere år også for træerne på Slæggerup marken.



Figur 30 Typisk vækstkurve fra en juletræslokalitet på "bedre" jord baseret på fra et forsøg på Thy Statsskovdistrikt

Ud fra et forsøg på Thy Statsskovdistrikt kunne der imidlertid skabes et datagrundlag til en nærmere vurdering af den fremtidige vækst af træerne i forsøgets tre behandlinger (Figur 31).



Figur 31 Sammenhæng mellem træhøjden efter 3 år og 8 år. Data fra gødningsforsøg på Thy statsskovdistrikt. Der er kun anvendt data fra gødningsbehandlingen med 23-3-7, 75 kg N/ha/år

Baseret på sammenhængen angivet i Figur 31, vil en fremskrivning af nordmannsgranerne fra den alternative, mekanisk baserede behandling således – og alt andet lige – nå en højde i år 8 på ca. 156 cm. Kontroltræerne ville derimod i gennemsnit være tæt på 160 cm, mens nordmannsgrantræerne fra den traditionelle behandling på P feltet i gennemsnit vil have nået en højde tæt på 180 cm. Der er flere usikkerheder i en sådan beregning. Dels er sammenhængen angivet i Figur 31 fra en lokalitet hvor jordbunden var lige knap så frugtbar som Slæggerup-lokaliteten, dels var den ene en skovlokalitet

og den anden en marklokalitet, dels har klimaet været forskelligt for de to bevoksninger, herunder har træerne på Slæggerup-lokaliteten, navnlig forår 2004 og sommer 2006, været usædvanligt hårdt påvirket af tørke (Figur 24).

På samme måde som ved træhøjde kan der ofte etableres en sammenhæng mellem størrelsen af nåle i den tidlige del af rotationen og størrelsen i den sene del af rotationen, men sammenhængen er ofte svagere og noget mere påvirkelig af det enkelte vækstårs klima. Dette betyder, at den alternative ukrudtsbehandling måske vil give træer med mindre fylde og tæthed. Hvorvidt dette opvejes af en svagere vækst (kortere afstand mellem grenkransene) er uvist.

3.3 Processtudier

Undersøgelserne af glyphosats skæbne i jord under forsøgsfelterne blev udført som en kombination af feltstudier og laboratorieforsøg. Denne kombination gjorde det muligt at observere hændelser på større skala, og derudover undersøge mekanismerne i laboratoriet. Undervejs i forsøget blev der således udtaget jord og vandprøver i felten som analyseredes for pesticider og støtteparametre som uorganiske salte og tekstur. Sideløbende blev der udtaget uforstyrrede jordkolonner til karakterisering af transportprocesser. De enkelte prøvetyper og programmet for prøvetagning er beskrevet i afsnit 2.6.

3.3.1 Udvaskning under reelle feltforhold - vandprøver

I forsøgsperioden blev der udtaget to typer vandprøver til undersøgelse for indhold af glyphosat og AMPA (beskrevet nærmere i "Prøvetagning - vand" i afsnit 2.6):

- Vandprøver fra afgrænsede dræn
- Vandprøver fra horisontale filtre placeret 3,5 m under terræn

3.3.1.1 Udvaskning til dræn

Forsøget strakte sig over 2 drænsæsoner og drænene var vandførende i perioderne: Periode 1; fra den 22. december 2004 til den 29. marts 2005 og periode 2; fra den 16. februar 2006 til den 19. april 2006. I alt blev der udtaget 73 prøver fra M feltet og 106 prøver fra P feltet, og sammenstikning af disse prøver gav 'ugeprøver' som blev analyseret for indhold af glyphosat, AMPA og kemiske komponenter (se afsnit 2.8.2). Til analyse for glyphosat og AMPA var der således 11 og 15 ugeprøver fra hhv. P og M feltet.

I enkelte prøver blev der påvist lave indhold af glyphosat og AMPA i drænvand fra såvel alternativt behandlet område M som det traditionelt pesticidbehandlede område P (se

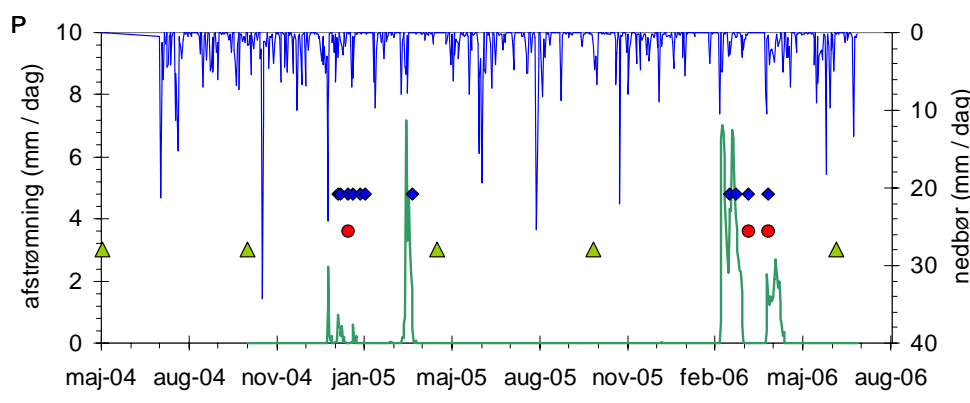
Tabel 8). Fra drænsystemet under M feltet blev indhold påvist i en enkelt ugeprøve, og for P feltet blev der påvist indhold af glyphosat og/eller AMPA i 3 af drænprøverne. Indholdene i de sammenstukne drænprøver, der blev udtaget 4. januar 2005 var: Glyphosat (0,074 µg/l) og AMPA (0,025 µg/l) for P feltet og glyphosat (0,049 µg/l) og AMPA (0,015 µg/l) for M feltet. I marts 2006 blev der i drænvandet fra P-feltet målt glyphosatindhold to gange (0,018 og 0,011 µg/l) og en enkelt påvisning af AMPA på 0,016 µg/l, mens der i denne drænperiode ikke blev påvist indhold i vandet fra M-feltet.

Tabel 8 Drænprøver analyseret for pesticidet Glyphosat og nedbrydningsproduktet AMPA. Oversigt over sammenstukne ugeprøver fra drænsystemer under M og F feltet. Prøver hvor indhold ikke har kunnet påvises under detektionsgrænsen på 0.01µg/l er angivet ved "i.p.", og de perioder hvor der ikke har løbet vand i drænene er angivet med et "-"

Prøve dato	Felt M		Felt P	
	analyseresultat (µg/l)		analyseresultat (µg/l)	
	AMPA	glyphosat	AMPA	Glyphosat
1.12.2004	i.p.	i.p.	-	-
8.12.2004	i.p.	i.p.	-	-
4.01.2005	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
7.01.2005	-	-	i.p.	i.p.
14.01.2005	0,015	0,049	0,025	0,074
20.01.2005	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
27.01.2005	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
2.02.2005	-	-	i.p.	i.p.
1.03.2005	i.p.	i.p.	-	-
22.03.2005	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
16.02.2006	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
23.02.2006	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
8.03.2006	i.p.	i.p.	0,018	0,016
29.03.2006	i.p.	i.p.	0,011	i.p.
4.04.2006	i.p.	i.p.	-	-
11.04.2006	i.p.	i.p.	-	-
19.04.2006	i.p.	i.p.	-	-

3.3.1.2 Fund af glyphosat og AMPA i drænvand og sammenhæng med klima

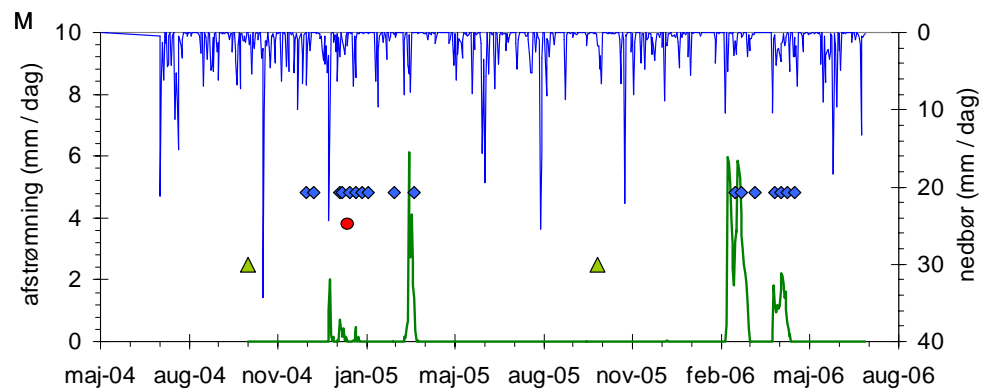
Registrering af regnhændelser og nedbørmængder var væsentlig i forhold til risiko for glyphosatudvaskning, hvilket tidligere undersøgelser på danske VAP-lokaliteter har vist. På forsøgsmarken var der derfor opsat en klimastation, som løbende registrerede nedbør og andre klimatiske parametre, som var væsentlige i forhold til beregning af vandbalancer (f.eks. temperatur, se Figur 25). Periodens registreringer af regnhændelser vises i Figur 32 (P) og Figur 33 (M), hvor der også er angivet, hvornår der blev udbragt glyphosat samt indsamlet prøver fra drænsystemerne under forsøgsfelterne.



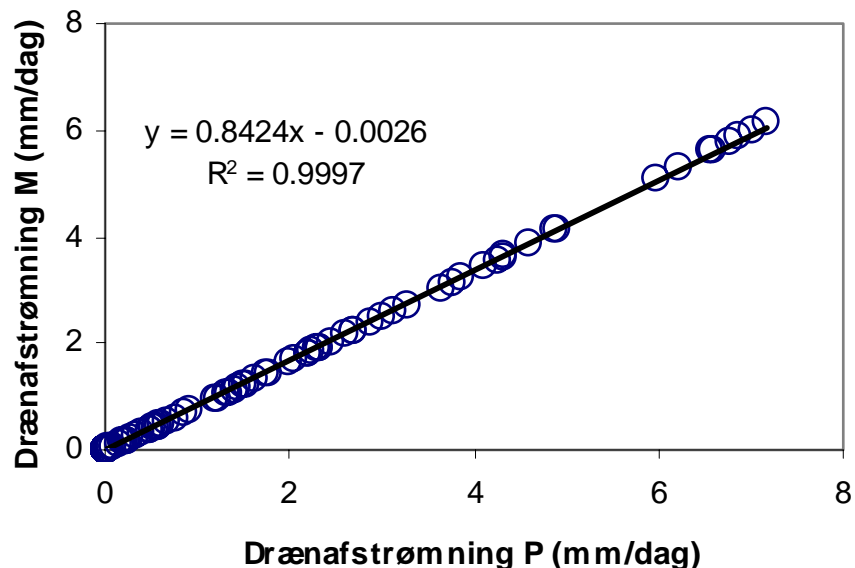
Figur 32 P fel tets Dræna fstrømning, nedbør, behandling og prøvetagning. Udbringning af glyphosat er angivet ved trekant er. datoer for udtagninger af drænprøver vises, hvor fund af indhold af glyphosat og/eller AMPA er angivet ved cirkler, ruder angiver prøvetagninger uden indhold

I Figur 34 er observationer af daglige dræna fstrømning på de enkelte felter afbilledet overfor hinanden, og det ses, at der kunne etableres en lineær korrelation. Forholdet mellem dræna fstrømningen på M/P var 0,84, og dermed sammenlignelig når det tages i betragtning, at forholdet mellem

arealerne af de to felter var $M/P=0,91$. Det kunne dermed dokumenteres at afstrømningsdynamikken for de to felter var sammenlignelig.



Figur 33 M feltets Drænaflow, nedbør, behandling og prøvetagning. Udbringning af glyphosat er angivet ved trekantede Datoer for udtagninger af drænprøver vises hvor fund af indhold af glyphosat og/eller AMPA er angivet ved trekantede, ruder angiver prøvetagninger uden indhold



Figur 34 Observationer af daglige drænaflow på de to felter gennem forsøgsperioden

3.3.1.3 Analyser af glyphosat og AMPA i vand fra horisontale borer

Under hvert forsøgsfelt var der installeret lange, horisontale filtre i ca. 3,5 m's dybde. Disse filtre blev prøvetaget flere gange gennem projektet og vandet blev analyseret for indhold af glyphosat og AMPA. Ikke alle filtre var vandførende på prøvetagningstidspunkterne, så der opstod forskel på antallet af prøver udtaget under M og P feltet (20 hhv. 9 prøver blev analyseret). I ingen af de 29 undersøgte vandprøver blev der påvist indhold af glyphosat eller AMPA over detektionsgrænsen på $0,01 \mu\text{g/l}$ (Tabel 9).

Tabel 9 Analyse af glyphosat og AMPA i vandprøver udtaget fra horisontale fil tre placeret 3,5m under forsøgsfelterne. I alt 29 prøver blev analyseret for glyphosat og AMPA, men ingen indhold blev påvist over detektionsgrænsen på 0,01µg/l (I.P.)

Prøvetagning	M felt	P felt
20.07.2004	I.P.	-
17.08.2004	I.P.	I.P.
21.09.2004	I.P.	-
21.10.2004	I.P.	-
16.12.2004	I.P.	-
12.01.2005	I.P.	I.P.
01.03.2005	I.P.	-
21.03.2005	I.P.	I.P.
13.04.2005	I.P.	I.P.
12.05.2005	I.P.	I.P.
08.06.2005	I.P.	I.P.
06.07.2005	I.P.	I.P.
09.08.2005	I.P.	-
07.09.2005	I.P.	-
12.10.2005	I.P.	-
09.03.2006	I.P.	-
19.04.2006	I.P.	I.P.
17.05.2006	I.P.	I.P.
22.06.2006	I.P.	-
28.06.2006	I.P.	-

3.3.2 Jordprøver

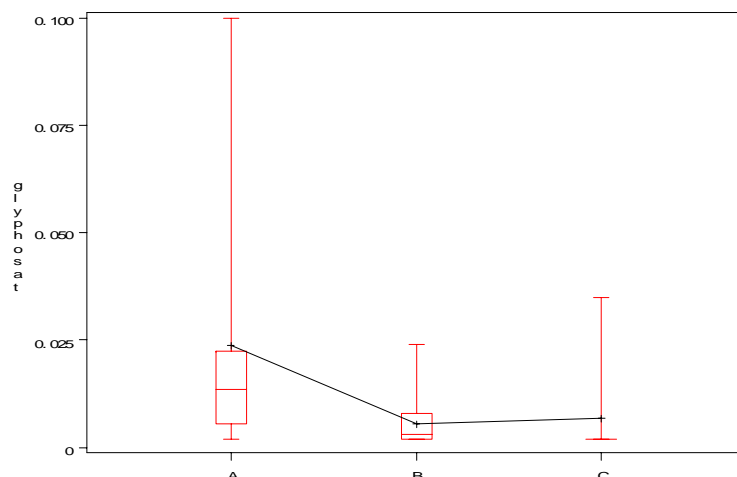
Jordprøver blev udtaget dels i pilotforsøget, dels under dyrkningsperioden. Udtagne jordprøver analyseredes for indhold af glyphosat og AMPA, og desuden blev der etableret data med støtteparametre som uorganiske komponenter, tekstur og mikrobielle parametre. Resultaterne af pesticidanalyser i jordprøverne blev betragtet såvel rumligt (relateret til behandlingsflader og horisonter) som over tid.

3.3.2.1 Glyphosat og AMPA i jordhorisonter

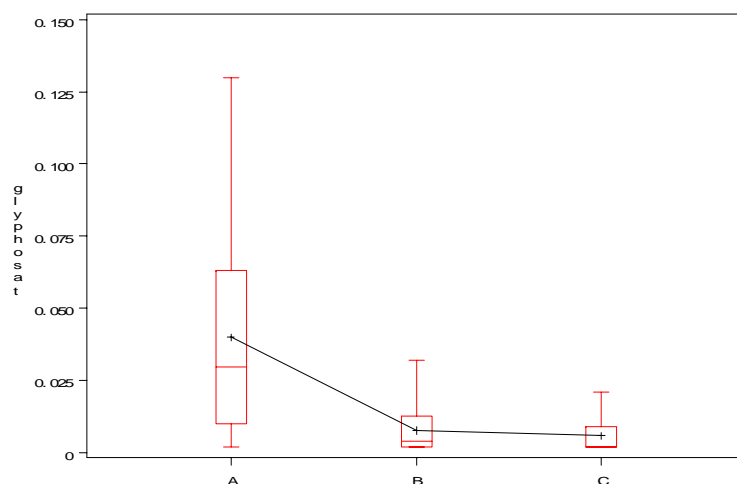
Forekomsten af glyphosat og AMPA i jordprofiler blev løbende undersøgt i projektet. Dette blev udført for at eventuelle større udvaskninger kunne karakteriseres. Gennemsnitsbetragtninger over resultater fra analyserne fremgår af Tabel 10 og Figur 35 til Figur 38. I figurerne og ved beregning af middelværdier, blev indholdet sat til 0 µg/kg tørstof for prøver hvor der ikke blev påvist indhold over detektionsgrænsen ved laboratorieanalyserne.

Tabel 10 Indhold af pesticid og nedbrydningsprodukt (AMPA) i Jordprøver udtaget fra M og P felt. Middelværdi og antal analyserede prøver er angivet

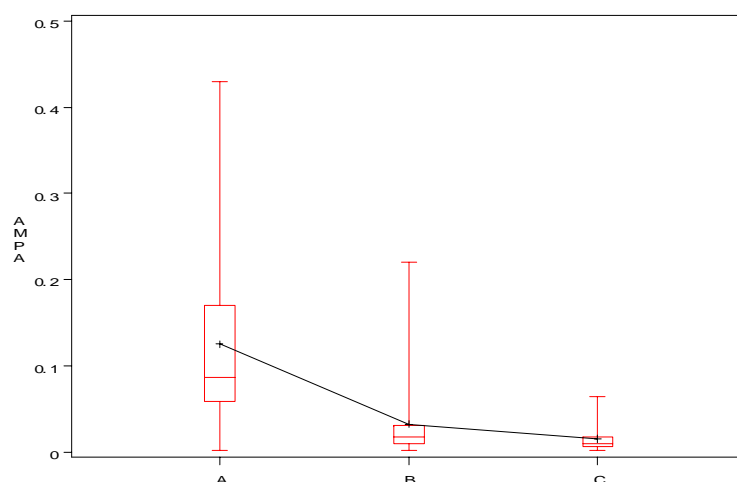
Felt	Horisont	Glyphosat		AMPA	
		mg/kg tørstof	n	mg/kg tørstof	n
M	A	0,0218	21	0,1176	21
	B	0,0025	19	0,0266	19
	C	0,0041	19	0,0121	19
P	A	0,0428	19	0,2043	19
	B	0,0086	20	0,0350	20
	C	0,0060	18	0,0166	18



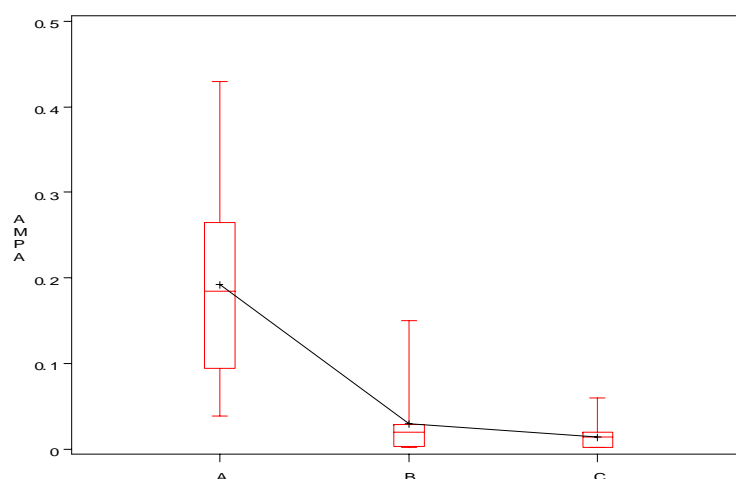
Figur 35 Glyphosatindhold (mg/kg tørstof) i jordprøver fra A, B og C horisont udtaget i M fel tet. Boxplottet viser median, middelværdi (+), øvre og nedre kvartil angives af boksens øvre og nedre linie.



Figur 36 Glyphosatindhold (mg/kg tørstof) i jordprøver fra A, B og C horisont udtaget i P fel tet



Figur 37 AMPA indhold (mg/kg tørstof) i jordprøver fra A, B og C horisont udtaget i M fel tet



Figur 38 AMPA indhold (mg/kg tørstof) i jordprøver fra A, B og C horisont udtaget i P fel tet

Jordlagenes totale indhold af glyphosat og AMPA blev beregnet som gennemsnit af de tre plot på hvert felt og integreret over dybden på baggrund af volumenvægt. I beregningerne indgik AMPA som glyphosat æquivalenter. Residualkoncentrationen i jorden set i forhold til den udbragte mængde vises i Tabel 11 og Tabel 12.

Tabel 11 Residual indhold i jorden under P fel tet. Indhold angives i glyphosat enheder, idet de påviste indhold af nedbrydningsproduktet AMPA er omregnet. For jordprøver uden påvisning over detektionsgrænsen er der i beregningerne anvendt et glyphosatindhold på 0 mg/kg. Forholdet mellem AMPA og glyphosat angives

dato	Udbragt total kg/ha	Residual % af udbragt mængde	Glyphosat enheder residual kg/ha	AMPA Glyphosat ratio kg/kg
13.07.2004	0,90	101 %	0,91	4,7
25.10.2004	2,34	16 %	0,38	6,7
11.04.2005	2,34	14 %	0,33	22,5
11.08.2005	3,24	64 %	2,08	5,0
16.11.2005	4,68	50 %	2,33	9,2
16.05.2006	4,68	47 %	2,20	9,8
27.06.2006	5,40	34 %	1,85	4,4

Tabel 12 Residual indhold i jorden under M fel tet. Indhold angives i glyphosat enheder, idet de påviste indhold af nedbrydningsproduktet AMPA er omregnet. For jordprøver uden påvisning over detektionsgrænsen er der i beregningerne anvendt et glyphosatindhold på 0 mg/kg. Forholdet mellem AMPA og glyphosat angives

dato	udbragt total kg/ha	Residual % af udbragt mængde	Glyphosat enheder residual kg/ha	AMPA Glyphosat Ratio kg/kg
13.07.2004	0,00		0,34	
25.10.2004	0,72	127 %	0,92	34,2
11.04.2005	0,72	56 %	0,41	4,6
11.08.2005	0,72	190 %	1,37	6,3
16.11.2005	1,44	105 %	1,51	7,5
16.05.2006	1,44	60 %	0,86	15,2
27.06.2006	1,44	69 %	0,99	7,1

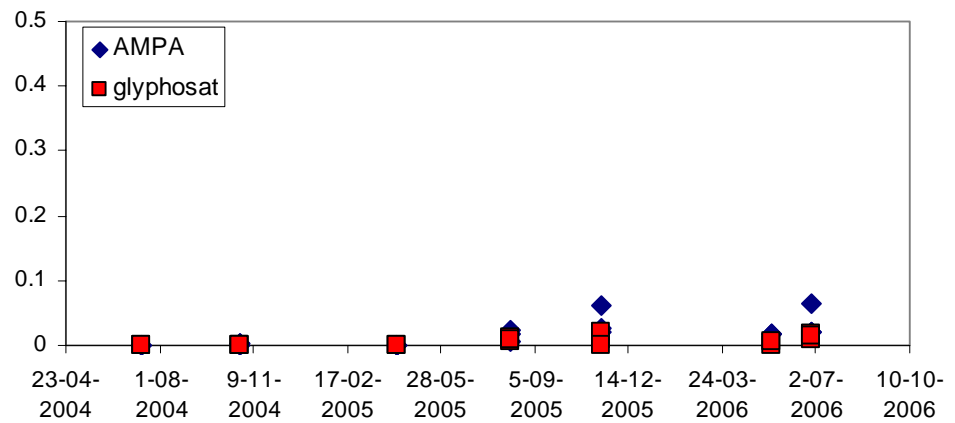
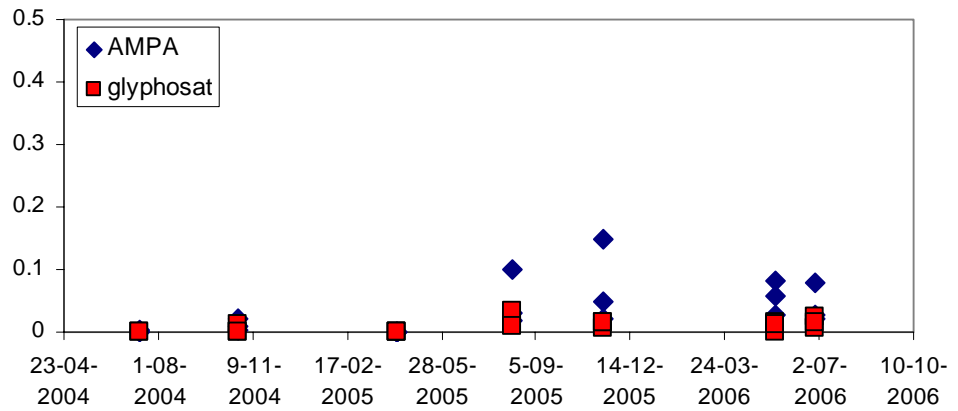
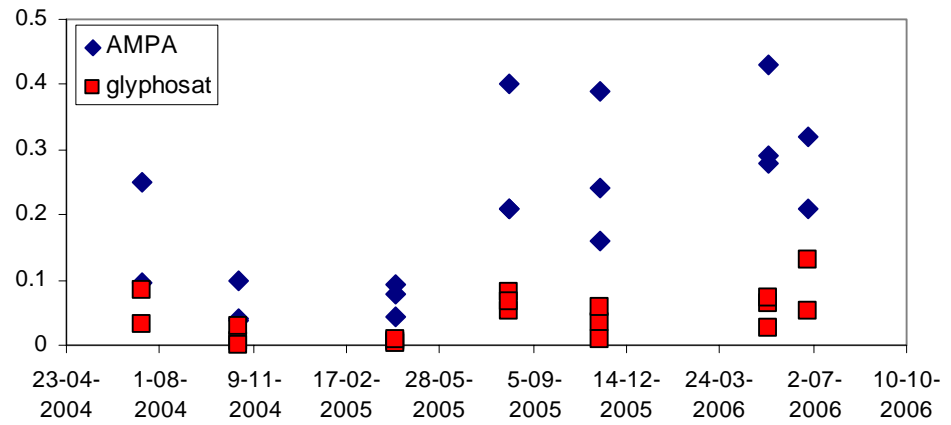
Niveauet lå generelt mellem 15 % til 65 % af den udbragte mængde, en enkelt høj værdi blev påvist 13-07-2004, hvilket kan forklares med prøvetagning tæt på udbringningen i maj '04. P-feltet blev sprøjtet i starten af maj 2004 (detaljer i Tabel 1) og derfor sås et højere startniveau end på M-feltet, og

genfindelsen i jordlagene svarede procentvis til hele den udbragte mængde glyphosat (Tabel 11). På dette tidlige tidspunkt i projektet var der kun udbragt en relativ lille glyphosatmængde, og sammenholdt med markvariationen må denne første procentangivelse for P feltet betragtes som usikker. En tilsvarende variation og høje genfindelsesværdier kunne generelt ses for M feltet, hvor der også blev udbragt reducerede glyphosatmængder relativt til P feltet (Tabel 12).

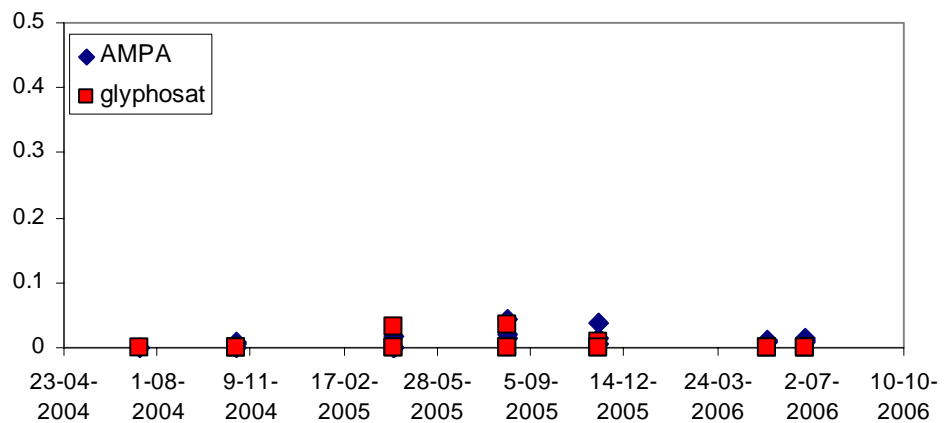
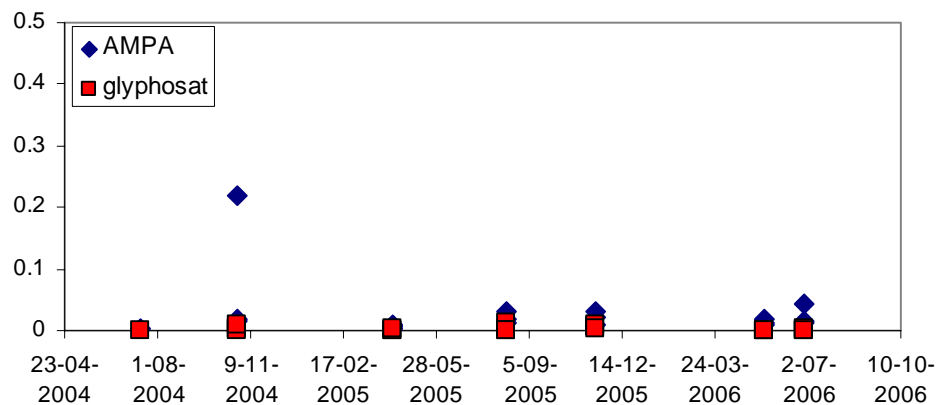
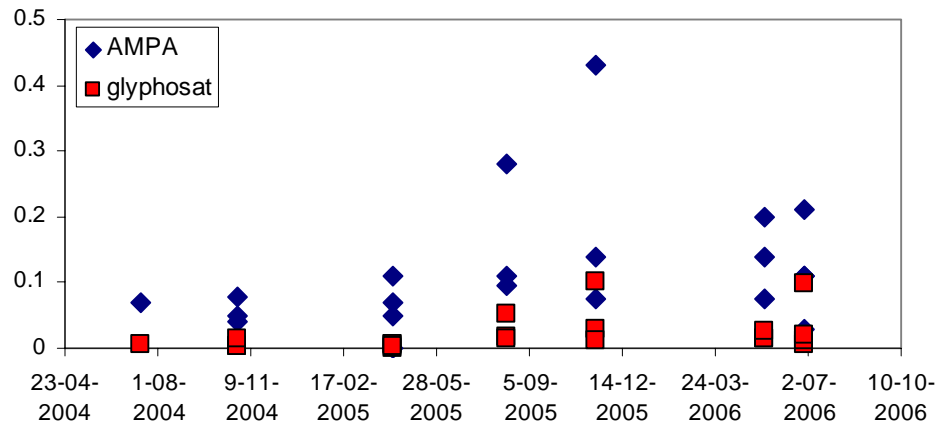
Senere hen gennem forsøget lå niveauet for genfindingen af glyphosat-ækvivalenter i jorden under P feltet på et niveau svarende til 14 til 64 % af den udbragte mængde (i alt 5,4 kg aktivstof pr. hektar). Beregningerne af residualindhold i jorden blev baseret på et estimat ud punktmålinger, og den rummelige variation medførte også, at der i enkelte tilfælde blev estimeret indhold der lå over 100 %, især på M feltet hvor den udbragte mængde glyphosat var reduceret (Tabel 12). Jordens variabilitet og de absolutte usikkerheder på estimerne for residualindholdene for P og M feltet var i samme størrelsesorden, men da den udbragte mængde glyphosat var mindre på M feltet blev den procentvise usikkerhed større på estimerne under M feltet. En meget præcis måling af residualindholdet på felterne ville i princippet kræve et stort antal målinger af hele jordsøjler fordelt på felterne, og dette ville medføre analyseudgifter der lå udenfor rammerne af projektet. Dermed bliver en streng tolkning af disse procentsatser ikke relevant, men samlet indikerede tallene, at omkring halvdelen af den udbragte glyphosat vil kunne genfindes under en juletræsmark hen gennem de første dyrkningsår.

I Figur 39 og Figur 40 illustreres den tidslige variation, der kunne iagttages under projektet. Efterårs-sprøjtningen gav sig kun til kende på M-feltet. Forårs-sprøjtningen 2005 kunne ses tydeligt på begge felter og forskellen i dosis kunne erkendes mellem de to felter. Som afspejlet i figurerne og Tabel 11 og Tabel 12 var niveauerne generelt forskellige, idet der kunne påvises højere niveauer af AMPA end glyphosat i jorden. Desuden viste resultaterne samme antydning af en faldende tendens af residualindhold med dybden.

Af figurerne fremgår, at der var variation i indhold af såvel glyphosat som AMPA-forekomsterne inden for felterne og inden for horisonterne (Figur 39 og Figur 40). Denne variation var forventelig på baggrund af den variation, der blev fundet mellem de forskellige parametre i pilotkortlægningen, herunder jordens teksturparametre. Variationer i de laveste fund under ~0,05 mg/kg tørstof var i denne sammenhæng mindre væsentlige, det overordnede resultat relaterede til variation påvist for højere koncentrationer. Udsvingene indikerede, at der ikke blot var tale om stationære residualindhold i jorden.

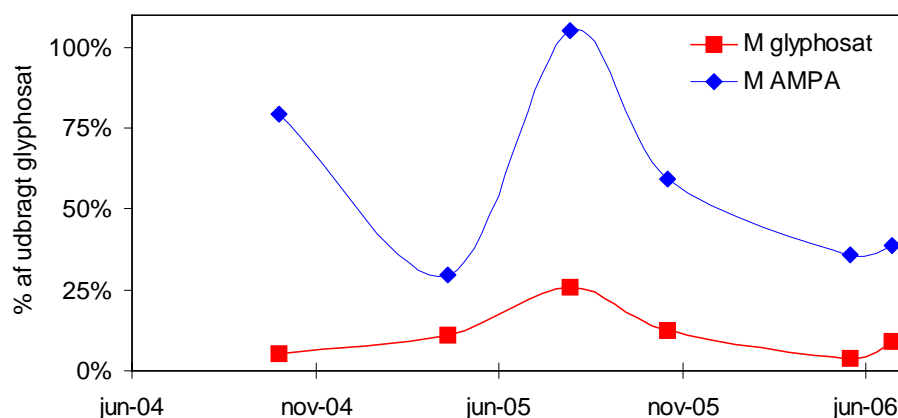
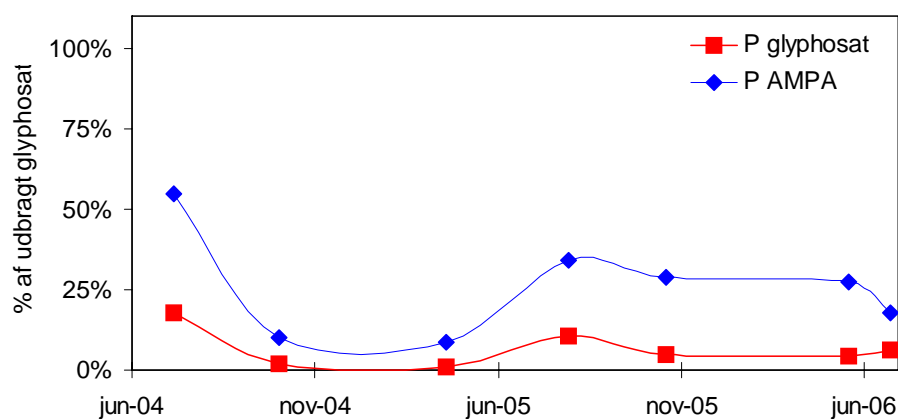


Figur 39 Aktuelle målinger af indhold af glyphosat og AMPA på P feltet i henholdsvis A, B og C horisonterne gennem de to vækstsæsoner (mg/kg)



Figur 40 Aktuelle målinger af indhold af glyphosat og AMPA på M feltet i henholdsvis A, B og C horisonterne gennem de to vækstsæsoner (mg/kg)

På Figur 41 vises et estimat af de restindhold, der blev påvist i jorden. Berigningen blev udført ved at sammenlægge de fund der blev påvist ned gennem en jordsøjle (data vist i Figur 39 og Figur 40). Middelværdier for jordsøjlerne blev beregnet for såvel glyphosat som AMPA. Ved at betragte middelværdierne og de tilpassede kurver var det karakteristisk at glyphosat residualen generelt var lavt og plateau niveauet lå med enkelte undtagelser under 15%. På M feltet var doseringerne relativt lave, og usikkerheden i beregningerne afspejles især i AMPA kurvens svingende forløb i Figur 41 for M feltet. Overordnet viste analysen af plateau niveauet at AMPA havde et langt højere niveau end glyphosat.

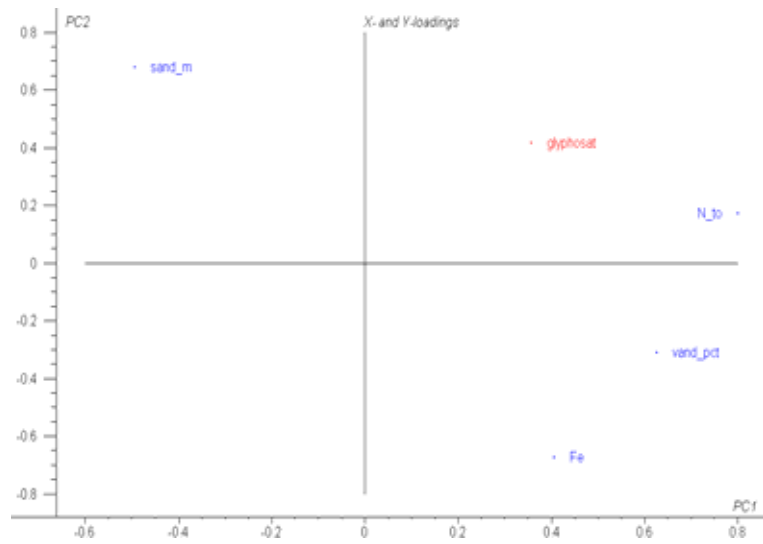


Figur 41 Middelværdier af total residual indhold (sum af glyphosat og AMPA) og for glyphosat på de to felter P og M. Residual indholdet er omregnet til glyphosatekvivalenter og vist som procent af udbragt mængde. En uglattet kurve er tilpasset de beregnede median

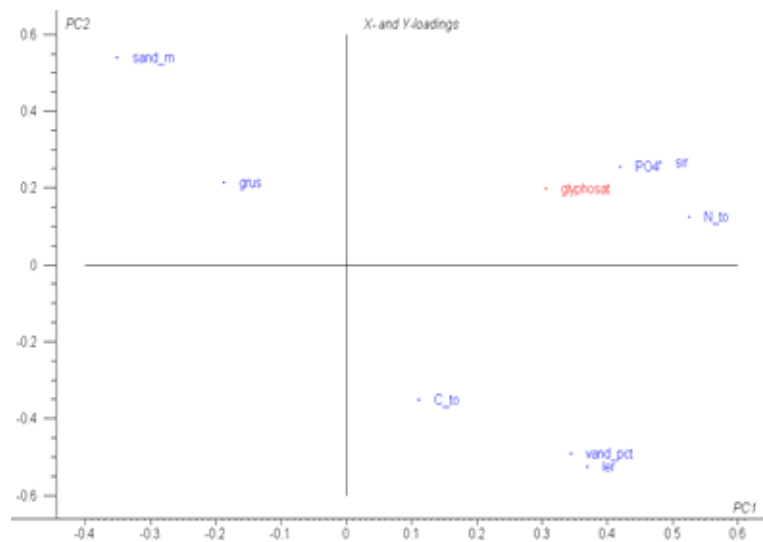
3.3.2.2 Betydende parametre for restkoncentration i jorden

For at etablere et indblik i processer og betingelser, der kunne være relateret til fund af restkoncentrationer af pesticidet glyphosat og nedbrydningsproduktet AMPA i jorden, blev der udført en multivariat dataanalyse. Udgangspunktet var en kobling af kendskabet til jordparametre, som blev etableret i pilotprojektet (afsnit 3.1.3) med de målinger af restkoncentrationer i jord, der blev udført gennem projektet. Den multivariate analyse udførtes som en Partial Least Squares regression (PLS, baggrund for multivariat analyse gives i bilag B). Resultatet af den multivariate analyse for restindhold i jord er vist i Figur 42 til Figur 45.

Analysen viste, at det var forskellige parametre, der fremkom som betydende i de enkelte regressioner, men fortolkningen skal ikke tages for stringent. At jern eksempelvis påvistes som betydende for indhold af glyphosat i M feltet (Figur 42), men ikke fremkommer i den tilsvarende regression på P feltet (Figur 43), er ikke nødvendigvis ensbetydende med, at der var fundamentale forskelle i de processer, der lå til grund for tilbageholdelsen af glyphosat på de to felter. Tilsvarende ses en omvendt afhængighed for AMPA og dybde, mens denne dybdeafhængighed ikke optræder i glyphosat regressionsanalyse. Dette betyder ikke at dybden var ubetydende for glyphosat (hvilket også er tydeligt fra feltforsøgene, hvor der ikke blev påvist restindhold i dybere jordlag), men dybdekomponenten blev udtrykt gennem øvrige faktorer som sand og C total.



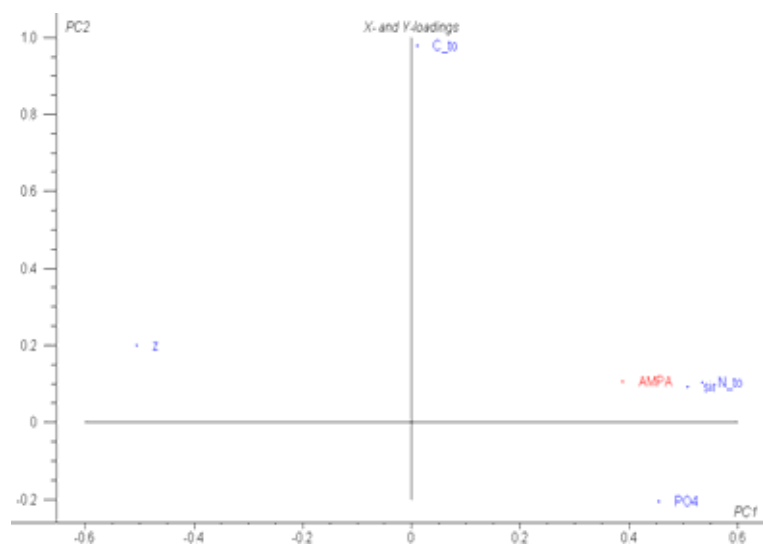
Figur 42 Glyphosat i jord på m fel tet, regressionsanalyse. Betydende parametre identificeret ved PLS analyse, hvor Loadings på de to første principal komponenter vises (PC1 og PC2). Medium sandfraktion (sand_m, 200-500 µm), organisk N (N_to), vandindhold (vand_pct) og jern (Fe) er identificeret som betydende for glyphosat koncentrationen i jorden. De to første PC'er i regressionen omfatter hhv. 41+17 % af x variationen og 14+11 % af y variationen (restkoncentrationen i jorden)



Figur 43 Glyphosat i jord på P fel tet, regressionsanalyse. Betydende parametre identificeret ved PLS analyse, hvor Loadings på de to første principal komponenter vises (PC1 og PC2). Grus- og ler-fraktionen, organisk fosfat (PO4³⁻), organisk N (N_to), organisk C (C_to), sir, og vandindhold (vand_pct) og er identificeret som betydende for glyphosatkoncentrationen i jorden. De to første PC'er i regressionen omfatter hhv. 47+24 % af x variationen og 31+7 % af y variationen (restkoncentrationen i jorden)



Figur 44 AMPA i jord på m fel tet, regressionsanalyse. Betydende parametre identificeret ved PLS analyse, hvor loadings på de to første principal komponenter vises (PC1 og PC2). Dybden for udtagning af jordprøven (z), organisk N (N_to), organisk C (C_to) og jern (Fe) og er identificeret som betydende for AMPA-koncentrationen i jorden. De to første PC'er i regressionen omfatter hhv. 66+28 % af x variationen og 20+6 % af y variationen (restkoncentrationen i jorden)



Figur 45 AMPA i jord på p fel tet, regressionsanalyse. Betydende parametre identificeret ved PLS analyse, hvor loadings på de to første principal komponenter vises (PC1 og PC2). Dybden for udtagning af jordprøven (z), organisk N (N_to), organisk C (C_to), sir og fosfat (PO4-), og er identificeret som betydende for AMPA koncentrationen i jorden. De to første PC'er i regressionen omfatter hhv. 66+28 % af x variationen og 20+6 % af y variationen (restkoncentrationen i jorden)

Analysen var velegnet til at etablere en samlet bruttoliste over parametre, som var relateret til tilbageholdelsen af de to stoffer i jordmatricen, og dermed danne baggrund for en afklaring af forhold i jorden der kunne være betydende for restkoncentrationer af pesticidet og nedbrydningsproduktet AMPA. En bruttoliste over egenskaber identificeret som betydende for glyphosat koncentrationen i jorden var: Tekstur, egenskaber i jorden (grus, medium sandfraktion (200-500 μm) og ler-fraktionen), fosfat, jern, kvælstof, organisk C, Substrat-induceret respiration (SIR) og vandindhold. En tilsvarende bruttoliste for AMPA koncentrationen i jorden var således:

Dybden for udtagning af jordprøven, kvælstof, organisk C, jern, SIR og phosphat.

Af Figur 42 fremgår således, at hvor der var et højt indhold af sand og/eller grus var indholdet af glyphosat i jorden lavt, hvilket kan forklares ved højere udvaskelighed og omsættelighed, og dermed forsvindning af glyphosat i områder, hvor grus og sand indholdet er relativt højt. Denne betydning af tekstur kom ikke frem i korrelationsanalyserne udført på AMPA (Figur 44 og Figur 45).

I tidligere studier har man vist sammenhænge mellem indhold af jern-III og phosphat i jorden. Disse korrelationer trådte også frem i analyserne, hvor glyphosat korrelerede med phosphat i P feltet og jern i M feltet. Også den generelle tendens til ingen eller lave restkoncentrationer i dybere jordlag var repræsenteret i regressionsanalyserne, idet AMPA indholdet kunne ses at være stærkt negativt korreleret med dybden (z), dvs. der var generelt tendens til lavere indhold i dybere jordlag (Figur 44 og Figur 45).

I alle fire regressionsanalyser fremkom relation mellem glyphosat og AMPA overfor indhold af organisk kvælstof. Høje N-indhold korrelerede med høje indhold af såvel AMPA som glyphosat. Andre undersøgelser har påvist korrelationer til indhold af organisk C i jorden (Hance, 1976; Maqueda et al., 1998; Dion et al., 2001; Jacobsen, 2003; Sørensen et al., 2006; Schnurer et al., 2006). Der var i analysen på P feltet en omvendt korrelation mellem organisk C og glyphosatindholdet i jorden. Denne sammenhæng var dog knyttet til PC2, som kun bygger på 7 % af variationen, og konklusioner baseret på variationer i denne størrelsesorden er ikke robuste. En væsentlig effekt af organisk C-indhold i jorden syntes således ikke at slå igennem i regressionsanalysen i dette studie, mens det var tydeligt at tekstur, vandindhold og uorganiske komponenter som jern og phosphat var betydende under feltforhold.

En af hypoteserne i projektet var, at pH kunne påvirkes af skiftet i afgrøde fra almindelige afgrøder som korn i årlig omdrift til nåletræer. I regressionsanalyserne blev der ikke påvist betydelig effekt af pH i forhold til restkoncentrationer i jordlagene. For at afklare dette aspekt blev der udført en trendanalyse på de etablerede data og målingerne i de enkelte klynger blev databehandlet opdelt på horisonter. En signifikant ændring i pH over tid kunne ikke påvises.

3.3.3 Glyphosat transport og omsætning

3.3.3.1 Sorptionskarakterisering

Sorptionen og desorptionen af glyphosat til jorden i Slæggerup blev undersøgt for såvel A som B horisonterne, samt for områder med meget højt organisk indhold i A-horisonten (5,2 %). Baggrunden for Freundlich isotermer blev givet i afsnit 2.7.1.

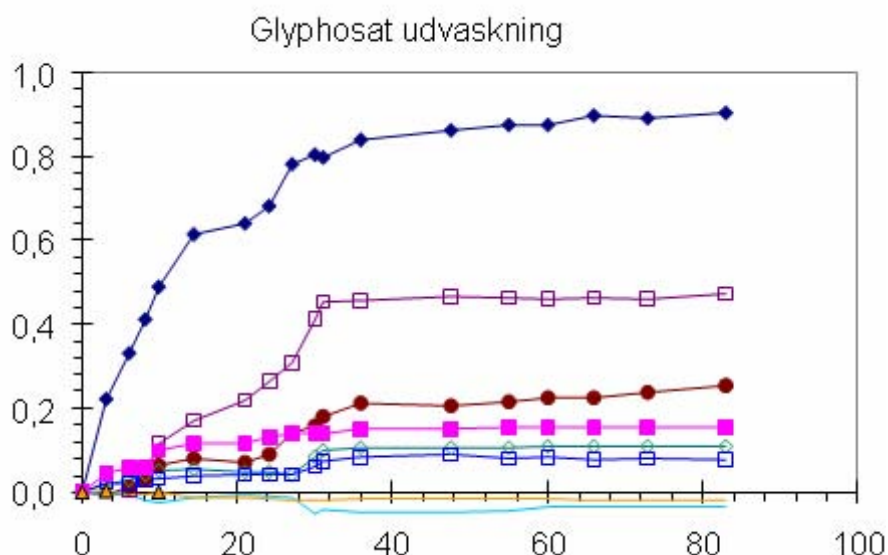
Der blev målt forholdsvis lave K_F værdier i A og B horisonten (20–30 l/kg), mens den organisk rige jord havde betydeligt højere K_F værdi (85 l/kg), (Tabel 13). I forhold til sandjorde i Danmark var disse lave værdier for glyphosat. Freundlich eksponenten n ligger under 0,8, hvilket betød en aftagende sorptionsevne med stigende koncentration.

Tabel 13 Sorption og desorption af glyphosat på Slæggerup jord (Albers, 2006) Eksponenten n angives og regressionen er beskrevet (R^2)

Jord	pH	% organisk stof	K_F -ads.	n	r^2	K_F -des.	n	r^2
A-horisont	7,1	2,8	21,8	0,79	1,00	38,2	0,83	0,99
B-horisont	7,6	1,7	30,1	0,79	0,99	83,2	1,00	0,97
Organisk A-horisont	6,4	5,2	87,1	0,90	0,98	117	0,87	1,00

3.3.3.2 Transport i intakte jordsøjler

På 8 intakte 6" søjler fra Slæggerup blev der målt udvaskning af glyphosat og en tilsat tracer (Cl⁻). Som det fremgår, var der en endog meget stor variation i udvaskningen af glyphosat og AMPA (udtrykt som glyphosat ækvivalenter da ¹⁴C-metoden ikke muliggør at der skelnes mellem glyphosat og AMPA), Figur 46. På figuren ses også eksempler med negativ udvaskning (data for to søjler ligger under førsteaksen efter ca. 24 dage). Disse data reflekterede den usikkerhed der var forbundet med ¹⁴C metoden, og som det ses var denne ubetydende i forhold til den variation som i øvrigt kunne observeres søjlerne imellem.

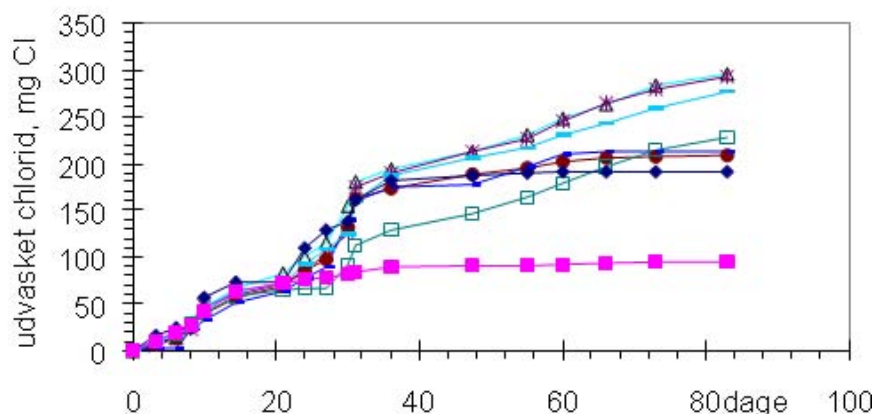


Figur 46 Udvasning af glyphosat tilsat i 2 kg /ha efter 70 mm nedbør, 8 søjler

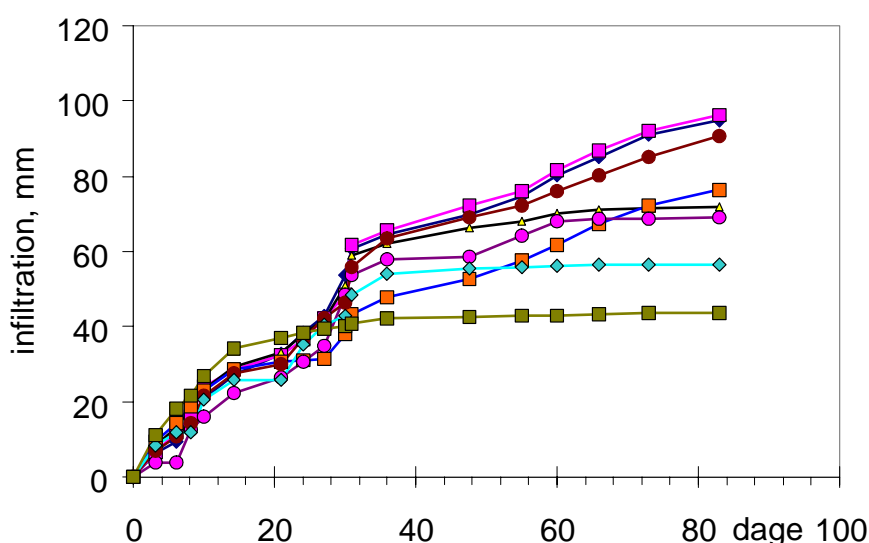
Efter 31 dage var der kun to søjler, der viste en udvaskning på mellem 0,4 og 0,8 % af det tilsatte glyphosat. Fra de øvrige søjler var udvaskningen mindre end 0,2 %, hvilket svarede til den mængde der kunne påvises i feltundersøgelserne af drænvandet. Procentvis var det således forholdsvis ringe mængder der førtes gennem søjlerne.

Af Figur 47 fremgår, at chlorid i langt højere grad diffunderede ind i matrix end pesticidet og AMPA (Figur 46), og chlorid blev derfor forsinket betydeligt i forhold til det vand, den blev tilsat med. Infiltrationen der svarede til betingelserne under søjleforsøget er vist i Figur 48 og udskiftningen af mobilt vand ville finde sted efter 8 til 15 mm infiltration. Matriksvandet ville derimod først forventes udskiftet efter 40 til 60 mm infiltration. De ca. 70 mm vand, der blev påført over tredive dage, svarede til ca. 8 gange det mobile vand der fandtes i søjlen. En illustration af udvaskningen af glyphosat ækvivalenter fra søjleforsøget som funktion af den samlede infiltration vises på Figur 49.

Chlorid udvaskning



Figur 47 Udvaskning af chlorid tilsat i 2 kg /ha efter 70 mm nedbør



Figur 48 Infiltration i søjleforsøg

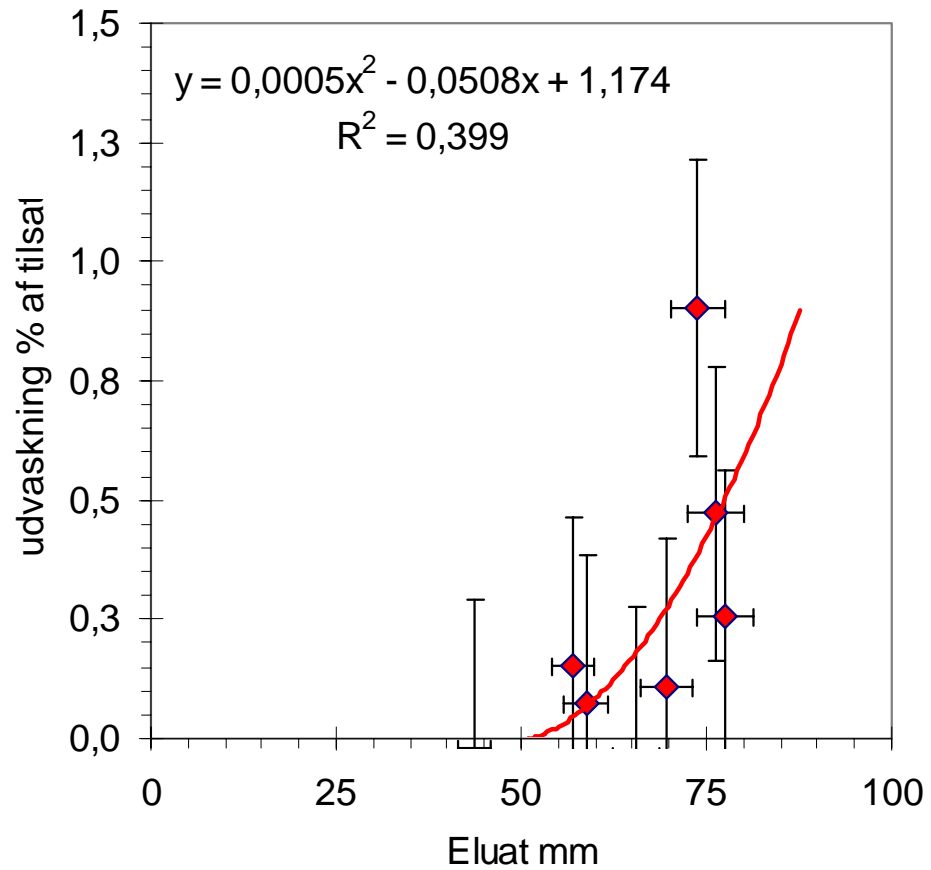
3.3.3.3 Mineralisering og forsvinding

Gennem mikrobielle og abiotiske processer kan pesticider omdannes og nedbrydes. Omdannelsen af et pesticid forløber generelt over en række trin med dannelse af mellemprodukter, også kaldet transformationsprodukter (TP'er). For glyphosat er AMPA et kendt transformationsprodukt (se afsnit 1.3.2). Ved undersøgelser af pesticidets skæbne i miljøet skelnes der således mellem

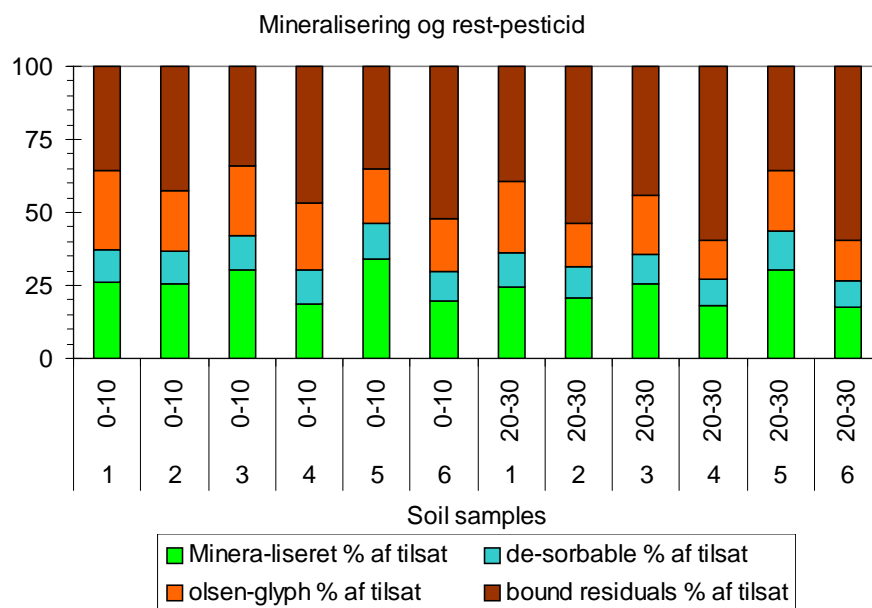
- Mineralisering, som er en fuldstændig nedbrydning af pesticidet til CO_2 og uorganiske salte
- Forsvinding af pesticidet, som kan skyldes såvel irreversibel binding som omdannelse og nedbrydning (måles generelt ved parameteren DT_{50})

Formålet med udførelse af mineraliseringsundersøgelser i projektet var således at beskrive den fuldstændige nedbrydning af glyphosat. Mineralisering og bindingen af resterende pesticidpuljer blev undersøgt i 36 jordprøver udtaget fra 3 plots A- og B-horisonter på hvert felt (se Figur 43). Resultater fra mineraliserings- og restindholdsforsøgene vises i Figur 50. Det fremgik af resultaterne, at der ikke var forskel på mineraliseringsevnen mellem de to

felter, heller ikke mellem A og B-horisonterne. Den totale mineralisering lå mellem 15 % og 30 % af den initiale tilsatte stofmængde. Den let tilgængelige de-sorberbare stofmasse lå mellem 10 % og 13 % af det tilsatte. Af den resterende mængde der var bundet i jorden udgjorde den del, der kunne mobiliseres med bikarbonat, fra 15 % til 25 %. Den resterende residual udgjorde mellem 35 % og 50 %. Denne fraktion må tænkes at være udgjort af stærkt bundne fraktioner, som ikke eller kun meget langsomt ville kunne frigives til jordvæsken.

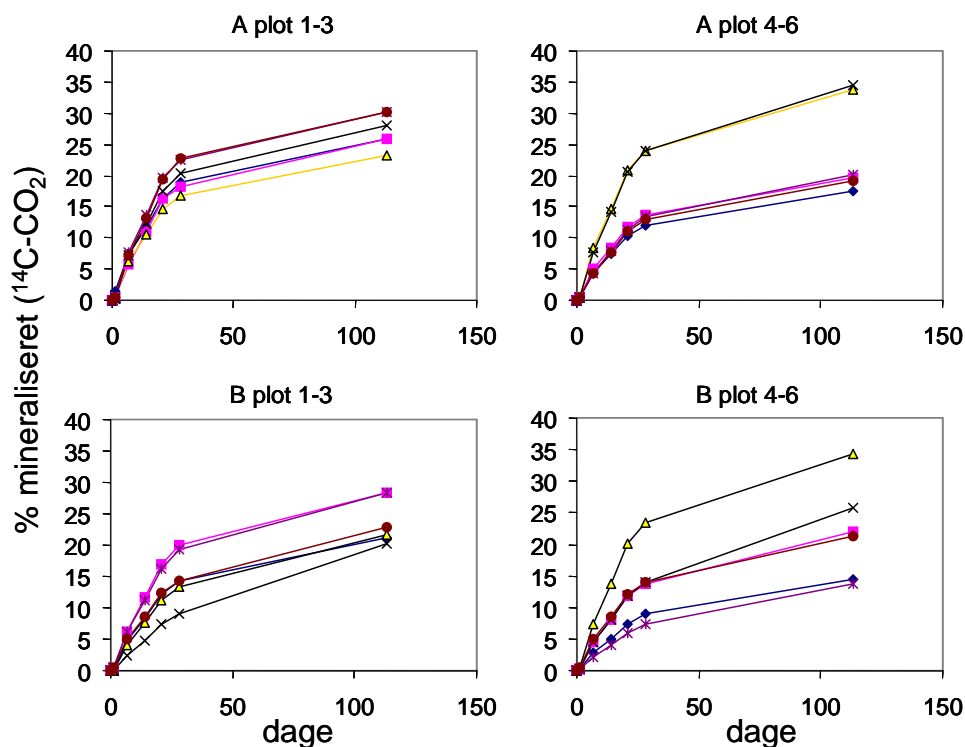


Figur 49 Udvaskningen af glyphosat ækvivalenter fra søjleforsøget som funktion af den samlede infiltration over 83 dage



Figur 50 Mineralisering og restindhold af pesticid i jordprøver fra A og B horisonter på felterne M (plot 1-3) og P (plot 4-6)

Forløbet af mineraliseringerne udført på intakte jordsøjler viste et ganske samstemmende forløb som det ovenfor beskrevne forsøg, (Figur 51). Inden for hver udtagningsdag kunne der ses tendens til størst spredning i målepunkterne for P feltet, set i forhold til M feltet. Dette gjorde sig gældende for begge horisonter.

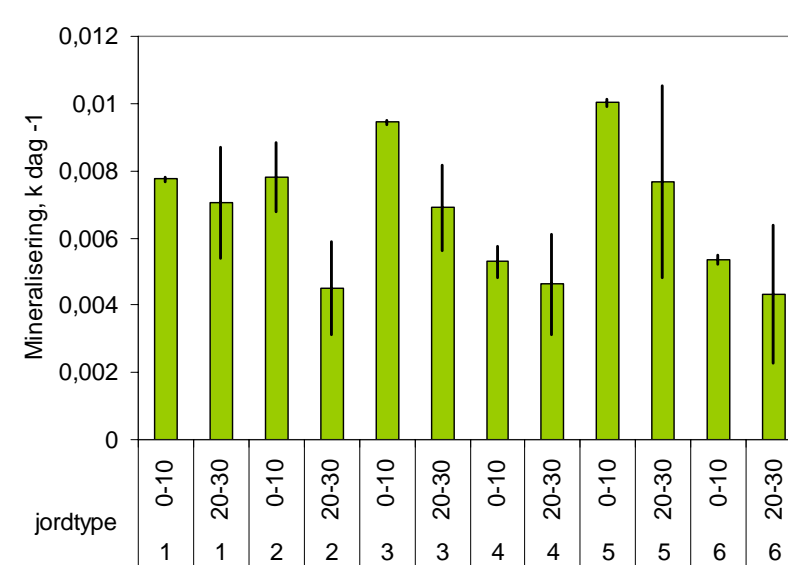


Figur 51 Forløb af glyphosat mineralisering (dage) i A og B horisonter på felterne M (plot 1-3) og P (plot 4-6) vist som % af tilsat ^{14}C -glyphosat

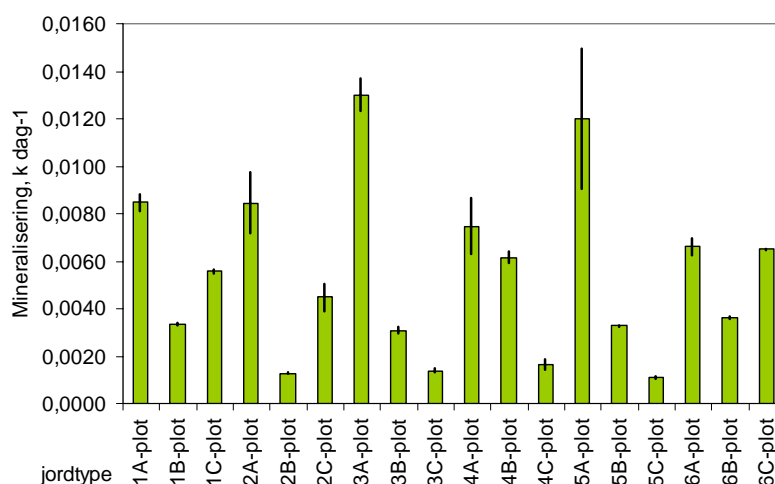
Den horisontale variation i mineraliseringen for 24 jordprøver udtaget i stalsøjler fra A- og B-horisonter på de to felter blev undersøgt (Figur 51). Udtagningen blev foretaget 11-4-2005. De etablerede data indikerede at

mineralisering af glyphosat varierede på begge felter med en mineralisering der var lige stor i begge horisonter. Inden for 120 dage skete der en immobilisering på omkring 30-40 % af det herbicid, der kunne være indesluttet i lerminerale eller inkorporeret i humuspuljen.

Mineraliseringen blev undersøgt til to tidspunkter i projektet: Før den første sprøjtning med glyphosat (april 2004), og senere i projektet (juli 2006). Der kunne observeres variation inden for de enkelte profiler og udtagninger (Figur 52 og Figur 53), men der var ikke statistisk forskel der relaterede sig til udtagningstidspunktet eller behandlingen. Dette indikerede, at mineraliseringspotentialet ikke var blevet påvirket af glyphosatanvendelsen på felterne. Men ved andet udtag var mineraliseringen størst i A-horisonten (Figur 52).



Figur 52 Mineralisering i jordprøver udtaget før første sprøjtning (udtaget april 2004). Der er udtaget prøver fra 6 forskellige plote i to dybder i hhv. A og B horisont (detaljer angivet under akserne)



Figur 53 Mineralisering i jordprøver udtaget 2. dyrkningsår (udtaget juli 2006). Der er udtaget prøver fra 6 forskellige plote i tre dybder i hhv. A, B og C horisont (detaljer angivet under akserne)

Mineraliseringsforsøgene som blev udført på batch prøver i laboratoriet gav mulighed for at undersøge den mængde glyphosat og AMPA der kunne mineraliseres inden for 60 dage (Tabel 14). Ud fra resultaterne kunne der ikke

påvises ændret mineralisering for de to felter M og P efter to års behandling. Dette gjaldt både for betragtninger mellem felterne og mellem horisonterne. I forhold til mineralisering viste projektets resultater dermed ikke adaptation til sprøjte praksis. For A-horizonten lå mineraliseringsprocenten på hvad der svarede til ca. 30 % af den tilførte mængde glyphosat. Der blev udført forsøg med udvaskning for de 14C behandlede jorde, og der kunne dermed gives et skøn for, hvor stor del af den tilbageblevne glyphosat der var tilgængelig. Udvasningsforsøget på jorde fra A horisonten viste at den udvaskelige del kun udgjorde ca. 4 %. For B- og C-horisonterne blev lavere værdier for såvel mineraliseringen som den let udvaskelige del målt, henholdsvis 10 – 17 % og 1 - 3 % af den tilsatte glyphosat.

Som følge af den højere mineralisering i topjorden (A-horisonten) var der en relativt mindre residualmængde af glyphosat og AMPA topjorden. Laboratorieforsøgene viste et niveau der lå mellem 63 % og 69 % af den tilsatte glyphosat ved målinger efter 2 måneder. Den tilsvarende mængde i B- og C-horisonten lå på 82 % til 87 % af den tilførte mængde. Laboratorieforsøgene adskilte sig fra feltforholdene idet glyphosat blev tilsat direkte til B og C horisonterne i laboratoriet, mens de indhold der blev fundet i B og C horisonterne under feltforhold var fremkommet som resultat af transport gennem overliggende horisonter. Laboratorieforsøgene gav dermed en mulighed for at sammenligne mineraliseringspotentialet isoleret for de enkelte horisonter, mens feltundersøgelserne gav mulighed for at vurdere de aktuelle indhold i horisonterne under feltforhold, hvor omsætning, transport og binding foregår sideordnet.

Laboratorieforsøge med mærket glyphosat blev også anvendt til at undersøge forsvindingstiden for det mærkede stof i de enkelte horisonter. Der kunne ikke skelnes mellem 14C fra glyphosat og AMPA, og den beregnede DT_{50} var dermed et udtryk for en kumulativ DT_{50} der omfattede glyphosat + AMPA. På denne måde kunne halveringstider estimeres til i størrelsesorden 100 i A horisonten til 200-300 dage i prøver fra B og C horisonten.

Tabel 14 Målte indhold af glyphosat og AMPA efter 60 dages inkubation. Inkubationen blev udført på jord udtaget før og efter sprøjtebehandlingen af de to felter i Slæggerup

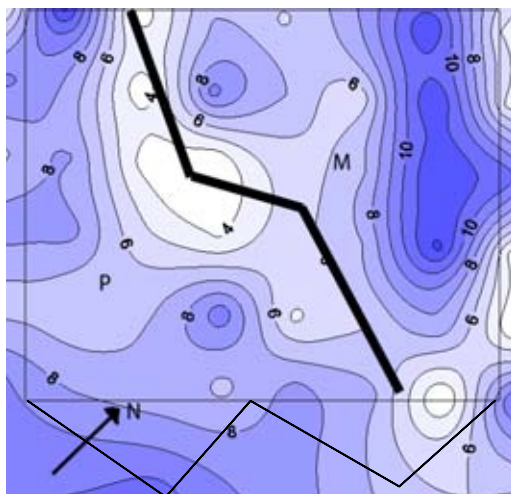
Før sprøjtning: 11-4-2005					
FELT	Horisont	mineraliseret	Udvaskeligt	Residual	DT_{50} kumulativ
		%	%	%	dage
m	A	32,2	4,1	63,7	92
m	B	9,7	3,5	86,9	295
m	C	10,9	1,8	87,3	306
P	A	30,8	3,2	66,0	100
P	B	17,9	1,6	80,5	192
P	C	11,1	1,9	87,0	299
Efter to års sprøjtning: 27-6-2006					
FELT	Horisont	Mineraliseret	Udvaskeligt	Residual	DT_{50} kumulativ
		%	%	%	dage
m	A	28,5	2,6	68,9	111
m	B	14,8	2,9	82,3	214
m	C	16,7	1,9	81,4	202
P	A	28,7	2,6	68,7	111
P	B	10,7	1,4	88,0	324
P	C	11,1	1,4	87,5	311

3.3.3.4 Pesticid skæbne og mikrobiologi

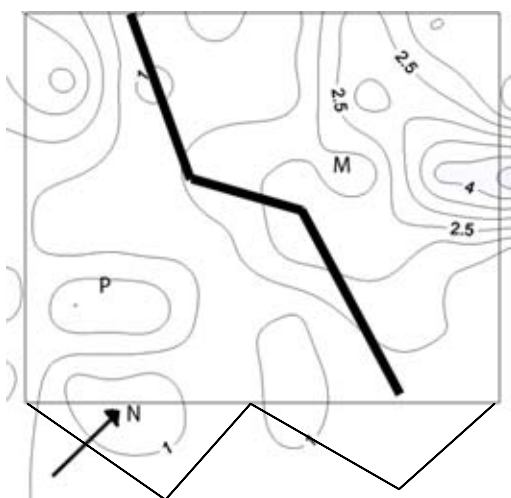
En tilsætning af glyphosat kunne tænkes at påvirke diversiteten af det mikrobielle samfund, og dermed jordens evne til selektiv nedbrydning af glyphosat. Sådanne effekter på diversitet og nedbrydningspotentiale er tidligere rapporteret for andre pesticider, (Piutti et al., 2002; Martin-Laurent et al., 2004; Gonod et al., 2006). Til karakteriseringen af jordens mikrobiologi blev der målt mikrobiel funktionel diversitet ved anvendelse af Ecolog/Biolog[®] målinger. Måling af den funktionelle mikrobielle diversitet blev primært etableret med henblik på at koble mikrobiologien til eventuelle glyphosat og/eller AMPA fund i vandprøver og dermed skabe mulighed for at perspektivere betydningen af sådanne fund i forhold til en længere tidshorisont.

3.3.3.5 Mikrobiel biomasse målt som substrat-induceret respiration (SIR)

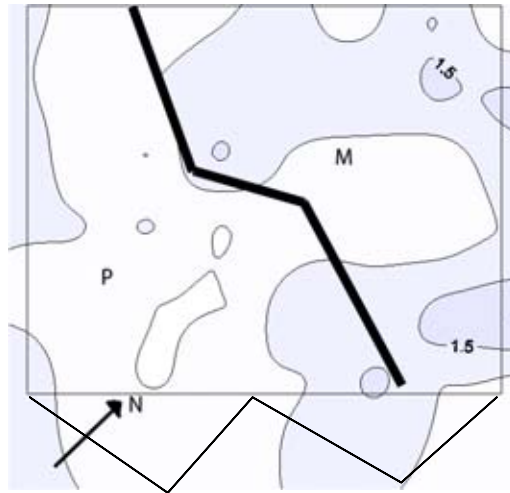
Den mikrobielle biomasse er en vigtig del af jordens organiske stof, og udgør typisk mellem 1 og 3 % af det totale C indhold og op til 5 % af det totale N indhold. Mikrobiel biomasse i jorden i Slæggerup blev beregnet på baggrund af målt substrat-induceret respiration (SIR). Karakterisering af begge forsøgsfelter M og for 3 horisonter vises i Figur 54, Figur 55 og Figur 56.



Figur 54 Mikrobiel biomasse i A horisonten. Markens omruds er angivet og opdelt i to felter P og M er skitseret ved indtegning af demarkationsarealet. Biomassen er estimeret ved SIR analyse på 153 jordprøver udtaget fra A-horisonten og biomassen er angivet som $\mu\text{g C/g jord}$



Figur 55 Mikrobiel biomasse i B horisonten, angivet som $\mu\text{g C/g jord}$



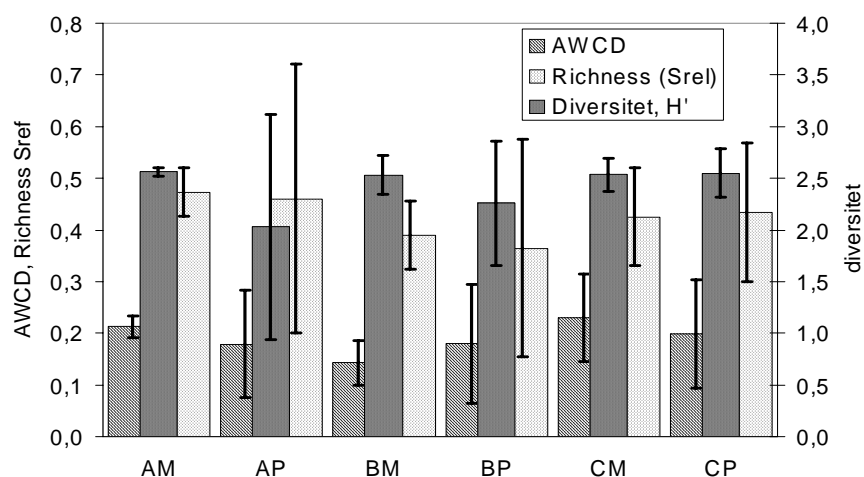
Figur 56 Mikrobiel biomasse i C horisonten angivet som $\mu\text{g C/g jord}$

Af Figur 54 til Figur 56 fremgår, at der som ventet var en relativ høj mikrobiel biomasse i A horisonten. Det er dog interessant at bemærke, at biomassen i B og C horisonten lå inden for samme dekade som A horisontens indhold. I A horisonten forekom der på begge felter M og P områder med biomasse omkring $10 \mu\text{g C/g jord}$, og de lave værdier i A horisonten lå primært i områder ved demarkationsarealet.

3.3.3.6 Mikrobiel funktionel diversitet beskrevet ved *Ecolog/Biolog*[®] målinger.

I undersøgelsen beregnedes en række diversitetsmål (Garland, 1997). Den mikrobielle diversitet kunne beskrives som en funktion af antallet af forskellige klasser ('richness') og den relative fordeling af individuelle elementer mellem disse klasser ('evenness'). I projektet blev indekset baseret på det mikrobielle samfunds evne til at anvende forskellige kulstofkilder (se afsnit 2.8.1), hvor begreberne "Average Well Colour Development" (AWCD, Richness, Diversitet (H')) og Shannon index introduceres.

Beskrivelse af den mikrobielle funktionelle diversitet på begge forsøgsfelter M og P vises i Figur 57. Af figuren fremgår, at der ikke kunne påvises forskelle i diversiteten i sammenlignelige horisonter de to forsøgsfelter imellem (A vs. A, B vs. B og C vs. C). Desuden kan det ses, at de to parceller ikke adskilte sig fra hinanden ud fra en gennemsnitsbetragtning. Variationerne i målene angav dog, at der inden for forsøgsfelterne var variationer i diversiteten.



Figur 57 Diversitetsmål iinger af bakterielle populationer i jorden. Tre mål for diversitet vises (se tekst for detaljer). Forkortelsen under søjlerne angiver horison (A, B, C) og forsøgsfelt (M, P)

Det er tidligere beskrevet, at der blev påvist forskelle i den mikrobielle biomasse, når horisonterne blev sammenlignet (afsnit 3.3.3.5). Da diversitetsmålene ikke viste en tilsvarende forskel, tyder dette på at de metaboliske profiler ("fingeraftryk") i jordhorisonterne A, B og C var sammenlignelige, men at der var forskelle i de bakterielle populationers størrelser. Undersøgelserne indikerede således, at selv om populationen generelt var mindre i en C-horison end i en A-horison, beskrev populationen en tilsvarende diversitet. Der var blot færre bakterier i de dybere lag.

4 Diskussion

4.1 Transport af pesticider i jord under juletræsdyrkning

Som beskrevet i introduktionen (afsnit 1.3) er det fra tidligere studier kendt, at glyphosat kan sorbere kraftigt til jord, og det er ligeledes fastslået, at glyphosat kan omdannes til AMPA, som også kan udvaskes fra lerede lokaliteter. Projektet var rettet mod at undersøge disse forhold med særlig relation til anvendelser og dyrkningspraksis i juletræer. I pilotundersøgelsen blev de to forsøgsplovsfelter egenskaber sammenlignet, og der blev ikke påvist fundamentale forskelle i de to forsøgsplovsfelter (se afsnit 3.1.3). Forsøgsområdet var derfor egnet til en sammenligning af pesticidskæbne under de to behandlingsprincipper.

4.1.1 Skæbne i jordens vandmatricer - undersøgelser af dræn og vandfiltre

I de to år, forsøget strakte sig over, var der enkelte hændelser med udvaskning af glyphosat og AMPA fra M og P feltet til dræne. Koncentrationerne der blev udvasket var dog små, som vist i afsnit 3.3.1. (under 0,07 µg/l). Gennem hele perioden, som feltforsøget varede, blev der ikke påvist ændringer i udvaskningsmønstret for pesticidet eller omdannelsesproduktet AMPA.

Udvaskningsmønstret for Slæggerup lokaliteten var anderledes end hvad der blev fundet på VAP arealer med strukturjorde, (Kjaer et al., 2005). I forhold til de jyske VAP lokaliteter Estrup og Silstrup var drænaftstrømningen på den sjællandske forsøgsmark i Slæggerup meget mindre og nedbøren var også væsentlig mindre og dermed også infiltrationen. Dette har formodentlig medført, at opløst og kolloidalt bundet glyphosat og AMPA ikke blev mobiliseret i samme mængder i Slæggerup som på de to jyske VAP stationer. Også andre forskelle kan have påvirket mobiliseringen af kolloider, eksempelvis kan såvel et større ukrudtsdække som mindre jordbehandling og dermed konsolidering af jorden føre til mindre kolloidtransport. I forhold til tolkningen af udvaskning er det væsentligt at bemærke, at dyrkningen af juletræer i projektet blev udført på en strukturjord, hvor makroporer i den øvre del af jordprofilen vil have en mere permanent karakter end på sandjorde (Ernstsen, 1990). At dræne på Slæggerup var aktive i mindre grad indikerer at vandspejlet generelt lå lavere end drændybde. Dette betyder at makroporetransporteret pesticid ville kunne bevirke at glyphosat og AMPA blev ført ned under drændybde ved heftige regnhændelser. I forhold til udvaskning er det fra andre studier kendt at når glyphosat forefindes i den oxiderede zone (de øverste på 2-4 meter i Slæggerup) vil den største mængde af såvel glyphosat som AMPA være blevet sorberet eller nedbrudt. Dette stemmer fint overens med at der ikke på noget tidspunkt observeredes målelige mængder i de horisontale filtre i 3-4 meters dybde

Et kendetegn ved juletræsdyrkningen var at vegetationen mellem juletræerne var sparsom. Dermed blev en stor del af den anvendte mængde glyphosat afsat på jordoverfladen. Denne pesticidmængde kunne potentielt udvaskes, men generelt er det kompliceret at forudsige skæbne af et pesticid som er afsat på jorden idet processer som binding til jord og nedbrydning af stoffet

komplikerer sådanne forudsigelser. Eksempelvis kunne det forventes at bindingen til jordmatricen ville mindske risikoen for udvaskning. Der er dog kendt fra litteraturen at pesticidkomponenterne kan transporteres ned i jorden selv om de bundet til kolloider eller partikler, og der er også mulighed for, at bundne og sorberede pesticider kan frigives igen. Sammenhænge mellem omfanget af vegetationsdække og pesticidskæbne samt betydningen for kolloidbaseret transport er beskrevet i en tidligere dansk undersøgelse (Baun et al., 2007). I forsøget på marken i Slæggerup blev kolloidbaseret udvaskning ikke undersøgt i et tilsvarende omfang. Sammenlignes juletræsdyrkning med konventionelle landbrugsafgrøder som korn, kan det dog tænkes at forskelle i jordoverfladens beskaffenhed, dyrkningsformer og mængden af plantemateriale mellem afgrøderne kan have en effekt på betydningen af kolloidbaseret transport af glyphosat. Også klimaparametre kan have effekt på såvel udvaskningsforløb som kolloiddannelse. I begyndelsen af forsøget var der en regnhændelse umiddelbart efter udbringning af glyphosat. Fra forsøg på landbrugsjord i varslingsystemet er det kendt, at netop denne type hændelser kan medføre udvaskning af glyphosat (Kjaer et al., 2005). Projektets resultater viser dog, at risikoen for udvaskning fra juletræsbevoksninger, set over to vækstsæsoner, ikke væsentligt adskiller sig fra, hvad der ellers observeres ved dyrkning af landbrugsafgrøder i årlig omdrift på tilsvarende, lerede jorde. Denne antagelse underbygges af resultaterne fra processtudierne der er udført i laboratoriet.

4.1.2 Transport og fund af glyphosat og AMPA i jord

Som beskrevet ovenfor i diskussionen af monitoreringen af udvaskning til dræn var den observerede udvaskning via drænsystemet ringe. Skæbne for størstedelen af den udbragte pesticidmængde var således relateret til den sorption, omdannelse og transport som forekom i jordmatricen under juletræerne. I et forsimplet billede kan denne pesticidmængde ses som tre forbundne puljer i jorden: En del pesticid blev bundet til jord og plantematerialer i de allerøverste centimeter af jorden, en del fortsatte i opløst eller bunden form transporteret med det vand som fortsatte mod grundvandet, og endelig vil en del af pesticidkomponenterne forekomme som immobiliseret i jorden, typisk som følge af sorption, indbygning i mikroorganismer og irreversibel binding til jordkomponenter. Pesticidets skæbne i jorden vil også påvirkes af omsætningsprocesserne der bl.a. medfører dannelse af AMPA. Det er her væsentligt at bemærke, at der ikke er tale om statiske puljer. Eksempelvis er det kendt, at pesticider og nedbrydningsprodukter der er sorberet kan desorberes og mobiliseres. Også under transport i vandfasen kan der skiftes mellem bundne og opløste fraktioner. I litteraturen er der opstillet en række modelsystemer, som beskriver denne dynamik i pesticidernes skæbne i jorden (Miller et al., 1995; Delle Site, 2001; Jarvis, 2007).

Resultater fra laboratorieforsøget til beskrivelse af transport, sorption og nedbrydning i jorden lå på linie med resultater opnået i lignende forsøg relateret til traditionelle landbrugsafgrøder (Kjaer et al., 2005; Vereecken, 2005). Laboratorieforsøgene viste også, at over en periode på 2½ måned udvaskedes for alle søjlerne som medianværdi kun $0,13 \pm 0,31$ % af den tilsatte mængde (2 kg stof/ha), ved en samlet infiltration på mellem 50 og 80 mm (se Figur 49). Da søjler kun dækkede de øverste 20 cm kan retentionen til drøndybde (1,25 meter) reducere denne procent ganske væsentlig. Der synes at være en vis sammenhæng mellem infiltrationens størrelse og udvaskningen. I Slæggerup var der i forsøgsperioden regnhændelser som kunne give

udvaskning til drænene, men en beregning viste at det svarede til at mindre end 20 % af nedbøren blev til drænvand.

De sorptionsforsøg, som blev udført i laboratoriet var et væsentligst element i forståelsen af, hvad der blev af pesticidet efter det når jordoverfladen efter sprøjtning. Undersøgelserne af vandprøver fra dræn og horisontale borer viste, at det kun var en mindre del, der kunne henføres til vandfasen i jorden. Det var derfor mulighed for, at pesticidet var blevet nedbrudt eller forekom på en bundet og form i jorden. Sorptionsforsøgene var tilrettelagt, så aspekterne omkring binding til jorden kunne undersøges.

I undersøgelserne af sorptionsevnen var det bemærkelsesværdigt, at den organiske jord havde en ret høj K_F værdi, hvilket indikerede at det organiske stof og mineraler, der var tilknyttet til denne værdi, havde en vis sorptionsevne (Albers, 2006). Desorptionen syntes også at have en vis betydning, hvilket vil sige, at der til stadighed vil kunne frigives mindre mængder af en del af det sorberede materiale. Dermed muliggøres en fortsat mineralisering eller nedbrydning af det residuale glyphosat niveau, der blev bundet i jorden og genfundet som glyphosat og AMPA.

Resultaterne fra analyserne for pesticidkomponenter i jorden viste, at et generelt niveau svarende til omkring halvdelen af den udbragte glyphosatomængde kunne genfindes i jorden (afsnit 3.3.2.1), og det blev påvist, at den overvejende del af denne restkoncentration forekom i form af nedbrydningsproduktet AMPA. At AMPA var den fremherskende komponent i forhold til den langsigtede skæbne af pesticidet er i overensstemmelse med iagttagelser fra varslingsystemet. I varslingsystemet monitoreres skæbnen ikke i jorden, men udvaskningen følges i til drænsystemer og øvre grundvand. Glyphosat og nedbrydningsproduktet AMPA blev udvasket på alle de fire VAP lokaliteter der blev monitoreret. I monitoreringen var det typisk glyphosat der blev påvist tæt på udbringningen mens AMPA kunne detekteres i de efterfølgende år efter en regelret anvendelse af glyphosat til almindelige landbrugsafgrøder (Kjaer et al., 2005). Så selv om der blev påvist hyppigere udvaskninger til dræn i varslingsystemet var billedet det samme, over tid bliver AMPA stadig mere betydende komponent.

Sorptions- og desorptionsforsøgene indikerede desuden, at den del af den udbragte pesticidmængde som kunne genfindes som glyphosat eller omdannelsesproduktet AMPA i jorden (i størrelsesorden 50 % af den udbragte mængde) kan forventes at forefindes i stærkt bundne fraktioner, som ikke eller kun meget langsomt kunne frigives til jordvæsken (se afsnit 3.3.3). Dette passer med andre undersøgelser i Flakkebjerg og Sydvestsjælland, hvor der efter mere end 2 år fandtes ca. 30 % af den udbragte mængde tilbage i de øverste 1,2 meter (Jacobsen, 2003), (C.R. Petersen, Hvidovre Kommune, pers. komm.). I Flakkebjerg fandtes at den jordbearbejdede parcel havde en større residual mængde og at nedvaskningen var sket til større dybde. Det er muligt at samme effekt vil kunne erkendes på Slæggerup, jævnfør forskellen på M og P felterne efter udbringning. I undersøgelsen af stoffernes fordeling i jorden blev det vist, at de største koncentrationer forekom i A horisonten og til dels B horisonten under P feltet for AMPA's vedkommende (Tabel 10). Fra dette projekt og andre studier er det kendt at det også er netop i de øvre jordlag, den mikrobielle aktivitet er størst. Der er dermed en mulighed for, at stoffer der langsomt desorberes fra de øvre jordlag vil blive omdannet og nedbrudt, men indenfor projektet har det ikke været muligt at afklare den videre skæbne af stofferne der blev påvist i jorden.

Hvad angår de koncentrationsniveauer, der blev påvist i jorden i nærværende projekt, er det vanskeligt at relatere til tidligere undersøgelser, da langt den overvejende del af litteraturen har beskrevet glyphosats skæbne på baggrund af forsøg udført i laboratoriet. Eksempelvis et fransk forsøg med glyphosat transport i skovjord, hvor søjler anvendes til studiet, men hvor der ikke fås et indtryk af niveauet under generel dyrkning (Dousset et al., 2004).

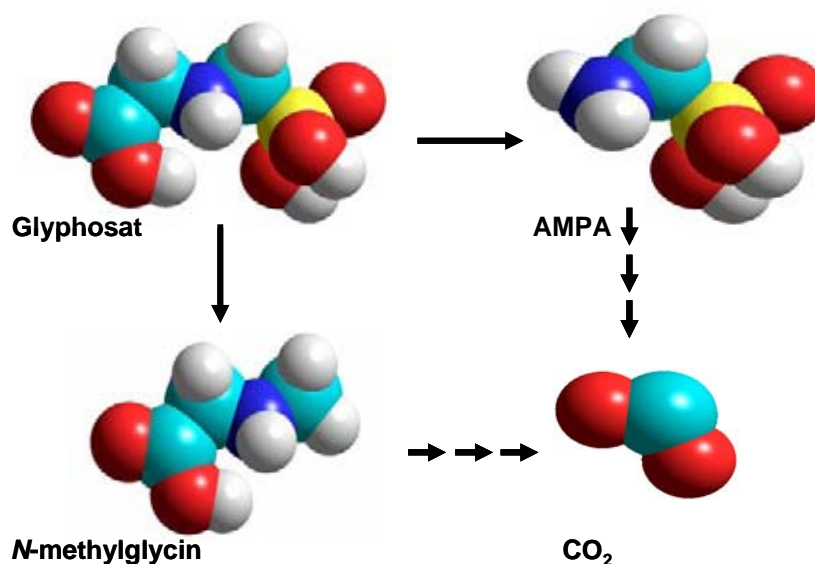
Der foreligger en feltbaseret undersøgelse af lerjorde fra Victoria, Australien (Eberbach, 1999). Her blev indholdet af glyphosat i fire jorde undersøgt og det blev vist, at såvel hurtig omdannelse til AMPA som irreversibel sorption til lerjordens komponenter forårsagede relativt hurtig forsvinding af det aktive stof. Undersøgelsen af den australske jord indikerede hurtig forsvinding uden akkumulering af AMPA. Et tilsvarende resultat blev rapporteret i et søjleforsøg med fransk jord fra vinmarker, hvor der ikke kunne ekstraheres glyphosat eller AMPA fra jorden efter et år (Landry et al., 2005) og en amerikansk jord (Miller et al., 1995). Disse observationer er således ikke er overensstemmende med studiet udført i Slæggerup, hvor en forholdsvis stor del af den udbragte pesticidmængde kunne genfindes i jorden under dyrkningsfelterne. Omvendt er der i flere andre danske studier fundet restkoncentrationer i jord, bl.a. i varslingsystemet. Umiddelbare forklaringer kunne være forskelle i jordtyper og klimazoner, herunder temperatur. Der ligger en forskningsmæssig interessant problemstilling i denne forskel, og i forhold til beskyttelsen af det danske miljø er det væsentligt at iagttage, at de udenlandske forskningsresultater ikke umiddelbart kan overføres til danske forhold.

Det skal nævnes, at der eksisterer tidligere undersøgelser af glyphosats skæbne under feltforhold, også i mere kølige regioner bl.a. blev der rapporteret hurtig og fuldstændig forsvinding af glyphosatkomponenter i et tidligt studie (Ragab et al., 1985) modsvaret af et studie af skovjord, hvor der stadig efter 122 dage kunne findes spor af glyphosat (Torstensson og Stark, 1979). Som anført af Eberbach (1999) kan det være problematisk at inddrage sådanne tidlige studier i perspektivering, da de metoder der blev anvendt i disse første studier var behæftet med stor usikkerhed. Dermed begrænses den mulige referencelitteratur yderligere.

I andre undersøgelser af pesticidanvendelser til juletræsproduktion (Pedersen et al., 2000; Pedersen et al., 2001) er der peget på en begrænset udvaskning af sprøjtemidler fra en juletræskultur på en næringsrig skovjord. Dette er ikke umiddelbart afvigende fra dette projekts resultater, hvor der blev fundet begrænset udvaskning til dræn. Forskellen ligger i, at der i nærværende studie blev undersøgt restkoncentrationer i jord, og der blev fundet relative høje restkoncentrationer af glyphosat og AMPA, som dermed adskiller dette studie fra tidligere udførte undersøgelser på danske lokaliteter. De påviste restkoncentrationer af glyphosat i jorden faldet forholdsvis hurtigt efter sprøjtningen, hvorimod de koncentrationsniveauer der blev målt for AMPA viste, at i størrelsesorden halvdelen af det udbragte sprøjtemiddel kunne genfindes som nedbrydningsproduktet i jorden over en længere tidsperiode. At det i den kemiske analyse var muligt at ekstrahere disse restindhold viste, at såvel glyphosat som AMPA forekom på en ikke omdannet form, og dermed ville der være mulighed for at stofferne efterfølgende blev frigivet fra den bundne form over tid. Stoffernes koncentration i jorden i både feltmålinger og i laboratorieforsøg indikerede at omdannelsen af glyphosat foregik forholdsvis hurtigt, set overfor en total mineralisering. Dermed kunne de påviste

koncentrationer af AMPA i jorden relateres til såvel omsætningshastigheder som sorptionsforhold.

Som beskrevet i afsnit 1.3.2 kan glyphosat omdannes via to nedbrydningsveje, dels via nedbrydningsproduktet AMPA, dels via *N*-methylglycin. Et nærmere studie af de påviste indhold af AMPA og glyphosat i jorden kompliceredes dermed dels af at AMPA både blev dannet, sorberet og nedbrudt i jorden, dels af at der findes flere mulige nedbrydningsveje for glyphosat. Dette er skitseret på Figur 58. Et egentligt kinetikstudie af de indhold af herbicid og AMPA, som projektet påviste i jorden, ville dermed forudsætte et detaljestudie af elementerne i Figur 58. Som et minimum ville det være nødvendigt at kende forholdet mellem de to overordnede nedbrydningsveje og forsvindingen af såvel glyphosat som AMPA i jorden. Ud fra de udførte forsøg kunne stofspecifikke forsvindingstider (DT_{50}) for glyphosat og AMPA ikke estimeres, ligesom der ikke forelå litteraturstudier, der kunne anvendes i en modelberegning. Projektets væsentligste resultat var således at sætte størrelsesordenen på de restindhold, der forekom i jorden under juletræerne.



Figur 58 Skæbnen af glyphosat i jord. Herbicidet kan omdannes til CO₂ via *N*-methylglycin og AMPA. Undersøgelsens resultater viste, at der blev dannet AMPA i jorden. Som vist vil forekomsten af AMPA i jorden dels afhænge af kinetikken i dannelsen af AMPA fra glyphosat, dels afhænge af kinetikken i den videre forsvinding af AMPA i jorden

I forhold til fremskrivningen af glyphosat og AMPA i jorden er det kendt fra andre studier, at dyrkning af nåletræer kan medføre forurening af jordlagene (Falkengren-Grerup, 1987; Drohan og Sharpe, 1997; Binkley og Giardina, 1998; Thelin et al., 1998; Berger et al., 2004), en effekt som bl.a. er relateret til træernes optag af næringsstoffer gennem rodsystemet, dannelsen af sure humusstoffer og øget deposition af forurende luftkomponenter. At der ikke kunne påvises pH-ændringer i de øvre jordlag i dette projekt må således forklares ud fra dels en væsentlig bufferkapacitet i Slæggerup jorden, dels at det må forventes at en effekt af nåletræsbeplantningen først vil slå igennem i senere vækstår. Det er dermed ikke overraskende at en ændring i pH ikke kunne påvises inden for forsøgsperioden som følge af kombinationen af små træer og en næringsrig jord. En eventuel pH-ændring forventes først at slå igennem, når træerne når en størrelse, hvor de "når sammen". I praksis anbefales det endvidere at der kalkes efter hver omdrift for at kompensere for

optaget af Ca fra jorden. Set på denne baggrund er det ikke uventet, at betydning af pH ikke fremstod som markant i den multivariate analyse.

I forhold til de udførte undersøgelser af mikrobiologien på forsøgsområdet er der tidligere publiceret studier af glyphosats effekt på mikrobielle samfund i jord. En række studier har påvist at glyphosat bl.a. kan anvendes som kulstofkilde og dermed stimulere mikrobiel aktivitet i laboratorieforsøg (Haney et al., 2000; Busse et al., 2001; Ratcliff et al., 2006). Tilsætninger af 47- 234 µg/ g glyphosat til jord stimulerede den mikrobielle aktivitet, mens ændringer af den mikrobielle biomasse ikke kunne påvises (Haney et al., 2000). Som beskrevet i introduktionen skal der anvendes en dosis der overskrider det normale behandlingsniveau med op til 100 gange, før en effekt på den mikrobielle samfund i jorden kan dokumenteres. I velgødet landbrugsjord med bufferkapacitet som den i Slæggerup kan det endvidere forventes, at der i forhold til glyphosatbidraget er mange alternative N og C kilder tilgængelige for det mikrobielle samfund. En egentlig fremmende effekt af den tilsatte mængde glyphosat på den mikrobielle biomassen kan derfor ikke forventes, ligesom væsentlige ændringer i omsætningsraterne af generelle næringskilder ikke kan forventes på lokaliteter som marken i Slæggerup.

4.2 Træernes kvalitet og dyrkningsmetoder

I relation til juletræernes kvalitet har projektet vist, at den traditionelle ukrudtbehandling på felt P har givet klart den bedste vækstrespons sammenlignet med en alternativ, primært mekanisk baseret metode på M feltet (se afsnit 2.2 for detaljer).

Kvalitetsundersøgelserne for de to ukrudtsbehandlinger angav tydelige forskelle i nålefarve, som også modsvarede af et forskelligt optag af kvælstof. Dette afspejlede endvidere af markante forskelle i koncentration og indhold af kvælstof i nålene. Derimod resulterede behandlingerne ikke i nogen forskelle for de andre næringsstoffers vedkommende. Set over tid viste nåleanalyserne et stigende indhold af langt de fleste næringsstoffer i nålene fra 2004 til 2005 efterfulgt af et klart fald i 2006 (Tabel 7). Dette understreger virkningen af den meget tørre vækstsæson i 2006 på optagelsen af næringsstoffer. Resultaterne indikerer dog, at optagelsen af N, K, Ca, og Mg har været større i den traditionelle behandling sammenlignet med den alternative, mens der ikke fremstår tydelige forskelle hvad angår mikronæringsstofferne. Generelt lå næringsstofniveauet i nålene for hele lokaliteten inden for det anbefalede, optimale niveau. Den observerede forskel i kvælstof var den eneste karakteristiske forskel indenfor næringsstofferne, og dermed kan de kemiske tilstande i træerne ikke afklare de observerede forskelle i træernes kvalitet felterne imellem.

Generelt er der registreret et meget højt skadesniveau i såvel kontrolarealet som på træer i de to forsøgsbehandlingsfelter (Tabel 4). På den anvendte forsøgslokalitet var der givetvis andre forhold end ukrudtsbekæmpelsen, der kunne få betydning for høsten. Forøges det meget høje skadesniveau, der blev registreret i alle forsøgsbehandlinger, blot en smule, vil der således være øget risiko for en forsinkelse i høsten og/eller et reduceret udbytte.

Selve den mekaniske bearbejdning var formodentlig medvirkende årsag til den ringere vækst og dårligere farve i de mekanisk behandlede træer (felt M). Fra andre studier er det kendt at mekanisk behandling kan bruges som vækstregulering (Pedersen et al., 2002), og at den kan fremme mineralisering i forbindelse med skovrejsning (Pedersen et al., 2005b; Pedersen et al., 2005c).

For at være effektiv må mulching behandlingen gå tæt på træerne, og i nogen tilfælde fjerner dette grenene på de små træer. Denne mekaniske bearbejdning var formodentlig også årsagen til den ringere vækst og dårligere farve i den traditionelle behandling. På Slæggerup har mulching på M feltet formentlig haft sin største effekt i form af rodkapning og barriereetablering for rodvæksten ud i rækkemellemrummene. Dette konkluderes ud fra, at kvaliteten for træer på M feltet var tydeligt ringere end den ubehandlede kontrol (K feltet). Den traditionelle behandling på P feltet gav i vækstårene en stadigt bedre højdevækst samtidig med at behandlingen også gav en tydeligt bedre nålefarve end den mekanisk baserede ukrudtsbehandling.

I fremskrivningen af træernes vækst blev en forskel imellem den alternative og den traditionelle behandling på næsten 25 cm på middelværdien beregnet. Dette karakteriseres som en betragtelig størrelse, der godt kan have betydning for "om der er behov for endnu et vækstår" med den alternative ukrudtsbehandling på Slæggerup-lokaliteten før afdrift. En uændret strategi for ukrudtsbekæmpelse i de nærmeste år, må antages yderligere at øge forskellen mellem de to ukrudtsbehandlinger. Det anslås af Dansk Juletræsdyrkerforening (pers. kom., Direktør Kaj Østergård), at omkostningen ved at øge juletræsrotationen med et år ligger mellem 10-30.000 kr. pr. ha, og det er kendt fra bl.a. økologisk juletræsproduktion, at omdriften tager 1-2 år længere fordi kulturstarten oftest er langsommere (Pedersen et al., 2005c). Generelt er der således en betydelig risiko for, at vækstresponset i den mekanisk baserede ukrudtbehandling medfører et behov for endnu et vækstår for at nå en tilstrækkelig juletræshøjde og muligvis en forringet juletræskvalitet med en betydelig produktionsomkostning til følge.

5 Konklusion

5.1 Konklusion

Projektets resultater har dokumenteret:

- Der blev påvist enkelte hændelser med udvaskning til dræn af såvel AMPA som glyphosat hvor koncentrationsniveauet lå under grænseværdien på 0,1 µg/l (påvisninger i 3 af 11 prøver fra P og 1 af 15 prøver fra M)
- Der blev påvist restkoncentrationer af såvel AMPA som glyphosat i de øvre lag af jorden under juletræsbevoksningen på både M og P feltet
- Der blev ikke påvist indhold af glyphosat eller AMPA i jordprøver udtaget 3m under terræn
- Der var effekt af behandlingsformen på træernes kvalitet, hvor traditionel pesticidbaseret behandling gav en bedre kvalitet end en alternativ, primært mekanisk baseret ukrudtsbehandling
- Den mekanisk baserede behandlingsform kunne anvendes til juletræsdyrkning på lerjorde, om end denne behandling forventes at forlænge dyrkningen med et vækstår

Sammenlignet med mere traditionelle afgrøder har projektresultaterne ikke identificeret større udvaskning fra juletræsbeplantningen, ligesom undersøgelserne ikke har påvist forskelle i forhold til processer og transport selv om der er tale om en afgrøde, hvortil der kan anvendes højniveaudoseringer. Overordnet viste projektets resultater, at anvendelsen af glyphosat til dyrkning af juletræer på lerjord kan medføre transport af glyphosat ned gennem jordsøjlen. I forhold til drænvandsprøverne repræsenterede den påviste udvaskning dog små mængder pesticid og indhold blev kun påvist i få prøver (4 ud af 26 ugeprøver). Påvisningerne kunne relateres til både feltet med mekanisk renholdelse og reduceret glyphosatanvendelse (M) og det traditionelt pesticidbehandlede areal (P feltet), men på intet tidspunkt blev der påvist indhold af glyphosat eller AMPA der overskred grænseværdien på 0,1 µg/l. For både M og P feltet repræsenterede disse drænprøver med indhold mindre end 1 % af den totale drænastrømning.

Ud fra de påviste koncentrationer og dynamikken i drænudvaskningen samt resultaterne fra processtudierne udført i laboratorieforsøg indikerer projektet at skæbnen for glyphosat og AMPA ikke adskiller sig fra, hvad der kendt som følge af anvendelse af glyphosat på traditionelle landbrugsafgrøder i årlig omdrift. I forhold til fremskrivningen af pesticidudvaskningen blev der kun påvist enkelte hændelser med udvaskning til dræn af såvel AMPA som glyphosat, og projektet resultater viste dermed, at en eventuel langsigtet udvaskning vil være knyttet til de restkoncentrationer, der blev påvist i jorden under forsøgsfelterne. I forhold til en fuld dyrkningsperiode for juletræer havde projektet en begrænset tidsmæssig udstrækning. Indenfor måleperioden blev der påvist restkoncentrationer af såvel glyphosat som AMPA i jorden under begge behandlingsformer i en generel størrelsesorden svarende til 50 % af udbragt mængde (Tabel 11 og Tabel 12). Det var ikke

uventet at finde indhold af glyphosat og AMPA i jorden, idet dette også tidligere er blevet påvist under almindelig landbrugsafgrøder, men det har været vanskeligt at relatere de fundne residualindhold i jorden til tidligere undersøgelser, da den foreliggende litteratur om emnet er stærkt begrænset. Det skal endvidere bemærkes, at de restkoncentrationer af AMPA og glyphosat, der blev påvist i jorden, kan forventes at være mindre tilgængelige for mikrobiel nedbrydning som følge af binding til komponenter i jordmatricen. Dermed er der en mulighed for, at glyphosat og AMPA forbliver i jorden over en længere tidsperiode, og det lå ikke indenfor projektets rammer at afklare skæbnen af stofferne efter en eventuel remobilisering.

6 Perspektivering

Forsøget blev designet til at undersøge om anvendelsen af glyphosat til juletræsdyrkning på lerjord kunne give anledning til øget risiko for grundvandsforurening, set i forhold til anvendelser i mere almindelige afgrøder. Samtidig skulle mulighed for reduceret pesticidanvendelse kombineret med mekanisk renholdelse evalueres i forhold til juletræskvalitet og udvaskningsrisiko.

Som beskrevet i indledningen er der væsentlige forskelle på såvel afgrøde, omdrift og dyrkningsformer, når juletræsdyrkning sammenlignes med dyrkning af konventionelle afgrøder på lerjord.

6.1 Administrativ perspektivering

I en administrativ sammenhæng er det interessant at der i projektet ikke blev påvist væsentlig udvaskning af glyphosat eller AMPA til vand i dræn eller borerer på den undersøgte lokalitet. Der blev påvist glyphosat og AMPA i enkelte drænprøver, ligesom indhold af stofferne blev påvist i jordprøver fra flere horisonter. Dermed er det vist, at glyphosat og AMPA kan bevæge sig i jordsøjlen. Det er dog et centralt resultat af projektet at undersøgelserne af dræn og horisontale borerer ikke viser udvaskning, der væsentligt adskiller sig fra udvaskning i tilsvarende jorde anvendt til landbrugsafgrøder i årlig omdrift.

Et centralt aspekt var at relatere de opnåede resultater til den viden, der i andre projekter er etableret for traditionelle landbrugsafgrøder. Forsøget påviste ingen væsentlige forskelligheder i forhold til øvrige publicerede undersøgelser. Der er dog aspekter som sammenhænge mellem gødningspraksis og pesticidanvendelse og dyrkningsmetoder, som ikke er afklaret i dette projekt. Glyphosat er desuden et specielt pesticid med hensyn til sorption og residualindhold i jorden. Forsøgets resultater blev etableret på baggrund af en enkelt lokalitet, hvilket skal bemærkes når resultaterne anvendes til mere generelle betragtninger om pesticidanvendelse i skovbrug og juletræsdyrkning i forhold til landbrugsafgrøder i omdrift. Dog er fundene af væsentlige restkoncentrationer i jorden et centralt resultat af undersøgelserne, og restkoncentrationer af glyphosat og AMPA som blev påvist i projektet, kan potentielt mobiliseres i jordmatricen.

En administrativ perspektivering vil således omfatte dels den observerede udvaskning, om end den i størrelsesomfang er minimal, dels forekomsten af restkoncentrationer i jorden. I forhold til umiddelbar udvaskning til grundvand og overfladevand via drænvand er der ikke påvist øget risiko sammenlignet med anvendelser af glyphosat på traditionelle landbrugsafgrøder i årlig omdrift. Selve processerne og udvaskningsmønstret vurderes således ikke at adskille sig fra andre mere klassiske landbrugsanvendelser. I en administrativ sammenhæng kan der især lægges vægt på restkoncentrationer af glyphosat og AMPA, der blev fundet i jorden under begge dyrkningsformer. I forbindelse med pesticidgodkendelser bliver dette vurderet, og resultaterne fra forsøget bør holdes op mod disse tidligere udførte vurderinger for at sikre, at de anbefalede doser og

behandlingshyppigheder er acceptable i forhold til den etablerede viden om restkoncentrationernes omfang i jorden under forsøgsfelterne. Dette bør gøres for at afklare, om der er vidensbehov i forhold til en evt. mobilisering af restkoncentrationerne i jorden. En afklaring skal ikke rettes specielt mod juletræsdyrkning, men generelt i forhold til pesticiders mulige puljedannelse og efterfølgende skæbne i jorden, og i dette projekt altså i forhold til glyphosat og nedbrydningsproduktet AMPA.

Perspektivering i en forskningssammenhæng

I en forskningsmæssig sammenhæng er der uafklarede forhold omkring stabilitet, mobilisering, nedbrydning og transport af glyphosat og AMPA der er indeholdt i jorden, og der er en udfordring i at afklare hvilke egenskaber der er specielle for danske jorde i sammenligning med de udenlandske jorde, hvor opbygning af AMPA og glyphosat i jordmatricen ikke har kunnet påvises. Desuden kan der rettes en indsats mod at afklare træernes videre udvikling og eventuelle effekter på jordmatricen og pesticidernes skæbne. I det afviklede projekt blev der eksempelvis ikke påvist ændringer i jordens pH, men det kan ventes at træernes vækst i de nærmeste år vil medføre en forsuring af jorden, ligesom øget gødskning med beplantningens alder også forventes at øge forsuringen. Øvrige ændringer i jordens fundamentale egenskaber kan også forventes at slå igennem i de senere år af juletræernes dyrkningsperiode, hvor rodnet og træmasse over jorden vil øges betydeligt. Endelig er det også forventeligt at den "pludselige" og abrupte fældning af træerne kan få betydning. Lokaltetens hydraulik vil således også forventes at ændre sig gennem træernes vækstperiode. Der kan på denne baggrund identificeres et behov for at afklare konsekvensen af disse ændringer i dyrkningstiltagene, jordparametre, hydrauliske parametre, mikrobiologi m.m. og i forhold til risikoen, der måtte knytte sig til de observerede restindhold af glyphosat og AMPA i jorden.

7 Referencer

- Acquavella, J.F., Alexander, B.H., Mandel, J.S., Gustin, C., Baker, B., Chapman, P., Bleeke, M., 2004. Glyphosate biomonitoring for farmers and their families: Results from the farm family exposure study. *Environmental Health Perspectives* 112(3), 321-326.
- Albers, C., 2006. Influence of different humic and fulvic acids on microbial degradation of the herbicides glyphosate and diuron in a Danish clay soil. Haag, NL.
- Allerup, P., Madsen, H., Vejen, F., 1997. A comprehensive model for correcting point precipitation. *Nord. Hydrol.* 28, 1-20.
- Andersen, J.M., 1976. Ignition Method for Determination of Total Phosphorus in Lake Sediments. *Water Res* 10(4), 329-331.
- Barlebo, H.C., 2002. Undersøgelles- og analysemetoder anvendt i forbindelse med undersøgelser af sandlokaliteter. Rep 2, GEUS.
- Bauer, K.H., Knepper, T.P., Maes, A., Schatz, V., Voihsel, M., 1999. Analysis of polar organic micropollutants in water with ion chromatography-electrospray mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* 837(1-2), 117-128.
- Baun, D.L., Styczen, M., Lønborg, M.J., Clausen, T., Grøn, C., Gjettermann, B., Peters, C., Koch, C.B., 2007. Kvantificering af kolloid-faciliteret transport af pesticider. Rep in prep, Miljøstyrelsen.
- Bejer, B., Christensen, P., 2002. Foranstaltninger mod skadedyr. Rep 19, 97-118.
- Bentley, R., 1990. The Shikimate Pathway - A Metabolic Tree with Many Branches. *Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology* 25(5), 307-384.
- Bentsen, N.S., 2003. Mekanisk renholdelse af skovkulturer. Rep 46, Skov & Landskab (FSL).
- Berger, T.W., Kollensperger, G., Wimmer, R., 2004. Plant-soil feedback in spruce (*Picea abies*) and mixed spruce-beech (*Fagus sylvatica*) stands as indicated by dendrochemistry. *Plant and Soil* 264(1-2), 69-83.
- Binkley, D., Giardina, C., 1998. Why do tree species affect soils? The Warp and Woof of tree-soil interactions. *Biogeochemistry* 42(1-2), 89-106.
- Borggaard, O.K., Gimsing, A.L., 2007. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Manage. Sci.* 64(4), 441-456.

- Borjesson,E., Torstensson,L., 2000. New methods for determination of glyphosate and (aminomethyl)phosphonic acid in water and soil. *J. Chromatogr. A* 886(1-2), 207-216.
- Brown,C.D., Hodgkinson,R.A., Rose,D.A., Syers,J.K., Wilcockson,S.J., 1995. Movement of Pesticides to Surface Waters from A Heavy Clay Soil. *Pestic. Sci.* 43(2), 131-140.
- Brüsch,W., Juhler,R.K., 2003. Pesticides and degradation products (in Danish with English summary). In: Jørgensen,L.F. (Ed.), *Grundvandsovervågning. Geological Survey of Denmark and Greenland, GEUS, Copenhagen*, pp. 53-72.
- Busse,M.D., Ratcliff,A.W., Shestak,C.J., Powers,R.F., 2001. Glyphosate toxicity and the effects of long-term vegetation control on soil microbial communities. *Soil Biology & Biochemistry* 33(12-13), 1777-1789.
- Calderon,M.J., Ortega,M., Hermosin,M.C., Garcia-Baudin,J., Cornejo,J., 2004. Hexazinone and simazine dissipation in forestry field nurseries. *Chemosphere* 54(1), 1-8.
- Carlisle,S.M., Trevors,J.T., 1988. Glyphosate in the Environment. *Water Air and Soil Pollution* 39(3-4), 409-420.
- Cheah,U.B., Kirkwood,R.C., Lum,K.Y., 1997. Adsorption, desorption and mobility of four commonly used pesticides in Malaysian agricultural soils. *Pestic. Sci.* 50(1), 53-63.
- Christensen,C.J., Pedersen,L.B., Friis,E., 2001. Bevoksnings- og farvegødskning af nordmannsgranjuletræer - resultater fra 6 års forsøg på tidligere agerjord. *Pyntegrøntserien* 16, 1-101.
- Christensen,P., Christensen,C.J., 2002. Plantebeskyttelse i skovbruget. *Rep* 19, 199.
- Dampier,J.E.E., Bell,F.W., St-Amour,M., Pitt,D.G., Luckai,N.J., 2006. Cutting versus herbicides: Tenth-year volume and release cost-effectiveness of sub-boreal conifer plantations. *Forestry Chronicle* 82(4), 521-528.
- de Jonge,H., de Jonge,L.W., 1999. Influence of pH and solution composition on the sorption of glyphosate and prochloraz to a sandy loam soil. *Chemosphere* 39(5), 753-763.
- de Jonge,H., de Jonge,L.W., Jacobsen,O.H., 2000. [¹⁴C]glyphosate transport in undisturbed topsoil columns. *Pest Manage. Sci.* 5(10), 909-915.
- Delle Site,A., 2001. Factors affecting sorption of organic compounds in natural sorbent/water systems and sorption coefficients for selected pollutants. A review. *Journal of Physical and Chemical Reference Data* 30(1), 187-439.
- Dion,H.M., Harsh,J.B., Hill,H.H., 2001. Competitive sorption between glyphosate and inorganic phosphate on clay minerals and low organic

- matter soils. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 249(2), 385-390.
- Dousset,S., Chauvin,C., Durllet,P., Thevenot,M., 2004. Transfer of hexazinone and glyphosate through undisturbed soil columns in soils under Christmas tree cultivation. *Chemosphere* 57(4), 265-272.
- Drohan,J.R., Sharpe,W.E., 1997. Long-term changes in forest soil acidity in Pennsylvania, USA. *Water Air and Soil Pollution* 95(1-4), 299-311.
- Eberbach,P.L., 1999. Influence of incubation temperature on the behaviour of triethylamine-extractable glyphosate (*N*-phosphonomethylglycine) in four soils. *J Agr. Food Chem* 47, 2459-2467.
- Ernstsen,V., 1990. Nitratreduktion i moræneler. Rep B2.
- Falkengren-Grerup,U., 1987. Long-Term Changes in Ph of Forest Soils in Southern Sweden. *Environ. Pollut.* 43(2), 79-90.
- Felding,G., 1992. Leaching of atrazine and hexazinone from *Abies nordmanniana* (Steven) Spach plantations. *Pestic. Sci.* 35(3), 271-275.
- Felding,G., Svensmark,B., 1995. Leaching of Pesticides from Clayey Soils - Comparison of Simulated and Determined Concentrations. *Int J Environ Anal Chem* 58(1-4), 215-230.
- Feng,J.C., Thompson,D.G., 1990. Fate of Glyphosate in A Canadian Forest Watershed .2. Persistence in Foliage and Soils. *J Agr. Food Chem* 38(4), 1118-1125.
- Feng,J.C., Thompson,D.G., Reynolds,P.E., 1990. Fate of Glyphosate in A Canadian Forest Watershed .1. Aquatic Residues and Off-Target Deposit Assessment. *J Agr. Food Chem* 38(4), 1110-1118.
- Fletcher,K., Freedman,B., 1986. Effects of the Herbicides Glyphosate, 2,4,5-Trichlorophenoxyacetic Acid, and 2,4-Dichlorophenoxyacetic Acid on Forest Litter Decomposition. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere* 16(1), 6-9.
- Flury,M., 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - A review. *J. Environ. Qual.* 25(1), 25-45.
- Freedman,B., Morash,R., Mackinnon,D., 1993. Short-Term Changes in Vegetation After the Silvicultural Spraying of Glyphosate Herbicide Onto Regenerating Clearcuts in Nova-Scotia, Canada. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere* 23(10), 2300-2311.
- Freuze,I., Jadas-Hecart,A., Royer,A., Communal,P.Y., 2007. Influence of complexation phenomena with multivalent cations on the analysis of glyphosate and aminomethyl phosphonic acid in water. *J. Chromatogr. A* 1175(2), 197-206.
- Friis,E., Rubow,T., Keller,B., 2000. Juletræer kan blive "grønnere". *Naturens Verden* februar (særnummer om pesticider).

- Garland, J.L., 1997. Analysis and interpretation of community-level physiological profiles in microbial ecology. *FEMS Microbiology Ecology* 24(4), 289-300.
- Ghisalba, O., Kuenzi, M., Tombo, G.M.R., Schar, H.P., 1987. Microbial-Degradation and Utilization of Selected Organophosphorus Compounds - Strategies and Applications. *Chimia* 41(6), 206-215.
- Giesy, J.P., Dobson, S., Solomon, K.R., 2000. Ecotoxicological risk assessment for Roundup (R) Herbicide. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol 167 167, 35-120.
- Gimsing, A.L., Borggaard, O.K., 2002. Competitive adsorption and desorption of glyphosate and phosphate on clay silicates and oxides. *Clay Minerals* 37(3), 509-515.
- Gimsing, A.L., Borggaard, O.K., Sestoft, p., 2004. Modeling the Kinetics of the Competitive Adsorption and Desorption of Glyphosate and Phosphate on Goethite and Gibbsite and in Soils. *Environmental Science & Technology* 38(6), 1718-1722.
- Gonod, L.V., Martin-Laurent, F., Chenu, C., 2006. 2,4-D impact on bacterial communities, and the activity and genetic potential of 2,4-D degrading communities in soil. *FEMS Microbiology Ecology* 58(3), 529-537.
- Gorlach-Lira, K., Stefaniak, O., Slizak, W., Owedyk, I., 1997. The response of forest soil microflora to the herbicide formulations Fusilade and Roundup. *Microbiological Research* 152(4), 319-329.
- Guynn, D.C., Guynn, S.T., Wigley, T.B., Miller, D.A., 2004. Herbicides and forest biodiversity - what do we know and where do we go from here? *Wildlife Society Bulletin* 32(4), 1085-1092.
- Hallas, L.E., Hahn, E.M., Korndorfer, C., 1988. Characterization of Microbial Traits Associated with Glyphosate Biodegradation in Industrial Activated-Sludge. *Journal of Industrial Microbiology* 3(6), 377-385.
- Hance, R.J., 1976. Adsorption of glyphosate by soils. *Pestic. Sci.* 7(4), 363-366.
- Haney, R.L., Senseman, S.A., Hons, F.M., Zuberer, D.A., 2000. Effect of glyphosate on soil microbial activity and biomass. *Weed Science* 48(1), 89-93.
- Haywood, J.D., Tiarks, A.E., Sword, M.A., 1997. Fertilization, weed control, and pine litter influence loblolly pine stem productivity and root development. *New Forests* 14(3), 233-249.
- Heineman, J.L., Simard, S.W., Sachs, D.L., Mather, W.J., 2005. Chemical, grazing, and manual cutting treatments in mixed herb-shrub communities have no effect on interior spruce survival or growth in southern interior British Columbia. *Forest Ecology and Management* 205(1-3), 359-374.

- Hennink,S., Zeven,A.C., 1990. The Interpretation of Nei and Shannon-Weaver Within Population Variation Indexes. *Euphytica* 51(3), 235-240.
- Jacobsen,O.H., Kjaer,J., 2007. Is tile drainage water representative of root zone leaching of pesticides? - A review. *Pest Manage Sci*, accepted.
- Jacobsen,O.S., 2003. Degradation, sorption and persistence of glyphosate and the metabolite AMPA in a fractured clay soil profile. In: Del Re,A.A.M., Capri,E., Padovani,L., Trevisan,M. (Eds.), Piacenza, Italy, pp. 137-144.
- 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. *Eur. J. Soil Science* 58(3), 523-546.
- Keller,B., 1997. Mekanisk rensning af kulturer plantet på agerjord. Rep 353, Miljøstyrelsen.
- Keller,B., Theilby,F., Mølbak,I.K., 1997. Ukrudsbekæmpelse. Rep 2, 51-85.
- Kishore,G.M., Shah,D.M., 1988. Amino-Acid Biosynthesis Inhibitors As Herbicides. *Annual Review of Biochemistry* 57, 627-663.
- Kjaer,J., Olsen,P., Barlebo,H.H., Juhler,R.K., Plaugborg,F., Grant,R., Gudmundsson,L., Brüsch,W., 2004. The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme. Monitoring results May 1999- June 2003. GEUS.
- Kjaer,J., Ullum,M., Olsen,P., Sjelborg,P., Helweg,A., Mogensen,B.B., Plaugborg,F., Jørgensen,J.O., Iversen,B.V., Fomsgaard,I.S., Lindhardt,B., 2002. Monitoring results May 1999 - June 2001. GEUS.
- Kjaer,J., Olsen,P., Ullum,M., Grant,R., 2005. Leaching of Glyphosate and Amino-Methylphosphonic Acid from Danish Agricultural Field Sites. *J. Environ. Qual.* 34(2), 608-620.
- Kjærbølling,L., 1993. Dækafgrøder er ikke en alternativ ukrudtsbekæmpelse. Rep 5.3-1, Forskningscentret for Skov & Landskab.
- Kjærbølling,L., 1995. Dækafgrøder som alternativ ukrudtsbekæmpelse. Rep 5.3-3, Skov og Landskab.
- Kjærbølling,L., 1997. Jorddækning som alternativ til kemisk ukrudtskontrol. Rep 6.
- Kladivko,E.J., Brown,L.C., Baker,J.L., 2001. Pesticide transport to subsurface tile drains in humid regions of North America. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 31(1), 1-62.
- Kudzin,Z.H., Gralak,D.K., Drabowicz,J., Luczak,J., 2002. Novel approach for the simultaneous analysis of glyphosate and its metabolites. *J. Chromatogr. A* 947(1), 129-141.

- Kung, K.J.S., Steenhuis, T.S., Kladvivko, E.J., Gish, T.J., Bubenzer, G., Helling, C.S., 2000. Impact of preferential flow on the transport of adsorbing and non-adsorbing tracers. *Soil Sci Soc Amer J* 64(4), 1290-1296.
- Landry, D., Dousset, S., Fournier, J.C., Andreux, F., 2005. Leaching of glyphosate and AMPA under two soil management practices in Burgundy vineyards (Vosne-Romane'e, 21-France). *Environ. Pollut.* 138(2), 191-200.
- Lee, E.A., Strahan, A.P., Thurman, E.M., 2003. Methods of Analysis by the U.S. Geological Survey Organic Geochemistry Research Group- Determination of Glyphosate, Aminomethylphosphonic Acid, and Glufosinate in Water Using Online Solid-Phase Extraction and High-Performance Liquid Chromatography/Mass Spectrometry **By E.A. Lee, A.P. Strahan, and E.M. Thurman**. Rep 01-454, U.S. Geological Survey.
- Levesque, C.A., Rahe, J.E., 1992. Herbicide Interactions with Fungal Root Pathogens, with Special Reference to Glyphosate. *Annual Review of Phytopathology* 30, 579-602.
- Lindhardt, B., Abiltrup, C., Vosgerau, H., Olsen, P., Torp, S., Iversen, B.V., Jørgensen, J.O., Plauborg, F., Rasmussen, F., Gravesen, P., 2001. The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme, Site Characterization and Monitoring Design. GEUS.
- Lowrance, R., Vellidis, G., Wauchope, R.D., Gay, P., Bosch, D.D., 1997. Herbicide transport in a managed riparian forest buffer system. *Transactions Of The Asae* 40(4), 1047-1057.
- Mackinnon, D.S., Freedman, B., 1993. Effects of Silvicultural Use of the Herbicide Glyphosate on Breeding Birds of Regenerating Clearcuts in Nova-Scotia, Canada. *Journal of Applied Ecology* 30(3), 395-406.
- Mainz, H., 2002. Eksporten 2001. Rep 41, 21-24, Dansk Juletræsdyrkerforening.
- Mallik, A.U., Bell, F.W., Gong, Y.L., 2002. Effectiveness of delayed brush cutting and herbicide treatments for vegetation control in a seven-year-old jack pine plantation in northwestern Ontario, Canada. *Silva Fennica* 36(2), 505-519.
- Maqueda, C., Morillo, E., Undabeytia, T., Martin, F., 1998. Sorption of glyphosate and Cu(II) on a natural fulvic acid complex: mutual influence. *Chemosphere* 37(6), 1063-1072.
- Martin-Laurent, F., Cornet, L., Ranjard, L., Lopez-Gutierrez, J.C., Philippot, L., Schwartz, C., Chaussod, R., Catroux, G., Soulas, G., 2004. Estimation of atrazine-degrading genetic potential and activity in three French agricultural soils. *FEMS Microbiology Ecology* 48(3), 425-435.
- Matthesen, P., Kudahl, T., 2001. Skovrejsning på agerjord - ukrudtsudviklingen. Rep 4.2-4, Skov & Landskab (FSL).

- Mcbride, M., Kung, K.H., 1989. Complexation of Glyphosate and Related Ligands with Iron(III). *Soil Sci Soc Amer J* 53(6), 1668-1673.
- McConnell, J.S., Hossner, L.R., 1985. Ph-Dependent Adsorption-Isotherms of Glyphosate. *J Agr. Food Chem* 33(6), 1075-1078.
- McKay, L.D., Cherry, J.A., Gillham, R.W., 1993. Field Experiments in A Fractured Clay Till .1. Hydraulic Conductivity and Fracture Aperture. *Water Resour. Res.* 29(4), 1149-1162.
- Michael, J.L., Neary, D.G., 1993. Herbicide Dissipation Studies in Southern Forest Ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* 12(3), 405-410.
- Miller, J.J., Hill, B.D., Chang, C., Lindwall, C.W., 1995. Residue Detections in Soil and Shallow Groundwater After Long-Term Herbicide Applications in Southern Alberta. *Canadian Journal of Soil Science* 75(3), 349-356.
- Mortensen, A.P., Jensen, K.H., Nilsson, B., Juhler, R.K., 2001. Multiple tracing experiments in unsaturated fractured clayey till. pp. H52A-0368.
- Nedelkoska, T.V., Low, G.K.C., High-performance liquid chromatographic determination of glyphosate in water and plant material after pre-column derivatisation with 9-fluorenylmethyl chloroformate. *Anal Chim Acta* In Press, Corrected Proof.
- Newton, M., Horner, L.M., Cowell, J.E., White, D.E., Cole, E.C., 1994b. Dissipation of Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid in North-American Forests. *J Agr. Food Chem* 42(8), 1795-1802.
- Newton, M., Horner, L.M., Cowell, J.E., White, D.E., Cole, E.C., 1994a. Dissipation of Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid in North-American Forests. *J Agr. Food Chem* 42(8), 1795-1802.
- Nilsson, B., Brusch, W., Morthorst, J., Vosgerau, H., Abiltrup, H.C., Pedersen, D., Jensen, P., Clausen, E.V., 2000. Undersøgelse af landovervågningsboringerne DGU nr. 162.295 - 165.297 i LOOP område 4, Lillebæk, Fyns Amt. Rep 47, GEUS.
- Nobles, M.M., Wilding, L.P., McInnes, K.J., 2004. Pathways of dye tracer movement through structured soils on a macroscopic scale. *Soil Sci.* 169(4), 229-242.
- Nubel, U., Garcia-Pichel, F., Kuhl, M., Muyzer, G., 1999. Quantifying microbial diversity: Morphotypes, 16S rRNA genes, and carotenoids of oxygenic phototrophs in microbial mats. *Appl Environ Microbiol* 65(2), 422-430.
- Østergård, K., Hedegaard, H.M., Søgaard Jacobsen, J., Christensen, I.H., Nielsen, F., Dybkjær, T., Rubow, T., 1999. Rapport vedrørende scenarier for udfasning af pesticidanvendelsen inden for det private skovbrug. Forskningscenter Skov og Landskab.
- Pedersen, B.H., 1999. Status fra produktionsafgiftsfonden for Juletræer og Pyntegrønt. Rep 29, 42-44, Dansk Juletræsdyrkerforening.

- Pedersen,L.B., Christensen,C.J., 2005. Organiske gødninger i nordmannsgran. Rep 51, 19-24, Dansk Juletræsdyrkerforening.
- Pedersen,L.B., Christensen,C.J., Nielsen,A.O., Krag,M.M., 2005a. Sekventiel udbringning af gødning til nordmannsgran juletræer. 52.
- Pedersen,L.B., Ravn,H.P., Dreyer,T., Christensen,C.J., 2001. Kemisk kontra mekanisk renholdelse: Effekt på miljø og kvalitet. pp. 80-88.
- Pedersen,L.B., Riis-Nielsen,T., Raulund-Rasmussen,K., 2005c. Skovrejsning ved Nørager - hensyn til træer, floraudvikling og miljø. Rep hæfte 3-4, 437-451, Dansk Skovforening.
- Pedersen,L.B., Riis-Nielsen,T., Raulund-Rasmussen,K., 2005b. Skovrejsning ved Nørager - natur- og miljøeffekter. Rep 3, 190-195, Dansk vand- og spildevandsforening.
- Pedersen,L.B., Riis-Nielsen,T., Ravn,H.P., Christensen,C.J., 2002. Traditionel ukrudtssprøjtning og alternative behandlingsstrategier. Effekt på vækst, kvalitet, miljø og naturindhold i juletræskulturer på skovjord. Rep 18, Forskningscentret for Skov & Landskab.
- Pedersen,L.B., Riis-Nielsen,T., Ravn,H.P., Dreyer,T., Krag,M., Nielsen,A.O., Matkowski,A., Sunde,P.B., 2000. Alternativer til pesticidesprøjtning i skovkulturer. Rep 8, 355-359.
- Piccolo,A., Celano,G., 1994. Hydrogen-bonding interactions between the herbicide Glyphosate and water- soluble humic substances. Environ. Toxicol. Chem. 13(11), 1737-1741.
- Piccolo,A., Celano,G., Arienzo,M., Mirabella,A., 1994. Adsorption and desorption of glyphosate in some European soils. J. Environ. Sci. Health B 29(6), 1105-1115.
- Piutti,S., Hallet,S., Rousseaux,S., Philippot,L., Soulas,G., Martin-Laurent,F., 2002. Accelerated mineralisation of atrazine in maize rhizosphere soil. Biol. Fert. Soils 36(6), 434-441.
- Pline-Srnic,W., 2006. Physiological mechanisms of glyphosate resistance. Weed Technology 20(2), 290-300.
- Quinn,J.P., Peden,J.M.M., Dick,R.E., 1989. Carbon-Phosphorus Bond-Cleavage by Gram-Positive and Gram-Negative Soil Bacteria. Applied Microbiology and Biotechnology 31(3), 283-287.
- Ragab,M.T.H., Kader-abdel,M.K.H., Stiles,D.A., 1985. Fate of glyphosate in a sandy loam soil and analysis for residues in field-grown crops. Proc. N. S. Inst. Sci 35, 67-70.
- Ratcliff,A.W., Busse,M.D., Shestak,C.J., 2006. Changes in microbial community structure following herbicide (glyphosate) additions to forest soils. Applied Soil Ecology 34(2-3), 114-124.
- Riis-Nielsen,T., Pedersen,L.B., Ravn,H.P., Dreyer,T., 2001. Slutrapport 2001 med rids af fremtiden for projektet: Naturindhold og udvaskning

i juletræ- og løvtrækulturer ved traditionel pesticidbehandling og alternative behandlingsstrategier. Hørsholm.

- Riley, C.M., Wiesner, C.J., Sexsmith, W.A., 1991. Estimating Off-Target Spray Deposition on the Ground Following the Aerial Application of Glyphosate for Conifer Release in New Brunswick. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes* 26(2), 185-208.
- Rosenbom, A.E., 2005. Preferential flow and transport in variably saturated fractured media. Rep 36, GEUS.
- Roy, D.N., Konar, S.K., Banerjee, S., Charles, D.A., Thompson, D.G., Prasad, R., 1989. Persistence, Movement, and Degradation of Glyphosate in Selected Canadian Boreal Forest Soils. *J Agr. Food Chem* 37(2), 437-440.
- Royer, A., Beguin, S., Tabet, J.C., Hulot, S., Reding, M.A., Communal, P.Y., 2000. Determination of Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid Residues in Water by Gas Chromatography with Tandem Mass Spectrometry after Exchange Ion Resin Purification and Derivatization. Application on Vegetable Matrixes. *ANAL CHEM* 72(16), 3826-3832.
- Rubow, T., 2002. Kemisk ukrudtsbekæmpelse. Rep 19, Skov & Landskab (FSL), Hørsholm.
- Schnurer, Y., Persson, P., Nilsson, M., Nordgren, A., Giesler, R., 2006. Effects of surface sorption on microbial degradation of glyphosate. *Environmental Science & Technology* 40(13), 4145-4150.
- Schröder, H.F., 1997. Mass Spectrometric Detection and Identification of Polar Pesticides and their Degradation Products - A Comparison of Different Ionization Methods. *Environmental Monitoring And Assessment* 44(1-3), 503-513.
- Siipilehto, J., 2001. Effect of weed control with fibre mulches and herbicides on the initial development of spruce, birch and aspen seedlings on abandoned farmland. *Silva Fennica* 35(4), 403-414.
- Simard, S.W., Jones, M.D., Durall, D.M., Hope, G.D., Stathers, R.J., Sorensen, N.S., Zimonick, B.J., 2003. Chemical and mechanical site preparation: effects on *Pinus contorta* growth, physiology, and microsite quality on grassy, steep forest sites in British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere* 33(8), 1495-1515.
- Smith, E.A., Oehme, F.W., 1992. The Biological-Activity of Glyphosate to Plants and Animals - A Literature-Review. *Veterinary and Human Toxicology* 34(6), 531-543.
- Sørensen, S.R., Schultz, A., Jacobsen, O.S., Aamand, J., 2006. Sorption, desorption and mineralisation of the herbicides glyphosate and MCPA in samples from two Danish soil and subsurface profiles. *Environ. Pollut.* 141(1), 184-194.

- Spellerberg, I.F., Fedor, P.J., 2003. A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon-Wiener' Index. *Global Ecology and Biogeography* 12(3), 177-179.
- Sprankle, P., Meggitt, W.F., Penner, D., 1975. Adsorption, Mobility, and Microbial Degradation of Glyphosate in Soil. *Weed Science* 23(3), 229-234.
- Stalikas, C.D., Konidari, C.N., 2001. Analytical methods to determine phosphonic and amino acid group-containing pesticides. *J. Chromatogr. A* 907(1-2), 1-19.
- Sullivan, T.P., Lautenschlager, R.A., Wagner, R.G., 1996. Influence of glyphosate on vegetation dynamics in different successional stages of sub-boreal spruce forest. *Weed Technology* 10(2), 439-446.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., Lindgren, P.M.F., Boateng, J.O., 2002. Influence of conventional and chemical thinning on stand structure and diversity of plant and mammal communities in young lodgepole pine forest. *Forest Ecology and Management* 170(1-3), 173-187.
- Sullivan, T.P., Wagner, R.G., Pitt, D.G., Lautenschlager, R.A., Chen, D.G., 1998. Changes in diversity of plant and small mammal communities after herbicide application in sub-boreal spruce forest. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere* 28(2), 168-177.
- Sundaram, A., Sundaram, K.M.S., 1991. Role of Physical Factors on Pesticide Performance in Forestry - An Overview. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes* 26(1), 115-146.
- Ternan, N.G., Mc Grath, J.W., Mc Mullan, G., Quinn, J.P., 1998. Organophosphonates: occurrence, synthesis and biodegradation by microorganisms. *World Journal of Microbiology & Biotechnology* 14(5), 635-647.
- Theilby, F., 1996. Renholdelse af pyntegrøntkulturer ved færegæsning. Rep 1, 1.
- Theilby, F., 2002. Termisk renholdelse. Rep 19, 54-55.
- Theilby, F., Ravn, H.P., 2002. Udbringning af plantebeskyttelsesmidler. Rep 19, 179-185.
- Thelin, G., Rosengren-Brinck, U., Nihlgård, B., Barkman, A., 1998. Trends in needle and soil chemistry of Norway spruce and Scots pine stands in South Sweden 1985-1994. *Environ. Pollut.* 99(2), 149-158.
- Toni, L.R.M., de Santana, H., Zaia, D.A.M., 2006. Adsorption of glyphosate on soils and minerals. *Quimica Nova* 29(4), 829-833.
- Torstensson, L., Stark, J., 1979. Persistence of glyphosate in forest soils. *Weeds Weed Control* 20, 145-149.

- Torstensson, N.T.L., Lundgren, L.N., Stenstrom, J., 1989. Influence of Climatic and Edaphic Factors on Persistence of Glyphosate and 2,4-D in Forest Soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 18(2), 230-239.
- Tsunoda, N., 1993. Simultaneous determination of the herbicides glyphosate, glufosinate and bialaphos and their metabolites by capillary gas chromatography--ion-trap mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* 637(2), 167-173.
- Van Eerd, L.L., Hoagland, R.E., Zablotowicz, R.M., Hall, J.C., 2003. Pesticide metabolism in plants and microorganisms. *Weed Science* 51(4), 472-495.
- Veiga, F., Zapata, J.M., Marcos, M.L.F., Alvarez, E., 2001. Dynamics of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in a forest soil in Galicia, north-west Spain. *Sci. Total Environ.* 271(1-3), 135-144.
- Velling, K., Reeh, U., 1992. Halmdækning i juletrækulturer. Forskningscentret for Skov & Landskab.
- Vereecken, H., 2005. Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Manage. Sci.* 61(12), 1139-1151.
- Vinther, F.P., Eiland, F., Lind, A.M., Elsgaard, L., 1999. Microbial biomass and numbers of denitrifiers related to macropore channels in agricultural and forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* 31(4), 603-611.
- Vreeken, R.J., Speksnijder, P., Bobeldijk-Pastorova, I., Noij, T., 1998. Selective analysis of the herbicides glyphosate and aminomethylphosphonic acid in water by on-line solid-phase extraction-high-performance liquid chromatography-electrospray ionization mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* 794(1-2), 187-199.
- Washington, H.G., 1984. Diversity, Biotic and Similarity Indexes - A Review with Special Relevance to Aquatic Ecosystems. *Water Res* 18(6), 653-694.
- Weber, W.J., Mcginley, P.M., Katz, L.E., 1991. Sorption Phenomena in Subsurface Systems - Concepts, Models and Effects on Contaminant Fate and Transport. *Water Res* 25(5), 499-528.
- West, A.W., Sparling, G.P., 1986. Modifications of the substrate-induced respiration method to permit measurement of microbial biomass in soils of differing water contents. *J. Microbiol. Methods* 5, 177-189.

Data fra pilotprojektet

Data etableret ved analyse af jordprøver indsamlet i pilotprojekt fasen. Indhold af vand, glødetab, jern total (Fe tot), fosfat (PO₄), Total organisk kulstof (TOC) samt total organisk kvælstof (TON) angives for tre horisonter (A, B og C) på de to felter (M og P). Værdierne angives som middelværdi med standardafvigelse (SD) og minimum samt maksimum værdier.

		Vand	glødetab	Fe tot	PO ₄	TOC	TON
Felt		% af tørprøve	% af tørprøve	g/kg	g/kg	C (%)	N (%)
A-horisont							
middel	M	16,09	5,05	7,28	1,11	1,26	0,16
	P	15,70	5,39	7,48	1,46	1,41	0,17
SD	M	2,07	0,97	1,20	0,25	0,26	0,03
	P	1,61	0,83	0,96	0,23	0,19	0,02
Max	M	20,14	6,62	9,70	1,67	1,67	0,20
	P	17,66	7,33	8,94	1,89	1,77	0,21
Min	M	12,82	3,20	5,07	0,56	0,70	0,11
	P	10,70	3,93	5,05	0,97	1,12	0,14
B-horisont							
middel	M	3,63	4,28	0,60	1,47	0,07	68,89
	P	3,37	3,61	0,58	1,52	0,06	68,11
SD	M	1,20	2,49	0,28	1,17	0,01	23,21
	P	1,11	2,89	0,47	1,20	0,02	24,89
Max	M	6,09	8,23	1,24	3,65	0,08	95,92
	P	5,23	7,97	1,51	3,73	0,09	95,77
Min	M	1,97	0,00	0,05	0,16	0,05	30,61
	P	1,58	0,07	0,00	0,14	0,01	19,31
C-horisont							
middel	M	2,40	1,10	0,36	2,85	0,04	55,67
	P	2,31	0,72	0,51	2,64	0,06	51,84
SD	M	1,19	1,28	0,35	0,96	0,01	27,07
	P	1,00	0,99	0,49	0,97	0,08	27,23
Max	M	5,43	3,79	0,95	4,38	0,06	96,75
	P	4,47	3,37	1,43	4,45	0,40	95,74
Min	M	0,49	0,00	0,00	0,75	0,02	9,99
	P	0,93	0,01	0,00	0,19	0,02	9,88

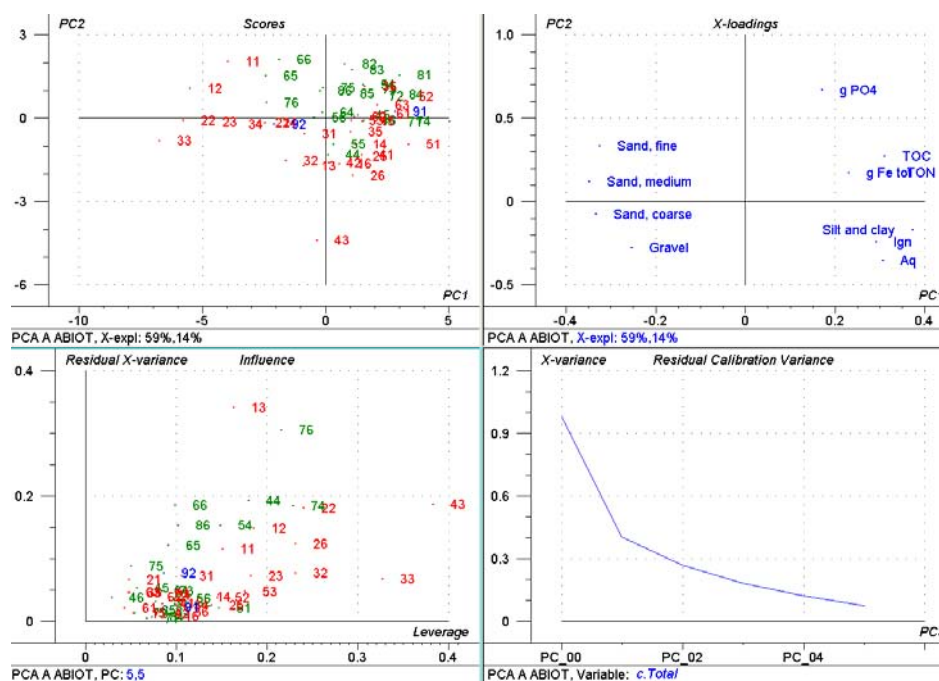
Tekstur data etableret ved analyse af jordprøver indsamlet i pilotprojekt fasen. Værdierne angives som middelværdi med standardafvigelse (SD) og minimum samt maksimum værdier.

		Silt og ler	Fin-sand	Mellem-sand	Grov-sand	Grus
Felt		< 0,063 mm	0,063 - 0,2 mm	0,2 - 0,6 mm	0,6 - 2 mm	> 2 mm
A-horisont						
middel	M	64,80	20,72	9,25	2,78	2,45
	P	68,53	20,64	7,58	2,09	1,16
SD	M	10,74	5,49	3,60	1,26	1,86
	P	7,29	4,86	1,97	0,68	0,83
Max	M	79,73	34,12	17,23	6,29	7,85
	P	92,03	28,27	11,87	3,81	3,82
Min	M	42,68	13,32	5,11	1,47	0,37
	P	56,74	5,26	1,95	0,52	0,24
B-horisont						
middel	M	19,88	7,30	2,08	1,85	34,30
	P	18,89	7,85	2,36	2,79	74,38
SD	M	13,73	7,06	2,33	3,34	13,29
	P	13,09	8,34	2,59	3,93	10,47
Max	M	50,92	22,24	8,82	12,97	55,00
	P	53,99	25,34	8,35	14,64	92,00
Min	M	3,63	0,28	0,06	0,00	13,00
	P	3,93	0,19	0,08	0,00	56,00
C-horisont						
middel	M	24,04	11,56	4,36	4,37	34,30
	P	23,75	14,91	4,81	4,69	74,38
SD	M	14,80	9,60	3,66	8,85	13,29
	P	10,48	12,24	3,77	7,70	10,47
Max	M	63,80	31,77	12,35	46,04	55,00
	P	41,83	42,59	13,60	33,00	92,00
Min	M	2,95	0,11	0,05	0,00	13,00
	P	3,61	0,28	0,11	0,00	56,00

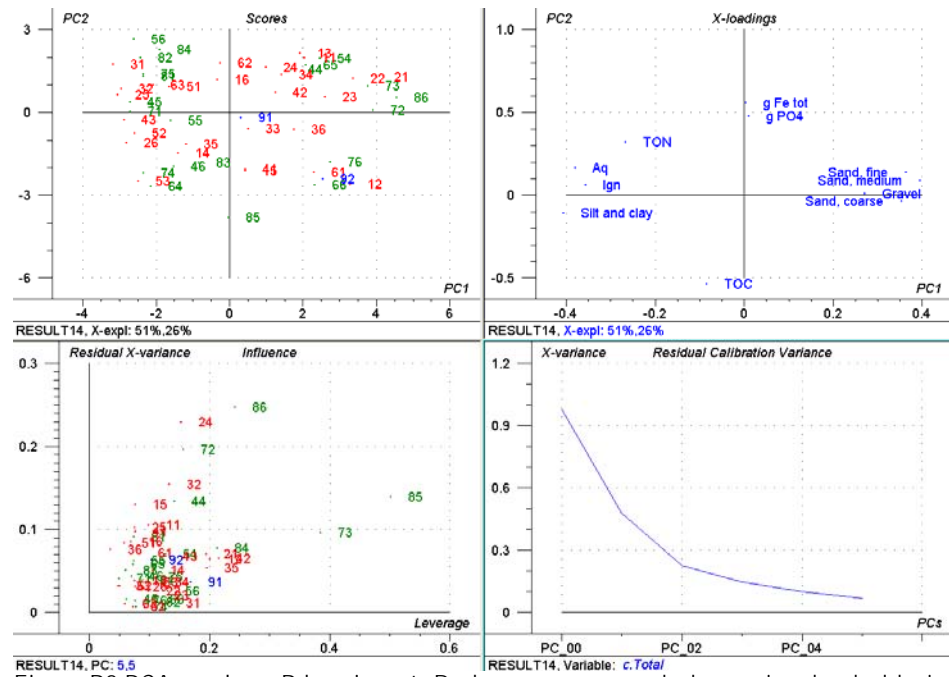
Markvariabilitet og principalkomponent analyse af variable fra pilotforsøget

For at sammenligne de to felter P og M på tværs af et større antal variable blev der udført multivariat data analyse på baggrund af data der var etableret ved feltforsøgets begyndelse ('pilotprojektet'). Dataanalysen blev udført som "principal komponent analyse" (PCA), og resultaterne indgår i afsnit 3.1.1.

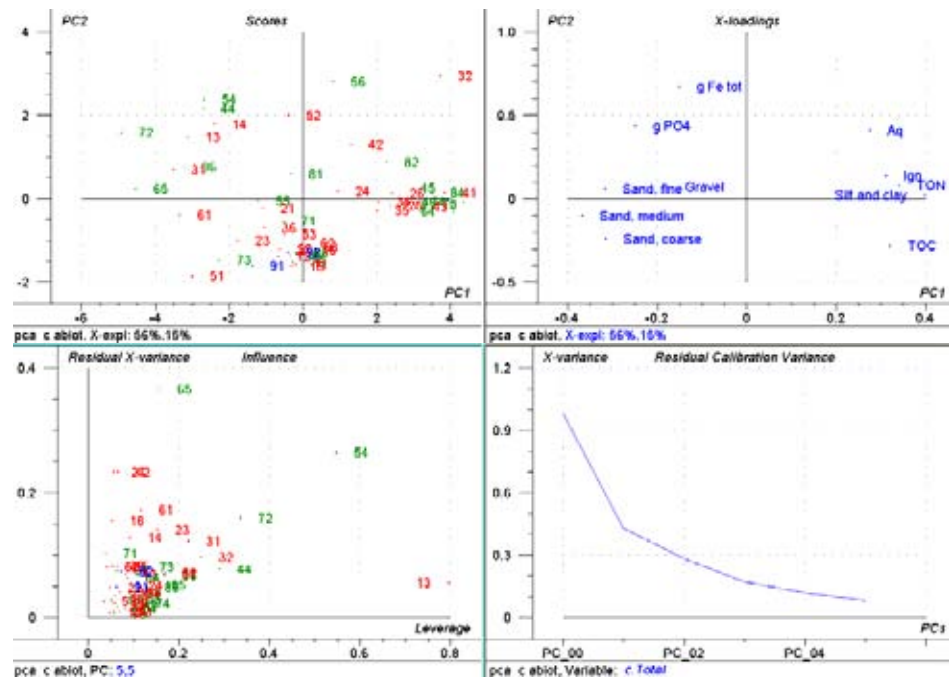
Dataanalysen blev udført under anvendelse af programmet Unscrambler version 9.1 (CAMO, Oslo). Analysen blev foretaget med forsøgsfeltet som kategori variabel, og for hver af de tre dybder udførtes PCA med følgende variable: Vand (aq, %vægt), glødetab (%vægt af tør prøve), Fe (total g/kg), PO₄ (total g/kg), total organisk stof, (TOC; %C), total organisk kvælstof (TON %N) samt teksturvariable. De variable der blev anvendes til beskrivelse af tekturen var: Silt & ler, sand / fin, sand / medium, sand / groft, og grus (gravel). Alle pilotforsøgets 150 datasæt blev anvendt i analysen. En grafisk præsentation af PCA analyserne gives i figur B1. B2 og B3.



Figur B1 PCA analyse A horisont. Røde og grønne symboler angiver henholdsvis konventionelt og mekanisk behandlet forsøgsfelt. Figuren indeholder prøvernes scoreplot for PC 1 og 2, influence plot for prøver, variabelers X-loading samt residual varians for PCs



Figur B2 PCA analyse B horisont. Røde og grønne symboler angiver henholdsvis konventionelt og mekanisk behandlet forsøgsfelt. Figuren indeholder prøvernes scoreplot for PC 1 og 2, influence plot for prøver, variabelers X-loading samt residual varians for PCs



Figur B3 PCA analyse C horisont. Røde og grønne symboler angiver henholdsvis konventionelt og mekanisk behandlet forsøgsfelt. Figuren indeholder prøvernes scoreplot for PC 1 og 2, influence plot for prøver, variabelers X-loading samt residual varians for PCs

Fælles for scoreplottene for principalkomponent (PC) PC1 vs PC2 for de tre horisonter er, at prøvelokaliteterne ikke udviste gruppering i klasser (røde og grønne prøvenumre ligger "blandet sammen") Den multivariate analyse gav således ikke anledning til at forvente forskelle i de to forsøgs felter ud fra de

undersøgte variable. Der blev endvidere taget prøver to steder på kontrolarealet, og disse punkter er angivet med blå på figurene B12, B2 og B3. Det ses, at kontrolpunkterne også lå inde i scoreplottene for PC1 vs PC2, og de kunne således heller ikke forventes at være forskellige fra forsøgsfelterne. På influence plottene kan det ses, at langt de fleste prøver havde sammenlignelige residual varians. Der var dog en vis spredning især i A horisonten, mens et mere samlet billede fremstod for B og C horisonten. Enkelte prøver kunne være kandidater til udelukkelse af analysen (outlier), eksempelvis prøve 65 i horisont C. Der forekom også samples med høj indflydelse på modellen, eksempelvis sample 13 i horisont C. Desuden kunne der identificeres et par prøver, som potentielt kan være kritiske i.f.t. modellen (eksempelvis sample 54 i horisont C). En analyse af datamaterialet gav dog ikke anledning til udelukkelse af prøver (ingen outliere). Som det ses på teksten under loadings plottene beskriver PC1 og PC2 63 %, 77 % og 71 % af kalibrerings variansen for henholdsvis A, B og C horisont. Som det fremgår af residualplottene kunne en yderligere beskrivelse af variansen opnås ved inddragelse af flere PC'er. Fælles for de tre horisonter var, at 5 principal komponenter kunne beskrive mere end 90 % af variansen, og der blev derfor ikke foretaget analyser for yderligere principal komponenter.

Resultater for vandanalyser

Resultat af analyser af vand udtaget fra lodrette boringer. Antallet af målinger (n) vises sammen med gennemsnitsværdien, standardafvigelsen (SD) samt minimum og maksimum værdien.

Variabel	dybde	felt	n	gennemsnit	SD	Min	Max
Ca	>3m	m	42	86,99	42,28	35,92	220,40
Ca	>3m	p	21	65,17	25,72	37,52	122,80
Ca	0-3	m	118	70,96	33,57	15,81	154,20
Ca	0-3	p	97	70,15	24,92	34,24	128,40
Cl	>3m	m	42	26,00	8,45	10,81	46,46
Cl	>3m	p	21	26,44	5,43	14,65	34,59
Cl	0-3	m	119	18,53	8,02	0,84	36,11
Cl	0-3	p	97	19,56	5,60	7,61	30,59
DOC	>3m	m	39	2,15	1,22	1,07	6,08
DOC	>3m	p	18	1,73	0,32	1,17	2,24
DOC	0-3	m	97	2,53	3,44	0,23	30,78
DOC	0-3	p	83	2,70	4,62	0,65	32,40
Fe	>3m	m	23	0,28	0,48	0,02	1,71
Fe	>3m	p	8	0,25	0,47	0,02	1,39
Fe	0-3	m	48	0,86	3,85	0,02	26,70
Fe	0-3	p	35	0,40	1,12	0,03	6,02
K	>3m	m	42	4,48	1,39	1,79	7,61
K	>3m	p	21	2,40	0,86	0,84	3,58
K	0-3	m	118	4,42	3,02	0,11	13,05
K	0-3	p	97	1,50	0,98	0,41	4,02
mg	>3m	m	42	21,38	8,72	7,84	42,58
mg	>3m	p	21	12,17	3,14	6,37	14,84
mg	0-3	m	118	14,77	4,93	2,93	25,20
mg	0-3	p	97	8,01	2,23	5,10	13,66
Mn	>3m	m	2	0,04	0,01	0,03	0,05
Mn	>3m	p	-				
Mn	0-3	m	11	0,03	0,08	0,00	0,26
Mn	0-3	p	9	0,02	0,03	-	0,07
Na	>3m	m	42	22,85	18,79	-	66,31
Na	>3m	p	21	17,21	5,78	7,74	31,29
Na	0-3	m	118	48,42	72,25	3,01	354,90
Na	0-3	p	97	18,44	19,47	-	74,81
NH4_N	>3m	m	1	0,18		0,18	0,18
NH4_N	>3m	p	-				
NH4_N	0-3	m	7	1,24	1,01	0,13	2,76
NH4_N	0-3	p	2	1,96	2,65	0,09	3,83
NO3_N	>3m	m	5	1,71	1,49	0,15	3,91
NO3_N	>3m	p	12	2,19	1,80	0,32	5,03
NO3_N	0-3	m	73	2,25	1,59	0,09	7,33

Variabel	dybde	felt	n	gennemsnit	SD	Min	Max
NO3_N	0-3	p	78	4,56	2,58	0,15	11,55
P	>3m	m	4	0,02	0,00	0,02	0,02
P	>3m	p	3	0,23	0,30	0,01	0,56
P	0-3	m	13	0,08	0,14	0,01	0,54
P	0-3	p	20	0,07	0,16	0,01	0,74
SO4_S	>3m	m	42	57,28	50,97	4,94	182,50
SO4_S	>3m	p	21	19,74	6,85	8,37	29,18
SO4_S	0-3	m	119	31,01	32,72	0,28	139,80
SO4_S	0-3	p	97	14,42	9,68	5,06	42,14

Landbrugsdrift Slæggerup, historiske data før projektstart

Lokaliteten i Slæggerup indgik tidligere i pesticidvarslingsprogrammet (Kjaer et al. 2005), og ved projektets start forelå optegnelser om tidligere anvendelser og behandlinger. Nedenstående opgørelse præsenterer afgrøde og sprøjtebehandling i perioden 1995 til 1999 forud for projektets start.

Date	Crop	Pesticide		
09.10.95	Winter wheat	Stomp SC	1.09 l/ha	
09.10.95		DLG IPU	1.09 l/ha	
22.05.95		Corbel	0.32 l/ha	
22.05.95		Manganese sulphate	1.07 kg/ha	
22.05.95		CCC extra	0.43 l/ha	
05.06.96		Tilt Top	0.35 l/ha	
05.06.96		Manganese sulphate	1.00 kg/ha	
28.06.96		Tilt Top	0.35 l/ha	
28.06.96		Pirimor G	0.10 kg/ha	
10.06.96	Winter wheat	Stomp SC	1.0 l/ha	
10.06.96		DLG IPU	1.0 l/ha	
12.05.97		Corbel	0.2 l/ha	
12.05.97		Manganese chelate	1.00 l/ha	
12.05.97		Herbanix MPD 400	1.00 l/ha	
12.05.97		Express	0.0019	
22.05.97		Puma Super	1.00 l/ha	
22.05.97		Isobette	0.25 l/ha	
28.05.97		Tilt Top	0.15 l/ha	
28.05.97		Manganese chelate	1.00 l/ha	
28.05.97		Express	0.0038	
28.05.97		Oxitril	0.5 l/ha	
09.06.97		Express	0.0019	
09.06.97		Tilt Top	0.2 l/ha	
09.06.97		Manganese sulphate	1.5 kg/ha	
02.07.97		Tilt Top	0.3 l/ha	
09.05.98		Field peas	Decis (eastern part)	0.25 l/ha
09.05.98		Field divided	Stomp SC (eastern part)	0.75 l/ha
09.05.98		through experimental area W 45% E 55%	Basagran 480 (eastern part)	0.5 l/ha
13.05.98		Stomp SC (eastern part)	0.75 l/ha	
13.05.98		Basagran 480 (eastern part)	0.5 l/ha	
18.05.98		Fervin	0.75 l/ha	

Date	Crop	Pesticide	
08.07.98		DLG Maneb FI	1.2 l/ha
08.07.98		Pirimor G	0.15 l/ha
24.04.98	Spring rape	Roundup (western part)	1.8 l/ha
24.10.98	Winter wheat	Stomp SC	1.0 l/ha
24.10.98		DLG IPU	1.0 l/ha
05.05.99		Puma Super	3.0 l/ha
05.05.99		Isobette	0.2 l/ha
18.05.99		Mentor	0.2 l/ha
18.05.99		Express	0.0038 kg/ha
18.05.99		Mantrac 500	0.5 l/ha
18.05.99		Starane 180	0.05 l/ha
14.06.99		Mavrik 2F	0.05 l/ha
14.06.99		Amistar	0.4 l/ha
14.06.99		Corbel	0.05 l/ha