

4. Resultater

Det er vurderet hvor godt de undersøgte lokaliteter og data afspejler de områder, hvor de er beliggende, og tilsvarende hvor variable jordegenskaberne er i undersøgelsesområderne.

Der gives også et overblik over hvilke jordegenskaber der er nødvendige for at kunne identificere særligt pesticidfølsomme områder, hvilke jordegenskaber der kan undværes i denne sammenhæng, samt hvor godt de fire modelstoffer repræsenterer pesticider som helhed. Et væsentligt aspekt i vurderingen af pesticiders skæbne i jorden er de bindings- og nedbrydningsprocesser der påvirker indholdet af pesticid i jordvæsken. Da disse processer mere eller mindre udpræget virker over tid er effekten af dem grundlæggende afhængig af hvor lang tid pesticidet opholder sig i de øverste jordlag, hvor hovedparten af bindingen og nedbrydningen normalt foregår. Derfor er disse processers afhængighed af pesticidets opholdstid og opholdstidens afhængighed af lagenes hydrauliske egenskaber undersøgt. De sammenhænge der er fundet i data, som forklarer afhængigheder mellem binding, nedbrydning og hydrauliske egenskaber, og jordegenskaber, gennemgås en efter en, idet de ses i perspektiv af "opholdstid", med MTB og MCPA som eksempler på analyserne.

4.1 Repræsentativitet

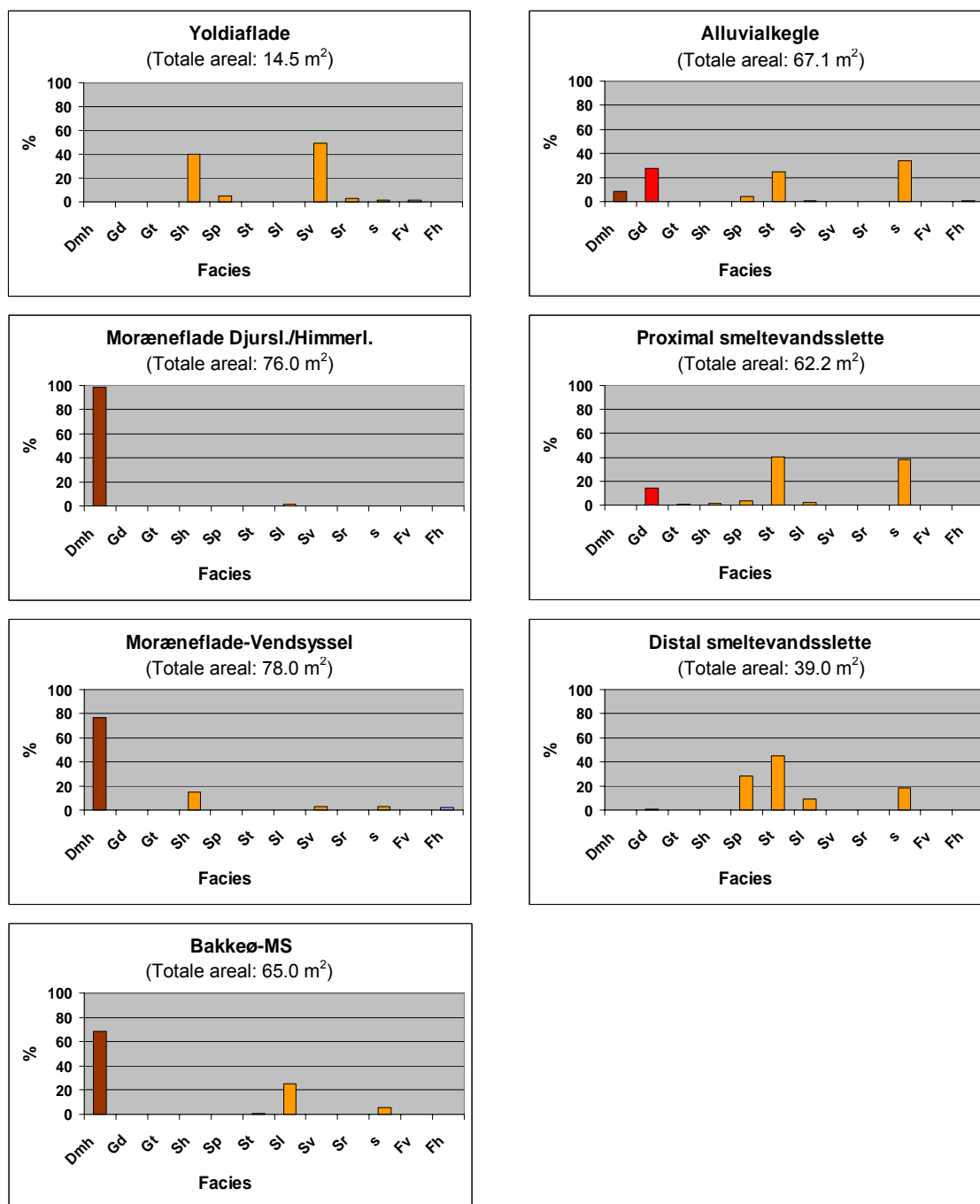
En sammenligning på tværs af landskabselementtyperne af udgravningerne viser, at de, med undtagelse af morænesandet inden for Bakkeøerne og Weichselmorænefladerne, er forskellige med hensyn til typen og fordelingen af sedimentære facies (figur 6).

Morænesandet består af strukturløse, sandede blandingsbjergarter. Klassifikationssystemet for sandede blandingsbjergarter er dog mindre detaljeret end for vandtransporterede sortererede sedimenter. Klassifikationen afspejler således ikke de konstaterede variationer i ler- og siltindhold, og tilstedeværelsen af sandlinsler og sprækker, der er konstateret i udgravningerne indenfor Bakkeøerne og Weichselmorænefladerne.

Det er fundet at blandingsbjergarterne er mere finkornede i udgravningerne på morænefladerne i Vendsyssel end indenfor de to øvrige landskabselementer med morænesand. Da der på "morænesandslokaliteterne" også forekommer smeltevandssand og flyvesand, er den geologiske variabilitet, med udgangspunkt i udgravningerne, større inden for bakkeøerne og Weichselmorænefladerne end inden for de øvrige typer af landskabselementer.

Andelen af grovkornede sedimenter falder fra alluvialkeglen over den proximale til den distale smeltevandsslette, figur 2.1 i bilag 2.

Samlet vurderes de undersøgte lokaliteter at afspejle både karakteristika og variation inden for de respektive landskabselementtyper.



Figur 6: Udbredelse af facies i opmålte profilvægge i udgravninger inden for syv undersøgte geologiske varianter inden for de 6 landskabselementtyper. Fordelingen baserer sig på en opmåling (i m²) af de sedimentære facies fra C-horisonten og i nogle tilfælde også fra B-horisonten. Faciesfordelingerne og deres variationsbredde er karakteristisk for landskabselementtyperne. Dmh: homogen, matrix-understøttet diamikt; Gd: homogen eller dårligt lagdelt grus; Gt: trugskrålejret grus; Sh: homogen sand; Sp: planar skrålejret sand; St: trugskrålejret sand; Sl: lavvinklet skrålejret sand; Sv: vandret lamineret sand; Sr: krydslamineret sand; s: sand hvori primære strukturer ikke kan erkendes på grund af jordbundsudvikling eller lignende; Fv: vandret lamineret ler og silt; Fh: homogen ler og silt.

Georadar

Georadarundersøgelserne viser, i overensstemmelse med de geologiske observationer i boringer og udgravninger, at den geologiske variabilitet er lille inden for alluvialkeglen, og de proximale og distale dele af smeltevandssletten. Variabiliteten er moderat til stor inden for Yoldiafladen, for morænesand og smeltevandssand på bakkeøerne, og for Weichselmorænefladen.

Fuldprofilerne og variabilitetsmarkerne er ud fra en samlet georadarmæssig og geologisk vurdering repræsentative for store dele af profillinierne inden for Yoldiafladen, alluvialkeglen og de proximale og distale dele af smeltevandssletten.

Fuldprofilerne og variabilitetsmarkerne er derimod ikke repræsentative indenfor de øvrige landskabselementer: Inden for bakkeøerne og morænefladerne består den umættede zone, udover af morænesand, af smeltevandssand, flyvesand, moræneler og (sandsynligvis) ferskvandssand, der lithologisk og dannelsesmæssigt er forskellige fra morænesand. Det muligt at kortlægge disse varierende jordarter med en kombination af georadar og boringer på bakkeøerne og morænefladerne og dermed at underindele bakkeøen og morænefladerne i særegne områder med hensyn til den geologiske sammensætning i den umættede zone. Men for disse landskabselementtyper er variabilitetsmarkerne og fuldprofilerne kun eksempler.

Jordbunden

På Yoldiafladen er jordbunden udviklet meget varierende afhængig af dræningsgraden samt lokaliteternes vegetations- og dyrkningshistorie. Dette er karakteristisk for senglaciale marine aflejringer med højtliggende grundvandsspejl. Hyppigst forekommende er de såkaldte sure brunjorder. Profilbeskrivelserne på de tre undersøgelsesmarker på Yoldiafladen er i kvalitativ overensstemmelse med databaseoplysninger om andre jordbundsprofiler indenfor landskabselementet.

På hedesletten (inkl. alluvialkegle, proximal og distal smeltevandsslette) er der udviklet karakteristiske podsolprofiler med akkumulering af humus og jern- og aluminiumoxider i B-horizonten (se de respektive datarapporter). Profilbeskrivelserne for de seks lokaliteter på Karup hedeslette og de tre på Tinglev hedeslette er i kvalitativ overensstemmelse med databaseoplysninger om andre jordbundsprofiler indenfor de samme landskabselementer. Jordbundprofilernes modenhed og udviklingsdybde varierer en del men svarer til, hvad man erfaringsmæssigt kan forvente af pedologisk variation indenfor hedesletten. Det er med den aktuelle variation ikke muligt at skelne mellem alluvialkeglen og de proximale og distale smeltevandssletter på pedologisk grundlag.

På bakkeøerne Skovbjerg og Esbjerg er der undersøgt pedologiske profiler for både morænesand (MS) og smeltevandssand (DS). Profilerne på morænesand er med deres naturlige lave lerindhold pedologisk karakteristiske ved at være i en moderat fase af podsoludvikling, figur 7. Bakkeøernes store jordbundmæssige og teksturelle variation vurderes at være godt dækket for MS med de aktuelle lokaliteter, jf. tabel 2.1 i bilag 2.

Den typiske pedologiske udvikling for DS på bakkeøerne er ligeledes podsolering. De beskrevne lokaliteter er repræsentative for DS, idet jordene har forskellig dræningsgrad og udviklingsdybde.

Weichsel morænesand er undersøgt på marker på moræneflader i Djursland, Himmerland og Vendsyssel. De beskrevne jorde har gennemgået pedologiske udviklinger, hvor forbruning ved forvitring og initial podsolering (brunsol til brunpodsol) er karakteristiske. Der er ikke foregået lernedslemning, og der er ikke naturligt kalk tilbage. Blandt de beskrevne jorde er nogle veldrænedede og andre moderat dårligt drænedede. På dette

grundlag betragtes de undersøgte jorde som karakteristiske for morænesand indenfor dette landskabelement.



Figur 7. Profil i sandjord som viser de karakteristiske rustfarvede udfældningsniveauer.

Sammenfattende er den pedologiske karakteristisk og udvikling på de undersøgte lokaliteter således karakteristisk for de enkelte landskabelementtyper.

Kornstørrelser

Kornstørrelsesmæssigt er den største forskel mellem Yoldia- og hedeslette aflejringerne sandfraktionernes indbyrdes fordeling, figur 2.1 i bilag 2. På Yoldiafladen er der karakteristisk et stort finsandsindhold og sjældent mere end 5% grovsand. På hedesletten er der derimod altid et betydeligt indhold af grovsand, mens finsandsindholdet normalt er under 10%. Begge landskabelementer adskiller sig fra Weichsel moræneflade og Bakkeø, hvor sandfraktionerne er meget dårligt sorterede og har hovedvægt på mellemsand.

Kornstørrelsesfordelingerne (især konstant lerindhold indenfor de enkelte landskabelementer) tyder, lige som de bekræftende geoelektriske målinger, på at hedesletterne og Weichsel morænefladerne er relativt homogene. Yoldiafladen og bakkeøerne er derimod heterogene. Denne heterogenitet skyldes bl.a. at lerindholdet varierer indenfor korte afstande og at der ofte forekommer vekslende lag af ler, silt og sand.

De vestjyske landskabstyper (Bakkeø og Hedeslette) har humusindhold over gennemsnittet for sandjorde. Yoldiafladen ligger tæt på gennemsnittet for de sandede jorde og jordene i det unge moræne landskab har det laveste akkumulerede indhold af humus. Analysen viser også at jordene på hedesletten har det laveste indhold af ler og silt og at det unge morænelandskab har størst indhold af ler og silt. En sammenligning mellem det geologiske kortgrundlag og sandjordsprofilerne i profildatabasen viser relativt

god overensstemmelse mellem indholdet af ler og klassifikationen af den kortlagte jordtypekornstørrelse, tabel 1.3 og 1.4 i bilag 1.

Det vurderes således at sammenligningen mellem forsøgslokaliteternes teksturelle, geologiske og pedologiske egenskaber og oplysningerne i de landsdækkende jordbundsdata-baser viser, at de udvalgte lokaliteter er karakteristiske og repræsentative for de landskabs-elementer de repræsenterer.

4.2 Variabilitet

De geoelektriske EM38 undersøgelser, som afspejler forhold i de øverste 1 – 2 m u. t., viser at der er en relativ lille variabilitet inden for alluvialkegle, proximale og distale smeltevandssletter samt de konkret undersøgte lokaliteter på Weichsel morænefladen, mens variabiliteten er større inden for Yoldiafladen og på bakkeøer.

Georadarundersøgelser har, sammenholdt med geologiske data fra udgravninger og borer, vist, at den laterale geologiske variabilitet (i mange tilfælde helt ned til dybder på 10–15 m.u.t.) på alluvialkegle, proximale og distale smeltevandssletter er relativt lille mens den inden for Yoldiafladen, bakkeøer og Weichsel morænen er moderat til relativ stor. Uoverensstemmelsen i vurderingen af variabiliteten på Weichsel morænen mellem EM38 og georadarundersøgelserne skyldes antagelig enten, at der er en større variation i underjorden (i dybder under EM38 metodens indtrængningsdybde) og/eller at datagrundlaget for vurderingerne ikke er delvist forskelligt, da der også indgår data fra lokaliteter, hvor der kun er målt med den ene metode. Ved undersøgelser på andre lokaliteter på Weichsel morænefladen (Greve et al. 2003) har også EM38 undersøgelser vist at der kan være stor variation.

En vurdering af teksturdata fra de landdækkende jordbundsdata-baser viser, specielt på basis af lerindholdet, at der inden for alluvialkegle, proximale og distale smeltevandssletter, samt Weichsel morænefladen er en relativ lille variabilitet mens den er større inden for Yoldiafladen og på bakkeøer.

Undersøgelserne viser desuden, at landskabs-elementerne er karakteristisk forskellige med hensyn til kornstørrelsesfordeling og humusindhold. Fordelingerne på sandfraktionerne er forskellig, idet Yoldia- og hedesletteaflejringerne er velsorterede, mens Weichsel morænefladen og Bakkeøerne har dårligt sorterede sandfraktioner.

Med det indsamlede materiale og analyser fra de seks variationsmarker (1,5–3 ha) er det ikke muligt at vurdere, om der er forskel i variabiliteten markerne imellem med en traditionel variogramanalyse, således at der kan opstilles et kritisk range for observationernes gyldighed. Derfor er data præsenteret i boxplot, som viser at variationen som hovedregel er af samme størrelse på de forskellige marker, og at det i højere grad er det absolutte niveau af den pågældende jordegenskab, der er forskellig fra mark til mark, bilag 3. Kun for EM38 målinger, hvor der er et meget stort antal punktmålinger, har det været muligt at beskrive variabiliteten og forskelle i variabilitet på mark- og landskabs-elementtypeniveau med variogrammer, tabel 7.

Tabel 7. Oversigt over geostatistiske parametre fra variogramundersøgelser på 8 geologiske varianter indenfor 6 landskabselementtyper, baseret på måling af elektrisk ledningsevne, EM38.

	Mean	Range	Sill	Nugget	Variationskoef. *
	mS/m	m	(mS/m) ²	(mS/m) ²	%
Yoldiaflade (YS)	7	200	14	1,5	53
Alluvialkegle (TS,TG)	4	40 / 200	0,7	0,2	21
Proximal slette (TS; TG)	4	20	0,3	0,2	14
Distal slette (TS, TG)	4	200	1,0	0,7	25
Bakkeø (MS)	10	200	22	2	47
Bakkeø (DS)	8	250	10	1	30
Weichsel Djurs/Him (MS)	6	200 / 50	1,5	1	20
Weichsel Vendsyssel (MS)	6	200 / 50	0,5	1	11

*)
$$\text{Variationskoefficienten} = \frac{\sqrt{\text{Sill}}}{\text{Mean}} * 100$$

Variogramundersøgelserne viser bl.a. at der er kritiske "range" mellem 20 og 250 meter for de forskellige landskabselementer, mens variationskoefficienten varierer fra 11 – 53 %. Hovedreglen er således, at arealer kan tillægges værdier fra punktdata op til en afstand af 200m, idet sikkerheden falder fra 1 i punktet til 0 i 200 meters afstand.

Variabilitet relateret kortlægningskriterier for følsomhed

Gennem projektets undersøgelser er det vist, at de jordegenskaber, der bærer det klareste udsagn om den generelle grad af følsomhed overfor udvaskning af pesticid, er indholdene af humus (organisk kulstof / 0,57), silt og ler: de primære zoneringsparametre. Det er disse jordegenskaber, der ligger til grund for de overvejelser og eksempler på karakterisering og zoneringsparametre, som er vist i kapitel 4. Resultaterne viser således, at det er den zoneringsparametre, som baserer sig på indholdet af humus, silt og ler, der vil kunne foretages som en samlet ensartet indsats.

Derfor er den følgende variabilitetsanalyse netop koncentreret om variationen i indholdet af humus, silt og ler, samt udvaskningen.

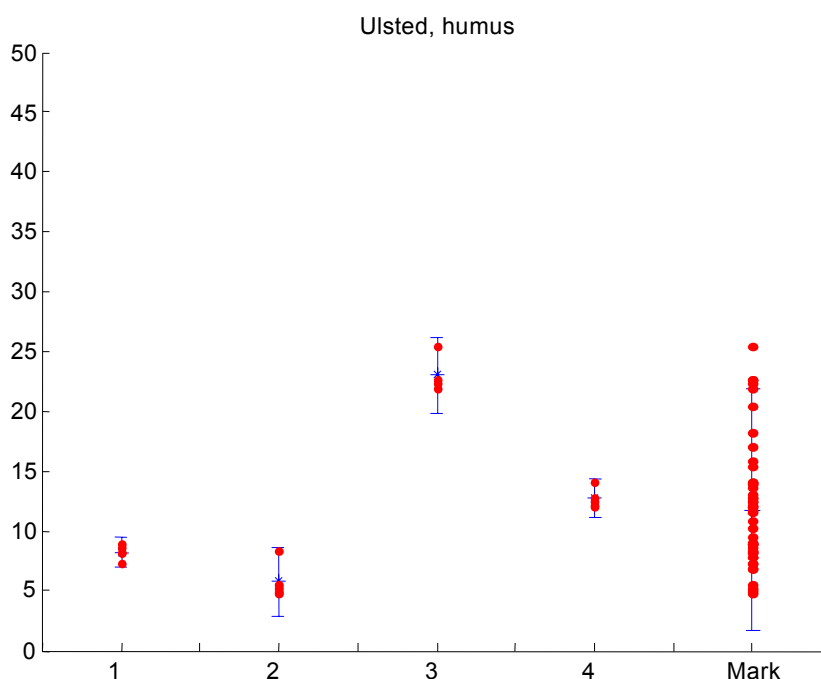
Variabilitetsundersøgelserne er gennemført for projektets variationsmarker, hvor der er udtaget og karakteriseret prøver fra jordbundshorisonterne A (muldlaget) og B (udfældningslaget). Der er etableret "variationsmarker" på 6 af de 8 undersøgte landskabselementer.

Humusindholdet og summen af ler- og siltindholdet i den øverste meter er summeret på dette grundlag og justeret i forhold til volumenvægt, hvorefter der er udregnet et gennemsnit for kvadratnetprofilene. Dette udgør et fælles grundlag for vurdering af variabiliteten i de samlede profildybder og gør det muligt at give et meget groft estimat af den relative udvaskning ved hjælp af den etablerede korrelation.

For at få et estimat (groft) af udvaskningen er prøver, der passer dårligt til korrelationsmodellen fjernet. Det drejer sig om ca. 15 prøver, og det er ikke undersøgt, hvorfor disse prøver er outliers. Statistisk er det forkert at fjerne disse prøver, men da formålet er at skabe en grov udvaskningsmodel, der kan bruges til at rangordne jordene på variabilitetsmarkerne imod hinanden, vurderes fremgangsmåden at være brugbar og acceptabel. Ved tolkningen skal der imidlertid tages hensyn til dette forhold.

For at gøre det muligt at vurdere heterogeniteten indenfor den enkelte undersøgelsesmark er middelværdi og spredning illustreret, Bilag 3B, både for hvert cluster af dataindsamlingspunkter (5 punkter tæt ved hinanden) og for marken som helhed, for hver samhørende værdi af humus, ler og silt, og modelleret relativ udvaskning. Middelværdi og spredning giver i de fleste tilfælde et acceptabelt estimat af variabiliteten (sammenfald mellem middelværdi og medianværdi), til trods for at værdierne ikke kan forventes at være normalfordelte, fx. figur 8.

Variabiliteten for hver af markerne er vist på et "kort", hvor hvert punkt (dataindsamlingspunkt) er afsat med UTM koordinater, og hvor farvekoden angiver interpolerede værdier. Endelig benyttes der kort med angivelse af EM38 målingerne for de pågældende marker.



Figur 8. Den samlede variation i humusindhold på Ulsted marken er større end variationen indenfor de fire clustre af tætliggende målepunkter på marken.

Den korrelerede relative udvaskning har i dette tilfælde en betydelig usikkerhed (mere end 20%), og kan kun anvendes i en grov tolkning af markens variabilitet. Det vil naturligvis altid være mest korrekt at vurdere direkte på grundlag af de målte variable (humus samt ler og silt). Til gengæld vil tendenser, som fremstår til trods for denne usikkerhed, have væsentlig udsagnskraft.

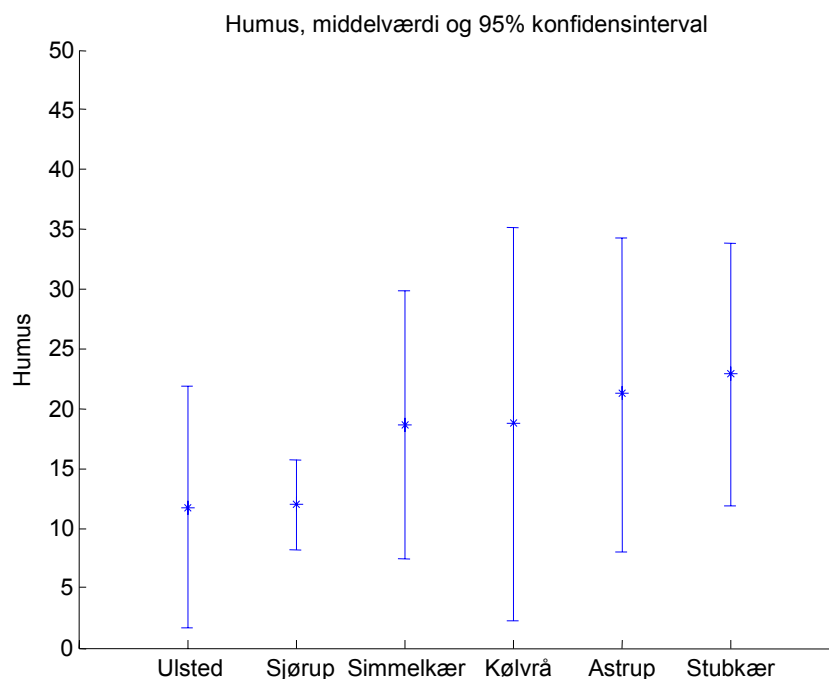
De kort, som er produceret, viser en sammenhæng mellem fordelingerne af udvaskning, humus, og ler og silt. Dette er ikke overraskende, da udvaskningen netop er predikeret ud fra disse værdier. Selv om de sammenhænge, som er illustreret på kortene, således er indbyggede og ikke viser ny viden, kan kortene imidlertid anvendes til at vurdere den indbyrdes betydning af disse variable i forskellige scenarier.

Variation mellem marker. Der er beregnet gennemsnit og 95% konfidensinterval for hhv. humusindhold, indhold af ler og silt, og beregnet udvaskning på de 6 marker:

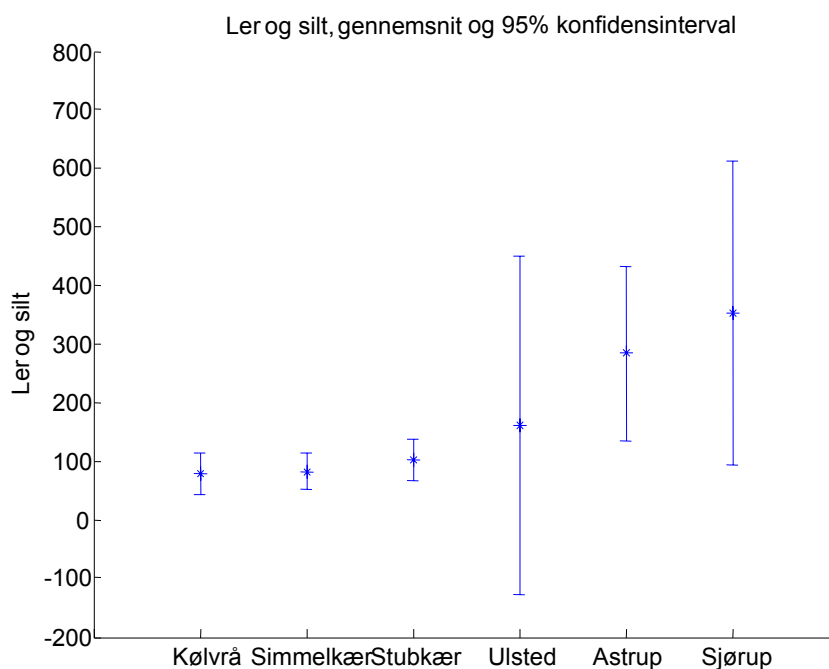
Humus, figur 9. Det gennemsnitlige humus indhold varierer mellem ca. 12 og 22 kg/m². Ulsted marken har det laveste gennemsnitlige humusindhold, men en betydeligt variation, mens Sjørup marken har næsten tilsvarende lavt humusindhold og den mindste variation. Alle marker, undtaget Ulsted, adskiller sig signifikant fra Sjørup. Der er ikke signifikante forskelle mellem de øvrige marker, som har en gennemsnitsværdi på ca. 18 kg/m² og en betydelig spredning, ved samlet vurdering af alle data fra markerne.

Ler og silt, figur 10. Indholdet af ler og silt varierer fra under 100 kg/m² til ca. 350 kg/m² i gennemsnit. Stubkær, Simmelkær og Kølvrå har både de laveste indhold og mindste variationer i ler og silt indhold. Sjørup, Astrup og Ulsted adskiller sig signifikant fra Stubkær, Simmelkær og Kølvrå markerne. Der er en betydelig spredning og et relativt lavt

gennemsnitsindhold indenfor Ulsted marken, mens gennemsnitsindholdene i Sjørup og Astrup markerne er højere (og ligeledes med en betydelig spredning).



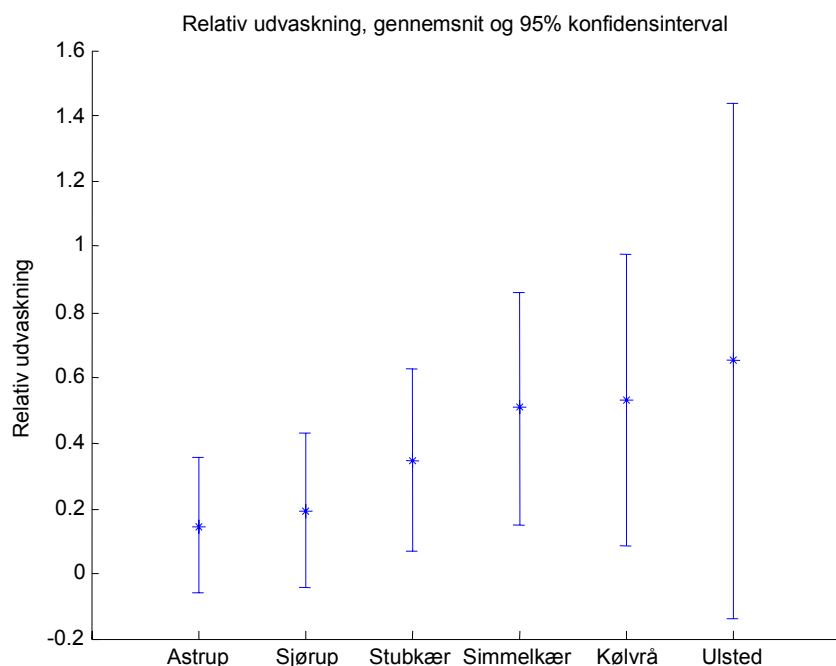
Figur 9. Middelværdi og 95% konfidensinterval for humusindholdet på 6 undersøgelsesmarker.



Figur 10. Middelværdi og 95% konfidensinterval for ler- og siltindhold på 6 undersøgelsesmarker.

Udvaskning, figur 11. Det er Ulsted, Kølvrå og Simmelkær markerne der har de højeste beregnede udvaskninger, hvilket især er sammenfaldende med/afledt af lavt ler og silt indhold. I Ulsted er der den største variation både i humus, og ler og silt indholdet, hvilket tilsammen medfører at Ulsted er den mest følsomme lokalitet. For Kølvrå og Simmelkær er der et lavt og ensartet indhold af ler og silt, mens humus indholdet ligger i mellemområdet.

Sjørup og Astrup markerne har relativt lave gennemsnitlige udvaskninger. I Sjørup er lavt humusindhold kompenseret af de højeste indhold af ler og silt. I Astrup forudskikker både højt humus-, og ler og silt indhold den lave udvaskning.



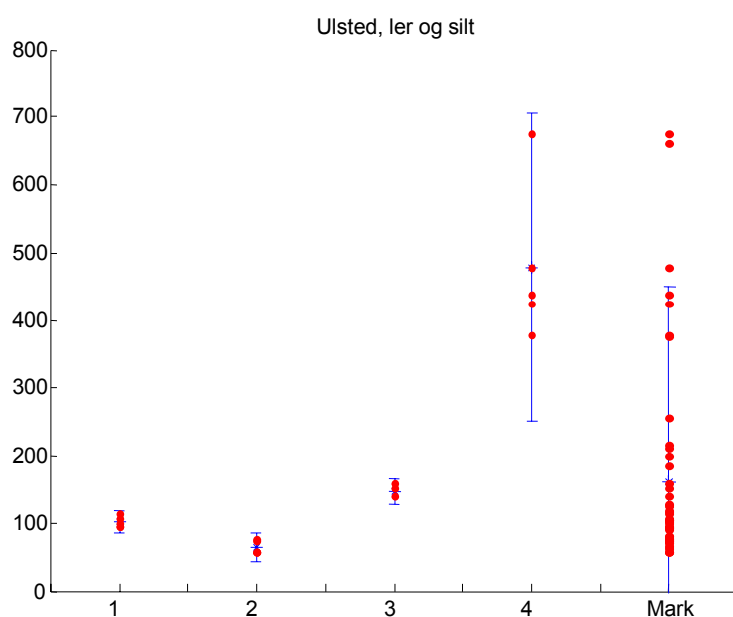
Figur 11. Middelværdi og 95% konfidensinterval for relativ beregnet udvaskning på 6 undersøgelsesmarker.

Der er en klar tendens til at variationen i relativ udvaskning stiger med gennemsnitsværdien, hvilket betyder at de lokaliteter, som samlet set er mest heterogene, gennemsnitligt er de mest følsomme, hvilket er en meget væsentlig sammenhæng i zoneringsøjemed.

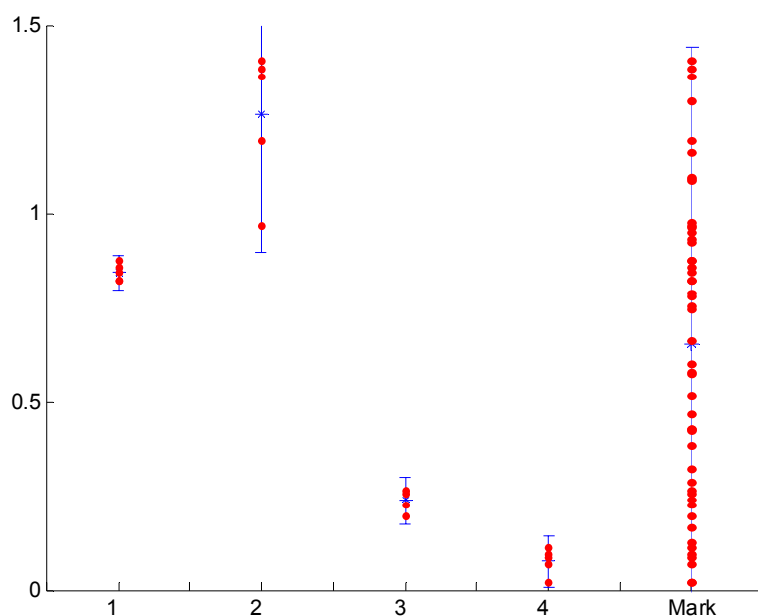
Variabiliteten for de primære kortlægningsparametre på Ulsted marken. Som eksempel på dokumentationen af variabiliteten vises her Ulsted marken, figurerne 8, 12 og 13, som viser de primære zoneringsparametres værdier, gennemsnitsværdier og 95% konfidensintervaller for hhv. de fire clustre (hvor der er kort afstand mellem 5 prøvetagningssteder) og for marken som helhed. Figurerne 14 og 15 illustrer variabiliteten på tematiske kort. Yderligere dokumentation for Ulsted og de øvrige marker findes i bilag 3B.

Ulsted er præget af betydelig heterogenitet for såvel humus som ler og silt. Variationen er på markskala, idet variationen indenfor de enkelte clustre er betydeligt lavere. Generelt er marken præget af et intermediært indhold af ler og silt, men med et lokale indslag omkring cluster 4 af højt ler og silt indhold, og med betydelig variation, figur 12. Humus indholdet varierer betydeligt indenfor marken, men er forholdsvis ensartet indenfor de enkelte clustre.

Samlet set medfører dette en betydelig variation i relativ udvaskning. Cluster 2 har højest udvaskning, figur 13, forårsaget af meget lavt indhold af ler og silt, og lavt humus indhold.



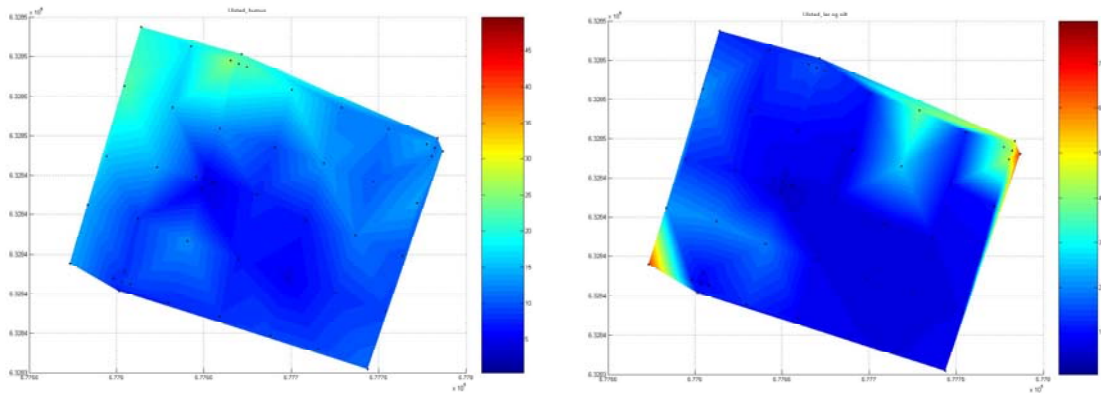
Figur 12. Målinger, middelværdi og 95% konfidensinterval for ler- og siltindholdet på Ulsted marken og i de 4 clustre af tætliggende målepunkter.



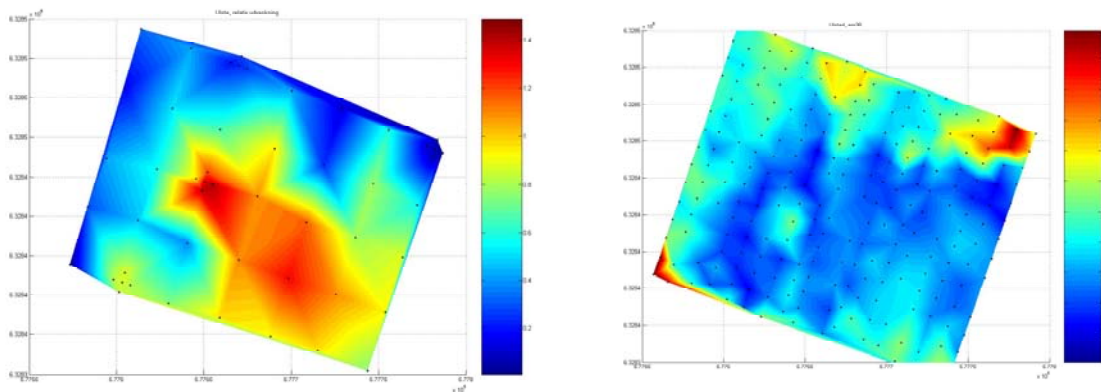
Figur 13. Målinger, middelværdi og 95% konfidensinterval for relativ beregnet udvaskning på Ulsted marken og i de 4 clustre af tætliggende målepunkter.

Også udvaskningen varierer mest, når marken vurderes som helhed, idet der, bortset fra cluster 2, er meget lille variation indenfor clustrene, figur 13. Samlet set varierer udvaskningen mellem 0 og 1.4 baseret på/i forhold til kvadratnetprofilerne, hvilket betyder

at selve marken (marken som helhed) er mere heterogen end sandjordsprofilerne i kvadratnettet.



Figur 14. Geografisk fordeling af humus- samt ler- og siltindhold på Ulsted marken.



Figur 15. Geografisk fordeling af relativ beregnet udvaskning og EM38 målinger på Ulsted marken.

Udvaskningskortet, figur 15 viser et område, som strækker sig fra sydøsthjørnet ind over midten af kortet, med relativ høj udvaskning, medens der de øvrige steder på marken er lav beregnet udvaskning. Området med relativt høj udvaskning afspejles især på humus kortet, figur 14, men også i mindre omfang på ler og silt kortet. Em38 kortet, figur 15, viser en resistivitetsfordeling som nogenlunde svarer til fordelingen af ler og silt, denne fremgår dog ikke klart af kortet for ler og silt, da skala er sat til en fælles skala for alle ler og silt kort. og afspejler ikke forskellene i humusindhold (EM38 er ikke følsom overfor et lavt humusindhold). Lavt humus indhold er sammenfaldende med lavt indhold af ler og silt, hvilket forstærker indslagene med høj udvaskning i figur15.

Den store heterogenitet i udvaskningen på Ulsted marken, der understøttes af EM38 målingerne, medfører at der her er behov for at udtage relativt mange prøver, hvis størrelse og fordeling af sårbarheden skal bedømmes på dette grundlag lmidlertid er det kun et lille antal datapunkter, hvor den beregnede udvaskning er særligt høj, som en

afspejling af variationen i humus-, og ler og silt indhold. Kortlægning af følsomheden indenfor Ulsted-lignende arealer kan derfor foretages på basis af EM38, suppleret med støttepunkter for humusindhold. Variation på EM38 kan i nogen grad, suppleret af kendskab til landskabselementet og variationerne i humusindhold i overjorden, hjælpe til udvælgelsen af disse datapunkter for humusindhold.

I en samlet vurdering er Astrup-, Sjørup- og Stubkærmarkerne er de mindst sårbare af de undersøgte marker, som også udmærker sig ved at variabiliteten er temmelig lav.

Indenfor Ulsted marken er der en betydelig variation i udvaskningen og marken er samlet set den mest følsomme af lokaliteterne. Dette skyldes et delområde på marken med lavt humus-, og ler og silt indhold. Relativt vurderes Ulsted marken at være et særligt følsomt område, indenfor hvilket der er delområder, som relativt er meget følsomme. De lokale meget følsomme områder er sammenhængende, figur 15, hvilket gør dem forholdsvis nemme at identificere/kortlægge.

Også Kølvrå og Simmelkær markerne er relativt følsomme overfor (relativ, simuleret) udvaskning, men har forholdsvis ringe variation i udvaskning og ingen særligt følsomme delområder indenfor markerne.

Med henblik på dokumentation af følsomheden overfor udvaskning (gennem analyse) vil det kun for Ulsted-situationens vedkommende være nødvendigt med en tæt prøvetagning. Kendskab til variationerne i humusindhold i A-horisonten vil, sammen med EM38 målinger, kunne give et fingerpeg om den nødvendige prøveudtagningsstæthed.

På grundlag af variabilitetsanalysen af de primære zoneringsparametre er det de områder som er mest heterogene mht. indholdet af især ler og silt, men også humus, som er de mest følsomme overfor udvaskning af pesticid. Dersom et områdes store variabilitet er kendt i forvejen kan det afgrænses og dets særligt følsomme karakter fastlægges på grundlag af en "værest mulig"-karakteristik. Alternativt kan delområder med forskellige grader af følsomhed overfor pesticidudvaskning kortlægges gennem tæt prøvetagning.

Følsomheden overfor udvaskning af pesticid kan, for de øvrige undersøgte lokaliteter, som alle er forholdsvis mindre følsomme end Ulsted marken, karakteriseres ved hjælp af EM38 og relativt få prøver.

De marker, som ikke er særligt følsomme overfor udvaskning af pesticid, er forholdsvis homogene med få outliers i korrelationen af relative udvaskning.

Ud fra undersøgelserne af fuldprofiler og undersøgelsesmarker vurderes det at de mest heterogene områder, især vedr. ler-silt fraktionen (men også vedr. humus), også er de mest følsomme, og at disse kan udvælges enten alene ud fra et kendskab til stor heterogenitet på pågældende landskabstype, eller ved dokumentation gennem en meget tæt prøvetagning. De mere ensartede og mindre følsomme arealer kan identificeres ud fra et mere begrænset antal prøver/observationer.

4.3. Kendte sammenhænge mellem jordegenskaber

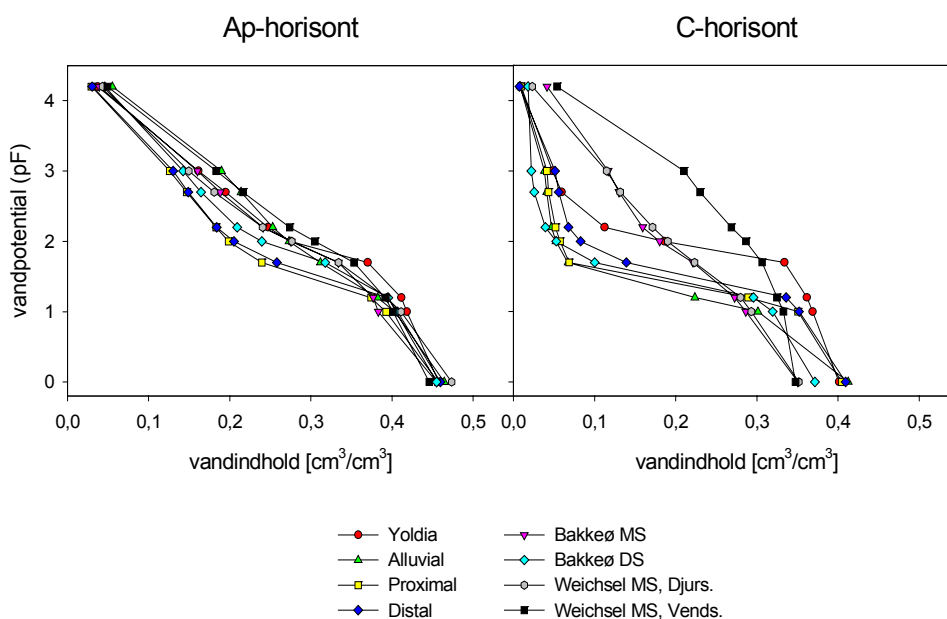
Der er opbygget et stort og sammenhængende datasæt for danske sandjorde. Flere almindeligt kendte sammenhænge mellem jordegenskaber er illustreret med dette datasæt, bilag 7. Disse sammenhænge underbygger datasættets troværdighed og mindsker antallet af kritiske jordegenskaber der i den aktuelle sammenhæng rummer selvstændig information.

4.4. Vandets opholdstid

Jordens hydrauliske egenskaber har indflydelse på vandtransporten og hvor længe jordvæsken opholder sig i den umættede zone før den når grundvandet (fx. illustreret ved pF2 i retentionskurver, figur 16). Opholdstiden i muldlaget (A-horisonten) og en evt. humusholdig Bh-horisont er særlig vigtig, idet det især er her pesticid bindes og/eller nedbrydes. I det følgende præsenteres resultater om sammenhæng mellem jordegenskaber og hydrauliske modelparametre, samt om hvilke jordegenskaber der betyder mest for vandets opholdstid i de øverste jordlag.

Laboratorieanalyser

Jordens evne til at tilbageholde vand (vandretention), porøsitet, volumenvægt, samt den mættede og umættede hydrauliske ledningsevne er bestemt.



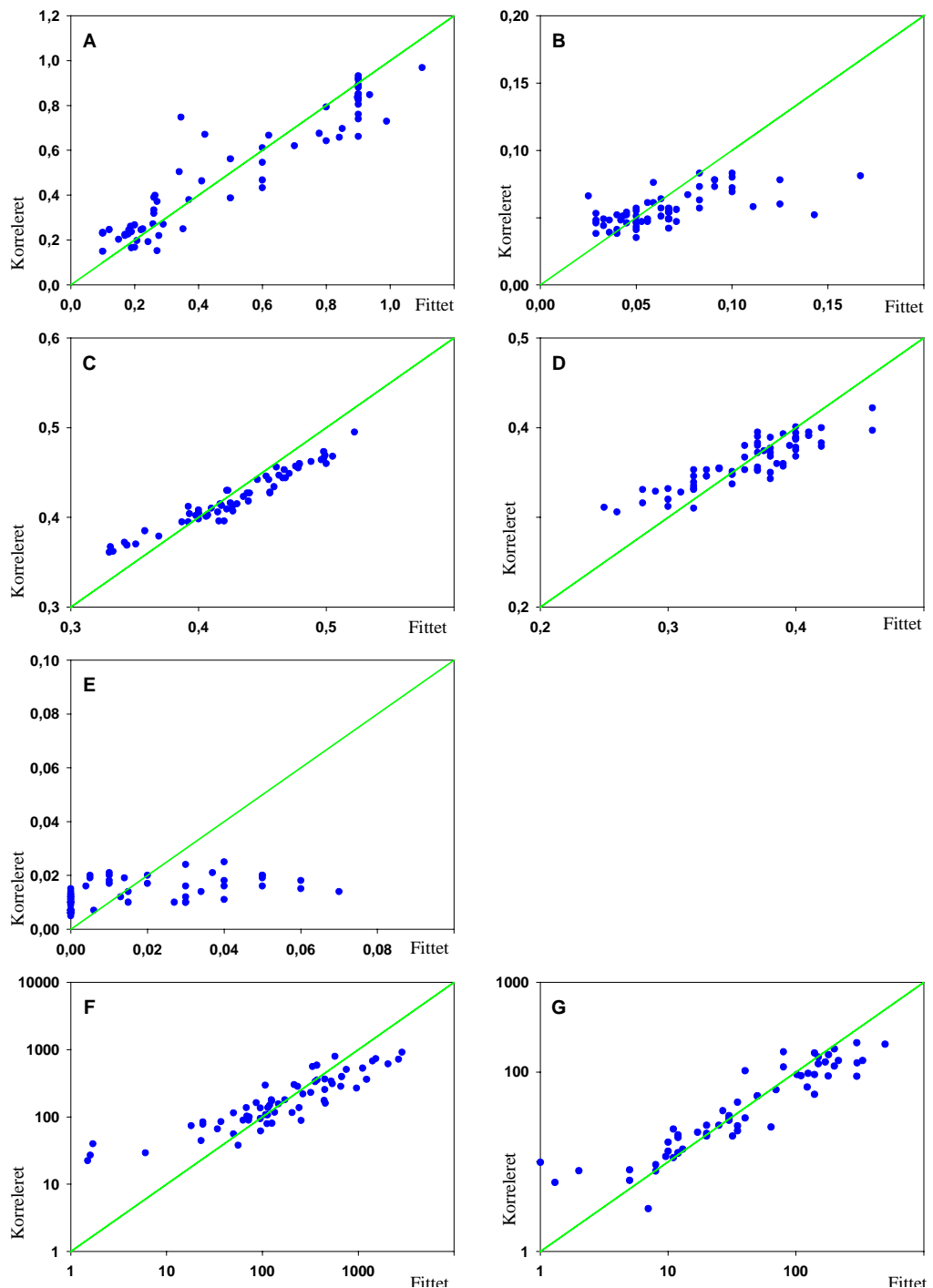
Figur 16. Middelværdier for vandretentionen ($n=3$) i Ap- (pløjelaget) og C-horisonterne for 8 geologiske typer profiler indenfor 6 landskabselementer, hvor der er gennemført et fuldt undersøgelsesprogram.

Overordnet er retentionsforløbet i A-horisonten mere ensartet end i C-horisonten for alle landskabselementer (figur 16), idet det indarbejdede indhold af organisk materiale og mekanisk jordbehandling har betydning for vandretentionen i A-horisonten. I C-horisonten er teksturforskellene relativt store og der er generelt en ret dårlig vandholdende evne for de mest sandede lokaliteter (Yoldiafladen, Alluvialkeglen, Proximal og Distal smeltevandsslette, samt sandet Bakkeø). De mere ler- og siltholdige jorde (Bakkeø og Weichsel moræneflade) har bedre vandholdende evne, bilag 5.

Jordegenskaber der beskriver de hydrauliske modelparametre

De hydrauliske egenskaber for jorden, som benyttes til simulering af udvaskning, er beskrevet ved de modelparametre i de hydrauliske funktioner, der indgår i MACRO modellen. Disse modelparametre er så korreleret til jordegenskaber ved en "neural netværks"-korrelation. Det neurale netværks evne til at forudsige modelparametrene er vist i figur 17.

De jordegenskaber der benyttes som input til det neurale netværk er: retentionskurver, kornstørrelsesfordeling, volumenvægt, organisk kulstofindhold, dybde og landskabelement.



Figur 17. Hydrauliske modelparametre. Parametrene er tolkede (fittede / tilpassede) på basis af projektets målinger af hydrauliske data og afbildet i f.t. hydrauliske modelparametre som er fremkommet med neural netværkskorrelation. A: por størrelsefordelingskoefficient (λ); B: reciprokke grænsetension mellem mikro- og makroporer ($1/h_b$); C: porøsitet (θ_s); D: vandindhold ved tension h_b (θ_b); E: residuelt vandindhold (θ_r); F: mættet hydraulisk ledningsevne (k_s); G: hydraulisk ledningsevne ved tension h_b (k_b). Data stammer fra 64 horisonter indenfor projektets 24 undersøgte profiler.

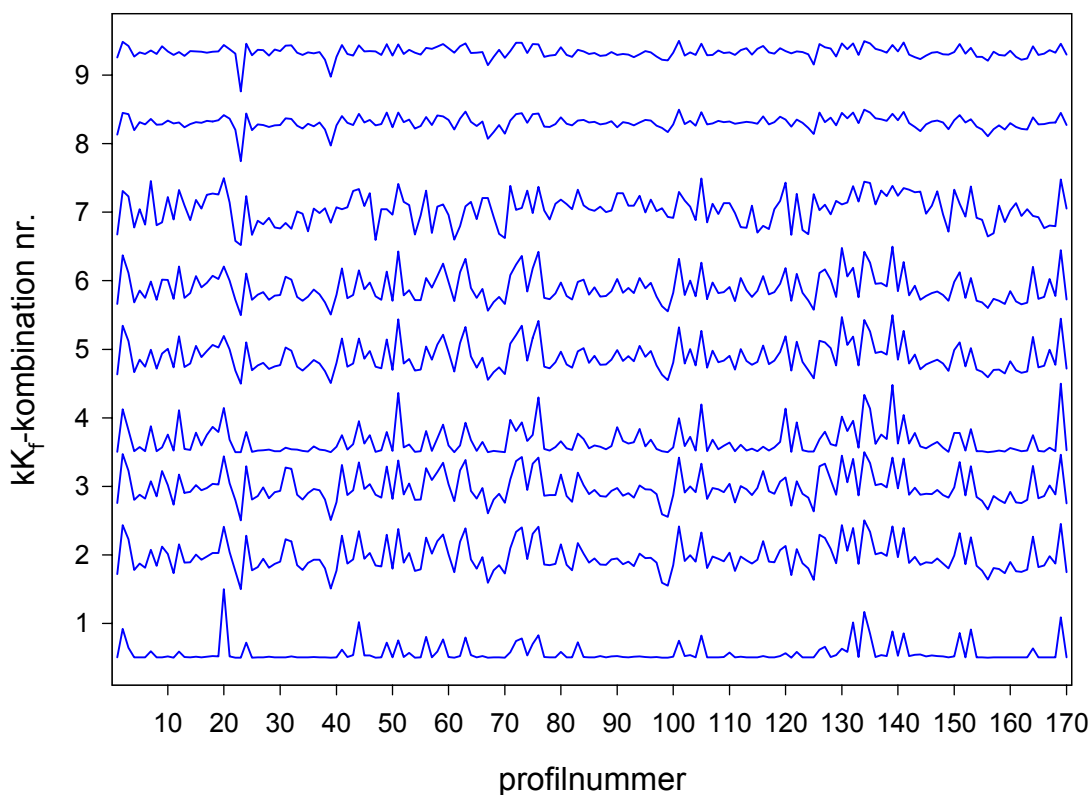
For de vigtigste parametre (K_s og K_b) fremkommer der en klar korrelation af de hydrauliske modelparametre med neural netværksteknik, figur 17, idet der er en tydelig lineær relation. Korrelationen af $(1/hb)$ og (θ_r) er derimod ikke god. Disse parametre har imidlertid kun ringe betydning for simuleringen af udvaskning (bilag 9).

Variationsintervallet på outputtet fra den neurale netværkskorrelation er mindre end variationen på feltdataene (fittet / tilpasset). Dette er en konsekvens af den "bootstrap" procedure (hvor det neurale netværk gentagne gange er optimeret på tilfældig udvalgte 2/3 af data og testet på den sidste 1/3 af data), som benyttes ved neural netværkskorrelation (Schaap et al., 1998). Imidlertid er der benyttet gennemsnitsværdier for de hydrauliske parametre (beregnet ved neural netværkskorrelation) frem for variationsintervaller i de deterministiske simuleringer, hvorfor det vurderes at forskellen i variationsbredden er af mindre betydning for den simulerede udvaskning. Det anses således for forsvarligt at benytte hydrauliske parametre, som er fremkommet ved neural netværksteknik, i simulering af udvaskning.

De vigtigste jordegenskaber for prædiktionen af de hydrauliske modelparametre med neurale netværk er kornstørrelsesfordeling, volumenvægt og indholdet af organisk kulstof.

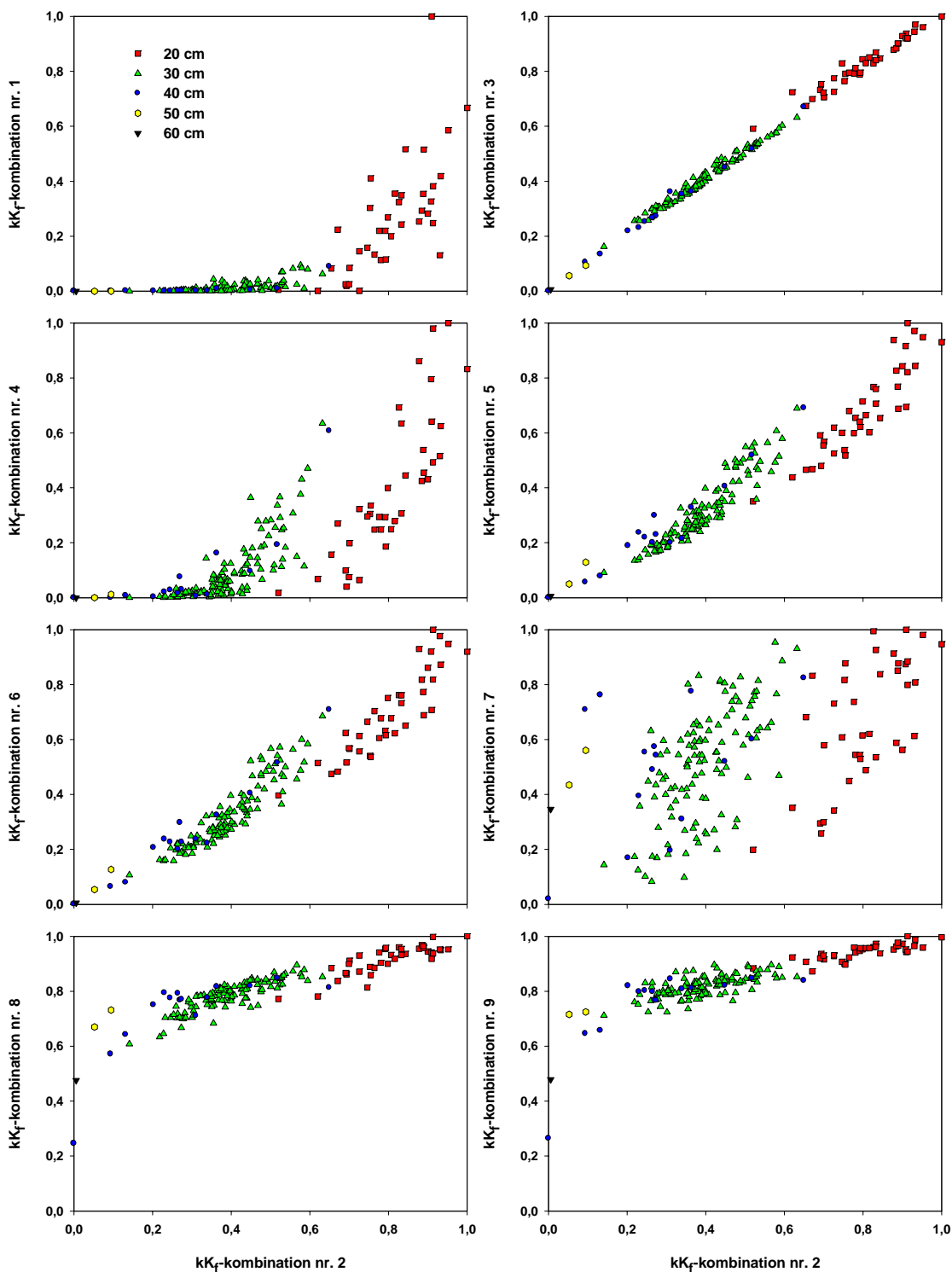
Simuleret udvaskning for 9 kombinationer af k - K_f værdier

Udvaskningen er simuleret med fastholdt (konstant) binding og nedbrydning for at finde ud af hvilke jordegenskaber og værdier af jordegenskaber, der med udgangspunkt i de hydrauliske forhold, giver den største simulerede udvaskning. Resultaterne for simulering af udvaskningen af de ni kK_f -kombinationer (170 sandjordsprofiler fra profildatabasen) er givet i figur 18 og 19.



Figur 18. Lineplot af den relative simulerede pesticidkoncentration i 2 meters dybde for de ni kK_f -kombinationer for 170 sandjordsprofiler fra profildatabasen.

Ved simulering af udvaskning for de ni kK_f -kombinationer er det generelt i de samme profiler der fremkommer hhv. høj og lav udvaskning. Det absolutte niveau af udvaskning er afhængig af hvilken kK_f -kombination der anvendes i simuleringen, hvorimod variationen ved et bestemt kK_f -sæt er et udtryk for forskellen i profilernes hydrauliske egenskaber. På figur 18 illustreres dette af at kurverne generelt har samme fluktuation, mens figur 19 yderligere viser, at der for de fleste kK_f -kombinationer er tendens til lineær sammenhæng (eksemplificeret i forhold til kombination nr. 2). Også dette afspejler at høj / lav hydraulikbestemt udvaskning overvejende foregår i de samme profiler for alle kK_f -kombinationer.



Figur 19. Krydsplot af den relative simulerede koncentration i 2 meters dybde for otte kK_F -kombinationer for 170 profiler fra profildatabasen mod kK_F -kombination 2. Tykkelsen af A-horisonten for de enkelte profiler er angivet med farver jævnfør den angivne skala.

Figur 19 viser at der er lineært sammenfald mellem den simulerede udvaskningsgrad af kK_F -kombination 2 i.f.t. 3, 5, 6, 8 og 9. Dette betyder at det for disse kombinationer af k og K_f er i de samme profiler der er hhv. høj og lav simuleret udvaskning. Tendensen er den

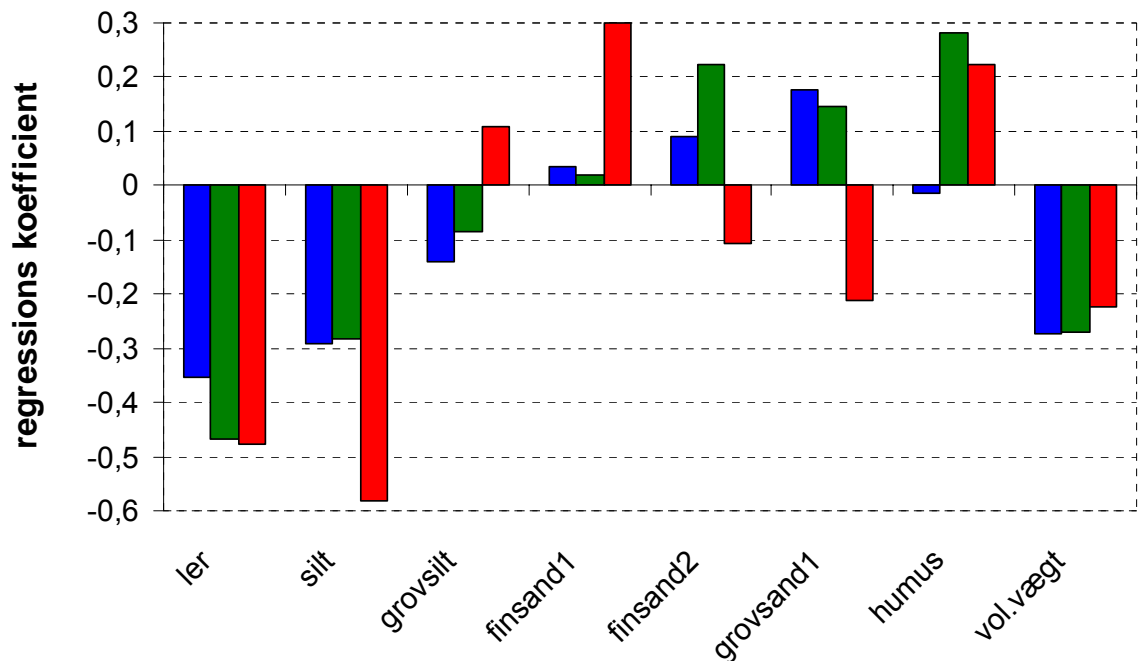
samme for kK_f -kombination 1, 4 og 7, selvom der er tendens til to grupper i forhold til nr. 4, og meget stor spredning i punkterne for kombinationen af nr. 2 og 7.

Vigtigste jordegenskaber for beskrivelsen af de hydrauliske forhold

Ved anvendelse af neurale netværk, er det som tidligere angivet, ikke muligt at få information om hvilke sammenhænge der er i datasættet, og hvilke variable der har hvilken indflydelse på de hydrauliske input parametre. For at få denne information er det forsøgt at lave en multivariat korrelationsanalyse på et af kK_f kombinationerne, og der er her valgt nummer 2 der giver en god spredning på udvaskning. Ved at fastholde binding og forsvinding er udvaskningen alene afhængig af de hydrauliske forhold.

Ved at opdele de 111 indgåede profiler fra profildatabasen i tre klasser baseret på højt lerindhold, mellem lerindhold og lavt lerindhold, er det muligt at etablere en god korrelation mellem udvaskning og kulstof, tekstur og volumenvægt.

Hvis man ser på regressionen for de tre klasser, figur 20, viser det sig at de variable der har den største betydning har nogenlunde samme indflydelse på hydraulikken. Det gælder ler, sil og volumenvægt, der alle har en negativ regression, mens der for humus vedkommen er en klasse hvor denne variabel ikke har betydning, den høje lergruppe, og to hvor der er positiv regression. For de øvrige variable fremstår et mere rodet billede, og ingen af disse har stor betydning for alle klasserne.



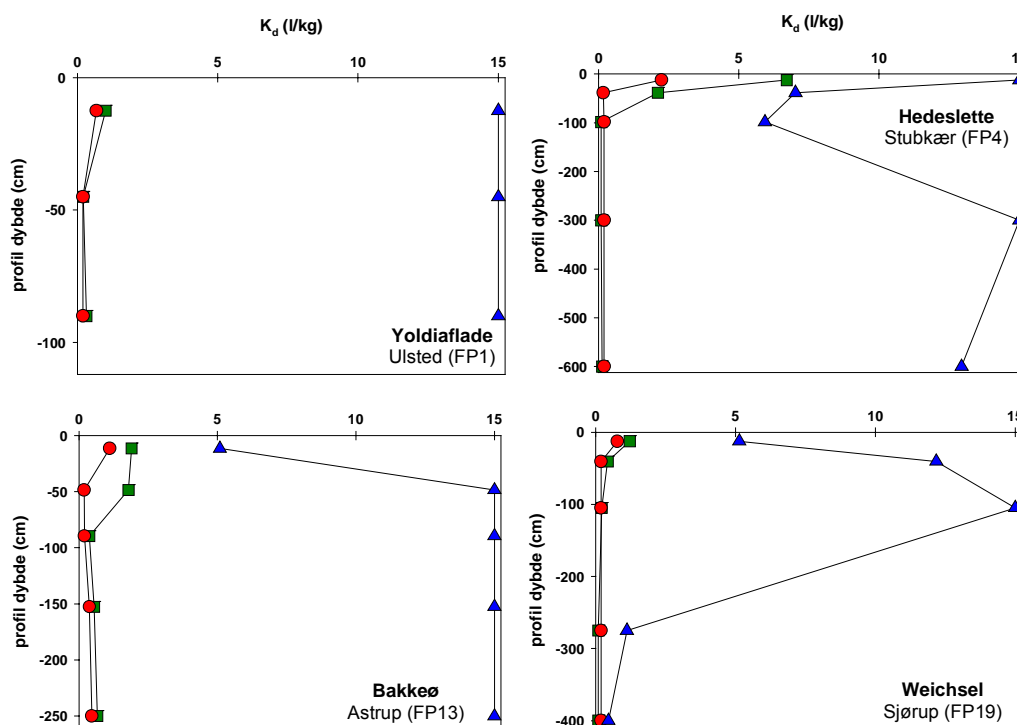
Figur 20. Den relative betydning af jordegenskaber (regressionsvektorer) for korrelationer af simuleret koncentration i 2 meters dybde for kK_f -kombination 2 for henholdsvis den høje lergruppe (blå), gruppen med mellemhøjt indhold af ler (grøn) og gruppen med lavt indhold af ler (rød). Variablene er midlet over den øverste meter i profilet.

4.5. Binding i forhold til stoffernes opholdstid

Jordens evne til at binde pesticid har lige som de hydrauliske egenskaber betydning for stoffernes opholdstid i de øverste jordlag. I det følgende præsenteres resultater om sammenhæng mellem jordegenskaber og binding af pesticid, og en undersøgelse af hvilke jordegenskaber der i bindingssammenhæng betyder mest for stoffernes opholdstid i de øverste jordlag.

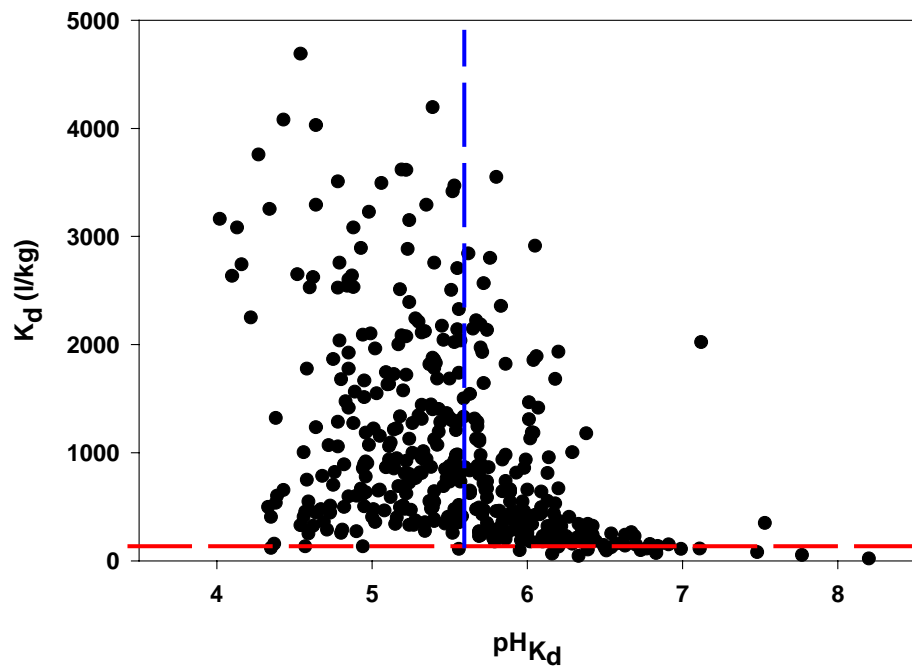
Laboratorieanalyser

Bindingen (fordelingskoefficienten K_d) af de fire modelstoffer er bestemt for mere end 400 jordprøver efter principperne i OECD guidelines. Resultaterne for MTB, MCPA og MTA er vist for fire udvalgte profiler i figur 21

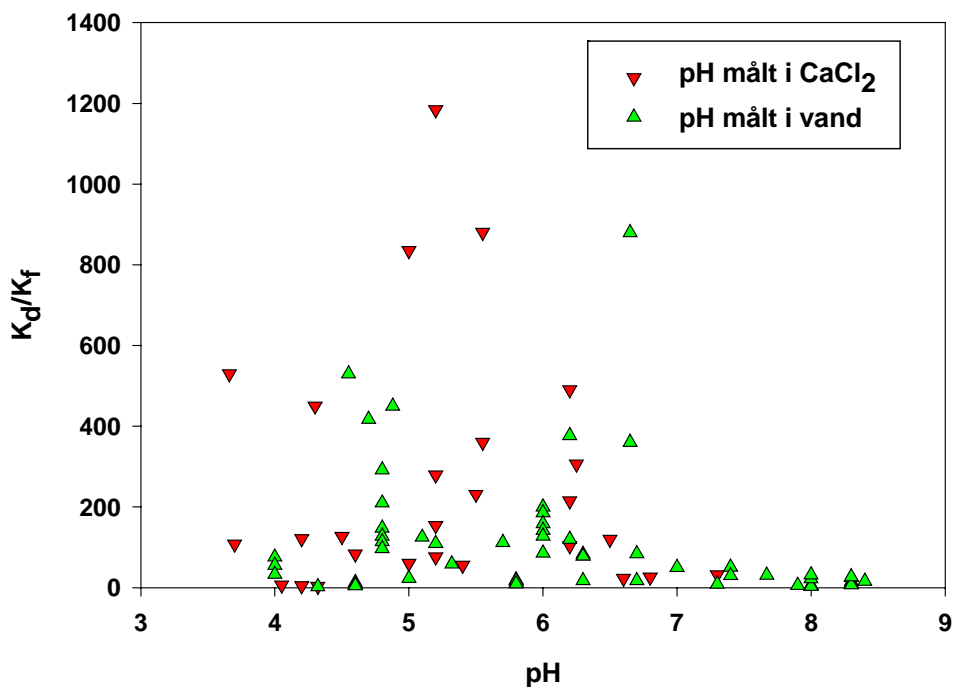


Figur 21. Binding (K_d , l/kg) for MCPA (■), MTB (●) og MTA (▲) mod dybde for fuldprofiler (FP) på markerne Ulsted, Stubkær, Astrup og Sjørup, som repræsenterer landskabselementerne Yoldiaflade, Alluvialkegle, Bakkeø og Weichsel moræneflade. Udenfor intervallerne 0,1-15 (MCPA og MTA) og 0,2-7 (MTB) kan K_d bestemmelserne ikke vurderes kvantitativt. Bestemmelser udenfor disse intervaller er på figuren angivet med interval grænsernes værdier. Målinger som ligger på eller udenfor intervalgrænserne er angivet med værdier som er lig med eller større/mindre end disse intervalgrænseværdier.

Bindingen af MCPA og MTB er størst i overjorden og falder generelt med stigende dybde, figur 21. Bestemmelserne af K_d for MCPA og MTB er generelt gode, især for A-horisonten, hvor bindingen er størst. K_d værdier under 0,2 l/kg for MTB kan ikke vurderes kvantitativt, hvorfor bestemmelserne af MTB's ganske svage binding til prøver fra de dybere jordlag er behæftet med stor usikkerhed. Bindingen af MTA har ikke noget entydigt forløb med dybden, men er generelt forholdsvis høj. K_d værdier for MTA over 15 kan ikke vurderes kvantitativt. Kurverne for MTA viser at det opfører sig atypisk i forhold til MCPA og MTB, der begge viser systematisk afhængighed af dybden.



Figur 22a. Binding, K_d (l/kg), for glyphosat mod pH (målt i forbindelse med K_d bestemmelserne) på undersøgelsesmarkerne. Blå lodret linie viser glyphosats tredje syrestyrkekonstant (pK_a) på 5,6. Rød vandret linie markerer grænsen (som med den anvendte metode er på 160 l/kg) hvorover K_d bestemmelserne ikke kan vurderes kvantitativt.



Figur 22b. Værdier af binding og bindingsfunktion (K_d og K_f) for glyphosat mod henholdsvis pH målt i opløsninger med CaCl_2 , $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ (\blacktriangledown), og pH målt i opløsninger med vand, $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ (\blacktriangle). Data er fra litteraturstudiet /10a/. Figuren viser, i overensstemmelse med figur 22a, en tendens til stærkere binding ved lavt pH, specielt i pH-niveauet omkring den tredje syrestyrkekonstant (5,6).

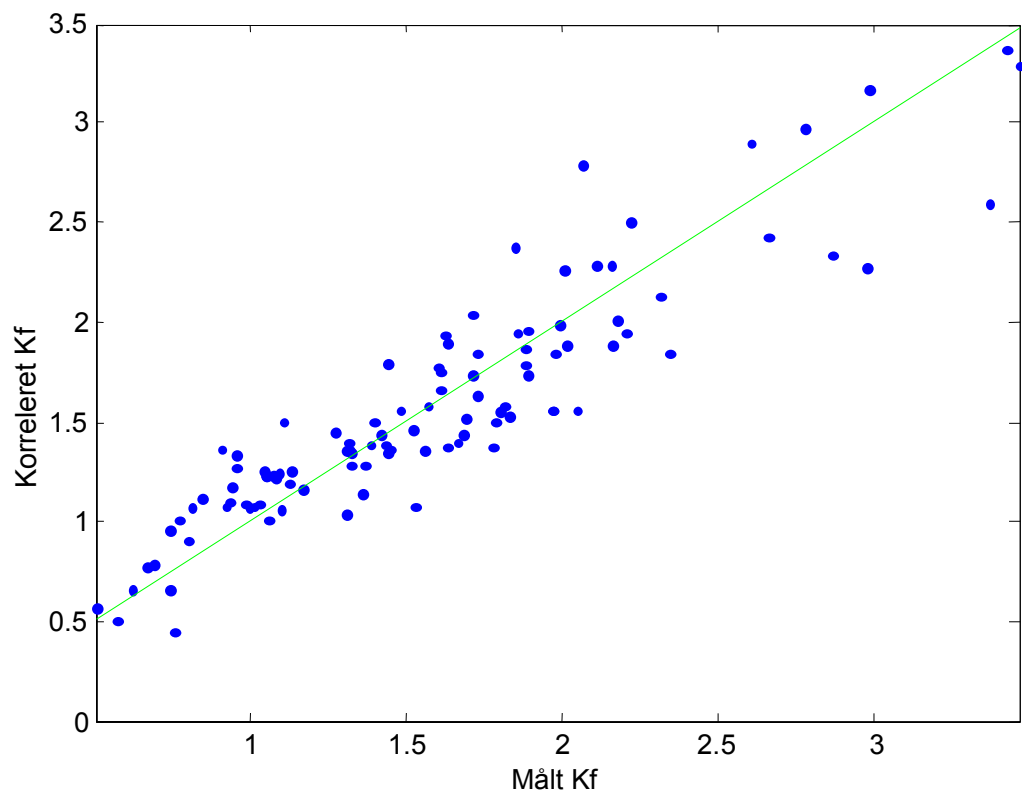
Bindingen af glyphosat er stor for alle de undersøgte jordprøver. Således ligger langt de fleste K_d -værdier, som er bestemt i projektet, over den grænse hvor værdierne kan vurderes kvantitativt. Figur 22a og 22b illustrer hvordan bindingen af glyphosat afhænger af pH i opslæmninger for cirka 400 af projektets sandjordsprøver og datasættet fra litteraturstudiet. Glyphosat har fire syrestyrkekonstanter (pK_a -værdier), hvoraf den tredje på 5,6 (målt i vand) ligger indenfor pH-spændet for de her undersøgte jorde. Dette betyder at ladningen ændres i forhold til pH. Det antydes på figur 22a og 22b, at bindingen af glyphosat er negativt afhængig af pH. De to figurer viser en tendens til stærkere binding ved lavt pH, specielt i pH-niveauet omkring den tredje syrestyrkekonstant (5,6).

Bindingens afhængighed af pH for de tre øvrige modelstoffer er illustreret i bilag 12. Bindingen af MTB er ikke afhængig af pH, mens der for MCPA og MTA er samme tendens til øget binding ved lavere pH som for glyphosat. MCPA har en syrestyrkekonstant på 3,07, hvorunder effekten indtræder, mens der ikke foreligger oplysninger om MTAs syreegenskaber.

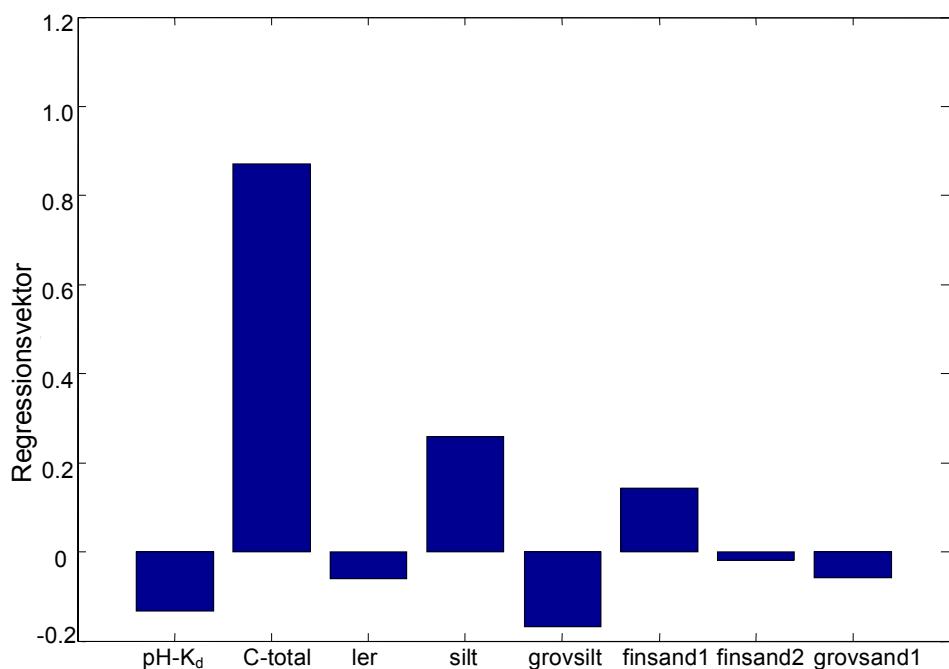
Jordegenskaber der beskriver modelparametre for binding

Der er foretaget en korrelationsanalyse for at beskrive bindingen af MTB, MCPA og MTA gennem så simple, betydningsfulde og få jordegenskaber som muligt. Ved korrelationsanalysen er der ikke medtaget prøver, hvor bestemmelsen af bindingen er behæftet med stor usikkerhed. Det betyder at der ikke er lavet en korrelationsanalyse til bindingen af glyphosat, mens 90% af data er anvendt for MCPA. For MTB og MTA er godt 50% af data blevet anvendt, idet analyserne af binding af MTB i underjord generelt har givet mange værdier som er så lave at de ikke kan vurderes kvantitativt, mens analyserne af bindingen af MTA ofte har resulteret i høje værdier over den værdi hvor de kan vurderes kvantitativt.

Det er ikke muligt at lave en samlet regressionsanalyse på det fulde datasæt for MTB, bestående af samtlige 50% anvendelige data. Prøver med K_f værdier under 0.5 skiller sig ud som en selvstændig gruppe. Regressionen er derfor udelukkende lavet på prøver der har en K_f værdi over 0.5. Gruppen af prøver med K_f værdier under 0.5 er karakteriseret ved hjælp af en principal komponent analyse, og det er testet om gruppen af prøver med en K_f værdi over 0.5 skiller sig signifikant ud fra denne. Dette blev gjort ved hjælp af Soft Independent Modelling of Class Analogies (SIMCA), og undersøgelsen viser, at stort set alle prøver med højere K_f -værdi end 0,5 skiller sig ud fra populationen med K_f -værdier under 0,5, baseret alene på de iboende egenskaber (K_f er ikke medtaget i PCA og SIMCA analyserne). Dette betyder at modellen kan bruges til at indplacere nye ukendte prøver i en af de to grupper. For den ene gruppe er værdierne af K_f under 0.5 og i den anden er de over 0.5. Den sidste gruppes K_f værdi kan prædikteres ved hjælp af nedenstående PLS-korrelation, figur 23a, mens den første gruppes K_f -værdier kan tillægges en konstant lav værdi (fx. 0).



Figur 23a. Målt binding (K_f) mod korreleret binding (K_f) af MTB. Varians forklaret: X: 87%; Y: 84%; 4 PLS-komponenter. Outliers 9/112. Outlier identifikation: se tabel 10.2 i bilag 10. Kun Kf værdier over 0.5 er anvendt i denne korrelation.



Figur 23b. Den relative betydning af jordegenskaber (regressionsvektorer for PLS-modellen) for binding (K_f) af MTB. Kun Kf værdier over 0.5 er anvendt i korrelationen. "Silt" betegner her fraktionen finsilt.

Prædiktionen af MTB's binding er på figur 13a vist i forhold til målt binding. Det fremgår at data er fordelt over hele variationsområdet for K_f-værdier over 0,5. Ved brug af korrelationen kan prøver, der ved SIMCA analysen er indplaceret som hørende til populationen med K_f-værdier over 0,5, prædikteres.

Bindingen af MTB kan især beskrives ved indholdet af organisk kulstof (C-total). pH er af mindre betydning mens kornstørrelsesfordelingen, især siltindholdet, betyder lidt mere, figur 23b. Resultaterne vedr. afhængigheden mellem modelstoffernes binding og jordegenskaber er vist i tabel 8

Tabel 8. Jordegenskaber der benyttes til korrelation af binding (K_f) for MCPA, MTB og MTA (og glyphosat). "+++" og "- - -": stor positiv og negativ betydning; "++" og "- -": middel positiv og negativ betydning; "+" og "-": lav positiv og negativ betydning; "/": ringe betydning. Af bilag 10 fremgår korrelationerne for MCPA og MTA.

	C-total	pH	Ler	Finsilt	Grovsilt	Finsand1	Finsand2	Grovsand 1
Metribuzin	+++	/	/	+	/	/	/	/
MTA	/	- - -	+++	/	/	/	/	/
MCPA	+++ ¹⁾	-	/	/	/	/	/	/
Glyphosat ²⁾	?	(- - -)	?	?	?	?	?	?

Note: ¹⁾ Fjerde rod af organisk kulstofindhold (C-total) er anvendt. Det giver det bedste

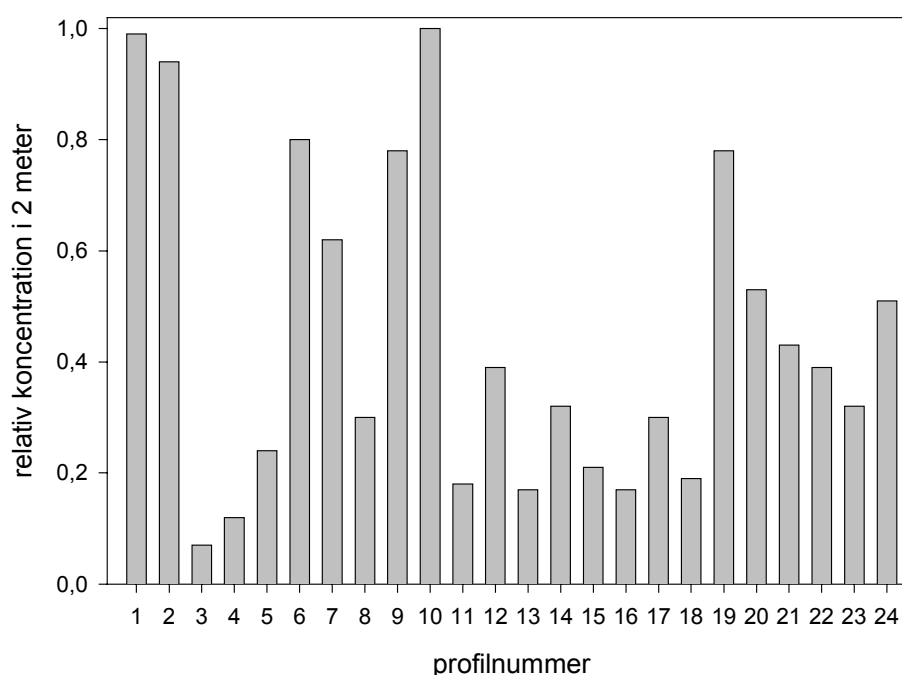
resultat. Også andre transformationer har været afprøvet.

²⁾ I figur 22a er det vist at glyphosat har forskellige bindingsegenskaber ved forskellige pH-værdier, og det er derfor ikke muligt at lave en korrelationsmodel der dækker et bredt pH-interval.

De jordegenskaber som er tilstrækkelige til indirekte at beskrive de fire modelstoffers binding er således: organisk kulstofindhold, pH og kornstørrelsesfordeling.

Simuleret udvaskning af MTB (målt K_d og fast DT50)

For yderligere at bestyrke identifikationen af de jordegenskaber som betyder mest for stoffets opholdstid i de øverste jordlag er den simulerede udvaskning af MTB fra de 24 fuldprofiler undersøgt. Simuleringerne er udført med den aktuelle binding, men med fastholdt nedbrydning for alle profilerne, hvorved udvaskningen bliver en direkte afspejling af stoffets opholdstid (se forklaring i afsnit 1.3).



Figur 24. Søjlediagram af den relative simulerede pesticidkoncentration i 2 meters dybde for MTB fra de 24 fuldprofiler. Simuleret med den målte binding (K_f) og fast nedbrydning (DT50). Nedbrydningen er fastsat som 80% fraktilen af de målte forsvindingsværdier (DT50, eller 20% fraktilen af nedbrydningsraten k) for fuldprofilerne mhp. at tage udgangspunkt i en konservativt karakterisering af nedbrydningsforholdene.

De relative udvaskninger af MTB fra de 24 fuldprofiler (figur 24), hvor nedbrydningen er fastsat som 80% fraktilen af de målte værdier, viser at der er stor forskel i udvaskning mellem profilerne. De 24 profiler dækker hele variationsfeltet (udfaldsrummet) sammenlignet med resultaterne fra profildatabasen, hvilket indikerer at profilerne repræsenterer et bredt spektrum af sandjorde. Dette understøttes gennem simuleringer af MTBs udvaskning fra sandprofilerne fra profildatasen, hvor de 24 profiler er jævnt fordelt blandt alle sandjordsprofilerne.

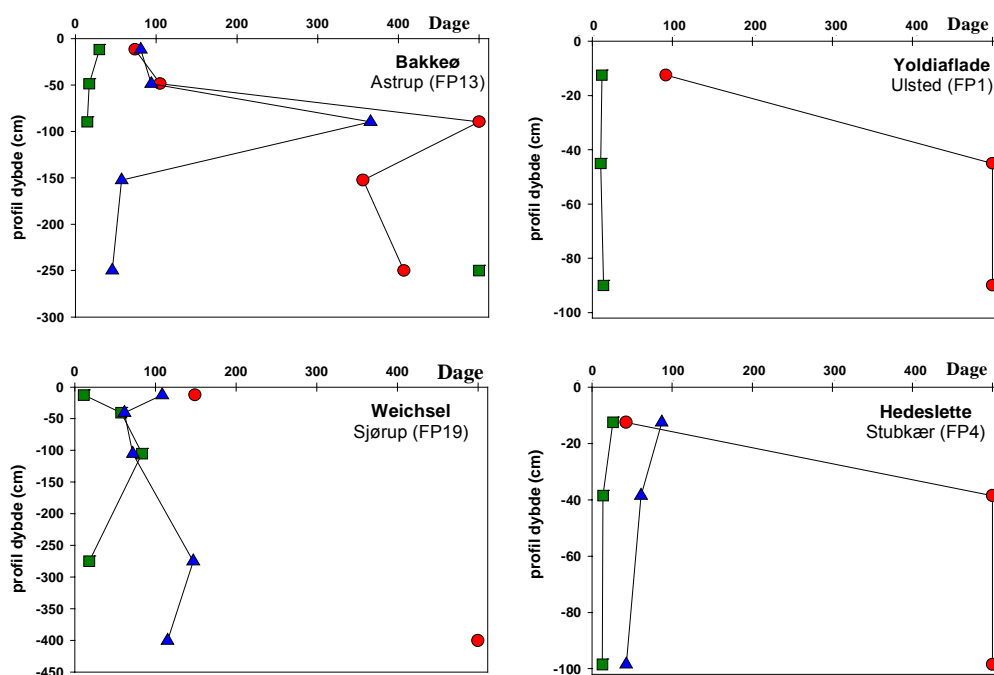
Simuleringerne for sandjordsprofilerne i profildatabasen bygger på prædiktioner af modelparametre for hydraulik og binding ved hjælp af korrelationssammenhænge, som er etableret på grundlag af det opbyggede datasæt. Dette lægger naturligvis en begrænsning på det mulige variationsfelt for profildatabasen. Imidlertid er antallet af profiler hvor udvaskningen ikke kan prædikteres ud fra disse korrelationer meget lille, hvilket støtter at de 24 fuldprofiler fra projektets undersøgelsesmarker er repræsentative for størstedelen af de danske sandjorde.

4.6. Forsvinding i relation til stoffernes opholdstid

Nedbrydning af pesticid har, sammen med stoffets opholdstid i de øvre jordlag, betydning for hvor stor del af pesticidet der forsvinder før stoffet når den mættede zone. I det følgende præsenteres resultater om sammenhæng mellem jordegenskaber og forsvinding af pesticid, samt om hvilke jordegenskaber der på dette grundlag har størst betydning for pesticidets opholdstid (se afsnit 1.3 og bilag 13) i de øverste jordlag.

Laboratorieanalyser

Forsvindingstiden, DT50, for tre af de fire modelstoffer er blevet bestemt for alle prøver fra de 24 fuldprofiler i forsøg efter OECD guideline. Forsvindingstiden er ikke bestemt for glyphosat, idet den ikke kan analyseres med den analysemetode som anvendes til de øvrige stoffer. Resultaterne for MTB, MCPA og MTA for fire udvalgte profiler er vist i figur



25.

Figur 25. Forsvindingen (DT50, = antal dage hvorefter halvdelen af pesticidet er forsvundet) for MCPA (■), MTB (●) og MTA (▲) i forhold til dybden i fuldprofilerne (FP) på markerne Astrup, Ulsted, Sjørup og Stubkær, som repræsenterer landskabstyperne Bakkeø, Yoldiaflade, Weichsel moræneflade og Alluvialkegle (hedeslette). Forsvindingsværdier på eller over 500 dage er behæftet med stor usikkerhed og er som standard angivet som "over 500 dage".

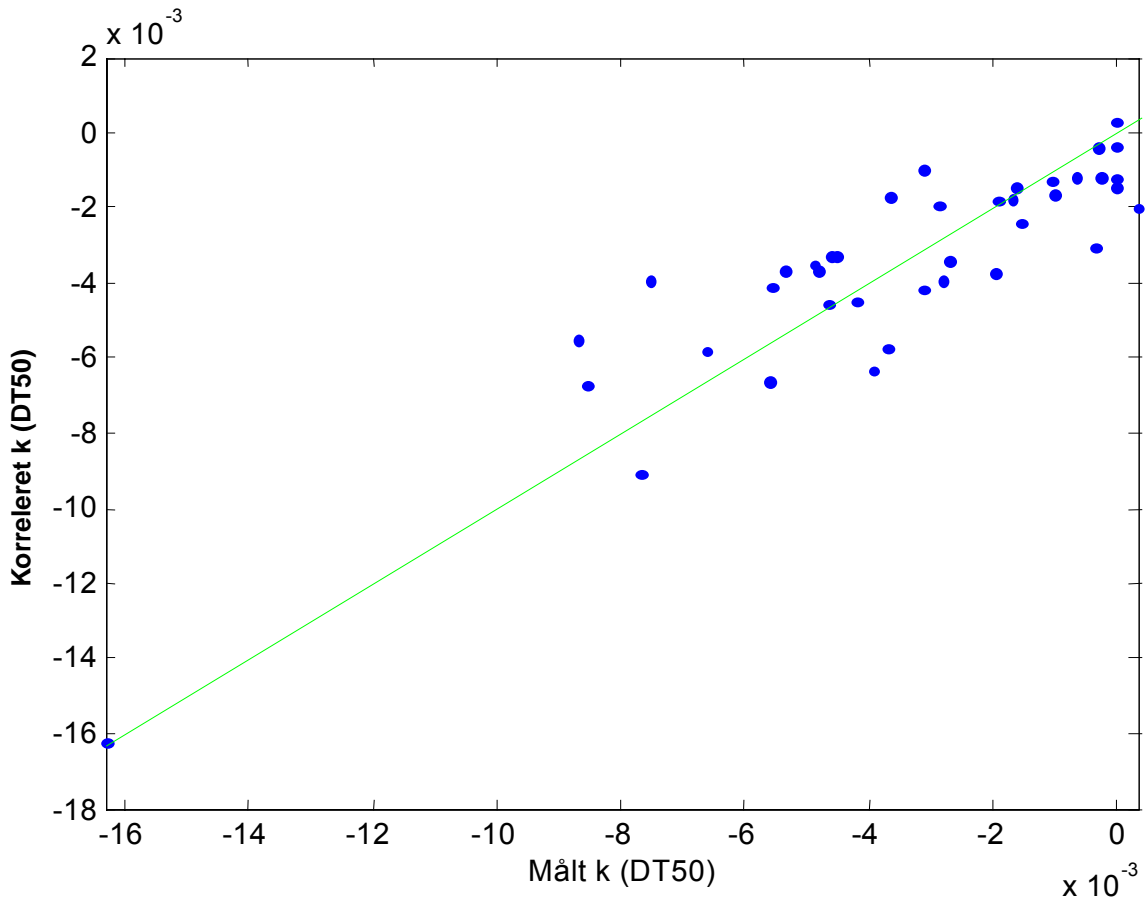
Forsvindingen er hurtigst for MCPA, hvor DT50 hovedsagelig ligger mellem 5 og 25 dage. For MTA og MTB er forsvindingstiden noget længere med de fleste DT50 værdier på 100 dage eller derover. Usikkerheden på bestemmelserne vokser med stigende forsvindingstid, hvilket vil sige at DT50 værdierne for MCPA generelt er fastlagt med større sikkerhed end for MTA og MTB. Nedbrydningen er komplekst/usystematisk fordelt med dybden, bort set fra for MCPA.

Jordegenskaber der beskriver modelparametre for forsvinding

I udgangspunktet er alle forsvindingsværdier blevet benyttet i korrelationsanalysen mellem nedbrydning og jordegenskaber, - også værdier over 500 dage, hvor usikkerheden på

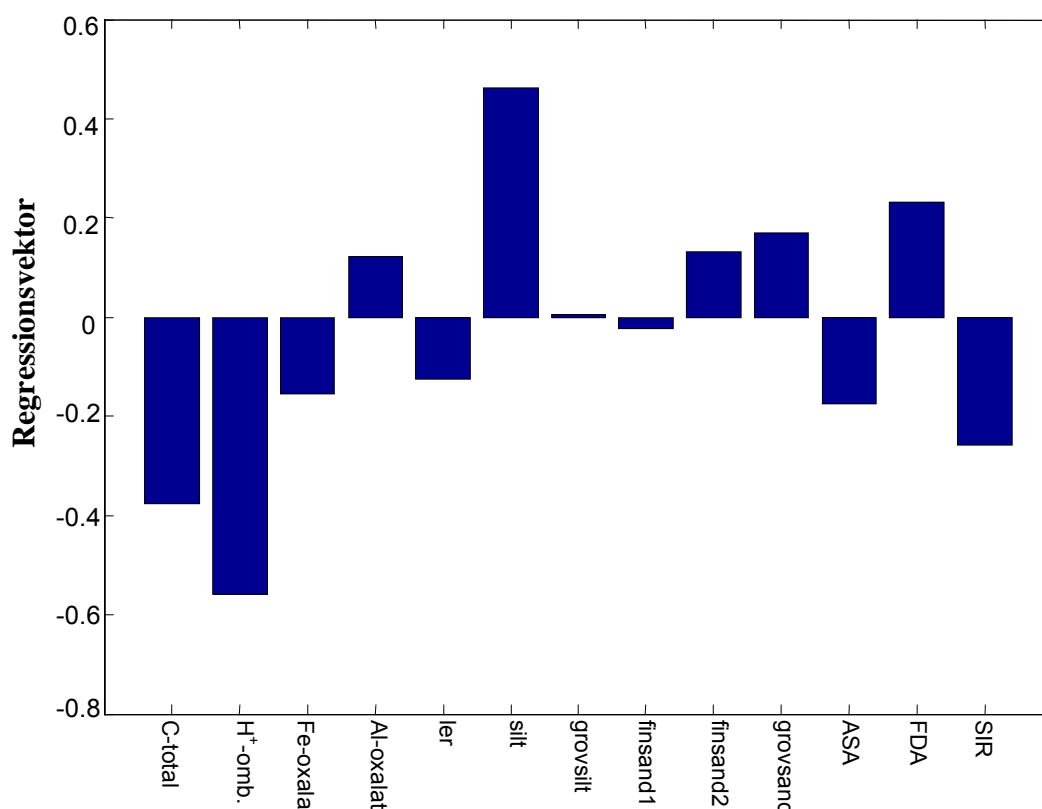
bestemmelsen er stor. Korrelationen er lavet i forhold til forsvindingsraten, k , som har lav numerisk værdi ved høj DT50 værdi og vice versa. De numerisk højeste værdier har størst betydning for

korrelationen, hvorfor de numerisk lave værdier ikke får samme betydning for den endelige korrelation og derfor har kunnet inkluderes i analysen.



Figur 26a Målt forsvindingsrate (k) mod korreleret forsvindingsrate (k) på baggrund af DT50 værdierne for MTB. Forklaret varians: X: 83%; Y: 80%; 5 PLS-komponenter. Outliers: 3/42. Outlier identifikation: se tabel 10.2 i bilag 10. Raten har negative værdier, idet den angiver at der er negativ tilvækst i pesticidmængden (se fx. Yoldia-rapporten fig. 3.18)

Den korrelerede forsvindingsrate for MTB er på figur 26a vist i f.t. de målte forsvindingsrater for fuldprofilerne. Korrelationen er relativt god idet 80% af variationen i raten er forklaret med korrelationen. Figuren viser at én prøve ligger adskilt fra de øvrige, idet den ses at ligge i direkte forlængelse af korrelationsretningen fra alle øvrige data. Når denne prøve fjernes medfører det ikke en ændret korrelation, hvorfor prøven bibeholdes for dermed at udvide det variationsområde, hvor korrelationsresultatet kan anvendes.



Figur 26b. Den relative betydning af jordegenskaber (regressionsvektorer for PLS-model) for forsvindingsraten (k) baseret på DT50 for MTB. "Silt" angiver her kornstørrelsesfraktionen finsilt.

Sammenhængen mellem MTB's forsvindingsrate og jordegenskaber fremgår af figur 26b. Korrelationen viser at forsvindingsraten for MTB kan beskrives ved hjælp af jordegenskaberne: organisk kulstof, ombytteligt brint, jern og aluminium indhold, kornstørrelsesfordeling, samt SIR, ASA og FDA.

Tabel 9. Jordegenskaber til korrelation af forsvindingsraten (k) baseret på DT50 for MCPA, MTB og MTA. "+++" og "- - -": stor positiv og negativ betydning; "++" og "- -": middel positiv og negativ betydning; "+" og "-": lav positiv og negativ betydning; "0": ringe betydning; "0": indgår ikke i korrelationen fordi jordegenskaben ikke influerer på korrelationen. Af bilag 10 fremgår korrelationerne for MCPA og MTA.

	C-total	H ⁺ ombyt.	pH	Ler	Finsilt	Øvrig tekstur ¹⁾	Fe_DCB	Fe_oxalat	Al_DCB	Al_oxalat	SIR	ASA	FDA
Metribuzin	--	--	0	/	++	/	0	/	0	/	/	-	+
MTA	0	0	+	0	0	0	---	+	+++	0	--	0	+++
MCPA _{alle}	--	0	/	/	0	+	0	0	0	0	0	--	/
MCPA _{overjord}	--	-	/	0	0	0	0	0	--	0	0	0	0

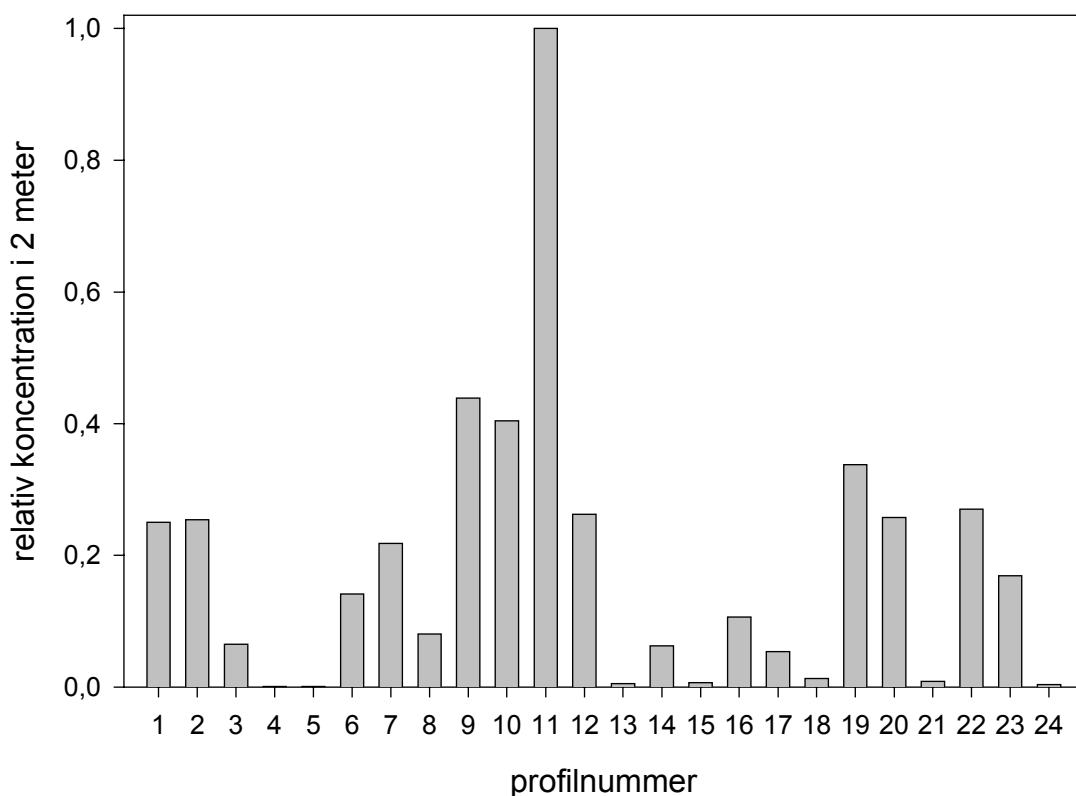
Noter: ¹⁾ øvrig tekstur dækker, grovsilt, finsand1, finsand2, grovsand1

Beskrivelsen af MTB, MCPA og MTAs nedbrydning (forsvinding) ud fra jordegenskaber fremgår af tabel 9. For MCPA og MTB er der negativ afhængighed af indholdet af organisk kulstof, hvilket betyder at en stigning i kulstofindholdet vil medføre en højere nedbrydningsrate og dermed en kortere forsvindningstid. For alle tre stoffer indgår der et mål for den biologiske aktivitet i korrelationsmodellen. Antallet af jordegenskaber der kræves for at beskrive forsvindningen er større i forhold til de jordegenskaber som er nødvendige for at beskrive hydrauliske egenskaber og stoffernes binding (afsnit 4.2. og 4.3), hvilket peger på at nedbrydningen (forsvindingen) er en mere kompleks proces og sikkert også mere stofspecifik end bindingen.

De nødvendige jordegenskaber som sammen kan beskrive pesticidernes forsvinding er således: C-total, pH, ombytteligt brint (H^+ ombyt.) kornstørrelsesfordeling, jern og aluminium indhold, og et mål for den biologiske aktivitet (SIR/ASA/FDA).

Simuleret udvaskning af MTB (målt K_d og DT50)

Formålet med simulering af MTBs udvaskning under anvendelse af målte værdier for binding og forsvinding er at udpege de mest udvaskningskarakteriserende jordegenskaber for profiler som giver anledning til særlig udvaskning.



Figur 27. Søjlediagram af den relative simulerede pesticidkoncentration i 2 meters dybde for MTB fra de 24 fuldprofiler. Simuleret med målt binding (K_d) og forsvinding (DT50).

Den relative simulerede udvaskning af MTB fra de 24 fuldprofiler (figur 27) viser at der især i ét profil udvaskes en relativt høj koncentration af pesticid. Den udvaskede koncentration i dette profil (FP11) er 2-3 gange højere end for de øvrige profiler. Den simulerede udvaskning i de øvrige 23 profiler er fordelt over variationsområdet op til en relativ koncentration på godt 0,4.

4.7. Følsomhed for randbetingelser

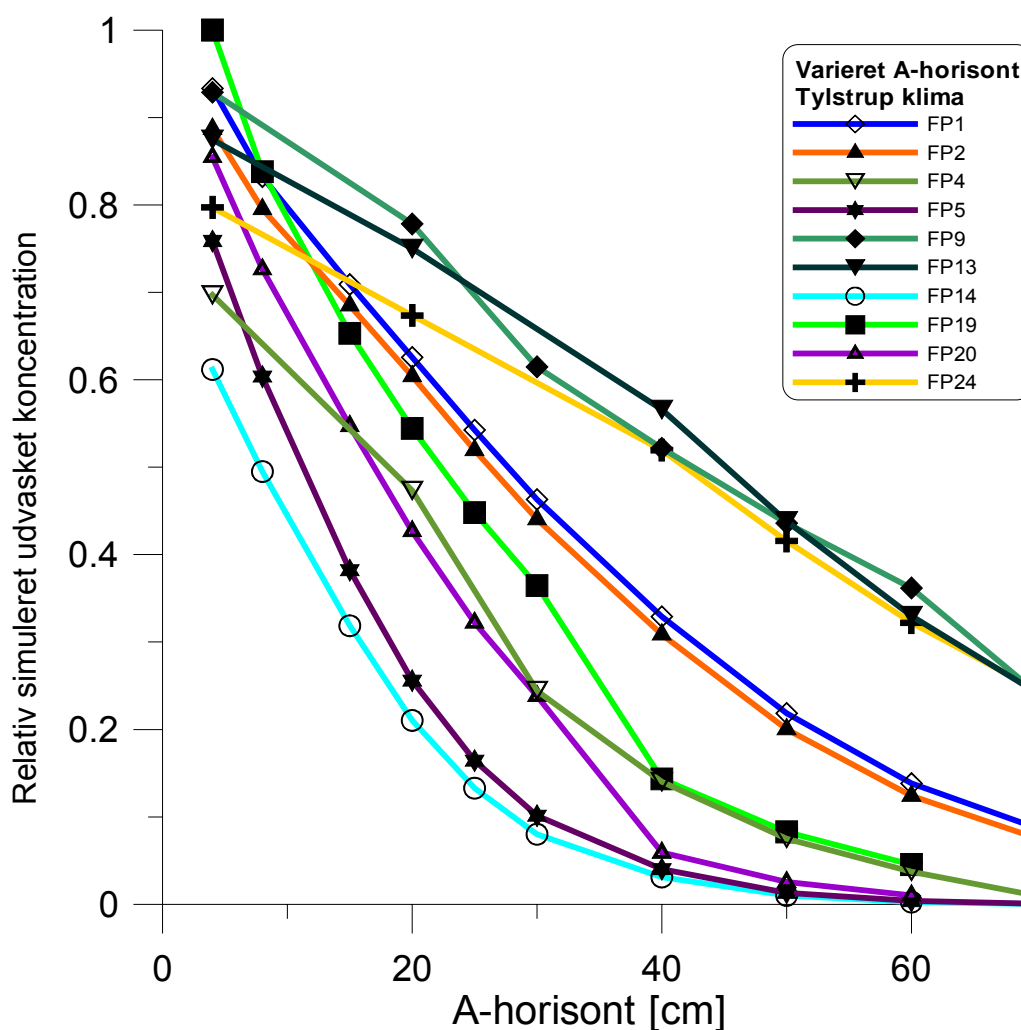
I afsnittene 4.1-4.4 er sammenhængen mellem jordegenskaber (jordens iboende egenskaber) og udvaskning af pesticid blevet klarlagt. I tillæg til disse jordegenskaber er også andre forhold af mulig betydning, når risikoen for udvaskning skal vurderes. I dette afsnit behandles derfor betydningen/følsomheden af udvaskningen i forhold til

- tykkelsen A-horisonten,
- nedbørsmængden og
- afstanden til grundvandsspejlet.

Tykkelse af A-horisonten

Muligheden for binding og nedbrydning af pesticid afhænger af det samlede indhold af organisk kulstof i jordprofilet. Det øverste jordlag (A-horisonten) er, jævnfør afsnit 4.3 og 4.4, generelt det vigtigste for binding og nedbrydning af stof. Indholdet af organisk kulstof og tykkelsen af A-horisonten er tilsammen som hovedregel mest afgørende for summen organisk kulstof i den øverste meter. Det er derfor vigtigt at kende tykkelsen af A-horisonten, samt at vide hvor følsom udvaskningen er overfor denne tykkelse. Også en Bh-horisont kan have højt indhold af organisk kulstof og vil i givet fald både øge kulstofindholdet og tykkelsen af den reaktive zone.

Den således forventede betydningen af A-horisontens tykkelse for udvaskningens størrelse er undersøgt ved at simulere udvaskningen af MTB for 10 af de 24 fuldprofiler, idet tykkelsen af A-horisonten er varieret på bekostning af den underliggende B-horisont. Beregningerne er gennemført med tykkelser af A-horisonter som i begge ender af skalaen rækker ud over det praktisk realistiske for at tydeliggøre ændringer i udvaskningsforløbene i de karakteristiske tykkelsesintervaller på 30-40 cm. Store tykkelser kan dog siges at repræsentere situationer med en Bh-horisont som er rig på organisk kulstof. Resultaterne af simuleringerne fremgår af figur 28.

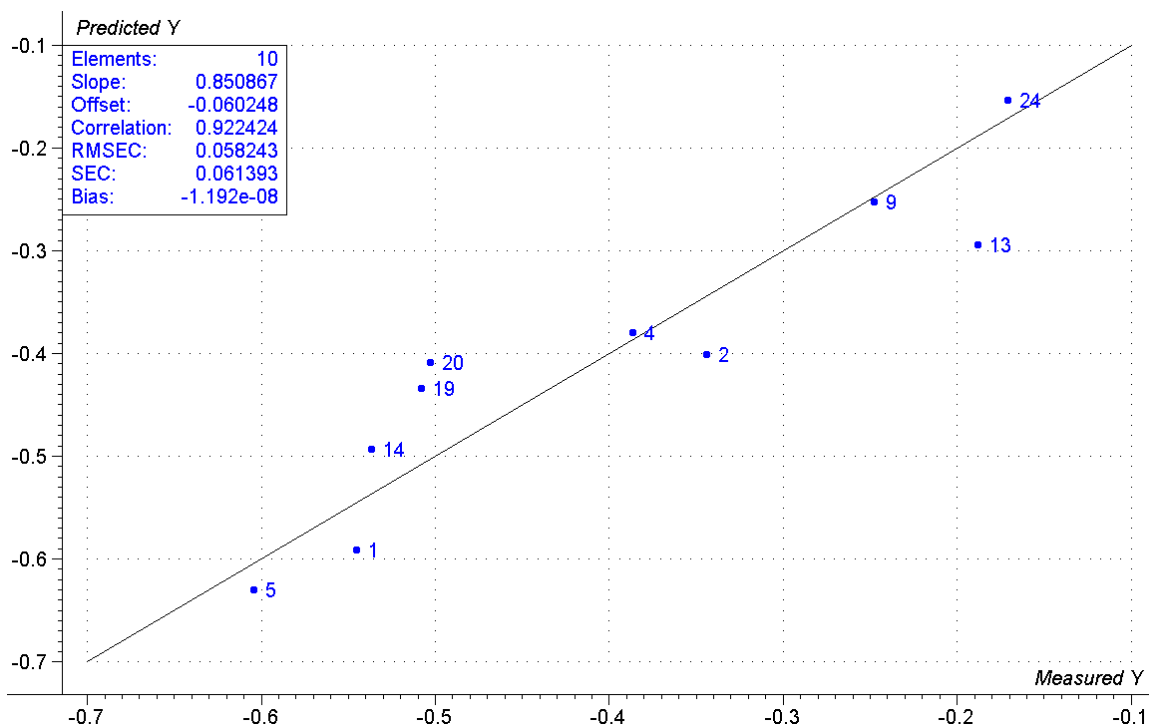


Figur 28. Den relative simulerede udvaskede koncentrationens afhængighed af tykkelsen af A-horisonten for 10 af de 24 fuldprofiler (FP). Simuleret med målt binding og fast nedbrydning af MTB for 10 udvalgte fuldprofiler. Yderpunkterne i tykkelserne af A-horisonten afspejler ikke forholdene i naturen men er beregningsmæssigt nødvendige for at kunne udtrykke følsomheden for ændringer i tykkelsen.

Udvaskningen af MTB er som forventet afhængig af tykkelsen af A-horisonten (figur 28), idet den højeste binding af MTB er i denne horisont. Det betyder alt andet lige at tykkere A-horisont medfører en længere opholdstid af stoffet i A-horisonten og dermed en større mulighed for nedbrydning af pesticidet. Følsomheden overfor tykkelsen af A-horisonten er dog ikke ens for de 10 profiler, hvilket ses af forskellen på kurvernes hældning på figur 28. Som eksempel har kurverne for fuldprofil 1 og 9 (FP1 og FP9) samme relative udvaskede koncentration når A-horisonten har en tykkelse på 5 cm, men med stigende tykkelse af A-horisonten falder den relative koncentration i FP1 hurtigere end det er tilfældet for FP9. Det betyder dels at FP9 kan betragtes som mere følsomt end FP1, såfremt tykkelsen af A-horisonten er ens, dels at det er mere afgørende for FP1 at tykkelsen af A-horisonten fastlægges med præcision end for FP9, idet ændringer i tykkelsen betyder relativt mest for FP1. Blandt de 10 profiler udvalgt til undersøgelsen har FP1 og FP5 den største hældning

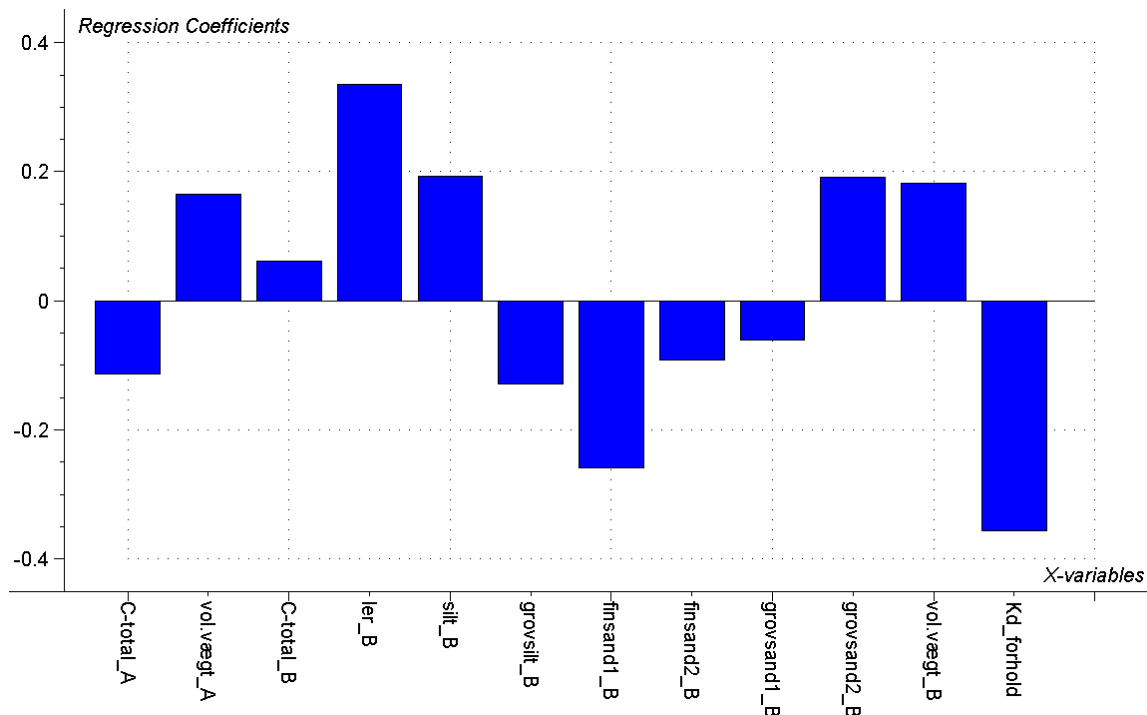
på kurven og dermed den største følsomhed, mens profilerne FP9, FP13 og FP24 er mindst følsomme i forhold til ændring i tykkelsen af A-horisonten.

Idet forsvindingen af MTB er holdt konstant under simuleringerne kan forskellene i profilernes følsomhed overfor tykkelsen af A-horisonten tilskrives forskelle mellem A- og B-horisonterne i enten de hydrauliske forhold eller bindingen af MTB. For at afklare hvilke af jordens iboende egenskaber der influerer mest på følsomheden er denne beskrevet gennem en korrelationsanalyse ud fra de jordegenskaber som kan beskrive hydraulik og binding i A- og B-horisonterne. Faconen på kurverne for relativ følsomhed af de ti profiler som funktion af A-horisontens tykkelse, tyder på at med en given forøgelse af A-horisonten følger en konstant mindre andel udvaskning, fx. at en forøgelse på 10 cm altid giver en reduktion på 30%. Såfremt dette er tilfældet kan kurverne karakteriseres som eksponentielt faldende, i hvilket tilfælde det er rimeligt at tage faldet i starten af kurverne som mål for følsomheden overfor tykkelsen af horisonten.



Figur 29a. Følsomheden for tykkelsen af A-horisont (Measured Y) mod modelleret følsomhed (Predicted Y) for de 10 udvalgte fuldprofiler. Følsomheden er baseret på simulering af MTB udvaskning med varierende tykkelse af A-horisonten. Varians forklaret: X: 46%; Y: 86%; Outliers: 0/10.

De 10 profiler i figur 28 blev valgt med henblik på at være repræsentative i forhold til hele variationen i den simulerede udvaskning af MTB (figur 24) og samtidig repræsentere de fire landskabselementer Yoldiaflade, Alluvialkegle, Bakkeø og Weichsel moræneflade. Det fremgår af figur 29a at de 10 udvalgte profiler er fordelt jævnt i hele variationsområdet (udfaldsrummet) fra lav følsomhed for FP24 til høj følsomhed for FP5. Den opstillede korrelation har en god forklaringsgrad af variationen i følsomheden (86%) for alle de 10 profiler, hvilket peger på at det er universelle relationer mellem jordens iboende egenskaber der giver anledning til følsomheden.



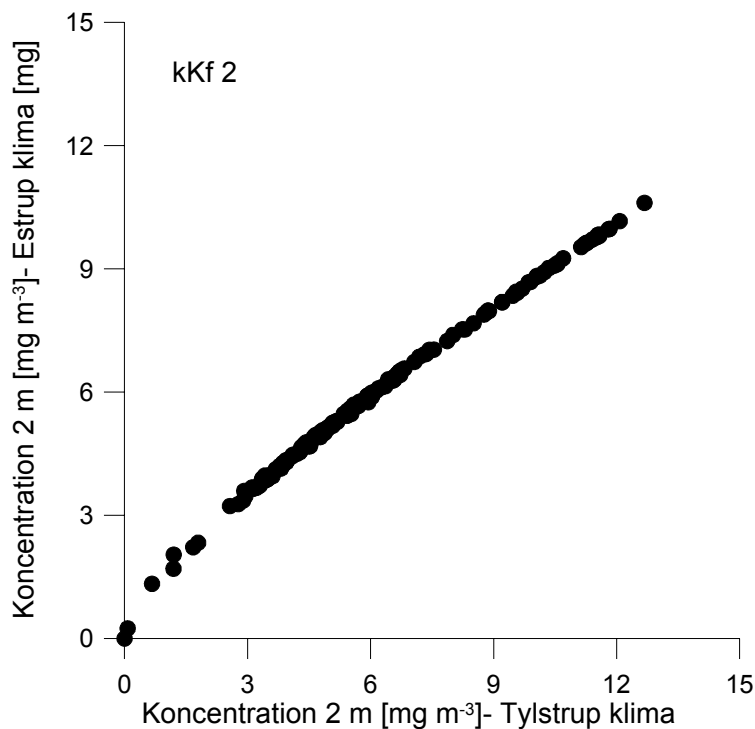
Figur 29b. Den relative betydning (regressionsvektorer for PLS-model) af jordegenskaber i A- og B-horisonterne og forholdet mellem K_d i A- og B-horisonterne og følsomhed for ændring i A-horisontens tykkelse.

Resultatet af korrelationen af følsomheden for tykkelsen af A-horisonten afhænger af forholdet mellem bindingen af MTB i A- og B-horisonterne (K_d -forhold) og lerindholdet i B-horisonten (figur 29b). K_d -forholdet er negativt korreleret til følsomheden, hvilket betyder at stigende forskel på bindingen i A- og B-horisonterne medfører en stigende følsomhed overfor tykkelsen af A-horisonten, hvilket ikke er overraskende. Bindingen af MTB afhænger af indholdet af organisk kulstof (figur 23b), hvilket genspejles på figur 29b, hvor det organiske kulstofindhold i A-horisonten ligesom K_d -forholdet er negativt korreleret til følsomheden, mens kulstofindholdet i B-horisonten korrelerer modsat i.f.t. i A-horisonten. Stigende lerindhold i B-horisonten medfører en faldende følsomhed, hvilket også er tilfældet for volumenvægten i både A- og B-horisonterne. Volumenvægt og lerindhold er de vigtigste jordegenskaber i beskrivelsen af de hydrauliske modelparametre (figur 20).

Samlet viser korrelationen at jo mere udvaskningen afhænger af høj binding i A-horisonten eller dårlige hydrauliske egenskaber, jo større er følsomheden overfor tykkelsen af A-horisonten.

Nedbørsmængde og nettonedbør

Forskelle i nettonedbør (grundvandsdannelse) har indflydelse på stoftransporten. Alt andet lige vil en større nedadgående vandtransport betyde at den samlede mængde af pesticid der udvaskes vil stige. To scenarier er mulige ved en øget stofmængde sammen med en øget grundvandsdannelse: 1) koncentration i grundvandet stiger på grund af større stofmængde eller 2) koncentrationen bliver lavere på grund af fortyndingseffekten. For at afklare dette spørgsmål er der gennemført simuleringer af udvaskningen af MTB og de 9 kK_F -kombinationer for to klimatyper. Tylstrup klimaet repræsenterer den gennemsnitlige nedbørsmængde for Danmark, mens Estrup klimaet repræsenterer områder med høj nedbør.



Figur 30. Simuleret udvasket koncentration for kK_f -kombination 2, for Estrup klima mod Tylstrup klima, viser ringe afhængighed af forskel i nettonedbør indenfor den aktuelle 20% forskel i nettonedbør for de to klimascenarier. Punkterne repræsenterer profiler.

Resultaterne fra simuleringer med forskellig nettonedbør (eksemplificeret i figur 30) viser, at den simulerede udvaskede koncentration i de fleste tilfælde er næsten uafhængig af variation i nettonedbøren indenfor den undersøgte 20% variationsbredde. For de højeste simulerede udvaskede koncentrationer er der dog tendens til relativt mindre udvasket koncentration ved højere nettonedbør, hvilket tilskrives en fortyndingseffekt.

Afstanden til grundvandsspejlet

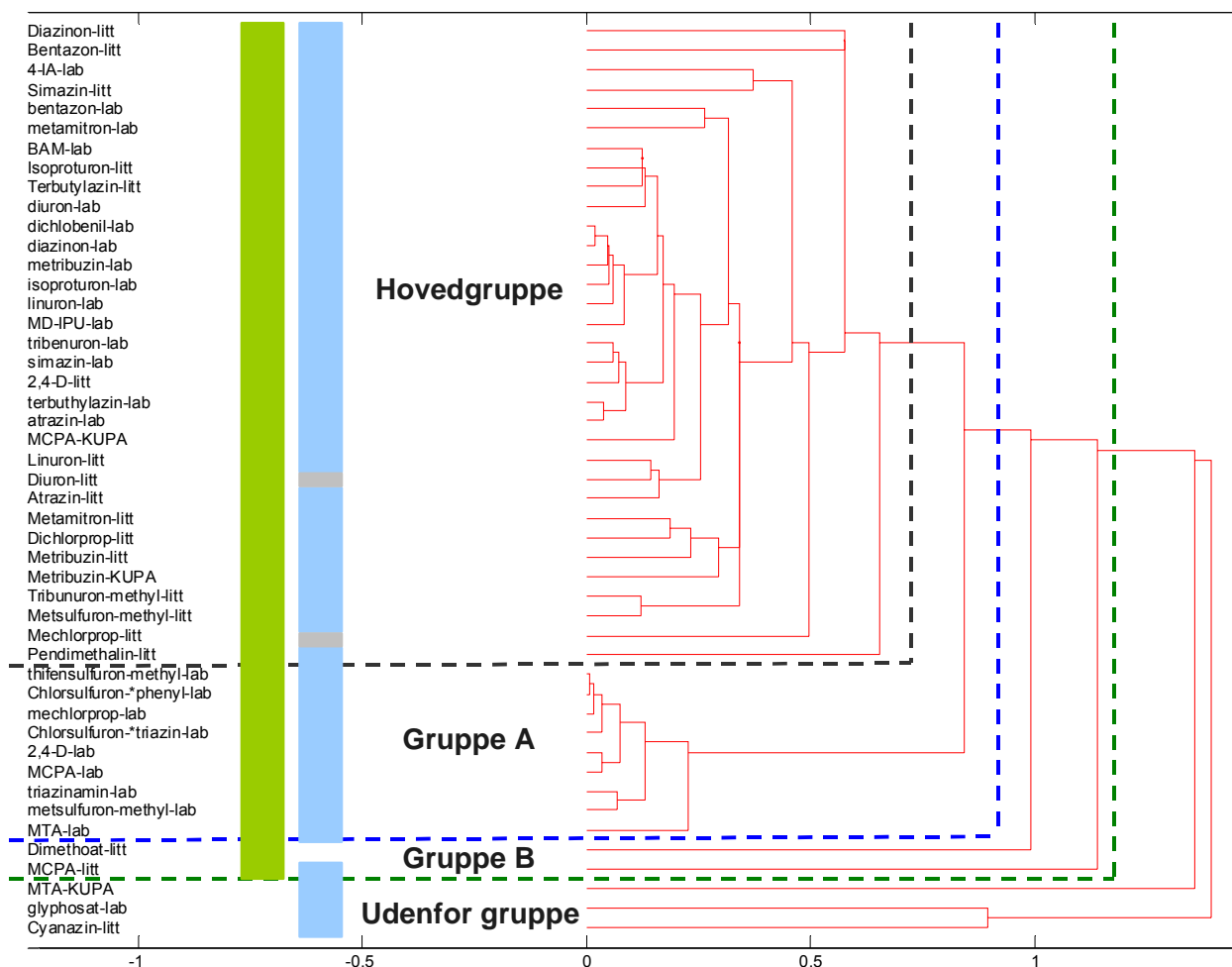
Indflydelsen af dybden til grundvandsspejlet (den nedre randbetingelse for MACRO modellen) er undersøgt ved at simulere udvaskning i 2 meters dybde med fastholdte grundvandsspejl i hhv. 0,5, 3 og 5 meters dybde (se også afsnit 3.2). For de undersøgte sandprofiler er der kun ringe forskel i simuleret udvaskning under disse forskellige randbetingelser, bilag 9, selv om et dybereliggende grundvandsspejl principielt øger opholdstiden i den umættede zone, sådan at eventuel binding og nedbrydning i den dybereliggende del af den umættede zone vil mindske mængden af pesticid der ellers ville kunne udvaskes til grundvandet.

4.8. Gruppering af pesticider

En række pesticiders binding og omsætning er blevet undersøgt dels i form af laboratorieforsøg og dels i form af et litteraturstudie, se disse. . Med baggrund i disse undersøgelser samt resultaterne fra de fire hovedpesticider (MCPA, MTB, MTA og glyphosat) er det vurderet om pesticider kan håndteres som én gruppe af stoffer med ensartet afhængighed af jordegenskaber i forhold til binding og nedbrydning. Nedenfor behandles først muligheden for en gruppering i forhold til binding og dernæst i forhold til nedbrydning.

Pesticidernes binding

Hovedkonklusionerne fra stofgruppeundersøgelserne og litteraturstudiet er gengivet i bilag 11 og nærmere uddybet i stofgruppe- og litteraturredigterne. Her præsenteres en integreret vurdering af de to studier, samt undersøgelserne for de fire modelstoffer i form af en cluster analyse. Vurderingen bygger på korrelationsanalyser mellem jordegenskaber (indholdet af organisk kulstof, pH og kornstørrelsesfordelingen) og bindingen af pesticid angivet som fordelingskoefficienten, K_d , eller Freundlich konstanten, K_f . Freundlich konstanten er anvendt på lige fod med fordelingskoefficienten i de tilfælde hvor eksponenten i Freundlich udtrykket, n_f , er mellem 0,7 og 1,1, idet Freundlich udtrykket i dette interval tilnærmelsesvist har et lineært forløb. For nogle af de undersøgte stoffer fra litteraturstudiet har det været nødvendigt at se bort fra en af typerne af jordegenskaber (pH, organisk kulstof eller tekstur) for at få et tilstrækkeligt stort datasæt som grundlag for korrelationen.



Figur 31. Illustration af gruppering (cluster-analyse) i forhold til binding af pesticiderne fra litteraturstudiet (-litt.), stofgruppeundersøgelserne (-lab.), samt de fire modelstoffer (KUPA). Opdelingen i grupper er foretaget på baggrund af jordens egenskaber (regressionsvektorer) i korrelationerne for afhængighed til binding. De jordens egenskaber som ligger til grund er: organisk kulstof (C-total), pH, ler, silt og sand. Grøn boks ("hovedgruppen" og grupperne "A" og "B") består af stoffer, hvor der er stor positiv afhængighed mellem binding og indholdet af organisk kulstof. Blå boks angiver stoffer med negativ eller ringe afhængighed af pH. Grå felter fortæller at pH ikke indgår i korrelationsanalysen. Forskellen på MCPA-lab og MCPA-KUPA er at KUPA-resultaterne er baseret på et langt større datasæt.

Resultaterne af en Cluster-analyse for bindingen af de undersøgte pesticider, både som modelstoffer, stofgruppeundersøgelser og i litteraturstudiet, er vist i figur 31. Analysen viser at stofferne kan opdeles i fire grupper. "Hovedgruppen" består af stoffer som alle har en positiv afhængighed af det organiske kulstofindhold og samtidig en negativ eller ringe afhængighed af pH. "Gruppe A" udviser de samme afhængigheder af C-total som "hovedgruppen", men korrelationerne har svag udsagnsstyrke. Gruppe A kan i princippet opfattes som en del af hovedgruppen, kendetegnet ved at alle pesticiderne er undersøgt i stofgruppeundersøgelserne. Her er der kun undersøgt tre overjorde og tre underjorde. Variationsbredden i dette datasæt er således ringe og data har karakter af at de er en snæver gruppe overjord og en snæver gruppe underjord. Dette medfører at korrelationerne er svage, idet der i praksis kun er to observationer for hvert stof. Det vurderes at det er dette forhold der slår igennem ved definition af gruppe A i forhold til hovedgruppen.

Gruppe B, som egentligt ikke er en gruppe men to enkeltstoffer, består af dimethoat og MCPA. Dimethoat er særegent idet stoffet er det eneste med en positiv afhængighed af pH. MCPA fra litteraturstudiet udviser ligesom for MCPA i forbindelse med undersøgelserne af modelstofferne og stofgruppe undersøgelserne stor positiv afhængighed af kulstofindholdet og negativ afhængighed af pH. I litteraturstudiet er der yderligere en stor negativ afhængighed af lerindholdet, som ikke fremgår af de to øvrige studier (dette kan skyldes at variationsbredden for ler i litteraturstudiet er anderledes end i de jorde, som er undersøgt i projektet). I stofgruppeundersøgelserne har MCPA en positiv afhængighed af ler, mens ler ikke har nogen betydning i forbindelse med undersøgelserne af MCPA som modelstof.

Den sidste gruppe af stoffer falder udenfor hovedfordelingen, hovedsagelig fordi disse stoffer ikke er positivt afhængige af kulstofindholdet. MTA (analyseret som modelstof) udviser ingen afhængighed af kulstofindholdet, mens glyphosat (analyseret i stofgruppeundersøgelserne) og Cyanazin (analyseret i litteraturstudiet) har negativ afhængighed til kulstofindholdet.

Resultatet af clusteranalysen, baseret på korrelationerne mellem binding og jordegenskaber viser at det er muligt at lave en repræsentativ generalisering fra et pesticid til en større gruppe af stoffer. "Hovedgruppen" og "gruppe A" udgør tilsammen den største gruppe karakteriseret ved at bindingen er positivt korreleret til indholdet af organisk kulstof og negativt eller ringe korreleret til pH. Generelt betyder dette at disse stoffer binder hårdere til humusrige jorde med et lavt pH.

For langt hovedparten af stofferne er der, som indikeret med den grønne boks på figur 31, en positiv afhængighed mellem binding og det organiske kulstofindhold. Endvidere udviser alle stoffer (på nær dimethoat) negativ eller ringe korrelation i forhold til pH.

De fire modelstoffer vurderes at være repræsentative for det store antal undersøgte pesticider, idet to af de fire falder indenfor clusteranalysens "hovedgruppe" af pesticider, mens de to øvrige repræsenterer stoffer med anderledes afhængighed af jordegenskaber.

Stoffernes forsvinding og mineralisering

I rapportererne stofgruppe- og litteraturreporterne er der beskrivelser af opdelingen af pesticiderne i to grupper med henholdsvis hurtig og langsom nedbrydning (forsvinding). I forbindelse med stofgruppeundersøgelserne er stoffernes nedbrydning kun bestemt som mineralisering, dvs. deres omdannelse til kuldioxid. Kriteriet for om et pesticid tilhører gruppen af hurtigt omsættelige stoffer er at mere end 5% skal være mineraliseret indenfor 60 dage. Dette svarer nogenlunde til de grænser, der benyttes ved godkendelsen af pesticider, hvor minimum 5% af det tilsatte pesticid skal være mineraliseret indenfor 100

dage. Lige som ved godkendelsen af pesticider, er der her analyseret for både for over- og underjorde.

I modsætning til de gennemførte laboratorieundersøgelser vedr. gruppering af stoffer, omhandler litteraturstudiet hovedsagelig forsøg, hvor det er stoffernes "forsvinden" fra jorden der er undersøgt. I denne sammenhæng betragtes et stof som hurtigt nedbrydeligt (hurtig forsvinding) hvis mere end 50% af stoffet er omsat indenfor en periode på 90 dage. Som minimum skal 90% af de tilgængelige referencedata opfylde dette kriterie for at et pesticid tilhører gruppen af hurtigt nedbrydelige stoffer.

I tabel 10 er resultaterne for forsvinding og mineralisering opsummeret. Fire stoffer (MCPA, mechlorprop, isoproturon, met amitron) udgør en gruppe af hurtigt nedbrydelige pesticider, både hvad angår forsvinding og mineralisering. Fem stoffer (atrazin, simazin, MTB, diuron, og til dels linuron) udgør en gruppe af langsomt nedbrydelige pesticider, både med hensyn til forsvinding og mineralisering. De øvrige undersøgte pesticider kan ikke entydigt fordeles i enten gruppen af hurtigt nedbrydelige eller langsomt nedbrydelige stoffer.

En sammenligning af disse resultater med resultaterne for de fire modelstoffer, bilag 9, viser at samme mønster genfindes for MCPA og MTB, hvor MCPA tilhører gruppen med hurtig nedbrydning/mineralisering og MTB den langsomme gruppe. I litteraturen er der ingen oplysninger om forsvindingsværdien (DT50) for MTA. De gennemførte nedbrydningsundersøgelser viser, sammen med oplysninger om mineralisering, at denne metabolit hører til gruppen af langsomt nedbrydelige stoffer. Nedbrydningen af glyphosat er ikke bestemt i projektet, men mineraliseringsforsøgene med pesticidet viser at stoffet nedbrydes hurtigt især i A-horisonter, mens mineraliseringen i sandede underjorde generelt går langsomt.

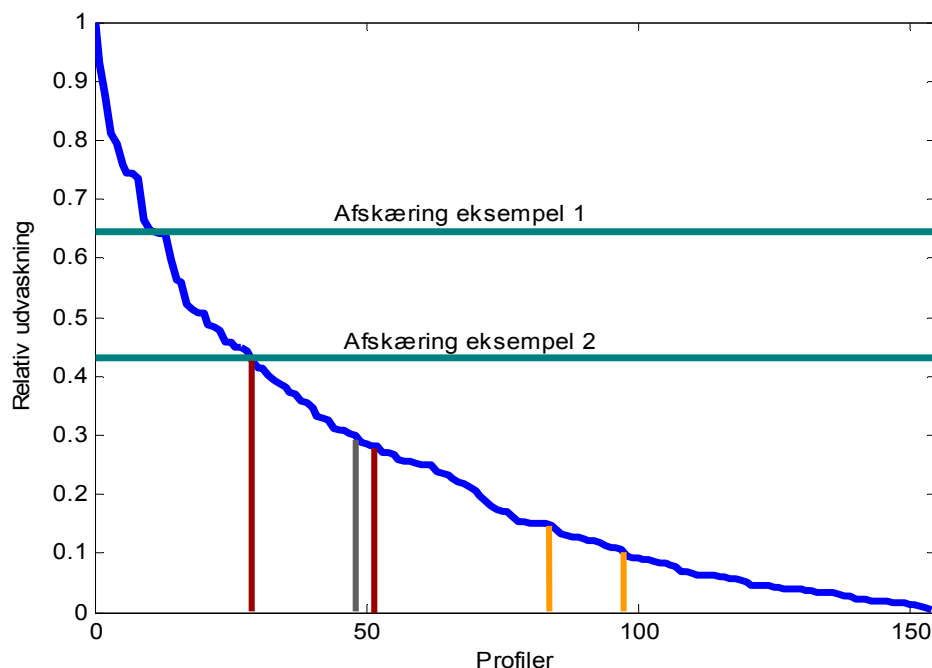
Tabel 10. Forsvinding/mineralisering af pesticider og metabolitter (N) som er undersøgt i henholdsvis litteraturstudiet (litt.) og stofgruppeundersøgelserne (lab.). H = hurtig forsvinding/mineralisering; L = langsom forsvinding/mineralisering; UD = utilstrækkeligt datagrundlag; 0 = ingen værdier til rådighed; O/U = overjord/underjord. Tomme felter angiver at der ikke er nogen data til rådighed.

Stof	Litt.	Lab.	Stof	Litt.	Lab.
		O/U			O/U
Triaziner og triazinoner			Phenoxysyrer		
Atrazin	L	L/L	Dichlorprop	H	
Simazin	L	L/L	MCPA	H	H/H
Cyanazin	H		Mechlorprop	H	H/H
Terbuthylazin	H	L/L	2,4-D	L	H/H
Metamitron	H	H/H	Fluazifop-P-butyl	0	
Metribuzin	L	L/L			
			Ethylenbisdithiocarbamat		
Phenylurea forbindelser			Maneb	0	
Diuron	L	L/L	Mancozeb	0	H/L ²⁾
Linuron	L	L ^{1)/L}	ETU (N)	0	
Isoproturon	H	0			
Mono-desmethyl-isoproturon (N)		H/L ²⁾	Phosphorsyrer		
4-isopropylanilin (N)		H/H	Glyphosat	L	H/L
			Glyphosat-trimesium	0	
Sulfonylurea forbindelser			Glufosinat	H	
Chlorsulfuron	H	L ^{1)/L}			
Metsulfuron-methyl	H	H/L	Organiske phosphorsyreester		
Thifensulfuron-methyl	H	H/L	Dimethoat	H	
Tribenuron-methyl	UD	H/L ²⁾	Diazinon	H	L/L
Triazinamin (N)		L/L			
Methyltriazinamin (N)		L/L	Andre		
			Fenpropimorph	0	
Benzonitriler			Desmedipham	0	
Bromoxynil	UD		Phenmedipham	UD	
loxylinil	UD		Propiconazol	UD	
			Bentazon	H	H/L
Dinitroaniliner			Dichlobenil		L/L ³⁾
Pendimethalin	H		BAM (N)		L/L

Noter: ¹⁾ i en af tre overjorde blev der observeret mineralisering over 5%
²⁾ i en af tre underjorde blev der observeret mineralisering over 5%
³⁾ stoffet fordampes fra underjord

4.9 Kriterier for identifikation af særlig pesticidfølsomhed.

Der er stor forskel på følsomheden overfor pesticidudvaskning fra sted til sted, som det fremgår af den relative simulerede udvaskning for et stort antal jordprofiler i sandjordsområder, figur 32. Denne fordeling af relativ udvaskning i profilerne danner grundlag for det følgende eksempel på, hvordan særligt følsomme profiler/arealer kan identificeres.



Figur 32. Simuleret udvaskning i kvadratnetsprofilerne af et modelstof baseret på MCPA's bindingsegenskaber. Profilerne (på x-aksen) er sorteret efter udvaskning, hvor den højeste er normeret til 1. To grønne linier angiver de her valgte udvaskningskriterier for relative udvaskninger, hvor 0,65 er et regneeksempel baseret på fordelingen af de simulerede udvaskninger og 0,43 svarer til det af varslingsystemets fire profiler, som indplaceres med den relativt højeste korrelerede udvaskningsværdi. Værdierne benyttes i den videre fremstilling til at skelne profiler, som er særligt følsomme overfor pesticidudvaskning, fra de øvrige. Farvede profiler er fra varslingsystemet: de to profiler i Jyndevad = røde, og de to profiler i Tylstrup = orange; det grå profils egenskaber (Karup) indgår i godkendelsesordningen for pesticider.

Opgaven er derfor at karakterisere forholdene og identificere den geografiske beliggenhed af de steder, hvor der er relativt høj simuleret udvaskning, dvs. de profiler/arealer som er særligt følsomme overfor udvaskning af pesticid, på den enklest mulige måde. Dette indebærer også en identifikation af de steder der ikke er særligt følsomme, samt af en mellemkategori af potentielt særligt følsomme arealer, hvor der er behov for yderligere kriterier for at afgøre om følsomheden er høj eller lav. Da kvadratnetsprofilerne er spredt ud over sandjordsområderne antages andelen af profiler i kategorierne at afspejle bredden i den arealmæssige variation og proportionen indenfor de undersøgte sandjordstyper. Dette skal dog vurderes i forhold til variabiliteten.

Det er i den foreslåede fremgangsmåde som udgangspunkt valgt at se bort fra forskelle i pesticidernes nedbrydning, og alene at tage udgangspunkt i transport og binding, idet nedbrydning dels er meget afhængig af konkret driftsledelse (primært afgrødevalg, jordbehandling og gødningstype), dels kræver en omkostningstung fastlæggelse af nedbrydningsværdier, subsidiært kræver en del supplerende oplysninger. Det er således

sandsynligt at der, indenfor de arealer som her karakteriseres som "særligt følsomme", vil forekomme delarealer, hvor stofspecifik nedbrydning under den aktuelle landbrugspraksis modvirker (reducerer eller hindrer) udvaskningen. Nedbrydning indgår således som en konstant i de beregninger som ligger til grund for den foreslåede fremgangsmåde og eksemplet.

I en evt. videregående karakterisering og indsnævring af særligt pesticidfølsomme profiler/arealer, ud over det som her eksemplificeres, vil det, ud fra data indsamlet i projektet, være muligt at pege på pesticidegenskaber, hvor nedbrydning er betydende, mens identifikation af tilsvarende gunstige driftsforhold kræver ny dokumentation.

Effekten af at inddrage nedbrydning i vurderingen af følsomheden overfor udvaskning vil i almindelighed være en mindskelse af den simulerede udvaskning, således at særlig følsomhed i gunstigste tilfælde helt kan elimineres. I undersøgelsen er der simuleret med konstant nedbrydningsværdi på 80% fraktilen af nedbrydningsværdierne, hvorfor der også vil forekomme tilfælde, hvor brug af aktuelle nedbrydningsværdier vil øge den simulerede udvaskning.

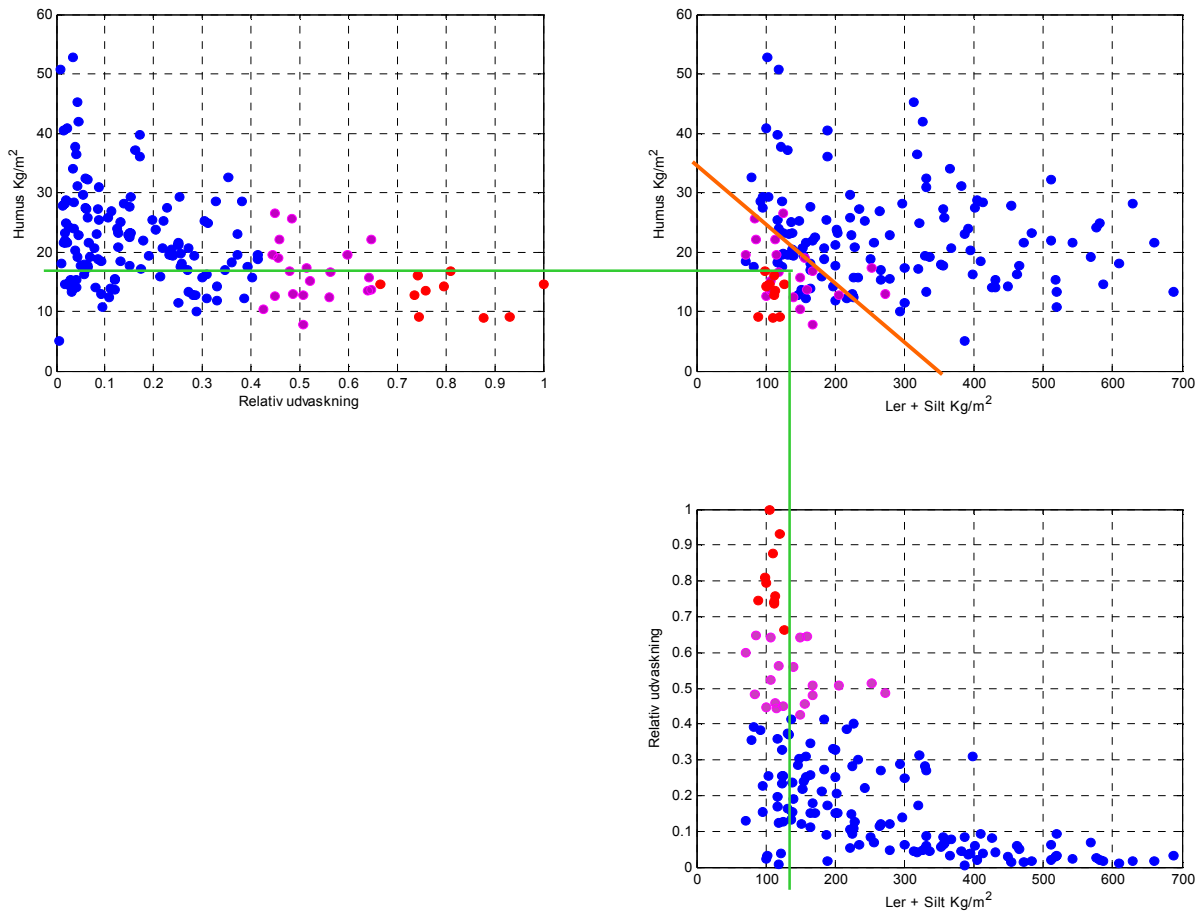
Udpegningen af særligt pesticidfølsomme arealer og karakteriseringen af sandjordsarealers følsomhed overfor pesticidudvaskning kan således tage udgangspunkt i de jordegenskaber, som har mest betydning for hydrauliske og bindingsmæssige forhold (opholdstiden). Hertil kan karakteriseringen af følsomhed efter behov yderligere detaljeres ved inddragelse af yderligere data, herunder vedrørende nedbrydning, klimatiske og landbrugsmæssige driftsforhold.

De profiler/arealer som på denne måde er karakteriseret som særligt pesticidfølsomme eller potentielt særligt følsomme omfatter, som det fremgår ovenfor, nogle profiler/arealer som i realiteten er mindre følsomme (falske positive). For at mindske antallet af falske positive (og negative) kan de identificerede profiler yderligere karakteriseres og sorteres gennem modellering/korrelering og evt. inddragelse af nedbrydningsaspektet for konkrete pesticider i simulering af udvaskning. Ved således at inddrage et større datasæt, vil profiler (arealer) på forbedret grundlag kunne karakteriseres efter følsomhed overfor simuleret udvaskning af konkrete pesticider. Dette vil i reglen indebære en nedgradering af følsomheden, idet første etape af karakteriseringen er baseret på 80% fraktilen af nedbrydningsværdierne. Den praktiske anvendelse af resultaterne af en sådan eventuel udvidet undersøgelse forudsætter, at de afgørende kriterier kan kortlægges.

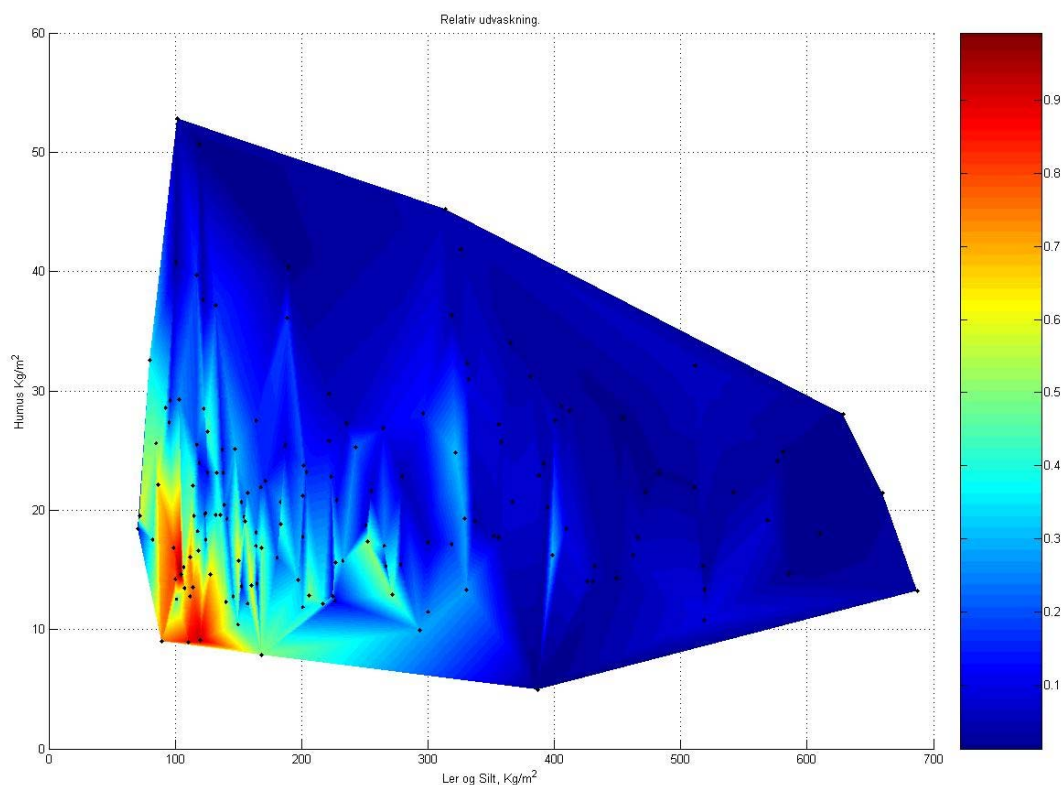
Eksempel

De tre kategorier af følsomhed identificeres direkte ved hjælp af afskæringsværdierne (figur 32) på krydsplot mellem humus indhold, samlet indhold af ler og silt, og relativ simuleret udvaskning, figur 33.

Eksemplet tager udgangspunkt i de jordegenskaber, som har vist sig at indeholde mest information om udvaskningen (ud fra en betragtning om opholdstid og hvor nedbrydningen er holdt som konstant), nemlig det volumenvægtede indhold af humus, og ler og silt i den øverste meter af jorden. Relationerne analyseres samlet, hvilket indebærer at humusindholdet krydsplottes mod den samlede mængde af ler og silt i den øverste meter af jorden. De enkelte datapunkter (profiler) i krydsplottet er kodet med farve efter graden af relativ simuleret udvaskning, figur 33. Som det fremgår af figur 33C identificeres der ved denne fremgangsmåde et antal særligt følsomme profiler med røde signaturer. De særligt følsomme profiler er afgrænset af den grønne linie, som snævrere muligt afgrænser profiler efter udvaskningskriteriet på 0,65, samtidig med at hhv. humusindholdet, og ler- og siltindholdet er meget lavt. Herudover identificeres der yderligere samtidig en del profiler (lilla og blå signaturer), som er potentielt særligt følsomme (de lilla er særligt følsomme dersom udvaskningskriteriet 0,43 lægges til grund), vist som et felt under den orange linie, men fratrukket de "røde" profiler. I den potentielt særligt følsomme kategori identificeres der et betydeligt antal falske positive (blå), hvilket viser at der, ved et lavere udvaskningskriterie sker en mere usikker identifikation af følsomme profiler/arealer. som også illustreret i figur 34. Blå profiler som ligger over den orange linie i figur 33 er de ikke særligt følsomme profiler.



Figur 33 A-C. Illustration af identifikation af de tre kategorier af følsomhed overfor udvaskning i eksemplet. Røde punkter er profiler med beregnet udvaskning over det valgte udvaskningskriterie på 0,65. Lilla punkter er profiler med lavere beregnet udvaskning over det valgte lavere udvaskningskriterie på 0,43. Blå punkter er profiler med relative beregnede udvaskninger som ligger under de valgte udvaskningskriterier. Den grønne linie afgrænser de særligt følsomme profiler (med en enkelt falsk positiv) på basis af afskæringsværdierne humus $< 17 \text{ kg/m}^2$, og ler og silt $< 130 \text{ kg/m}^2$ (udvaskningskriterie 0,65). Mellem den særligt følsomme kategori og linien "Ler+Silt $< -10 * Humus + 350$ " (orange) findes de "potentielt følsomme" profiler/arealer med udvaskningskriteriet 0,43 og en del falske positive. Over den orange linie findes gruppen af "ikke særligt følsomme" profiler/arealer (med enkelte falske negative).



Figur 34. Illustration af datagrundlaget for figur 33C, idet der er interpoleret lineært mellem de relative simulerede udvaskninger for profilerne. Figuren tydeliggør den dominerende sammenhæng mellem høj simuleret udvaskning og lave indhold af humus, og ler og silt. Farveskalaen viser relativ udvaskning. Y-aksen er humusindholdet på en skala fra 0 til 56 kg/m² og X-aksen er ler- og siltindholdet på en skala fra 50 til 700 kg/m².

Med udgangspunkt i fremgangsmåden og resultaterne i eksemplet muliggøres en karakteristik af de tre kategorier for følsomhed:

- I "særligt pesticidfølsomme" profiler/arealer er humusindholdet <17 kg/m² og summen af ler og silt indholdet <130 kg/m².
- "Potentielt følsomme" profiler/arealer har indhold af humus, og ler og silt, der ligger under relationen $Ler + Silt < -10 \cdot \text{humus} + 350$ fratrukket mængden af særligt følsomme arealer. De potentielt følsomme profiler/arealer består af en blanding af profiler med højere relativ udvaskning end 0,43 (lilla signaturer i figur 33C) og profiler, der udvaskningsmæssigt er falske positive (blå signaturer i figur 33C), og således ikke kan udskilles fra hinanden uden at der inddrages flere kriterier end i eksemplet.
- Gruppen af "ikke særligt følsomme" profiler/arealer har indhold af humus, og ler og silt, som ligger over linien $Ler + Silt < -10 \cdot \text{humus} + 350$ i figur 33C. Ved den her valgte definition af linien er der enkelte falske negative.

Antallet af profiler i de tre kategorier af følsomhed fremgår af tabel 11. Dersom en yderligere karakteristik af følsomhed er påkrævet vil de supplerende undersøgelser især

skulle fokusere på en detaljering af følsomheden i gruppen af "potentielt følsomme" profiler/arealer.

Tabel 11. Antal profiler i de tre følsomhedskategorier, samt falske positive og negative, til karakterisering af jordes følsomhed overfor udvaskning af pesticid

	Alle	Falske +	Falske -
Særligt følsomme	14	4	0
Potentielt særligt følsomme	31	18	0
Ikke særligt følsomme	100	0	3

Videregående identifikation af særligt pesticidfølsomme profiler

En styrke ved den foreslåede fremgangsmåde er at den benytter iboende og relativt stabile jordegenskaber og følger forsigtighedsprincippet ved at muliggøre fravalg af profiler/arealer, hvor det vurderes, at der ikke er særlige problemer. Der vil, som vist i fx. figur 33C, forekomme tilfælde, hvor et profil klassificeres forkert. I en eventuel anden etape, hvor identificerede falske positive (og negative) karakteriseres med jordegenskaber, sådan at arealerne kan kortlægges i større detalje og under hensyntagen til temporære og/eller stofspecifikke forhold, bliver de samlede fravalgskriterier mere komplekse. Fra den del af profilerne/arealet, som ved den beskrevne fremgangsmåde er samlet i kategorien af særlig pesticidfølsomme, vil der således i en evt. anden etape kunne fravælges falske positive på basis af simulering af udvaskning med et bredere datagrundlag end det her anvendte.

Simuleringen kan foregå på grundlag af det fulde datasæt for korrelation af hydrologiske egenskaber og binding. Det kan også vælges at inddrage egenskaber som indgår i korrelationen af nedbrydning, i hvilket tilfælde resultaterne bliver stofspecifikke. Endelig kan der benyttes aktuelt klima. Den eksemplificerede fremgangsmåde giver dog den mest ensartede og holdbare karakteristik.

Alle projektets resultater måles op mod relativ simuleret udvaskning. Konkret verifikation af de simulerede udvaskninger forudsætter, at der findes relevante målinger af fysiske udvaskninger, som er foregået med de undersøgte stoffer og under betingelser som svarer til forudsætningerne i projektet.

Da de viste resultater illustrerer afskæringsværdier for et kunstigt modelstof baseret på MCPA's bindingsegenskaber, vil konkrete stoffers udvaskelighed afvige individuelt. Projektet har imidlertid vist, at de fleste pesticiders binding kontrolleres af de samme jordegenskaber som for det MCPA-lignende stof, hvorfor udvaskningsfølsomheden i forhold til binding og hydrauliske betingelser kan anses for at være størst under de samme forhold.

Den generelle effekt af et beskyttelsesprincip for grundvand, baseret på de beskrevne eksempler, vil øges ved at bruge højere afskæringsværdi for indhold af fine kornstørrelser og humus, og dermed lavere værdi for simuleret udvaskning. Omvendt vil det altid være de relativt mest følsomme arealer der udpeges, hvis afskæringsværdierne for indhold af fine kornstørrelser og humus reduceres, svarende til at hæve udvaskningsværdien (grønne linier i figur 32). Omvendt vil der ved højere afskæringsværdier for humus-, ler- og siltindhold og dermed mindre tærskelværdi for udvaskning øges usikkerheden i

identifikationen imidlertid af særligt pesticidfølsomme profiler/arealer, således at der inkluderes flere falske positive. Fastlæggelsen af kriterierne og dermed graden af tilstræbt beskyttelse på basis af eksemplernes metodik er således et politisk/administrativt/økonomisk valg, mens en videregående karakteristik repræsenterer den forbedring, der kan opnås ved at inddrage foranderlige forhold (specifikke pesticider, konkrete landbrugsmæssige driftsforhold, aktuelt klima og nedbrydning). For alle de identificerede særligt pesticidfølsomme profiler/arealer vil inddragelse af de foranderlige forhold mindske graden af følsomhed, mens enkelte falske negative fravalg vil blive omstødt grundet 80% fraktil kriteriet for nedbrydning i de generelle undersøgelser. Den videregående karakteristik er betydeligt dyrere end den eksemplificerede, hvorfor de eksemplificerede fravalg/identifikationer af profiler/det areal, der betegnes som "ikke særligt pesticidfølsomt" kan være med til at reducere omkostninger ved eventuel gennemførelse af den anden etape.

