

Pesticiders udvaskelighed

Vurdering af usikkerheden på DT_{50} og K_{oc} der anvendes i GUS

Bo Lindhardt, Inge Formgaard og Walter Brüschi
Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse

Rossanna Bossi
Danmarks Miljøundersøgelser

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
Sammendrag	7
Summary	11
1 Indledning	15
1.1 Baggrund for denne rapport	15
1.2 Formål og fremgangsmåde	16
1.3 Litteratur	17
2 Vurdering af variationen på nedbrydningstider i jord, DT_{50}	19
2.1 Indledning	19
2.2 Metoder til bestemmelse af DT_{50}	20
2.3 Generel vurdering af nedbrydningsforsøg	22
2.4 Variation på DT_{50}	28
2.5 Sammenfattende vurdering af variationen på DT_{50}	31
2.6 Litteratur	32
3 Vurdering af variationen i fordelingskoefficienter, K_{oc}	45
3.1 Introduktion	45
3.2 Procedure til bestemmelse af K_{oc}	46
3.3 General vurdering af sorptionsforsøg	47
3.4 Spredning på fordelingskoefficienten	49
3.5 Sammenfattende vurdering af variationen på K_{oc}	54
3.6 Litteratur	55
4 Rangordningen af pesticiderne efter deres potentielle mobilitet	59
4.1 Indledning	59
4.2 Beregninger af GUS-indeks	59
4.3 Rangordning af pesticider ud fra lysimeterforsøg	61
4.3.1 Forskrifter til lysimeterforsøg	61
4.3.2 Foreliggende data fra lysimeterforsøg	61
4.4 Forekomst af pesticider i grundvand i Danmark, udlandet og overfladevand fra Fyn	63
4.4.1 Fund i grundvand og overfladevand	64
4.4.2 Rangordning og forbrugsmønstre	65
4.5 Sammenfattende rangordning	69
4.6 Litteratur	70
5 Konklusion	73
Bilag 1: Nedbrydningstid, DT_{50}	75
Bilag 2: Fordelingskoefficienter, K_{oc}	95

Forord

Denne rapport er resultatet af et samarbejdsprojekt mellem GEUS, Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning, som blev iværksat på opfordring af Miljøstyrelsen. Kapitel 2 og 3 i rapporten bygger primært på data, der findes i det godkendelsesmateriale, som er tilsendt Miljøstyrelsen fra producenterne. Udvælgelse og fremskaffelse af materialet er foretaget af Miljøstyrelsen.

Styringsgruppen for projektet har været:

Lene Gravesen, Bekæmpelsesmiddelkontoret, Miljøstyrelsen
(formand)

Bo Lindhardt, Geokemisk Afdeling, GEUS (projektleder)

Walter Brüsich, Geokemisk Afdeling, GEUS

Inge S. Fomsgaard, Afdeling for Plantebeskyttelse, Danmarks
JordbrugsForskning

Rossana Bossi, Afdeling for Miljøkemi, Danmarks
Miljøundersøgelser

Miljøstyrelsen har finansieret projektet.

Inge S. Fomsgaard er ansvarlig for kapitel 2 (variationen i nedbrydningstider i jord), Bo Lindhardt og Walter Brüsich er ansvarlige for kapitel 3 (variationen i fordelingskoefficienter), mens Rossana Bossi er ansvarlig for sammenstilling af data fra lysimeterforsøg, og Walter Brüsich er ansvarlig for sammenstilling af data for grundvand. Sammenskrivningen er foretaget af Bo Lindhardt.

Sammendrag

Bo Lindhardt, Inge S. Fomsgaard, Walter Brüsch and Rossana Bossi.

Formålet med dette projekt er at afklare, om det er muligt med rimelig sikkerhed at rangordne mobiliteten af udvalgte pesticider ved anvendelse af GUS-indekset. Denne afklaring omfatter en vurdering af spredningen på nedbrydningstiden i jord DT_{50} og fordelingskoefficienten mellem organisk stof og vand K_{oc} samt en vurdering af, om indeksering af de udvalgte pesticider ud fra GUS-indekset giver en rimelig beskrivelse af udvaskeligheden af disse stoffer, bedømt ud fra data fra lysimeterforsøg og fund af pesticider i drænvand og ungt grundvand.

For 12 pesticider, der er udvalgt i samråd med Miljøstyrelsen (atrazin, bentazon, diuron, glyphosat, isoproturon, MCPA, mechlorprop, metamitron, metsulfuron methyl, phenmedipham, propiconazol og triasulfuron), er der indsamlet data for nedbrydelighed DT_{50} og sorption K_{oc} for at vurdere spredningen på disse parametre. Dataene er primært indsamlet fra det materiale, der ligger til grund for Miljøstyrelsens godkendelsesprocedure for bekæmpelsesmidler.

Antallet af data for nedbrydelighed for de udvalgte stoffer er meget varierende fra en enkelt værdi til 62 værdier. Disse data stammer fra såvel laboratorieforsøg som markforsøg. Baseret på dette datamateriale er der beregnet en gennemsnitlig DT_{50} for de 11 stoffer. Den relative spredning for disse stoffer er mellem 36 og 112%. Det må forventes, at man ville opnå mere homogene datasæt, hvis man begrænsede sig til kun at medtage resultater fra f.eks. laboratorieforsøg. Dette ville dog betyde, at der ikke ville foreligge anvendelige resultater for 3 af de udvalgte stoffer; diuron, glyphosat og metsulfuron methyl. I hvor høj grad spredning på dataene alene er begrundet i en reel variation i nedbrydningshastigheden, er det ikke muligt at vurdere inden for dette projekts rammer. Det vurderes, at en del af spredningen må tilskrives forskellige forsøgsbetingelser og svingende kvalitet af de enkelte undersøgelser og at en anden del af spredningen skyldes, at reduktionen af de gennemførte undersøgelsesresultater til en enkelt parameter pr. forsøg, dvs. en DT_{50} -værdi, i nogle undersøgelser er behæftet med betydelig usikkerhed og i visse tilfælde fejlbehæftet. F.eks. er det i flere tilfælde diskutabelt om de observerede nedbrydningsforløb kan beskrives ved en 1. ordens nedbrydning. Dernæst er der meget forskel på hvilke processer, der medgår, når nedbrydeligheden er undersøgt. I en række undersøgelser dækker DT_{50} -værdien kun over selve den mikrobielle nedbrydning af stoffet typisk i laboratorieforsøg, mens der i andre undersøgelser (typisk markforsøg) er medtaget fordampning, udvaskning, hydrolyse og fotolyse under begrebet DT_{50} .

Ud fra det foreliggende data materiale har det ikke været muligt at vurdere betydningen af jordtype, indhold af organisk kulstof, pH, vandindhold og mikrobiel aktivitet, idet variationen i DT_{50} har været for stor i forhold til antallet af de foreliggende data.

Det er vanskeligt at give et klart billede af variationen i fordelingskoefficienten mellem organisk stof og vand K_{oc} . Den relative spredning varierer fra 9 til 174% for de udvalgte stoffer. Kvaliteten og omfanget af datagrundlaget for det enkelte stof varierer meget.

For et af stofferne, glyphosat, vurderes det, at det ikke vil være meningsfuldt at beskrive sorption ved en fordelingskoefficient mellem organisk stof og vand, idet sorptionen af dette stof kun i mindre grad er kontrolleret af jordens indhold af organisk stof. Sorptionen er formodentlig styret af andre faktorer, såsom mængden af ler og indholdet af oxider.

Flertallet af undersøgelser peger på, at sorptionskoefficienterne er afhængige af koncentrationen, hvorfor de estimerede fordelingskoefficienter kun vil være gyldige inden for et begrænset koncentrationsinterval. Det har ikke været muligt at pege på ekstreme værdier for enkelte stoffer, således at datasættene blev mere homogene, og at det dermed bliver muligt at beregne meningsfulde gennemsnit og spredning.

En mulig forklaring på den betydelige variation i fordelingskoefficienterne kan være, at sorptionen til jordmatricen ikke alene er domineret af interaktion mellem stofferne og jordens indhold af organisk stof, men at jordens indhold af ler og oxider har en signifikant betydning for en række af pesticiderne, der indeholder forskellige mere eller mindre polære grupper.

De jorde, som har været anvendt til forsøgene er indsamlet i hele Europa og Nordamerika. Spredningen på DT_{50} og K_{oc} for jorde der er vurderet at være typiske for danske forhold, er vurderet. Der foreligger kun meget få forsøg udført på danske jorde. Ved at medtage resultater fra forsøg, hvor der har været anvendt jorde, der skulle være typiske for Danmark dvs. med et indhold af organisk kulstof på mellem 0,5 og 3% og med et lerindhold på mindre end 20%, fås der ikke nogen signifikant reduktion i den relative spredning på nedbrydningsraterne DT_{50} eller fordelingskoefficienterne K_{oc} for disse 12 stoffer som helhed.

På det foreliggende grundlag vurderes det derfor ikke at være muligt at angive en statistisk meningsfuld spredning på DT_{50} eller K_{oc} for de udvalgte pesticider. Det anbefales at anvende medianværdier og udtrykke spredningen på parametrene ved minimums- og maksimumsværdier. Medianværdier er mindre påvirkede af ekstremværdier end gennemsnittet.

Ud fra de bestemte medianværdier for DT_{50} og K_{oc} er der beregnet et GUS-indeks for stofferne. GUS_{med} angiver, at bentazon, triasulfuron, metsulfuron methyl og diuron må forventes at være "sandsynlig udvaskelig" (probable leacher), mens atrazin, mechlorprop, isoproturon, MCPA, propiconazol og metamitron må betegnes som "mulig udvaskelig"

(transition). Phenmedipham angives som “ikke sandsynlig udvaskelig” (improbable leacher). De beregnede GUS_{min} og GUS_{max} viser, at samtlige 11 stoffer for ekstreme kombinationer af nedbrydningsforhold og sorptionsforhold må vurderes at være “sandsynlig udvaskelig”, og at de 8 ud af de 11 pesticider under andre forhold må vurderes at være “ikke sandsynlig udvaskelig”. Dette viser at rangordningen ud fra GUS indeks er behæftet med betydelig usikkerhed.

Der foreligger resultater fra lysimeterforsøg for 7 af de udvalgte stoffer i Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale. Set i forhold til den rangordning der fremkom ud fra GUS_{med} , er der en rimelig overensstemmelse med den rangordning, der fremkommer udfra lysimeterstudierne. Denne rangordning skal tages med forbehold som følge af de meget varierende forsøgsbetingelser.

Rangordningen af de 12 udvalgte pesticider efter den registrerede forekomst i grundvand og overfladevand adskiller sig på en række punkter fra den rangordning, som fås ved anvendelse af GUS_{med} indekset. Metamitron må betegnes som relativt mere mobilt ud fra de faktiske fund, end GUS_{med} skulle forudsige, mens diuron skulle være relativt mindre mobilt. Forbrugsmønstret for metamitron kan ikke alene forklare denne forskel. For diuron kan det begrænsede antal data for DT_{50} og det relativt lave forbrug tilsammen være en begrundelse for afvigelsen mellem de to rangordninger for dette stof.

Samlet vurderes det ud fra dataene for DT_{50} og K_{oc} , i Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale, for 12 udvalgte pesticider, at det ikke vil være rimeligt at anvende GUS-indekset til en egentlig rangordning af disse stoffers mobilitet i jord, idet antallet af data er begrænset for et antal af pesticiderne og den betydelige spredning der er på disse to parametre for de fleste andre af de vurderede pesticider.

Summary

Title : Leachability of pesticides - assessment of the variation of DT_{50} - and K_{oc} -values, used in the GUS index.

By Bo Lindhardt, Inge S. Fomsgaard, Walter Brüsch and Rossana Bossi.

The object of this project is to assess the validity of ranking mobility of pesticides in soil by using the GUS index. The project includes an assessment of the variation in degradation rates in soil, DT_{50} , and the distribution coefficient between organic carbon and water, K_{oc} , for 12 selected pesticides. The ranking of these selected pesticides, based on the GUS index, was compared with information from lysimeter studies and data from surveys of drainwater and young groundwater.

In collaboration with the Danish Environmental Protection Agency 12 pesticides were selected (atrazine, bentazone, diuron, glyphosate, isoproturon, MCPA, mecoprop, metametron, metsulfuron methyl, phenmedipham, propiconazol and triasulfuron), for which the variation in degradation rates in soil, DT_{50} , and distribution coefficients, K_{oc} were assessed. Data were primarily collected from the reports used by the Danish Environmental Protection Agency in their approval procedures for plant protection products.

There was a significant difference in the number of available degradation rate data for these 12 pesticides, from 1 to 62 results. The data derived from laboratory as well as field experiments. The average were estimated. The relative standard deviation for the 11 pesticides, which had more than one result, was between 36 and 112%. Using only results from laboratory experiments, the data sets was expected to be more homogeneous. A consequence of making such a delimitation, was that there would be no data for three of the selected pesticides; diuron, glyphosate and metsulfuron methyl. Within this project it has not been possible to determine to which extent the variation in data only reflected a real variation in the degradation rates. A part of the variation may be assigned to the different condition of the experiments and a fluctuation in quality of the single experiments. Another part of the variation may be assigned to the reduction of results to only one parameter, the DT_{50} value. In some of the investigations the reduction of the degradation kinetics to a 1.order rate was associated with significant uncertainty and in some cases not correct. In addition to this, the number of processes included in the DT_{50} values are considerably different. In the laboratory investigations the DT_{50} only described the microbial degradation, whereas in the field experiments the parameter included volatilisation, leaching, hydrolysis and photolysis together with the microbial degradation.

From the available data it has not been possible to estimate the significance of soil types, content of organic carbon, pH, water content, and microbial activity as the variation in DT_{50} has been too big in relation to the available data.

It is difficult to form a clear picture of the variation in the distribution coefficient between organic carbon and water, K_{oc} . The relative standard deviation for the selected pesticides vary between 9 and 174%. The quality and the extent of the data foundation for the single pesticide vary a lot.

For one of the pesticides, glyphosate, it is assessed that a description of sorption by a distribution coefficient between organic carbon and water is not valid as sorption of this pesticide is controlled only to a small extent by the content of organic matter of the soil. Presumably, the sorption is governed by other factors such as the content of clay and oxides.

The majority of the investigations show that the sorption coefficients are dependent on the concentration which is why the estimated distribution coefficients will be valid only within a very limited concentration interval. It has not been possible to point out extreme values for the individual pesticides to make the data sets more homogeneous and permit calculation of meaningful averages and variations.

A possible explanation of the considerable variation in the distribution coefficients might be that the sorption to the soil matrix is dominated not only by interaction between the pesticides and the content of organic matter of the soil, but e.g. also by the content of clay and oxides. This is significant for a number of the pesticides containing different more or less polar groups.

The test soils have been collected all over Europe and North America. Only a few number of the tests have used Danish soils. The variation in DT_{50} and K_{oc} for soils which are assessed to be typical for Denmark have been estimated. Selecting results from experimentes where there have been used soils with a content of organic carbon between 0.5 and 3%, and a clay content of less than 20% which are assumed to be typical for Denmark, does not give a significant reduction of the relative standard deviation in the degradation rates DT_{50} , and the distribution coefficients K_{oc} , for the 12 pesticides.

Therefore, as matters now stand it is estimated to be impossible to state a statistically meaningful variation in DT_{50} or K_{oc} for the selected pesticides. It is recommended to use median values and to express the variation in parameters by minimum and maximum values. The median values are less influenced by extreme values than the average values.

Based on the median values determined for DT_{50} and K_{oc} the GUS index for the pesticides was calculated. The GUS_{med} indicate that bentazone, triasulfuron, metsulfuron methyl, and diuron must be expected to be "probable leachers", whereas

atrazin, mechlorprop, isoproturon, MCPA, propiconazol, and metamitron must be described as “transition compounds”. Phenmedipham is stated as “improbable leacher”. The calculated GUS_{min} and GUS_{max} show that all 11 pesticides with extreme combinations of degradation and sorption conditions must be assessed to be “probable leachers”, and that 8 out of 11 pesticides under other conditions must be assessed to be “improbable leachers”. This shows that ranking by using the GUS index is subject to considerable uncertainty.

Lysimeter test results for 7 of the selected pesticides are available in the approval procedure material of the Danish Environmental Protection Agency. Compared to the ranking which appeared from the GUS_{med} it corresponds reasonably with the ranking of the lysimeter tests. This ranking should be regarded tentatively as a consequence of the very varied test conditions.

The ranking of the 12 selected pesticides after the registered occurrence in groundwater and surface water differs in several respects from the ranking obtained by use of the GUS_{med} index. From the actual findings the metamitron must be considered to be relatively more mobile than predicted by the GUS_{med} , whereas diuron should be relatively less mobile. The metamitron application pattern does not explain this difference. For diuron the limited amount of data for DT_{50} together with the relatively limited use might be a reason for the deviation between the two rankings of this pesticide.

Assessed from the data on DT_{50} and K_{oc} available, in the approval procedure material of the Danish Environmental Protection Agency for 12 selected pesticides, it must be concluded that it is not reasonable to use the GUS index when performing an actual ranking of the mobility of these pesticides in soil because of the limited number of data for some of the pesticides and the very large variation in these two parameters for most of the other pesticides.

1 Indledning

Bo Lindhardt

1.1 Baggrund for denne rapport

Gennem de sidste 10 år er der gjort et stigende antal fund af pesticider i dansk grundvand. Der har fra flere sider været fremsat ønske om at kunne rangordne pesticider efter deres sandsynlige udvaskelighed fra rodzonen til grundvandet. Denne rangordning måtte gerne være baseret på et simpelt værktøj til vurderingen af udvaskeligheden af de enkelte stoffer i forhold til hinanden.

Gennem de sidste 10-20 år er der opstillet flere forskellige indeks, der har haft som intention ud fra simple beregninger at beskrive sandsynligheden for, at pesticider udvaskes fra de øvre jordlag. I det tekniske notat "Vurdering af udvaskningsindeks for pesticider" (Lindhardt og Brüsch, 1996) blev det vurderet, at GUS-indekset muligvis kunne give en rimelig beskrivelse af den sandsynlige udvaskelighed af pesticider.

Definition af GUS-indekset

GUS-indekset (Groundwater Ubiquity Score) er fremsat af Gustafson (1989). Ud fra en klassificering af 44 pesticider som henholdsvis "sandsynlig udvaskelig" (probable leacher), "mulig udvaskelig" (transition) og "ikke sandsynlig udvaskelig" (improbable leacher) er der opstillet et simpelt empirisk indeks for den sandsynlige udvaskelighed, som alene er baseret på stoffernes iboende egenskaber. Indekset har til hensigt at beskrive udvaskningen af disse stoffer ved almindelig landbrugsmæssig brug. Indekset er baseret på nedbrydningstiden i jord DT_{50} og fordelingskoefficienten mellem organisk kulstof og vand K_{oc} .

$$GUS = \log(DT_{50}) \cdot [4 - \log(K_{oc})]$$

Grænsen for, om pesticider forventes at være udvaskelige, er på baggrund af vurderinger af de 44 pesticider af Gustafson sat til :

GUS-indeks:

- < 1,8 : ikke sandsynlig udvaskelig
- 1,8-2,8 : mulig udvaskelig
- > 2,8 : sandsynlig udvaskelig

GUS-indekset vurderer kun den potentielle risiko for udvaskning af det enkelte stof, ud fra få stofs specifikke egenskaber. Der tages ikke højde for den faktiske anvendelse, dvs. den anvendte mængde eller anvendelses tidspunktet.

Igennem tiden har anvendeligheden af GUS-indekset været diskuteret. En indvending er, at indekset er for simpelt, og at

for mange faktorer, der påvirker transporten af pesticider, ikke er medtaget. I stedet for et simpelt indeks bør der anvendes egentlig modelberegning til at beskrive en rangordning af udvaskeligheden af stofferne. En fælles forudsætning for at anvende enten et indeks eller en model til vurderingen af udvaskeligheden af stoffer fra rodzonen til grundvandet er, at der foreligger de nødvendige data for de enkelte stoffer, der beskriver deres transportegenskaber i jorden. I GUS-indekset indgår to stofparametre dels stoffernes evne til at sorbere til jordpartiklerne udtrykt ved fordelingskoefficienten mellem organisk kulstof og vand K_{oc} dels nedbrydningstiden DT_{50} . I de fleste modeller indgår disse to parametre som et minimum, og ofte indgår der ikke andre stofparametre. Det betyder, at en rangordning af stofferne indbyrdes med hensyn til udvaskelighed relativt vil være behæftet med den samme usikkerhed ved anvendelse af et simpelt indeks og en egentlig model, hvis det simple indeks og modellen vægter de to parametre på samme måde. Dette forudsætter at de enkelte pesticideres iboende egenskaber er betydende for den mængde der udvaskes.

I notat "Vurdering af udvaskningsindeks for pesticider" (Lindhardt og Brüsch, 1996) blev muligheden for indeksering vurderet ud fra data indsamlet i et begrænset antal opslagsværker (Linders et al., 1994 og Wauchope et al., 1992). Konklusionen var, at rangordningen af pesticidernes udvaskelighed vil være behæftet med en betydelig usikkerhed alene ud fra usikkerheden på de to stofparametre, som indgår i GUS-indekset. Det var ikke muligt inden for projektets rammer at vurdere den reelle usikkerhed på disse to parametre.

1.2 Formål og fremgangsmåde

Formålet med dette projekt er at afklare, om det er muligt med rimelig sikkerhed at rangordne udvaskeligheden fra rodzonen af udvalgte pesticider ved anvendelse af GUS-indekset. Denne afklaring omfatter dels en vurdering af spredning på DT_{50} - og K_{oc} -værdier og dels en vurdering af, om indeksering af de udvalgte pesticider ud fra GUS-indekset giver en rimelig beskrivelse af udvaskeligheden af disse stoffer bedømt ud fra data fra lysimeterforsøg og fund af pesticider i drænvand og ungt grundvand.

Beskrivelse af baggrundsmaterialet

Vurderingen af den faktiske spredning på DT_{50} - og K_{oc} -værdierne er i væsentlig grad baseret på en gennemgang af de studier, som ligger til grund for Miljøstyrelsens vurdering af pesticiderne, idet disse i princippet skal være dækkende for danske forhold. Desuden vil det være disse data, som i givet fald skal være en væsentlig del af basis for den ønskede indeksering. Der er dog også i et vist omfang inddraget resultater af danske og internationale publikationer, som skønnes anvendelige til formålet.

Projektet omfatter en vurdering af de i tabel 1.1 anførte 12 pesticider. Der er tale om pesticider, der forventes at være meget sandsynlige udvaskelige fra jord (f.eks. bentazon og triasulfuron), mulige udvaskelige (f.eks. atrazin og MCPA) og ikke sandsynlige udvaskelige (f.eks. propiconazol og glyphosat). De udvalgte stoffer er alle herbicider med undtagelse af propiconazol, som er et fungicid. Stofferne repræsenterer forskellige stofgrupper som triaziner (atrazin), phenoxysyrer (MCPA og mechlorprop), phenylurea (diuron og isoproturon) samt en række andre stofgrupper. Hermed tilstræbes at give et indtryk af forskellighed mellem de udvalgte stoftyper. Stofferne har alle været anvendt eller anvendes stadig udbredt i Danmark med undtagelse af de to sulfonylureaer der, som følge af den lave dosering (5-50 g/Ha) og den relativt korte årrække de har været anvendt, ikke er mængdemæssigt betydende. Atrazin er ikke længere tilladt i Danmark, og anvendelsen af MCPA og mechlorprop er underlagt væsentlige restriktioner. Disse stoffer er medtaget som en slags reference stoffer, idet de alle er fundet i dansk grundvand over grænseværdien for pesticider i drikkevand på 0,1 µg/l. Udvalgelsen af stoffer er sket i samråd med Miljøstyrelsen.

Tabel 1.1

Oversigt over de pesticider der vurderes i denne rapport samt deres opløselighed (S, mg/l), syrekonstant (pK_a), anvendelse og det akkumulerede forbrug frem til 1995 (Akk., tons aktivt stof).

Survey of the pesticides being evaluated in this report as well as the solubility of the pesticides (S, mg/l), acid strength constant (pK_a), use and accumulated consumption to the year of 1995 (acc., tons of active ingredient).

	Stof gruppe	S mg/l	pK _a	Anvendelse	Akk. 95 tons
Atrazin	triazin	30	1,7	herbicid	1.313
Bentazon	benzothiadiazinon	500	3,2	herbicid	836
Diuron	phenylurea	42		herbicid	405
Glyphosat	phosphon syre	15700		herbicid	6.170
Isoproturon	phenylurea	55		herbicid	2.136
MCPA	phenoxysyre	825	3,07	herbicid	24.229
Mechlorprop	phenoxysyre	620	3,11	herbicid	8.750
Metamitron	triazinone	1820		herbicid	5.605
Metsulfuron methyl	sulfonylurea	9500	3,3	herbicid	6,7
Phenmedipham	carbamat	4.7		herbicid	2.076
Propiconazol	conazole	110		fungicid	1.428
Triasulfuron	sulfonylurea	815	4,5	herbicid	0,3

1.3 Litteratur

Lindhardt, B. & Brüsch, W. (1996) Vurdering af udvaskningsindeks for pesticider. Teknisk notat udarbejdet for Miljøstyrelsen. GEUS

Gustafson, D.I. (1989) Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology & Chemistry*, **8**, 339-357

Linders, J.B.H.J., Jansma, J.W., Mensink, B.J.W.G. & Otermann, K (1994) Pesticides: Benefaction or Pandora's box? National Institute of Public Health and Environmental Protection, The Netherlands. Report no. 679101014.

Wauchope, R.D., Buttler, T.M., Hornsby, A.G., Augustijn Beckers, P.W.M. & Brut, J.P. (1992) The SCS/ARS/CES pesticide properties database for environmental decision-making. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* vol. 123.

2 Vurdering af variationen på nedbrydningstider i jord DT₅₀

Inge S. Fomsgaard

2.1 Indledning

En lang række processer, overfladisk afstrømning, fordampning, optagelse i planter, udvaskning og nedbrydning medvirker til fjernelsen af pesticidrester fra jorden. Nedbrydning (og optagelse i planter i en vis udstrækning) adskiller sig fra de øvrige processer ved at omdanne/fjerne stoffet permanent fra miljøet. Nedbrydningen af et pesticid foregår trinvis, og der kan dannes forskellige nedbrydningsprodukter. Hvis pesticidet er fuldstændig mineraliseret, omdannes det til CO₂ og H₂O og evt. salte.

Nedbrydningen kan foregå mikrobiologisk, kemisk (hydrolyse) eller fotokemisk (induceret af sollys), hvor den mikrobielle nedbrydning oftest er den dominerende proces. Der kan dog også være tale om en kombination af både mikrobiologisk og kemisk nedbrydning. Den mikrobielle nedbrydning kan foregå efter to forskellige principper. En metabolisk nedbrydning, hvor mikroorganismene kan få energi fra nedbrydningen af pesticidet og således vokse på baggrund heraf (der foregår en adaptering). Eller en cometabolisk nedbrydning, hvor mikroorganismene forestår nedbrydningen af pesticidet men får sin energi fra nedbrydningen af andre organiske stoffer.

Nedbrydningshastigheden for et pesticid er under indflydelse af en serie miljøfaktorer, såsom:

- jordtypen
- jordens biologiske aktivitet
- adaptering til pesticidet
- jordens vandindhold
- pesticidets koncentration
- temperatur
- pH

Hvis nedbrydningshastighedens sammenhæng med disse faktorer skal kunne analyseres, bør der foreligge et antal undersøgelser, hvor faktorerne varieres enkeltvis.

Ved undersøgelse af et pesticides nedbrydningshastighed skelnes i nogle tilfælde mellem mikrobiel nedbrydning (biotransformation) og kemisk hydrolyse. I materialet, der ligger til grund for nærværende rapport, er der som oftest ikke

skelnet herimellem, hvorfor de anvendte DT_{50} værdier må betragtes som et generelt udtryk for nedbrydningshastigheden.

2.2 Metoder til bestemmelse af DT_{50}

Nedbrydningshastigheden for et pesticid vil ikke kun variere afhængigt af de eksterne miljøfaktorer, som nævnt ovenfor. Der vil også kunne forekomme en høj grad af variation afhængig af den metode, der er anvendt til nedbrydningsforsøget, hvorfor en sammenholdelse mellem nedbrydningshastigheder bestemt efter forskellige metoder er problematisk.

Nedbrydningsforsøg kan principielt opdeles efter metode i markforsøg henholdsvis laboratorieforsøg.

Markforsøg versus laboratorieforsøg

Marknedbrydningsforsøg udføres oftest ved løbende at analysere koncentrationen af pesticidrester i de øverste jordlag efter sprøjtning og under naturlige dyrkningsomstændigheder. Sådanne undersøgelser må betragtes som værende de, der bedst udtrykker, hvor hurtigt et pesticid forsvinder fra jordmiljøet efter udsprøjtning. Pesticidets forsvinden (dissipation) fra jorden i sådanne forsøg skyldes dog, som tidligere nævnt, ikke kun nedbrydning men også en række andre processer. Sådanne markforsøg betragtes af Gustafson (1989) som den type forsøg, som DT_{50} værdien helst skal beregnes ud fra, idet han mener, at DT_{50} værdien bør udtrykke den tid, det tager for halvdelen af pesticidmængden at forsvinde. På grund af de meget store variationer i denne type nedbrydningsstudier er et stort antal analyser en nødvendighed.

Nogle "markforsøg" udføres ved at anbringe beholdere eller rør i marken og påføre en nøjagtig afmålt mængde pesticid til jorden i beholderen/røret. På denne måde kan klimavariationerne stadig have indflydelse på nedbrydningshastigheden, mens processer som planteoptagelse og udvaskning bedre kan kontrolleres.

Laboratorieforsøg opererer med udtagne jordprøver, hvortil der i laboratoriet sættes en afmålt mængde pesticid, som i nogle tilfælde vil være isotopmærket pesticid. Da der ikke findes fælles internationale standarder, vil forsøgsbetingelserne variere fra forsøg til forsøg. Ofte arbejdes med lufttørrede og sigtede jordprøver, hvor vandindholdet samtidig med tilsætning af pesticidet justeres til en vis procentdel af markkapaciteten. I andre tilfælde fokuseres på vigtigheden af at bevare jordprøven uforstyrret, således at mikroorganismernes livsbetingelser ikke påvirkes udover den påvirkning, der sker, når pesticidet tilsættes. I nogle undersøgelser anvendes opslemmede jordprøver, hvor pesticidets nedbrydning følges ved at udtage en delmængde af vandfasen, hvor koncentrationen af tilbageværende pesticid måles, mens der i andre undersøgelser anvendes isotopmærkede pesticider, og pesticidets totale mineralisering følges ved at måle mængden af den udviklede $^{14}CO_2$.

Linders et al. (1994) har sammenstillet data for 243 pesticider herunder DT_{50} værdier for at kunne sammenligne miljøpåvirkningen, hvor det anbefales at anvende laboratoriedata til bestemmelse af DT_{50} værdier.

Nedbrydningshastigheder rapporteres forskelligt, alt efter hvordan forsøgsbetingelserne har været. Når der over tid har været målt mængden af udviklet $^{14}CO_2$ fra ^{14}C -mærkede pesticider, rapporteres enten mængden af $^{14}CO_2$ efter et antal dage eller hastighedskonstanten fra den kinetiske proces, der ligger bag nedbrydningen.

Når der over tid har været målt mængden af tilbageværende pesticid, kan nedbrydningen rapporteres ved at analysere den kinetiske proces og angive hastighedskonstanten for processen. Oftest rapporteres nedbrydningen dog som halveringstiden (DT_{50} eller $t_{1/2}$), idet der tages udgangspunkt i en 1. ordens nedbrydning.

Definition af halveringstid

Halveringstider (DT_{50} eller $t_{1/2}$) beregnes ud fra følgende sammenhæng:

En 1. ordens nedbrydning kan udtrykkes som:

$$\frac{dc}{dt} = -k \cdot c$$

eller på integreret form

$$c(t) = c_0 \cdot e^{-k \cdot t}$$

hvor

$c(t)$	=	koncentration af pesticid til tiden t
c_0	=	start koncentration af pesticid
k	=	hastighedskonstant
t	=	tid i dage

Hvis nedbrydningen afbildes med $\log c$ som funktion af antal dage, vil kurven være en ret linje med hældningskoefficienten k som skærer y-aksen i $\log c_0$.

$$\ln c = \ln c_0 - kt$$

Halveringstiden beregnes som

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{k}$$

For mange nedbrydningsprocesser kan der være tale om, at nedbrydningen foregår efter en mere kompliceret kinetik end en simpel 1. ordens. F.eks. vil der for metabolisk nedbrudte stoffer være tale om en tydelig lag-fase. Det har dog været almindeligt anerkendt at forudsætte 1. ordens nedbrydning og på baggrund heraf beregne halveringstider, idet det kun på denne måde har

været muligt at foretage sammenligninger. Linders et al. (1994), som præsenterede et review af 243 pesticiders nedbrydningsforhold, kontrollerede kinetikken bag de rapporterede resultater og foretog en genberegning af alle rapporterede halveringstider, hvor en evt. lag-fase blev ekskluderet af resultaterne.

2.3 Generel vurdering af nedbrydningsforsøg

Der var i projektoplægget udtrykt ønske om at vurdere spredningen på nedbrydningstiden i jord under hensyntagen til de eksterne miljøfaktoreres indflydelse på de observerede variationer. Herunder var det ønsket at belyse variationens sammenhæng med de faktorer, der kan influere på nedbrydningen:

- jordtypen
- jordens biologiske aktivitet
- adaptering til pesticidet
- jordens vandindhold
- pesticidets koncentration
- temperatur
- pH

I dette projekt er der gennemgået de undersøgelser, som ligger til grund for Miljøstyrelsens godkendelse af de 12 udvalgte pesticider, og som behandler nedbrydning i jord af disse stoffer. For de 12 udvalgte pesticider foreligger der tilsammen 152 undersøgelser af nedbrydningen. Disse undersøgelser omhandler i alt 604 enkelte forsøg. Resultaterne af de 427 forsøg er afrapporteret som DT_{50} -værdier.

En samlet oversigt over de studier, hvor nedbrydeligheden er afrapporteret er, præsenteret i Bilag 1. En samlet fortegnelse over studierne (rapporterne) findes i litteraturlisten (Afsnit 2.6). Når der bruges udtrykkene rapport, studie eller undersøgelse dækker det over det samme, nemlig alt hvad der er inkluderet i en rapport med samme titel. Hver enkelt rapport kan så omtale en lang række forsøg, som i tabellen har fået hver sin linje og i det følgende betegnes som datasæt.

Bilaget er udarbejdet, således at det medtager de i de omtalte studier vigtigste og almindeligst forekommende fysiske, kemiske og biologiske parametre og i få tilfælde sprøjte- eller dyrkningsteknikker, når det er sammenligninger af sådanne, der har været udført, samt resultaterne af nedbrydningsforsøgene.

Der er i det gennemgåede materiale en stor variation i forsøgsbetingelser samt ligeledes stor variation i hvilke jordparametre, der er målt, og hvordan resultatet er afrapporteret. Nedenunder fremhæves derfor en række eksempler på disse variationer.

Metode

Varierende forsøgsbetingelser

Der er foretaget nedbrydningsforsøg i jordperfusionssystem, hvor jorden podes med slam, fotonedbrydning i ikke-steril jord, fotonedbrydning i steriliseret jord, nedbrydningsforsøg, hvor et enkelt pesticid har været blandet med en lang række andre, standardiserede forsøg i udvalgte standardjorde, markforsøg med varierende forbehandling, laboratorieforsøg, hvor jorden har været opslemmet i vand, forsøg hvor nedbrydningen har været fulgt ved at ^{14}C mærke pesticidmolekylet i forskellige dele samt undersøgelser af anaerob nedbrydning. Resultater fra forsøg, hvor der alene er set på fotonedbrydningen, er ikke medtaget i den samlede vurdering.

Størstedelen af undersøgelserne er udført ved løbende at måle mængden af tilbageværende pesticid og herudfra beregne halveringstider. Helweg (1987), Rueppel et al. (1977), Rueppel & Brightwell (1972), Torstensson (1983), Roeth et al. (?), Jarczyk (1976, 1979, 1983) og Führ & Mittelstadt (1978) anvendte ^{14}C -mærket pesticid og målte den totale mineralisering til $^{14}\text{CO}_2$ efter et antal dage. Hvor der i disse forsøg også er målt rest af tilbageværende pesticid, vil denne måling, såfremt der på anden vis er skabt sikkerhed for at nedbrydningen følger en 1. ordens kinetik, kunne anvendes til at beregne halveringstider. Hvis det ikke er tilfældet vil resultaterne, hvor der kun foreligger data for CO_2 produktionen, ikke blive medtaget i vurderingen.

Jordtyper klassificeres forskelligt

Jordtypen

Næsten alle rapporter angiver en klassifikation i ler, silt og sand, nogle også opdelt i fin og grov silt og/eller fin og grov sand. Klassifikationen er ikke foretaget efter det samme system. I tabel 2.1 er der givet hovedinddelingen for de mest anvendte systemer. Forskellen mellem disse jordklassifikationssystemer er bl.a. i spørgsmålet om adskillelsen af silt og sand. At der er anvendt forskellige systemer betyder, at det kun er lerindholdet, der med sikkerhed kan sammenlignes mellem undersøgelserne.

Tabel 2.1

Klassifikation af jordmaterialer efter kornstørrelse som har været anvendt i undersøgelser. Internationalt og tidligere i Danmark (ISSS), i USA (USDA) og DIN system, som anvendes i Danmark i dag.

Classification of soil materials after grain size used in surveys. Internationally and previously in Denmark (ISSS), in the U.S. (USDA) and DIN system, used in Denmark to-day.

	ISSS	USDA	DIN
	mm	mm	mm
Ler	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Silt	0,002-0,02	0,002-0,05	0,002-0,063
Sand	0,02-2	0,05-2	0,063-2

I de studier, der omhandler laboratorieforsøg, er det sjældent angivet, hvilken dybde jorden er udtaget i. I de undersøgelser, hvor der er angivet en dybde, er den mellem 4 og 30 cm. Det er naturligt at forestille sig, at jorden er udtaget i en del af pløjelaget, men det er klart en mangel, at dette ikke er angivet. Der vil ofte være en forskel i antal og type af mikroorganismer mellem dybder, som vil have en meget væsentlig betydning for nedbrydningshastigheden af pesticiderne. Hvis antal mikroorganismer/biomasse mængden ikke er målt, er det endnu vigtigere at kende jorddybden.

I markforsøg, hvor der ofte undersøges en kombination af nedbrydning og transport, er der generelt opgivet en jorddybde. Der er dog her kun tale om, at pesticidet eventuelt har kunnet findes i de større dybder som et resultat af udvaskningen. Der kan således ikke på baggrund af det nærværende materiale udledes konklusioner om jorddybdens indflydelse på nedbrydningen.

Jordens indhold af organisk stof

Jordens indhold af organisk stof er bestemt i langt de fleste undersøgelser, kun for 57 datasæt foreligger der ikke data. Metoden, hvorefter denne parameter er bestemt, er sjældent angivet i forsøgene. Nogle forsøg (f.eks. fra BBA, Tyskland) angiver indholdet af organisk kulstof (% f_{oc}), hvor der kan være tvivl om, hvorvidt det er organisk kulstof, der er bestemt. Det er dog forudsat i vores behandling af forsøgene fra BBA, at der er tale om, at det er f_{oc} , som er opgivet.

I nogle forsøg er humusindholdet bestemt (f_{om}). Disse værdier er i nærværende rapport betraget som synonyme med indholdet af organisk stof, selvom der kan være tvivl herom. En jord, som indeholder nyere rester af afgrøder, vil have en stor del organisk stof, som endnu ikke er omdannet til humus. Dog vil større planterester næsten altid være fjernet, idet der i de fleste forsøg foretages en sigtning af jorden.

Humusmængde omregnes til organisk (f_{oc}) kulstof

Omregning fra organisk stof (humus) til organisk kulstof antages almindeligvis at følge sammenhængen:

$$f_{oc} = 0,58 \cdot f_{om} \quad | \quad |$$

pH-værdien

De fleste bakterier har optimum ved pH 6-7 men kan tolerere et pH område på 4,5-9,0. pH-værdien i jord bestemmes enten i en vandig opslemning, i en CaCl_2 opløsning eller i en KCl opløsning. Der er ikke i tabellen skelnet mellem de forskellige typer af pH-værdimålinger, da det antages kun at være relevant at sammenligne forskelle i nedbrydningshastigheder indenfor samme forsøgsserie, hvor der altid vil være brugt samme type pH-værdi. pH-værdien er i de fleste studier kun målt, som en del af jordbeskrivelsen, og kun i enkelte tilfælde er konstaterede forskelle i nedbrydningshastigheder forklaret ud fra forskelle i pH-værdier. Forsøg, hvor pH-værdien som eneste faktor er varieret, mens alle andre faktorer er holdt konstante, er

pH-værdien har ikke været betragtet som en vigtig faktor for pesticidnedbrydningen

kun udført i eet tilfælde (Schoen & Winterlin, 1987), hvor atrazin vistest at nedbrydes hurtigere ved pH 4 end ved pH 7.2 og 10 både i steril og usteril jord. pH 4 er en ekstrem pH-værdi, som kun forekommer i skovjorde. Der kan ikke udledes nogen generelle sammenhænge mellem pH-værdi og nedbrydningshastigheder af materialet.

Vandindhold

Jordens vandindhold og målingen af denne prioriteres naturligt nok forskellig i de forskellige typer af undersøgelser. I forsøg, hvor jorden opslemmes i vand (shake flask metabolism), er jordens oprindelige vandindhold uden betydning.

Den vandholdende evne (Water Holding Capacity, WHC eller Maximum moisture Holding Capacity, MHC) bestemmes almindeligvis ved at lade jorden stå i en vandmættet tragt i 24 timer og derefter lade vandet løbe af ved hjælp af gravitationskræfter. Den vandholdende evne beregnes herefter i w/w%, i

Beskrivelsen af vandindholdet varierer

nogle tilfælde i g vand pr. 100 g tør jord, i andre tilfælde i g vand pr. 100 g våd jord og endelig i enkelte tilfælde i vol %. Når der er anvendt w/w %, kan man ofte ikke ud af rapporten læse, om den er bestemt i våd jord eller tør jord.

I laboratorieforsøg er der stor variation i, hvorvidt man har foretrukket at inkubere med den vandmængde, der aktuelt var til stede ved prøveudtagning, ved en eller anden procent af den vandholdende evne eller ved en % af eller hele markkapaciteten. Nogle har også lavet opslemninger, selvom disse under ingen omstændigheder vil ligne en naturlig situation.

Kun få undersøgelser er beskrevet, hvor der er præsenteret en systematisk undersøgelse af vandindholdets indflydelse på nedbrydningshastigheden. Helweg (1987) viste, at med et vandindhold på op til 40 % markkapacitet var nedbrydningshastigheden af MCPA væsentlig nedsat, mens den fra 63 % markkap. til 234

Kun få undersøgelser viser nedbrydningens afhængighed af vandindholdet

% markkap. lå på samme niveau. Helweg (1987) definerede markkapaciteten som 50 % af den vandholdende evne (50% WHC), hvilket kan betragtes som gældende for sandjord. For phenmedipham var halveringstiden væsentlig længere ved 58 % WHC end ved 86 % WHC. Vacher & Fabre (1983) viste, at ved 25 % markkapacitet er nedbrydningen af atrazin langsommere end ved 50 og 75%, og Roeth et al. (?) viste også for atrazin, at ved 40 % markkapacitet var nedbrydningen væsentlig langsommere end ved 80 % markkapacitet.

Under naturlige omstændigheder - specielt i lerjord - vil der ofte kunne opstå betingelser, hvor jorden er "flooded". Under sådanne betingelser kunne der også opstå iltfattige (mikroaerofile) forhold, som i de fleste tilfælde ville forsinke nedbrydningen af pesticidet. Sådanne forsøg er kun udført i to af de nærværende 152 studier.

En sammenligning af forsøgsresultater og forsøgsbetingelser under disse omstændigheder er svær. Og den bliver umulig, når det også tages i betragtning at måden, vandindholdet er bestemt på, varierer fra forsøg til forsøg.

Mikrobiel biomasse

Det er kendt, at mikroorganismene for langt de fleste pesticiders vedkommende spiller en væsentlig rolle for nedbrydningen. Dette er også nævnt i mange af undersøgelseerne. Der er dog ofte vanskeligheder med at skabe overensstemmelse mellem resultatet af forskellige metoder til måling af mikrobiel

biomasse. Dette kunne være årsagen til, at kun i et meget begrænset antal af de gennemgåede forsøg er jordens biologiske forhold beskrevet ved en angivelse af mg mikrobiel C/100 g jord eller ved en angivelse af antal bakterier pr. g jord (Bilag 1.2).

Den mikrobielle biomasses mængde og sammensætning varierer generelt men først og fremmest med jorddybden. Der er kun i eet ud af de nærværende 152 studier målt biomasse og nedbrydning i jord af stoffet atrazin i forskellige dybder (Roeth et al., ?). Nedbrydningshastigheden er langsommere i de lavere jorddybder, hvor biomassen er mindre. Dette ene forsøg er dog ikke tilstrækkeligt til at uddrage generelle konklusioner.

Forbehandling

I laboratorieforsøgene er der i de fleste tilfælde foregået en sigtning af jorden (2 mm) og i nogle forsøg udover sigtningen desuden en lufttørring. En sigtning af jorden gør den mere homogen at arbejde med i laboratorieforsøg, og afvigelserne mellem gentagelser bliver derved mindre. Dette kan være relevant i mange nedbrydningsforsøg, hvor man, for at kunne have kapacitet til at sammenligne nedbrydningshastigheder under påvirkning af et stort antal faktorer, ønsker at reducere variationen mellem gentagelserne.

Hvis man ønsker at undersøge nedbrydningen og netop belyse dens store variation under naturlige omstændigheder (best og worst case), kan det anbefales, at undersøgelsen foretages i uforstyrrede jordprøver, hvilket også i større og større grad er tendensen i nyere forskningsresultater. I det nærværende materiale er der i nogle af laboratorieforsøgene ikke beskrevet nogen forbehandling, hvorfor man må gå ud fra, at i disse tilfælde er der foretaget lufttørring og sigtning. Det har ikke i noget forsøg været understreget, at man bevidst har arbejdet med uforstyrrede prøver, og der har heller ikke været foretaget forsøg, hvor variationen i nedbrydningshastighed indenfor eksakt den samme jordtype er beskrevet.

For markforsøgenes vedkommende har der almindeligvis ikke været foretaget nogen forbehandling af jorden inden sprøjtning, som afviger fra normal landbrugspraksis, hvorfor forbehandlingen oftest ikke er beskrevet. Markforsøg, hvor tilbageværende pesticidmængder måles et vist tidsrum efter sprøjtningen, vil give en stor variation i resultaterne, fordi der

Biomasse er sjældent relateret til nedbrydningshastighed

Lufttørring og sigtning af jorden kan påvirke bestemmelser af nedbrydningshastigheder

er tale om naturlige prøver. Desværre vil der ofte være stor usikkerhed på evt. beregnede halveringstider, fordi pesticidets forsvinden efter sprøjtning både foregår via fordampning, optagelse i plantemateriale, nedbrydning og udsivning.

Inkuberingstemperatur

I nogle af markforsøgene er temperaturen ikke målt, idet disse forsøg løber over meget lang tid, og temperaturen har en naturlig variation, dog burde gennemsnitstemperaturen samt max. og min. temperaturen være opgivet. I laboratorieforsøgene har det været standard at angive inkubationstemperaturen. I ca. en 1/3 af datasættene er der ikke angivet temperatur.

For at temperaturens indflydelse på nedbrydningshastigheden af de enkelt stoffer skal kunne beregnes (f.eks. i form af en Q_{10} -værdi) skal der forefindes et vist antal forsøg, som sammenligner nedbrydningshastigheden ved forskellige temperaturer, hvor de øvrige faktorer, som kunne influere på nedbrydningshastigheden, holdes konstant. I det nærværende materiale er sådanne forsøg lavet af Helweg (1987) og af Sattar og Paasivirta (1980) for MCPA, af Forster (1991a, 1991b) for phenmedipham, af Müller-Käelert (1992) for propiconazol og af Mudd et al. (1983) for isoproturon. Kun for atrazins vedkommende, er der mere end eet forsøg, der undersøger denne sammenhæng, nemlig Vacher & Fabre (1983), Walker (1978), Walker & Bond (1978) og Führ & Mittelstadt (1978). Der vil således for enkeltstående jordtyper kunne beregnes en Q_{10} -værdi.

Der kan ikke drages konklusioner om nedbrydningstidens afhængighed af temperaturen

Det er ikke ud fra det foreliggende materiale muligt at drage nogen rimelig kvalitativ konklusion om nedbrydelighedens afhængighed af temperaturen. I vurderingen er der kun medtaget resultater fra laboratorie forsøg, der er udført mellem 10 og 25°C.

Aerob/anaerob

Alle forsøgene er udførte under aerobe forhold med undtagelse af to undersøgelser. Under naturlige omstændigheder - specielt i lerjord - vil der ofte kunne opstå betingelser, hvor jorden er "flooded". Under sådanne betingelser kunne der også opstå iltfattige (mikroaerofile) forhold, som i de fleste tilfælde ville forsinke nedbrydningen af pesticidet. Sådanne forsøg er kun udført i to af de nærværende 152 studier.

Pesticidkoncentration

For markforsøg er koncentrationer valgt ud fra normale anvendelsesdoser af stofferne, nogle for direkte at simulere normal anvendelse, andre bevidst et antal gange større end normal anvendelsesdosis for at dokumentere, at stofferne vil kunne nedbrydes ved et evt. overforbrug. Koncentrationerne angivet i lb/A (pounds per acre) eller kg/ha, som er nogenlunde det samme ($1 \text{ lb/A} = 1.12 \text{ kg/ha}$).

Kun forsøg udført i koncentration $\geq 50 \mu\text{g/g}$ I laboratorieforsøgene er de opgivne koncentrationer i tabellen

er medtaget

omregnet til $\mu\text{g/g}$ for at lette sammenligningen. Da nedbrydningskinetik og -hastighed kan være afhængig af pesticidets initialkoncentration, vil nedbrydningsstudier, der er udført i høje koncentrationer ($>$ nogle få $\mu\text{g/g}$), ikke kunne ekstrapoleres til normalsituationen ved almindelig landbrugsanvendelse. Derfor er der ikke medtaget resultater fra forsøg, hvor koncentrationen har været over $50 \mu\text{g/g}$.

Adapting

Mechlorprop og MCPA er stoffer, der i litteraturen er kendte som stoffer, der kan nedbrydes metabolisk, altså hvor mikroorganismene kan adapteres til pesticidet. I disse tilfælde er anvendelsen af 1. ordens kinetik til beskrivelse af stoffernes nedbrydning klart en tilnærmelse. Adapteringen er dog kun bemærket i få af forsøgene. I de forsøg med andre stoffer, hvor det er vist, at der ikke er tale om en 1. ordens nedbrydning, er der ikke diskuteret, om der kunne være tale om en adaptering.

Halveringstid, DT_{50}

En del af de gennemlæste forsøg har, som beskrevet ovenfor under de enkelte forsøg, forudsat en 1. ordens nedbrydning og beregnet halveringstider herudfra, selvom det fremgår af resultaterne, at der ikke er tale om en 1. ordens nedbrydning (Akzo, 1978; Landis, 1986; Landis, 1988). Andre har brugt pseudo 1. ordens kinetik (Smith, 1982; Schultz, 1992a, 1992b, 1992c, 1992d; Spare, 1991; Balu, 1987), empirisk $1\frac{1}{2}$ ordens kinetik (Anon, 1990), $\frac{1}{2}$ ordens kinetik (Offizorz, 1990a, 1992a) eller power rate kinetik (Mudd et al., 1983) til at beskrive nedbrydningen for at kunne afbilde en retlinet kurve til aflæsning af halveringstider. Således beregnede halveringstider er relevante og brugbare i de enkelte forsøg til sammenligninger, men de kan ikke sammenholdes med halveringstider fra andre forsøg, der er bestemt ud fra en 1. ordens kinetik, medmindre ligningen for nedbrydningskinetikken har kunnet løses analytisk mht DT_{50} .

Beregningsmetoder for halveringstider varierer

I nogle forsøg er halveringstiden aflæst på kurven, hvor mængden af stof er afbildet som funktion af tiden ud for 50%. (Mestdagh, 1979; Tena et al., 1982; Rapisarda & Scott, 1986). Hvis der er tale om en 1. ordens nedbrydning kan halveringstiden godt aflæses således, idet den samme halveringstid vil gælde for efterfølgende aflæsninger. Når der ikke er tale om 1. ordens nedbrydning, er nedbrydningstiden for de første 50% meget anderledes en nedbrydningstiden for de næste 50%.

Hos Feyerabend (1991) er nedbrydningen af phenmedipham beskrevet med to-compartments eller tre-compartments 1. ordens kinetik. Halveringstiderne er aflæst på kurven ved 50%, hvor de, hvis de blev aflæst som forskellen mellem 50 og 25%, ville være meget forskellige. Der er beregnet halveringstider på baggrund af den estimerede hastighedskonstant k for de enkelt compartments, og det er antaget, at der hvor to-compartmentsmodellen dominerer, er der tale om henholdsvis aerob og anaerob nedbrydning. Efterfølgende er der modelleret

kun over den anaerobe del af forsøget, og denne viser sig så også at bestå af flere compartments. Det forekommer ikke korrekt at betragte de to compartments som aerobt henholdsvis anaerobt på denne baggrund. Snarere kunne der være tale om, at der foregår en nedbrydning i flere forskellige fysiske compartments i jorden. Dog uanset hvilken teori der ligger bag flercompartmentsmodellen, så kan man ikke ud fra denne beregne halveringstider for stoffet.

Forster (1991a, 1991b) og Brehm (1983) konstaterer også en to-compartments 1. ordens kinetik for phenmedipham. Moede (1990, 1991) konstaterer, at der er tale om fler-compartments kinetik for phenmedipham men aflæser dog halveringstiden efter en 1. ordens lineær regression.

2.4 Variation på DT₅₀

Reduktion af datamateriale i relation til danske forhold

I bilag 1 er der vist en oversigt over alle nedbrydningsstudierne. Resultaterne fra de forsøg, hvor nedbrydning er målt ved dannelse af CO₂ er ikke medtaget i den samlede vurdering, idet der kun er foretaget en vurdering af spredningen på DT₅₀ værdierne. I tabel 2.2 er der givet gennemsnit og medianværdier for de DT₅₀ værdier vi har fundet acceptable. I bilag 1 er der vist en oversigt over alle nedbrydningsstudierne. DT₅₀ værdier er ikke medtaget i det beregnede gennemsnit, hvis det er vurderet, at forsøgsbetingelserne har været meget atypiske, f.eks. meget høje koncentration af stof eller urealistiske temperaturer for danske forhold. Der er kun medtaget resultater, hvor koncentrationen af aktivt stof har været mindre end 50 µg/g, og temperaturen har været mellem 10 og 25°C.

I forbindelse med ansøgning om godkendelse, stilles krav om at nedbrydeligheden undersøges i mindst i 3 forskellige jordtyper under laboratorieforhold. Kun hvis halveringstiden under disse forhold er over 60 døgn ved 20°C eller over 90 døgn ved 10°C skal der udføres feltforsøg. Godkendelsesproceduren stiller i øvrigt en række krav til nedbrydelighed af metabolitter, som dog ikke er relevante i denne sammenhæng, hvor kun DT₅₀ værdier er taget i betragtning.

Datagrundlaget er meget varieret

Datagrundlaget er meget varierende for disse 12 udvalgte stoffer. Der er mellem 1 og 62 enkeltværdier pr. stof. De stoffer, hvor der foreligger 10 eller flere bestemmelser af DT₅₀, kan opdeles i to grupper efter den relative spredning (RSD), dels stoffer hvor den relative spredning er omkring 50%, og stoffer hvor den relative spredning er i størrelsen 70-110%.

Tabel 2.2

Halveringstider, DT_{50} for de udvalgte pesticider. Antal gennemgåede undersøgelser (N). Antal datasæt (n). Gennemsnitlige DT_{50} -værdier (Gen., dage), den relative standardspredning (RSD, %) samt median-, minimums- og maksimumsværdier. Samt data fra Linders et al. (1994).

Half-life values, DT_{50} for the selected pesticides. Number of examined surveys (N). Number of data files (n). Average DT_{50} values (Av., days) the relative standard deviation (RSD, %) as well as median-, minimum- and maximum values. And data from Linders et al. (1994).

	Miljøstyrelsen						Linders et al.			
	N	n	Gen dage	RSD %	Medi	Min Max	Medi. dage	Min Max	Max	
Atrazin	5	27	58	79	37	20	225	50	38	62
Bentazon	3	3	50	41	52	29	70	48	19	77
Diuron	1	1	90		90					
Glyphosat	3	28	18	44	16	3	36	38	18	66
Isoproturon	4	36	16	48	18	4	40			
MCPA	2	62	14	36	13	11	50	15	6	24
Mechlorprop	6	10	16	82	12	5	50	11	6	14
Metamitron	5	23	14	80	16	5	43	30	20	40
Metsulfuron methyl	2	15	81	112	45	1	315	31	27	34
Phenmedipham	6	38	39	70	34	10	140			
Propiconazol	8	36	112	95	71	14	430	96	67	125
Triasulfuron	5	24	40	81	28	3	122			

I det følgende er der knyttet kommentarer til resultaterne for de enkelte stoffer.

Atrazin

Der foreligger 5 undersøgelser med i alt 29 datasæt for nedbrydningen af atrazin, hvor resultaterne er angivet som DT_{50} værdier. Der er dog valgt at se bort fra en enkeltværdi på 630 dage, som opfattes som outlier. Alle resultaterne stammer fra laboratorieforsøg. De er udført under forskellige temperatur (4-25°C) og varierende fugtighed. Der er en rimelig korrelation mellem DT_{50} og temperaturen. De i tabel 2.2 anførte data omfatter kun forsøg udført mellem 10-25°C. Baseret på resultater, der er bestemt mellem 20 og 25°C, fås en gennemsnitlig DT_{50} på 30 dage (n = 16 og RSD 21%). Det skal bemærkes, at disse resultater altovervejende stammer fra 2 undersøgelser. Betydningen af fugtigheden er vanskelig at vurdere, da vandindholdet er angivet meget forskelligt.

Bentazon

Der foreligger i alt 3 datasæt for DT_{50} for bentazon, de stammer fra 3 undersøgelser. DT_{50} varierer fra 29 til 70 dage. Alle tre undersøgelser er udført som laboratorieforsøg.

Diuron

Der foreligger et datasæt for DT_{50} for dette stof fra et markforsøg. Der foreligger i alt 5 undersøgelser af stoffet i Miljøstyrelsens godkendelse materiale bestående af 13

enkeltforsøg. Det er kun det ene af disse, der er afrapporteret som DT₅₀.

Glyphosat

I 3 undersøgelser er der for 28 enkeltforsøg beregnet en DT₅₀-værdi. Disse varierer fra 3 til 36 dage. Alle er udført som markforsøg, hvorfor det ikke umiddelbart er muligt at vurdere betydningen af temperaturen eller fugtigheden.

Isoproturon

Der foreligger 4 undersøgelser med i alt 36 datasæt. Variationen er fra 4 til 40 dag på DT₅₀. De 12 datasæt stammer fra 3 laboratorieundersøgelser, hvor de to er udført ved 20 °C, mens der ikke er angivet temperatur for det sidste. De øvrige 24 data stammer fra et markforsøg. Der er ikke forskel mellem resultaterne fra laboratorie- og markforsøg, gennemsnittet er henholdsvis 14 (RSD 82%) og 17 dage (RSD 29 %).

MCPA

Der foreligger resultater fra 2 laboratorieundersøgelser med i alt 62 datasæt, der kunne accepteres. Alle forsøg er udført mellem 20-25°C. De 60 datasæt stammer fra den ene undersøgelse, i denne undersøgelse er DT₅₀ bestemt til 13 dage ± 1 dag. Denne undersøgelse omfatter 3 jorder og en række forskellige kombination med andre pesticider. I den anden undersøgelse varierer DT₅₀ fra 23 til 50 dage.

Mechlorprop

I 8 undersøgelser er DT₅₀ bestemt under acceptable forhold. Der foreligger i alt 10 datasæt. Det er valgt at se bort fra en enkelt værdi på 381 dage, idet denne opfattes som en outlier. 4 af de foreliggende værdier stammer fra feltforsøg. For en række af de øvrige er det ikke præcist angivet, hvordan dataene er fremkommet. En vurdering af betydningen af temperatur eller fugtighed er ikke mulig på grund af få og mangelfulde information.

Metamitron

Halveringstiden er bestemt i 5 laboratorieundersøgelser ved 20-25°C. Der er i alt 23 datasæt. DT₅₀ varierer fra 1 til 43 dage. Der er markant forskel mellem de enkelte undersøgelser. Den gennemsnitlige DT₅₀-værdi i den ene undersøgelse er 2 dage (0,8-3 dage, RSD 62%) (Stefes, 1992), mens gennemsnittet i 4 andre er 19 dage (8-43 dage, RSD 45%).

Metsulfuron methyl

Der foreligger 2 undersøgelser af nedbrydningen af dette stof, hvor resultaterne er angivet som DT₅₀. Den ene undersøgelse er udført i væksthuse, her er DT₅₀ bestemt i 10 dage i 3 forsøg. Den anden undersøgelse omfatter 12 forskellige markforsøg. DT₅₀ varierer mellem 30 og 315 dage. Der er tale om forsøg udført

ved forårs- såvel som efterårsanvendelse. Herudover er der en undersøgelse, som har bestemt DT₅₀ til 14-28 dage ved et markforsøg, disse resultater er ikke medtaget i den samlede vurdering, idet vi ikke kender de egentlige værdier.

Phenmedipham

Der foreligger 6 undersøgelser, der tilsammen dækker over 38 delforsøg, såvel laboratorie- som markforsøg. DT₅₀ varierer fra 6 til 140 dage. Der er ingen signifikant forskel mellem de resultater, der stammer fra laboratorieforsøg i forhold til markforsøg.

Propiconazol

DT₅₀ er bestemt i 8 undersøgelser, som omfatter 39 delforsøg. Der er tale om både laboratorie- og markforsøg. DT₅₀-værdien varierer fra 14 til 430 dage. Der er ingen signifikant forskel mellem DT₅₀ bestemt ved laboratorie- og markforsøg. DT₅₀ over 400 dage er fundet ved såvel laboratorie- som i markforsøg.

Triasulfuron

Der foreligger 4 undersøgelser med i alt 24 delforsøg, hvor der er afrapporteret DT₅₀. Der er tale om 2 laboratorieforsøg og 2 markforsøg. DT₅₀ varierer fra 3 til 122 dage. DT₅₀ værdierne, der er bestemt ved markforsøgene, er signifikant lavere end resultaterne fra laboratorieforsøgene, gennemsnittet af DT₅₀ er 25 dage (RSD 88%) bestemt i markforsøg, mens det er 72 dage (RSD 40%) bestemt i laboratorieforsøgene. Det er ikke muligt ud fra de foreliggende oplysninger at give en begrundelse for denne forskel.

2.5 Sammenfattende vurdering af variationen på DT₅₀

Angivelse af en statistisk variation på DT₅₀ værdien for de udvalgte 12 pesticider baseret på det materiale, der ligger til grund for Miljøstyrelsens godkendelse, vurderes at være behæftet med betydelig usikkerhed.

Data grundlaget for to af de udvalgte stoffer må betegnes som spinkelt. For diuron, hvor der til godkendelsen har været indrapporteret forsøg med måling af ¹⁴CO₂-dannelse, foreligger der kun en enkelt værdi for DT₅₀, mens der for bentazon foreligger 3 værdier, hvor nedbrydeligheden er bestemt angivet som DT₅₀.

For de øvrige 10 stoffer er der mellem 10 og 62 værdier. Disse data stammer fra såvel laboratorieforsøg som markforsøg. Det må forventes at man ville opnå mere homogene datasæt, hvis man begrænsede sig til kun at medtage resultater fra f.eks. laboratorieforsøg. Dette ville dog betyde, at der ikke foreligger anvendelige resultater for 3 af de udvalgte stoffer; diuron, glyphosat og metsulfuron.

Ved gennemgangen af dataene for de enkelte stoffer, er der kun

Den relative spredning på DT₅₀ for 11 stoffer varierer fra 36 til 112%

medtaget data fra undersøgelser, som er udført under forhold, der er repræsentative for Danmark. I enkelte tilfælde er det valgt at udelukke værdier, idet de har fremstået som urealistiske. Det drejer sig om 2-3 datasæt. Baseret på dette data materiale er der beregnet en gennemsnitlig DT₅₀ for de 11 stoffer. Den relative spredning er for disse stoffer mellem 36 og 112%.

I hvor høj grad denne spredning alene er begrundet i en reel variation i nedbrydningshastigheden, er det ikke muligt at vurdere inden for dette projekts rammer. En del af spredningen må tilskrives forskellige forsøgsbetingelser. For flere af stofferne ses det, at der er en væsentlig mindre spredning inden for den enkelte undersøgelse i forhold til mellem de forskellige undersøgelser.

For at minimere betydningen af enkelte ekstremværdier, der stadig er i de enkelte datasæt, vil der i den videre vurdering blive anvendt medianværdierne for DT₅₀. For 4 af stofferne (atrazin, metsulfuron, propiconazol og triasulfuron) er medianværdierne væsentligt lavere end det aritmetiske gennemsnit mellem

Der anvendes medianværdier til vurderingen

55 og 70%. Ud fra medianværdierne kan de 11 pesticider opdeles i 3 grupper. En gruppe hvor medianværdien for DT₅₀ er 12-18 dage (glyphosat, isoproturon, MCPA, mechlorprop og metamidron) og en gruppe hvor medianværdien af DT₅₀ er i størrelsen 28-52 dage (atrazin, bentazon, metsulfuron methyl, phenmedipham og triasulfuron), mens DT₅₀ for propiconazol er 72 dage. En sådan opdeling er dog behæftet med betydelig usikkerhed illustreret ved, at minimumsværdien for DT₅₀ for disse 11 stoffer er mellem 1 og 17 og maksimumsværdien ligger mellem 50-430 dage.

Ud fra det foreliggende data materiale har det ikke været muligt at vurdere betydningen af jordtype, indhold af organisk kulstof, pH, vandindhold og mikrobiel aktivitet, idet variationen i DT₅₀ har været for stor i forhold til antallet af de foreliggende data.

2.6 Litteratur

Anon. (1990). *Bodendegradation und mobilitaet von phenmedipham*,

Anlage B/11 Nr. 3 zum Antrag auf Zulassung für Betaren. Kenn-Nr 03667-00-00 vom 21. März 1990.

Anon. (1989). *Determination of persistence in Swedish soils*, Report no. 42.

A.W. (1988). *The metabolism and degradation of glyphosate in soil*, annex 21.1 nr. 1.

Akzo Research Laboratories Amhem, W. F. ten Berge, and J. Blok. (1978). *Environmental assessment of auxin herbicides*, B 22.1 for mechlorprop og B 22.1 a for MCPA.

Anderson, J. J. and J. Harvey. (?). *Field soil dissipation study of DPX-T6376 in Delaware, North Carolina, Florida, and Mississippi*, AMR-117-83.

Asshauer, J. (1988). *Zwischenbericht über Laborversuche mit Isoproturon*, (B) 401/88.

Attaway, H. H, M. J. B Paynter and N. D. Camper. (1982). Degradation of selected phenylurea herbicides by anaerobic pond sediment. *Journal of Environmental Science and Health B* 17, no. 6: 683-99.

Balu, K. (1986). *Summary of data on the degradation rate and mobility of atrazine in different formulations*, Safety Evaluations Department, Agricultural Division, Ciba Geigy Corporation, Greensboro, N.C.

Baranowski, D. and H. Galicia. (1992). ¹⁴C-propiconazole (CGA 64250): *Degradation and metabolism in one soil incubated under aerobic conditions*, RCC Project 217484.

BASF Landw. Versuchsstation, Limburgerhof. (1974). *Behaviour of pesticide active ingredients in the soil*.

Belasco, I. J. (1972). *Dissapearance of 14C-linuron and 14C-diuron in soil*, Experimental Station, Wilmington, Dalaware.

Belasco, I. J. and H. L. Pease. (1969). Investigation of diuron- and linuron-treated soils for 3,3',4,4'-tetrachloroazobenzene. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 17, no. 6: 1414-17.

Bellinck, C. and J. Mayaudon. (1979a). Décomposition du Phenmediphame 14C et de l'Átrazine 14C dans le sol; immobilisation dans le sol et absorption par les plantes de ces herbicides 14C et de leurs résidus 14C. *Rev. Ecol. Biol.Sol* 16, no. 4: 465-76.

Bellinck, C. and J. Mayaudon. (1978). Décomposition et temps de rémanence moyen du phenmediphame et dérivé´s dans les sol frais. *Rev. Ecol. Biol. Sol* 15, no. 3: 289-96.

Bellinck, C. and J. Mayaudon. (1979b). Miéralisation du phenmediphame et dérivés par *Trichoderma viride*. Immobilisation des résidus 14C. Effets sur l'activité biologique et le nombre de germes. *Rev. Ecol. Biol. Sol* 16, no. 1: 1-7.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft. (1983). *Metabolismus im Boden*, RA-367.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft. (1976). *Verhalten des Pflanzenschutzmittelwirkstoffes im Boden (MCP)*, 21.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft.
(1984). *Verhalten des Pflanzenschutzmittelwirkstoffes im Boden (Mecoprop-P)*, 22.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft.
Abteilung für Pflanzenschutzmittel und Anwendungstechnik.
Messeweg 11/12. 3300 Braunschweig. (1979). *Verhalten der Pflanzenbehandlungsmittelwirkstoffe im Boden*, Project Rep. Nr. 52/79.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft.
Abteilung für Pflanzenschutzmittel und Anwendungstechnik.
Messeweg 11/12. 3300 Braunschweig. (1981). *Verhalten der Pflanzenbehandlungsmittelwirkstoffe im Boden*, Project Rep Nr. 04/81.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft.
Abteilung für Pflanzenschutzmittel und Anwendungstechnik.
Messeweg 11/12. 3300 Braunschweig. (1986a). *Verhalten der Pflanzenbehandlungsmittelwirkstoffe im Boden*, BBA Report 14/86.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft.
Abteilung für Pflanzenschutzmittel und Anwendungstechnik.
Messeweg 11/12. 3300 Braunschweig. (1986b). *Verhalten der Pflanzenbehandlungsmittelwirkstoffe im Boden*, BBA Report 17/86.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft.
Abteilung für Pflanzenschutzmittel und Anwendungstechnik.
Messeweg 11/12. 3300 Braunschweig. (1986c). *Verhalten der Pflanzenbehandlungsmittelwirkstoffe im Boden*, BBA Report 16/86.

Blecher, R., U. Koch, B. Ballhause and F. Lingens. (1979). Mikrobieller und abiotischer Abbau des Triazinon-Herbizids Metamitron. *Zeitschrift Für Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz* 86, no. 2: 93-102.

Bond, W. and H. A. Roberts. (1976). Persistence of metamitron in a sandy loam soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 16, no. 4: 431-35.

Brühl, R. (1976a). *Degradation of phenmedipham in soil. Second communication. Anaerobic degradation*, W38 PA 38 582.72/6.

Brühl, R. (1976b). *Degradation of phenmedipham in soil. First communication. Aerobic degradation*, W 37 PA 38 584.72/6.

Brehm, M. (1983). *Photodegradation of phenmedipham (PMP ZK 15 320) on soil surfaces*. W 17 APC 10/83.

Brightwell, B. B. (1978). *Photodegradation and anaerobic aquatic metabolism of glyphosate, N-phosphonomethylglycine*, MSL-0598.

Burkhard, N. (1978). *Photolysis atrazine (Gesaprim) on soil surfaces under artificial sunlight conditions*, Project report 55/78.

Burkhard, N. (1980). *Photolysis of CGA-64250 on soil surfaces under artificial sunlight conditions*, Project Report 10/80.

Burkhard, N. (1974). *Verhalten des Pflanzenschutzmittelwirkstoffes im Boden - Atrazin*, SPR 108/74.

Chrzanowski, R. L. *14C-DPX-T6376 aerobic soil dissipation study in the greenhouse*, AMR-89-82.

Dalton, R. L., A. W. Evans and R. C. Rhodes. (1965). Disappearance of diuron from cotton field soils. *Southern Weed Conference*.

Dalton, R. L., A. W. Evans and R. C. Rhodes. (1966). Disappearance of diuron from cotton field soils. *WEEDS Magazine* 14, no. 1: 31-33.

DeRose, H. R. and A. S. Newman. (1948). The comparison of the persistence of certain plant growth-regulators when applied to soil. *Proc. Soil Sci. Soc. Am.* 12: 222-26.

Ditgens, K., M. Spittler and R. Wilmes. (1987). *Goltix Verhalten in Boden, Wasser und Luft*, PF -NR 2749.

Drescher. (1973). *2. Mitteilung über den Abbau von Bentazon (BAS 351 H) im Boden*, Laborbericht nr.1140.

Drescher, N. and S. Otto. (1973a). *Über den Abbau von Bentazon (BAS 351 H) im Boden (3. Mitteilung)*, Bericht nr. 1149.

Drescher, N. and S. Otto. (1973b). *Über den Abbau von Bentazon (BAS 351 H) im Boden (4. Mitteilung)*, Bericht nr. 1168.

Drescher and S. Otto. (1972). *Studies on the degradation of bentazon (BAS 351-H) in soil*, Lab. report no. 1112.

Engelhardt, G. and P. R. Wallnöfer. (1978). Microbial transformation of the triazinone herbicide metamitron to desaminometamitron. *Chemosphere* 6: 463-66.

Engelhardt, G., W. Ziegler, P. R. Wallnöfer, H. J. Jarczyk and L. Oehlmann. (1982). Degradation of the triazinone herbicide metamitron by *Arthrobacter* sp. DSM 20389. *J. Agric. Food Chem.* 30: 278-82.

Führ, F. and W. Mittelstaedt. (1978). Effect of varying soil temperatures on the degradation of methabenzthiazuron,

isocarbamid and met amitron. *Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde* 142, no. 5: 657-68.

Fabre, E., P. Jan and R. Duhaubois. (1979) Persistence de l'atrazine en rotation cerealiere. *Journées d'études sur le désherbage, 10e conférence du COLUMA*.

Feyerabend, M. (1991). *Anaerobic and aerobic degradation of 3-amino-[ul-14C]-phenoxy-phenmedipham in German standard soil 2.2 (loamy sand) at 22 C., W225 UPSR 1/90-PA 38684.7/17.*

Forster, V. (1991a). *The degradation of phenmedipham in German standard soil 2.2 (sandy loam) at low moisture content under aerobic conditions, w169/2 UPSR 72/89-PA 38584.7/18.*

Forster, V. (1991b). *The degradation of phenmedipham in German standard soil 2.2 (sandy loam) under aerobic conditions at 11 C, w170/2 UPSR 71/89-PA 38584.7/18.*

Forster, V. (1989a). *The kinetics of 3-amino-(UL-14C)-phenoxy-phenmedipham decline in German standar soil 2.2 under aerobic conditions at 11 C, W 170 UPSR 42/89-PA 38584.7/18.*

Forster, V. (1989b). *The kinetics of 3-amino-(UL-14C)-phenoxy-phenmedipham decline in German standar soil 2.2 under aerobic conditions at 20 % of the maximum water holding capacity, W 169 UPSR 41/89-PA 38584.7/18.*

Fournier, J. C., G. Soulas and G. Catroux. (1975). Degradation microbienne de l'isoproturon dans des modeles de laboratoire. *Chemosphere* 4, no. 4: 207-14.

Friedman, P. (?a). *Aerobic soil metabolism of 14C-phenyl-labelled DPX-T6376, AMR-75-82.*

Friedman, P. (?b). *Photodegradation of 14C-phenyl-DPX-T6376 on soil, AMR-77-82.*

Gildemeister, H. (1988). *Zwischenbericht über Freilandsversuche mit Isoproturon, (B) 360/88.*

Gorbach, S. (1975). *Behaviour of the crop protection agent in the soil, A 22521 (English version), A 02839 (German version).*

Gustafson, D.I. (1989) Groundwater ubiquity score: A simpel methode for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology & Chemistry*, **8**, 339-357.

Hance, R. J. and C. E. McKone. (1971). Effect of concentration on the decomposition rates in soil of atrazine, linuron and picloram. *Pesticide Science* 2: 31-34.

Hazleton Laboratories America. (1986). *Final Report. Photodegradation of mecoprop on soil.*

Hazleton Laboratories America. (1987). *Photodegradation of MCPA on soil*, B 21.1 a.

Hazleton Laboratories America. (1988). *Aerobic and aerobic/anaerobic soil metabolism of ¹⁴C-mecoprop*, B 21.1 b.

Helweg, A. (1987). Degradation and adsorption of ¹⁴C-MCPA in soil - influence of concentration, temperature and moisture content on degradation. *Weed Research* 27: 287-96.

Hill, G. D., J. W. McGahen, H. M. Baker, D. W. Finnerty and C. W. Bingeman. (1955). The fate of substituted urea herbicides in agricultural soils. *Agronomy Journal* 47, no. 2: 93-104.

Honeycutt, R. C. (1983). *The metabolism and dissipation of CGA-64250 from laboratory and field soil - a summary report*, EIR-83003.

Hurle, K. and E. Kibler. (1976) The effect of changing moisture conditions on the degradation of atrazine in soil. *Proceedings 1976 British Crop Protection Conference - Weeds*.

Iwanzik, W. and J. Amrein. (1988) Triasulfuron behaviour in the soil. *Proc. EWRS Symp. Factors affecting herbicidal Activity and Selectivity*, 307-12.

J? (1974). *Pflanzenschutzmittel-Rückstände Metamitron*, Bericht Nr. 0506/74.

J? (1977a). *Pflanzenschutzmittel-Rückstände Metamitron*, Bericht Nr. 0537/76.

J? (1977b). *Pflanzenschutzmittel-Rückstände Metamitron*, Bericht Nr. 0516/77.

J? (1988a). *Pflanzenschutzmittel-Rückstände Metamitron*, Bericht Nr. 0506/74.

J? (1988b). *Pflanzenschutzmittel-Rückstände Metamitron*, Bericht Nr. 0521/75, 0520/75, 0500 a/75, 0501 a/75, 0502 a/75, 0511/74, 0512/74.

J? (1988c). *Pflanzenschutzmittel-Rückstände Metamitron*, Bericht Nr. 0507/74.

J? (1978). *Untersuchungen zum Metabolismus von Metamitron in Zuckerrüben un im Boden und zum Versickerungsverhalten im Boden.*, RA 623.

Jaeczyk, H. J. (1979). *Summary report: Metabolism and behaviour of metamitron (Goltix) in soil*, Mobay AgChem Report No. 69306.

Jarczyk. (1979). *Berichtsbogen für Rückstandsuntersuchungen mit Pflanzenbehandlungsmitteln*, Bericht Nr. 0506/79.

Jarczyk. (1981). *Goltix, degradation of metamiltron in soil. Remarks on report RA - 698/1979*, Mobay AgChem 69305.

Jarczyk. (?). *Rückstandsanalytik und Verhalten von Metamiltron in Zuckerrüben und Boden.* ?

Jarczyk, H. J. (1976) Distribution and behaviour of metamiltron in various soils. *Proceedings 1976 British Crop Protection Conference - Weeds*, 619-26.

Jarczyk, H. J., R. Baade and L. Oehlmann. (1983). *Metabolismus von Metamiltron im Boden*, RA-1225/152B.

Keller, A. (1982a). *Degradation of 14C-doxolane and 14C-phenyl ring labelled CGA 64250 (tilt) in aerobic soil.* Project report 08/82 .

Keller, A. (1978). *Degradation of atrazine (Gesaprim) in soil under aerobic/anaerobic conditions*, Project Report 25/78.

Keller, A. (1982b). *Degradation of CGA 64250 (tilt) in aerobic soil. Isolation and indentification of the major, polar soil metabolite*, Project report 45/82 (addendum to report 22/80).

Keller, A. (1980). *Degradation of CGA 64250 (tilt) in soil under aerobic, aerobic/anaerobic and sterile/aerobic conditions.* Project report 22/80.

Keller, A. (1981). *Distribution and degradation of CGA 64250 (tilt) in a field soil.* Project report 10/81.

Keller, A., and J. A. Guth. (1981). *Degradation and metabolism of CGA 64250 in soil*, AG 2.52.

Keller, A., J. A. Guth and N. Burkhard. (?). *Environmental degradation of propiconazole in soil and aquatic systems under controlled conditions*,

Keller, A. and P. Suter. (1983). *Consecutive order reaction analysis for the degradation of propiconazole (Tilt) in soil under aerobic conditions*, Project report 32/83.

Khan, S. U. and W. J. Saidak. (1981). Residues of atrazine and its metabolites after prolonged usage. *Weed Research* 21: 9-12.

Kossmann, K. (1970). Rate of decomposition and distribution of phenmedipham in soil. *Weed Res.* 10, no. 4: 349-59.

Kossmann, K. (1988). *Residues of phenmedipham - 16th report. Decomposition of phenmedipham in soil (with addendum on decomposition of phenmedipham in the field)*, W22 16 - PC 27&66.

Landis Associates, Inc. (1987). *Final report for LX179-01 (MCP) field dissipation-terrestrial study on turf in Georgia (Protocol no. 1641-86-79-01-24A-02) Fifra guideline no. 164-1, B 21.1 e.*

Landis Associates, Inc. (1986). *Final report for LX179-01 (MCP) field dissipation-terrestrial study on turf in Ohio (Protocol no. 1641-86-79-01-24A-01) Fifra guideline no. 164-1, B 21.1 d.*

Lauer, R. (1980). *Soil dissipation of glyphosate following multiple application under laboratory conditions*, MSL-1173.

Linders, J.B.H.J., Jansma, J.W., Mensink, B.J.W.G. & Otermann, K (1994) *Pesticides: Benefaction or pandora's box?* National institute of public health and environmental protection, The Netherlands. Report no. 679101014.

Müller-Kallert, H. M. (1992). *Degradation of 14C-CGA 64250 in one soil incubated under various experimental conditions conditions*, RCC Project 217484.

Mestdagh, P. (1979). *Field soil dissipation studies of Roundup conducted in Sweden and France*. MLL 30.033.

Moede, J. (1991). *Dissipation of phenmedipham and its major metabolite in soil following the application of spin-aid ec at the highest label rate in red beet trials in the USA 1989 (and addendum)*, W232 UPSR 66/90 - PA 15 320.7/14.

Moede, J. (1990). *Dissipation of phenmedipham and its major metabolite in soil following treatment with an EC-CO-formulation with desmedipham in the Federal Republic of Germany 1989*, W216 UPSR 43/90 - PA 15 320.7/14.

Mudd, P. J., R. J. Hansen and S. J. L. Wright. (1983). The persistence and metabolism of isoproturon in soil. *Weed Research* 23: 239-46.

Nordh-Christerson, M. and L. Bergström. (1989). Field observation of soil movement and residues of sulphonylureas in Sweden. *Proceedings of The Brighton Crop Protection Conference - Weeds*, 1127-32.

Offizorz, P. (1990a). *Field soil dissipation rate determination of propiconazole*, RCC Project 170526 .

Offizorz, P. (1990b). *Field soil dissipation rate determination of propiconazole*, RCC Project 170537 .

Offizorz, P. (1990c). *Field soil dissipation rate determination of propiconazole*, RCC Project 170515 .

Offizorz, P. (1991a). *Field soil dissipation rate determination of propiconazole (Exp.-No.55-90B)*, RCC Project 214435.

- Offizorz, P. (1991b). *Field soil dissipation rate determination of propiconazole (Exp.-No.57-90B)*, RCC Project 214457.
- Offizorz, P. (1991c). *Field soil dissipation rate determination of propiconazole (Exp.-No.90-04B)*, RCC Project 214413.
- Offizorz, P. (1992a). *Field soil dissipation rate determination of triasulfuron (CGA 131036) Exp. No. CGD 24-89B*, RCC Project 268110.
- Offizorz, P. (1992b). *Field soil dissipation rate determination of triasulfuron (CGA 131036) Exp. No. CGD 26-89B*, RCC Project 268132.
- Offizorz, P. (1992c). *Field soil dissipation rate determination of triasulfuron (CGA 131036) Exp. No. CGD 27-89B*, RCC Project 268143.
- Offizorz, P. (1992d). *Filed soil dissipation rate determination of triasulfuron (CGA 131036) Exp. No. CGD 25-89B*, RCC Project 268121.
- Otto, S. and W. Keller. (1975). *Über den Abbau von Benta<on-Säure und Bentazon-Natrium-salz in japanischen Reisböden*, Bericht nr. 1300.
- Plücken, U. (1985a). *Degradation of 14C-phenyl-ring labelled CGA 131 036 in aerobic soil*, Project Report 39/85.
- Plücken, U. (1985b). *Degradation of 14C-triazine-ring labelled CGA 131 036 in aerobic, aerobic/anaerobic and sterile/aerobic soil*, Project Report 38/85.
- Plücken, U. (1987). *Photolysis of CGA 131036 in soil under artificial sunlight conditions*, Project Report 27/87.
- Røyrvik, J. (1984). *Klimatfaktorernes inverkan på herbicidernes effekt*, Nordiska Jordbruksforskarens Forening, Seminarium nr. 58.
- Rapisarda, C. and M. T. Scott. (?). *Field soil dissipation of phenyl-14C-metsulfuron-methyl on United States and Canadian soils*, AMR-476-86.
- Rhodes, B. C. (1986). *Aerobic soil metabolism of 2-14C 4 methoxy-6-methyl-1,3,5-triazin-2-amine*, AMR-408-85.
- Rhone Poulenc Agriculture. (1989). *Herbicides: MCPP-IOE: Rate of degradation in four soils under aerobic conditions at 20 C.*, B 21.1.
- Roeth, F. W., T. L. Lavy and O. C. Burnside, J.K. (?). *Atrazine degradation in two soil profiles*. *Weed Science* ? : 202-5.
- Ross, J. A. (1987a). *CGA-131036 - Terrestrial Field Dissipation Study, Colombia County, New York*, ABR-87012.

Ross, J. A. (1987b). *CGA-131036 - Terrestrial Field Dissipation Study, Fresno County, California*, ABR-87006.

Ross, J. A. (1987c). *CGA-131036 - Terrestrial Field Dissipation Study, Pawnee County, Kansas*, ABR-87007.

Ross, J. A. (1987d). *CGA-131036 - Terrestrial Field Dissipation Study, Washington County, Mississippi*, ABR-87008.

Rueppel, M. L and B. B. Brightwell. (1972). *Final report on mon-0573m residue and metabolism. Part 3: The degradation and metabolism of MON-0573 (glyphosate) in soil*, Agricultural Research Report No. 269.

Rueppel, M. L., J. Brightwell B.B./Scafer, and J. T. Marvel. (1977). Metabolism and degradation of glyphosate in soil and water. *J. Agric. Food Chem.* 25, no. 3: 517-28.

Rustum, A. M. (1988). *Artificial sunlight photodegradation of 14C-triazine CGA-131036 on soil*, HLA 6015-393A.

Rustum, A. M. (1988). *Natural sunlight photodegradation of 14C-triazine CGA-131036 on soil*, HLA 6015-393B.

Sattar, M. A., and J. Paasivirta. (1980). Fate of the herbicide MCPA in soil. Analysis of the residues of MCPA by an internal standard method. *Chemosphere* 9: 365-75.

Saxena, A. M. (1988). *Artificial sunlight photodegradation of 14C-phenyl CGA-131036 on soil*, HLA 6015-392A.

Saxena, A. M. (1988). *Natural sunlight photodegradation of 14C-phenyl CGA-131036 on soil*, HLA 6015-392B.

Schmidt, R. R. (1976). Einfluss von Licht auf die biologische Aktivität von Metamitron. *Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent* 41, no. 2: 1229-42.

Schoen, S. R. and W. Winterlin. (1987). The effects of various soil factors and amendments on the degradation of pesticide mixtures. *J. Env. Sci. and Health B* 22, no. 3: 347-77.

Schulz, H. (1992a). *Field soil dissipation rate determination of glyphosate (Bad Krozingen, Germany)*, RCC Project 280427.

Schulz, H. (1992b). *Field soil dissipation rate determination of glyphosate (Dietgen, Schwitserland)*, RCC Project 273565.

Schulz, H. (1992c). *Field soil dissipation rate determination of glyphosate (Egerkingen, Schwitserland)*, RCC Project 280416.

Schulz, H. (1992d). *Field soil dissipation rate determination of glyphosate (Menslage, Germany)*, RCC Project 280438.

Sheets, T. J. (1964). Review of disappearance of substituted urea herbicides from soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 12, no. 1: 30-33.

Smith, A. E. (1985). Identification of 4-chloro-2-methylphenol as a soil degradation product of ring-labelled ¹⁴C-mecoprop. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 34: 656-60.

Smith, A.E. (1982). Soil persistence studies with ¹⁴C-MCPA in combination with other herbicides and pesticides. *Weed Research* 22: 137-42.

Sonawane, B. R., and C. O. Knowles. (1971). Phenmedipham and m-aminophenol decomposition in alkaline soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 6, no. 4: 322-27.

Soulas, G. and M. A. Reudet. (1977). Degradation of isoproturon at different temperatures. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz*. W. Koch, K. Hurle, H. Walter, and A. Kemmer, 227-34.

Spare, W. C. (1987). *Photodegradation of atrazine on soil surfaces exposed to artificial and natural sunlight*, Project 1237.

Spare, W. C. (1991). *Soil photolysis of 14C-propiconazole*, Agrisearch project no. 12194. Ciba-Geigy Protocol No. 113-90.

Sprott, G. D. and C. T. Corke. (1971). Formation of 3,3',4,4'-tetrachloroazonbenzene from 3,4-dichloroaniline in Ontario soils. *Canadian Journal of Microbiology* 17: 235-40.

Stefes Research GMBH. (1992). *Behaviour of metamitron in soil, ?*

Tena, M., M. Magallanes and R. Garrido. (1982). Soil persistence of selected sugar-beet herbicides and their combinations with lenacil. *Weed Research* 23: 245-49.

Torstensson, L. (?). *Undersökning av diurons rörlighet och nedbrytning i banvallar*, s.n.v pm 1764.

Torstensson, N. T. L., J. Stark and B. Goransson. (1975). The effect of repeated applications of 2,4-D and MCPA on their breakdown in soil. *Weed Research* 15: 159-64.

Vacher, C. and E. Fabre. (1983). *Modelasation de la degradation de l'atrazine, ?*

Walker, A. (1978). Simulation of the persistence of eight soil-applied herbicides. *Weed Research* 18: 305-13.

Walker, A. and W. Bond. (1978). Simulation of the persistence of metamitron activity in soil. *Proceedings 1978 British Crop Protection Conference - Weeds*, 565-?.

Walker, A. and P. Brown. (1981a). Effects of soil storage on degradation rates of met amitron, atrazine and propyzamide. *Proc. EWRS Symp. Theory and Practice of the Use of Soil Applied Herbicides, 1981*, 63-71.

Walker, A. and P. Brown. (1981b). Effects of soil storage on degradation rates of met amitron, atrazine and propyzamide. *Proc. EWRS Symp. Theory and Practice of the Use of Soil Applied Herbicides, 1981*, 63-71.

Weidmann, M. and P. Suter. (1982). *Photolysis of pesticides on thin-layers*, Project Report 43/82.

Wilmes, R. (1988). *Project No M 1130106-2 Met amitron (Goltix): Photodegradation on soil*, PF No. 3082.

Wilmes, R. (1981). *Zum abiotischen Abbau von Met amitron. Modellversuche zum Umweltverhalten des Wirkstoffes*, PF-Bericht Nr. 1631.

Wood, N. F. (1986). *Photolysis of bentazon on soil*, M-863.

3 Vurdering af variation i fordelingskoefficienter

K_{oc}

Bo Lindhardt og Walter Brüs

3.1 Introduktion

Sorption beskriver den proces, hvorved kemikalier bindes til den faste jordmatrice. Sorption er en af de styrende processer for den hastighed, hvormed kemikalier transporteres ned gennem den umættede jordzone. Da transporten af ikke flygtige kemikalier primært foregår som opløst stof i porevandet, vil sorptionen af det enkelte stof til den faste jordmatrice forsinke udvaskning af stoffet og i visse tilfælde helt forhindre udvaskning. Sorptionen af organiske stoffer til jordmatricen er en kompleks proces, der er styret af forskellige typer interaktion mellem stoffet og jordmatricen. De to vigtigste processer, der er ansvarlige for sorptionen, er dels, at stofferne trænger ind i det organiske stof, der naturligt findes i jord, og dels at de bliver

bundet til mineraloverfladen ved elektrostatiske kræfter som van der Waals og dipol-dipol kræfter. Disse to sorptionsmekanismer er generelle og vil være styrende for alle typer stoffer og jordmatricer. For ioniserede stoffer gælder også, at disse kan tiltrækkes af ladede partikler i jorden. Endelige vil der for enkelte stoffer kunne ske en egentlig kemisk reaktion med reaktive grupper i jorden. Disse mekanismer vil være aktive samtidigt, hvilke processer, der vil dominere, afhænger af det enkelte stof og af den udvalgte jordmatrice. Sorption er en fællesbetegnelse for alle disse processer. Sorption dækker over såvel *adsorption* til en overflade som *absorption* ind i en matrix.

Sorption er for de fleste stoffer en reversibel ligevægtsproces. Hastigheden hvormed der indstiller sig ligevægt mellem opløst stof og sorberet stof varierer for de enkelte stoffer og de forskellige jordtyper. Beskrivelsen og forståelsen af sorptionskinetik er stadig meget mangelfuld. Desorptionshastigheden kan for visse kombinationer af stof og jord være betydelig langsommere end sorptionshastigheden.

Sorptionen beskrives ofte ved en simpel ligevægtsreaktion mellem koncentrationen af stof sorberet til den faste matrice C_s (mg/kg) og koncentrationen i vandfasen C_w (mg/l). Flere empiriske udtryk eksisterer til at beskrive denne sammenhæng, den mest almindelige er Freundlich-isotermen eller en simpel lineær isoterm. Freundlich-isotermen har følgende form:

Sorptionen af organiske stoffer til jordmatricen er en kompleks proces

$$C_s = K \cdot C_w^n$$

Sorptionskoefficient defineres som

$$K_d = \frac{C_s}{C_w}$$

hvor K betegnes som Freundlich-konstanten, og n er en konstant, der beskriver isotermens "ikke-linearitet". I en række publikationer er denne potens udtrykt som $1/n$ i stedet for n .

Hvis n er lig 1 vil isotermen være lineær. Inden for et begrænset koncentrationsinterval er sorptionsisotermen lineær specielt ved lave koncentrationer.

Under antagelse af at sorptionsisotermen er lineær for det enkelte stof til en given jord, kan der beregnes en sorptionskoefficient:

$$K_d = \frac{C_s}{C_w}$$

Sorptionskoefficienten K_d varierer betydeligt fra jord til jord for de enkelte stoffer. For ikke-polære stoffer har mange undersøgelser vist, at der er en lineær sammenhæng mellem sorptionskoefficienten og jordens indhold af organisk stof. Ud fra sorptionskoefficienten kan der beregnes en fordelingskoefficient mellem organisk kulstof og vand K_{oc} :

$$K_{oc} = \frac{K_d}{f_{oc}}$$

f_{oc} er fraktionen af organisk kulstof. Denne relation forventes at være gældende for jorde med mere end 0,1 % organisk kulstof. Der kan være en betydelig forskel mellem K_{oc} -værdier bestemt i forskellige undersøgelser. En del af variationen må tilskrives, at der er anvendt forskellig forsøgs- og analyseteknik. Når der ses bort fra disse forskelle, må det forventes, at der vil være en variation på K_{oc} fra jord til jord i størrelsen \pm en faktor 2 (Schwarzenbach et al., 1993).

3.2 Procedure til bestemmelse af K_{oc}

Et af elementerne i godkendelsesproceduren for pesticider er, at der gennemføres en undersøgelse af sorption/desorptionen. Disse undersøgelser udføres oftest efter forskrift udgivet af OECD nr.106: "Adsorption/desorption using a batch equilibrium method".

I forskriften beskrives en batchmetode til bestemmelse af sorption/desorptionen, hvor et givent volumen vand med kendt koncentration af stoffet tilsættes til en kendt mængde lufttørret jord. Denne blanding rystes indtil ligevægt, hvorefter koncentrationen i vandfasen måles. Ud fra forskellen mellem start- og ligevægtskoncentration i vandfasen beregnes sorptionen.

Der undersøges flere forskellige naturlige

Der undersøges flere forskellige naturlige jorde taget fra A-

horisonten. Idet det er erkendt, at sorptionen kan variere betydeligt mellem forskellige jordtyper, angiver forskriften, at der undersøges flere forskellige naturlige jorde taget fra A-horisonten. Forskriften beskriver 7 forskellige "jordtyper", der bør indgå i undersøgelsen. Disse jorde skal være forskellige med hensyn til pH, indhold af organisk kulstof og ler.

Det anbefales, at der anvendes en 0,01 M CaCl₂ opløsning, og at koncentrationen af teststoffer er 5 mg/l eller halvdelen af opløseligheden for stoffer med lavere opløselighed. Forsøgene bør udføres ved 20 til 25°C.

Sorptionstudiet skal forløbe over en tilstrækkelig tidsperiode, således at der når at indstille sig ligevægt mellem den opløste og sorberede fraktion. Disse undersøgelser strækker sig oftest op til 72 timer. Det forventes, at ligevægten indstiller sig efter 24 til 48 timer.

For stoffer, der har en signifikant sorption, skal der udføres forsøg med mindst 5 forskellige koncentrationer, der bør dække 2 dekader.

3.3 Generel vurdering af sorptionsforsøg

I dette projekt er der for de udvalgte pesticider gennemgået det materiale, som indgår i Miljøstyrelsens godkendelse af stofferne, som omhandler sorption. Herudover er der inddraget en række publicerede undersøgelser, som var forfatterne bekendt. Der er ikke foretaget nogen egentlig litteratursøgning for sorptionsdata for de udvalgte stoffer. De medtagne undersøgelser er inddraget for dels at gøre datamaterialet bredere og dels for at vurdere repræsentativiteten af de data, der indgår i godkendelsesmaterialet. I godkendelsesmaterialet er der for visse stoffer data fra TLC (tyndtlagschromatografi) til beskrivelse af sorptionsegenskaberne. Sådanne data er ikke medtaget, idet resultaterne ikke er til at omregne til fordelingskoefficienter.

I vurderingen af K_{oc} indgår i alt 142 datasæt

Antallet af undersøgelser i Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale, hvor der er bestemt sorptionskoefficienter, er mellem 1 og 4 undersøgelser for disse 12 stoffer. For 7 af stofferne foreligger der kun en enkelt undersøgelse pr. stof. Herudover er der inddraget 8 andre publicerede undersøgelser, alle med undtagelse af een enkelt er publiceret i internationale tidsskrifter, den sidste er en rapport udarbejdet for Miljøstyrelsen. I bilag 2 er der givet en oversigt over de relevante data fra den gennemgæede undersøgelser.

I forbindelse med godkendelsesordningen stilles der krav om, at der foreligger undersøgelser af sorptionen til 3-4 forskellige jordtyper.

I den følgende vurdering indgår i alt 142 datasæt, hvoraf de 76 henfører til Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale. Med et

datasæt forstås i det følgende sorptionsresultater for ét stof i én jord. Dette resultat kan enten være parameterværdierne for en isotherm, der er baseret på bestemmelse ved flere koncentrationer, eller være sorptionskoefficienten bestemt for et enkelt koncentrationsniveau. Fælles for alle undersøgelser er, at de er udført som batch forsøg. Der er ofte taget udgangspunkt i OECD forskriften, med diverse modifikationer.

Kvaliteten af undersøgelserne er meget svingende, og ikke alle relevante oplysninger har været tilgængelige. Flertallet af undersøgelserne har et meget begrænset antal data, hvilket giver sig udslag i, at den statistiske behandling af dataene generelt er mangelfuld, f.eks. udføres der ofte kun enkeltbestemmelse for en given kombination af stof, koncentration og jord. Flertallet af forsøgene strækker sig over 24-48 timer. I hovedparten af undersøgelserne fremsættes der udsagn om, at det er undersøgt, om den anvendte forsøgsperiode er tilstrækkelig til, at der indstiller sig ligevægt mellem den opløste og sorberede fraktion. Generelt er der ikke medtaget data for de undersøgelser, der skulle dokumentere disse udsagn. I få undersøgelser er der fundet, at der ikke var opnået ligevægt for sorptionen inden for forsøgsperioden på 72 timer (Waring, 1992; Gerritse, 1996).

Der foreligger data for de anvendte jordes tekstur opdelt på: sand, silt og ler i alle undersøgelserne, med undtagelse af 3. I ca. 2/3 af de datasæt, der stammer fra Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale, er der tale om jorde med et betydeligt indhold af silt eller ler (summen af disse to fraktioner er større end 40 %). Et så højt indhold af silt og ler vurderes ikke at være repræsentativt for danske jorde. Kjølholdt (1997) argumenterer for, at 3 jorde, der har et indhold af silt og ler på mindre end 40%, skulle være repræsentative for danske landbrugsjorde.

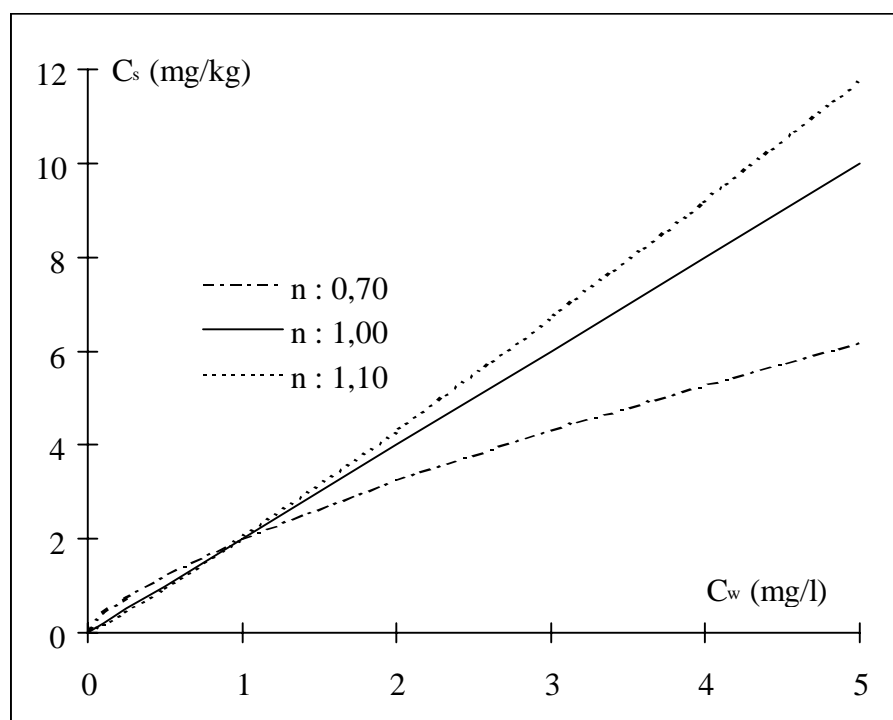
Jordenes indhold af organisk stof er enten opgivet som indhold af organisk kulstof (f_{oc}) eller organisk stof (f_{om}). I de tilfælde, hvor der kun foreligger data for jordens indhold af organisk stof, er det omregnet til organisk kulstof under antagelse af, at indholdet af kulstof i dette er 58%.

Med undtagelse af 2 undersøgelser foreligger der data for pH. Hovedparten af undersøgelserne er udført ved pH mellem 5 og 8. I det gennemgåede materiale fra Miljøstyrelsen foreligger der ikke data til at vurdere effekten af pH på sorptionen af de enkelte stoffer.

Freundlich konstanter er omregnet til sorptionskoefficienter når $0,7 < n < 1,1$

I 2/3 af de undersøgelser, der indgår i Miljøstyrelsens materiale (53 datasæt), konkluderes det, at sorptionens koncentrationsafhængighed kan beskrives ved Freundlich-isotherm, i de øvrige undersøgelser er der afrapporteret en K_d - eller K_{oc} -værdi. I GUS-indekset indgår sorptionskoefficienten K_{oc} . For at omregne de foreliggende Freundlich-konstanter til K_{oc} -værdi, kræves det, at isothermerne er tilnærmelsesvis lineære. Linders et al. (1994), der har sammenstillet data for 243 pesticider herunder K_{oc} , har kun omregnet Freundlich-konstanter fra de undersøgelser, hvor potensen ligger mellem

0,7 og 1,1. Vi finder det rimeligt at anvende et sådant kriterie. Ved at anvende dette kriterie vil 13 af de 53 datasæt, hvor sorptionen er udtrykt ved hjælp af Freundlich-isotermen, ikke blive medtaget i den samlede vurdering af GUS-indekset, fordi n -værdien falder uden for dette interval. For de øvrige 40 datasæt er der beregnet en fordelingskoefficient K_{oc} . Disse K_{oc} -værdier vil være gyldige i de tilfælde, hvor den vandige koncentration af stoffet er omkring 1 mg/l. I figur 3.1 er vist isotermen for et modelstof, hvor Freundlich-konstanten er sat til 2 og med 3 forskellige potenser n : 0,7, 1 og 1,1. Det ses, at disse 3 isotermer skærer hinanden for koncentrationen 1 mg/l, hvilket er givet af selve Freundlich-isotermen.



Figur 3.1
Sorptionisotermen for et modelstof, hvor Freundlich-konstanten er sat til $2 (l/kg)^n$ og med 3 forskellige potenser n : 0,7, 1 og 1,1.

The sorption isotherm for a model ingredient in which the Freundlich-constant is set to $2 (l/kg)^n$ and with 3 different powers n : 0,7, 1 and 1,1.

I de undersøgelser, som er medtaget i denne vurdering, og som ikke indgår i Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale, har der været anvendt den samme undersøgelsesmetode og de samme jordtyper som i de undersøgelser, der indgår i Miljøstyrelsens materiale. I enkelte af undersøgelserne er der inddraget jord fra dybereliggende horisonter.

3.4 Spredningen på fordelingskoefficienten

Vurderingen af spredningen på K_{oc} er baseret på alle de data, der er indsamlet, se bilag 2. I tabel 3.1 er der vist en sammenfatning i form af beregnede gennemsnit og medianværdier for fordelingskoefficienten K_{oc} for de enkelte stoffer.

En vurdering af spredningen på de bestemte fordelingskoefficienter for de 12 udvalgte stoffer vil ikke kunne gennemføres på et stringent statistisk grundlag, idet der for 7 af stofferne foreligger så få data, at det ikke er muligt at vurdere, om disse er normalfordelte eller log-normalfordelt. For de øvrige 5 stoffer, hvor der er mellem 9 og 15 datasæt pr. stof, vurderes det, at dataene hverken er normal- eller log-normalfordelt. Trods disse forbehold er der i tabel 3.1. beregnet gennemsnit og den relative spredning (RSD), som kun skal opfattes som en indikation af variationen på fordelingskoefficienten K_{oc} .

Tabel 3.1

Fordelingskoefficienter mellem organisk kulstof og vand K_{oc} for de udvalgte pesticider. Antal gennemgæede undersøgelser (N1), heraf undersøgelser der indgår i Miljøstyrelsens materiale (N2). Antal datasæt (n). Gennemsnitlige K_{oc} -værdier (Gen) og den relative standardspredning (RSD), samt median-, minimum- og maksimumværdier. Samt data fra Linders et al. 1994, bemærk at de her er angivet som K_{oc} og ikke som hos Linders som K_{om}

The balance coefficients between organic carbon and water K_{oc} for the chosen pesticides. Number of examined surveys (N!) hence surveys which form part of the material from the Environmental Protection Agency (N2). Number of data files (n). Average K_{oc} -values (Avg.) and the relative STANDARDSPREDNING (RSD) as well as mediana-, minimu- and maximum values. And data from Linders et al. 1994. Please note that they are stated as K_{oc} and not like Linders as K_{oc} .

	Miljøstyrelsen			Linders et al		
	N1	N2	n	K_{oc}		
				Gen (RSD) l/kg (%)	Medi (Min-Max) l/kg	Medi (Min-Max)
Atrazin	6	3	23	585 (174)	177 (55-4040)	119 (48-190)
Bentazon	3	3	5	49 (147)	13 (5-176)	1 (0-3)
Diuron	3	4	9	506 (73)	321 (139-1242)	394 (248.2-541)
Glyphosat	3	1	10	11323 (153)	3414 (160-50688)	11118 (2040-23120)
Isoproturon	3	1	15	123 (67)	85 (50-356)	
MCPA	1	1	3	54 (9)	52 (50-59)	49 (37-61)
Mechlorprop	2	1	7	31 (31)	29 (20-44)	

Metamitron	3	1	8	233 (99)	207 (17-700)	170 (83-257)
Metsulfuron methyl	1	1	4	56 (9)	56 (53-60)	48 (20-85)
Phenmedipham	2	2	5	772 (31)	725 (469-1075)	
Propiconazol	2	2	9	952 (54)	688 (386-1813)	
Triasulfuron	1	1	5	9 (17)	9 (7-11)	

Resultaterne for de 12 udvalgte stoffer kan inddeles i 3 grupper med hensyn til den relative spredning (RSD) på fordelingskoefficienten. Der er 5 stoffer, hvor den relative spredning er mindre end 50%: MCPA, mechlorprop, metsulfuron methyl, phenmedipham og triasulfuron. For disse stoffer foreligger der en enkelt undersøgelse pr. stof med undtagelse af mechlorprop, hvor der foreligger to undersøgelser. Antallet af undersøgte jorde er mellem 4 og 7 for disse 5 stoffer. For andre 4 stoffer er spredningen mellem 50 og 100%, det er diuron, isoproturon, metamitron og propiconazol. Der foreligger 2-3 undersøgelser med i alt mellem 9 og 15 datasæt for disse stoffer. For bentazon er spredningen på K_{oc} 132% og for glyphosat er den 124%, for begge stoffer foreligger der 3 undersøgelser med henholdsvis 5 og 10 datasæt. Den relative spredning på K_{oc} -værdierne for atrazin er 174%, der er medtaget 6 undersøgelser med 23 datasæt for dette stof. Den relative spredning for K_{oc} for de udvalgte stoffer ser ud til at stige jo flere undersøgelser, der inddrages i vurderingen.

Sorptionen til jordmatricen er ikke alene domineret af interaktion mellem stofferne og jordens indhold af organisk stof

En mulig forklaring på den betydelige variation i fordelingskoefficienterne kan være, at sorptionen til jordmatricen ikke alene er domineret af interaktion mellem stofferne og jordens indhold af organisk stof, men at jordens indhold af ler og oxider har en signifikant betydning for en række af pesticiderne, der indeholder forskellige mere eller mindre polære grupper. Der fås ikke nogen signifikant reduktion i den relative spredning på fordelingskoefficienterne for disse 12 stoffer som helhed ved kun at medtage resultater fra jorde med et indhold af organisk kulstof på mellem 0,5 og 3 % og med et lerindhold på mindre end 20%. Ved at reducere data sættet til sådanne jorde, der skal være mere typiske for danske forhold, bliver den relative spredning for atrazin halveret, mens den relative spredning for diuron stiger med ca. 50%. Men det er vigtigt at understrege, at selv for ikke-polære stoffer, hvor sorptionen forventes at være domineret af interaktionen til jordens organiske stof, må der forventes en betydelig variation i fordelingskoefficienterne mellem forskellige jorde, op til en faktor 10 mellem minimum- og maksimumværdier (Lindhardt, 1994), denne forskel er bl.a. begrundet i forskel i strukturen af det organiske stof i jorden.

I det følgende er resultaterne for de enkelte stoffer kommenteret.

Atrazin

Spredningen på K_{oc} for atrazin er baseret på 6 undersøgelser, hvoraf de 3 findes i Miljøstyrelsens materiale. K_{oc} varierer fra 55 til 4040 l/kg. En nærmere gennemgang af dataene for atrazin peger ikke på, at enkelte eller flere datasæt bør

Fordelingskoefficienter for atrazin er koncentrationsafhængige

udelades. Der er en tendens til, at hver undersøgelse bestemmer K_{oc} på hver sit niveau. Den relative spredning inden for hver undersøgelse er mindre end 45 %. Resultaterne fra to af undersøgelseerne (Gerrites et al., 1996 ; Wagner et al., 1995) adskiller sig

markant fra de øvrige resultater. Wagner et al. (1989) har bestemt K_{oc} for atrazin til mellem 1500 og 4000 l/kg, og Gerrites et al. (1996) bestemmer K_{oc} til mellem 350 og 830, mens de øvrige undersøgelser bestemmer K_{oc} til mellem 55 og 340 l/kg. Et fællestræk ved de to undersøgelser, der giver de største K_{oc} -værdier, er, at de har bestemt sorptionen ved relativt lavere koncentrationer (0,05-1 mg/l i væske fasen) end de øvrige undersøgelser (0,2-10 mg/l), hvilket kunne indikere, at fordelingskoefficienter for atrazin er markant koncentrationsafhængige. 2 ud af de 5 isotermer, som Wagner et al. (1995) har bestemt, har n-værdier mindre end 0,7. Derudover har disse to undersøgelser anvendt jorde med relativt lavt indhold af organisk stof. Om dette også påvirker resultaterne er ikke til at afgøre. De foreliggende data for sorptionen af atrazin viser ikke nogen systematisk relation mellem jordens indhold af organisk kulstof og K_{oc} , hvilket tyder på, at sorptionen af atrazin er styret af andre jordparametre end mængden af organisk stof.

En enkelt af undersøgelserne (McGlamery and Slief, 1966) har bestemt sorptionen som funktion af pH. Den viser, at K_{oc} for atrazin stiger med en faktor 2, når pH sænkes fra 8,0 til 3,9. Den samme tendens kan aflæses af resultaterne hos Gerrites et al. (1996), hvor den jord, der har en markant lavere pH (4,3) end de øvrige 4 jorde (pH \approx 6,5), har en markant højere K_{oc} .

Hvis vurderingen af spredningen på K_{oc} -værdien for atrazin alene baseres på de 3 undersøgelser, som indgår i Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale, vil der være en relativ spredning på 90% for de 12 datasæt mod 174% for alle de inddragede data.

Bentazon

Der foreligger 4 undersøgelser af sorptionen af bentazon, hvor de 3 indgår i Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale. En undersøgelse af sorptionen til sø og flodsedimenter er ikke medtaget. Regenstein (1987) opgiver ikke nogen værdi for jordens indhold af organisk stof, hvorfor der ikke kan beregnes en fordelingskoefficient ud fra denne undersøgelse. I 2 undersøgelser er sorptionen beskrevet ved Freundlich-isotermen. Isotermene afviger væsentligt fra at være lineære for en række af disse jorde. Ved kun at estimere K_{oc} ud fra datasæt, hvor n er mellem 0,7 og 1,1, bliver antallet af data halveret, således at der kun foreligger 5 bestemmelser af K_{oc} . Fordelingskoefficienten for disse 5 jorde varierer fra 5 til 176 l/kg. Den højeste K_{oc} -værdi er bestemt ved den laveste pH (4,3), mens de øvrige 4 værdier er bestemt i pH-intervallet mellem 5,6-7,7. Bentazon har en pK_a på 3,2, hvorfor det ikke er overraskende, at sorptionen vil stige for pH værdier lavere end 5,0-5,5. OECD foreskriver, at der for stoffer, der vil ioniseres,

skal udføres undersøgelser ved varierende pH, således at sorptionen bestemmes for såvel den ikke ioniserede og den ioniserede form af stoffet.

Diuron

Sorptionen af diuron beskrives i alle undersøgelserne ved Freundlich-isotermer

Der foreligger 3 undersøgelser af sorptionen af diuron, heraf er den ene en svensk undersøgelse, der belyser adsorption til fyldmateriale under jernbanespor. De to er mangelfulde med hensyn til information om tekstur, pH og koncentrationsintervaller, hvori forsøgene er udført. Sorptionen af diuron beskrives i alle undersøgelserne ved Freundlich-isotermer.

Fordelingskoefficienten er ikke beregnet for et enkelt af datasættene, idet potensen n er større end 1,1. Majka et al. (1977) angiver fordelingskoefficienter, der er væsentligt højere end de to andre undersøgelser. Der er dog utilstrækkelig med information til at vurdere, hvorfor der er en forskel. Den laveste K_{oc} -værdi på 139 l/kg kan muligvis være begrundet i, at den pågældende jord har et meget højt indhold af organisk stof (f_{oc} 36 %).

Glyphosat

I Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale forelå der kun en reference, der beskrev sorptionen af glyphosat. I denne er sorptionen bestemt ved en koncentration (5 mg/l), og resultaterne er dermed afrapporteret som K_d -værdier. Der er undersøgt 6 forskellige jorde. K_d -værdien for disse jorde varierer fra 5 til 811 l/kg. Omregnet til fordelingskoefficienter K_{oc} er det en variation fra 833 til 51.000 l/kg. Der foreligger sorptionskoefficienter fra 3 andre undersøgelser. Glass (1987) og Piccolo et al. (1994) har begge bestemt sorptionsegenskaberne over et koncentrationsinterval henholdsvis mellem 20-70 mg/l og 50-300 mg/l. Der foreligger 7 datasæt for Freundlich-konstanten og n . Det er kun for to jorde, at n er større end 0,7 og hermed muliggør en beregning af fordelingskoefficienten K_{oc} . Gerrites et al. (1996) har undersøgt sorptionen af glyphosat i koncentrationsintervallet 0,05-5 mg/l på 5 forskellige sandede jorde. Resultaterne er udelukkende afrapporteret som K_{oc} -værdier. De varierer fra 8,5 til 50.000 l/kg. I denne undersøgelse er sorptionen bestemt efter henholdsvis 1 og 7 dage. De finder, at 24 timer ikke er tilstrækkelig for at opnå ligevægt.

Sorptionen af glyphosat kan ikke beskrives med en fordelingskoefficient mellem organisk stof og vand (K_{oc})

Sorptionen af glyphosat til jord afhænger formodentlig væsentligst af jordens indhold af ler og oxider specielt aluminium og jernoxider og i mindre grad af jordens indhold af organisk stof. I visse undersøgelser ses der en negativ korrelation mellem sorptionskoefficient og indholdet af organisk stof. I litteraturen er der givet flere og til tider modstridende resultater for hvilke lerfraktioner, der er mest betydende for sorptionen af glyphosat (Gerrites et al., 1996). Dette sammen med de meget betydelige variationer i de estimerede sorptionsparametre peger på, at det ikke vil være meningsfuldt at beskrive sorptionen af glyphosat ved anvendelse af en fordelingskoefficient mellem organisk stof og vand (K_{oc}).

Isoproturon

Der foreligger 3 undersøgelser af sorptionen af isoproturon, hvoraf den ene indgår i Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale. Ud fra disse undersøgelser er der estimeret fordelingskoefficienter mellem 50 og 352 l/kg. I de to undersøgelser er sorptionen kun bestemt ved én væskekoncentration (5 mg/l). Sorptionen er bestemt inden for et relativt snævert pH interval mellem 5,2 og 7,2. Indholdet af organisk stof i de undersøgte jorde varierer mellem 0,01 og 17 %, der er dog ikke nogen relation mellem de estimerede K_{oc} -værdier og jordens indhold af organisk stof.

MCPA

Der foreligger kun få data om egentlige sorptionsforsøg, een undersøgelse med tre danske jorde. De anvendte jorde er relativt ens, variationen i pH (6,9-7,2) og f_{oc} (2,4-3 %) er meget begrænset. På basis af dette materiale er det ikke overraskende, at der er en lille spredning på de beregnede K_{oc} -værdier.

Mechlorprop

For dette stof foreligger der 2 undersøgelser, hvor der i alt er undersøgt sorptionen til 7 forskellige jorde. Der er en rimelig variation i de anvendte jordtyper herunder i deres indhold af organisk stof (0,5-3,5 %). Variationen i pH vurderes at være lille (5,7-7,6) for et stof med pKa værdi på 3,11.

Metamitron

Sorptionen af metamitron er bestemt i 3 undersøgelser, der omfatter 8 forskellige jorde. Fordelingskoefficienten varierer fra 17 til 700 l/kg. Alene inden for den ene undersøgelse varierer fordelingskoefficienten mellem 33 og 242 l/kg. Det er ikke umiddelbart muligt at forklare denne betydelige variation.

Metsulfuron methyl

Der foreligger en undersøgelse, hvor der er undersøgt sorptionen til 4 jorde. Variationen i pH mellem disse jorde er relativt begrænset (5,6-6,5) set i forhold til, hvor stor variation der er i stoffets vandopløselighed som funktion af pH. Sorptionen er beskrevet ved en Freundlich-isoterm. Det er kun for 2 af disse jorde, at potensen n har ligget mellem 0,7 og 1,1, og det dermed har været muligt at estimere en fordelingskoefficient.

Phenmedipham

Sorptionen er bestemt i to undersøgelser, som i alt omfatter 5 forskellige jorde. Der er en rimelig variation mellem de undersøgte jorde. Der er relativ lille variation på de estimerede fordelingskoefficienter (463 til 1075 l/kg).

Propiconazol

Sorptionen er bestemt i to undersøgelser med i alt 8 forskellige jorde. Der er en rimelig variation mellem de undersøgte jorde. Der er relativt begrænset spredning på disse data (434 til 1553 l/kg).

Triasulfuron

Der foreligger kun en undersøgelse, som omfatter 5 jorde, hvor den ene jord har et indhold af organisk kulstof på 43 %, hvilket ikke kan betegnes som repræsentativt. Baseret på data for disse 5 jorde er der estimeret K_{oc} -værdier mellem 7 og 11 l/kg. Lige som for metsulfuron methyl er variationen i pH mellem disse jorde relativt begrænset (6,5-7,3) set i forhold til, hvor stor variation der er i stoffets vandopløselighed som funktion af pH.

3.5 Sammenfattende vurdering af variationen på K_{oc}

Ved en gennemgang af de undersøgelser, der indgår i Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale for de 12 udvalgte pesticider, som beskriver sorptionen suppleret med 8 andre undersøgelser, er det vanskeligt at give et klart billede af variationen i fordelingskoefficienten mellem organisk stof og vand K_{oc} . Kvaliteten og omfanget af datagrundlaget for det enkelt stof varierer meget.

For et af stofferne glyphosat vurderes det, at det ikke vil være meningsfuldt at beskrive sorption ved en fordelingskoefficient mellem organisk stof og vand, idet sorptionen af dette stof kun i mindre grad er kontrolleret af jordens indhold af organisk stof. Sorptionen er formodentlig styret af andre faktorer, såsom mængden af ler og indholdet af oxider. Ud fra den molekylære struktur af stoffet er det ikke overraskende, at dette stof adskiller sig fra de øvrige pesticider, der er medtaget i denne undersøgelse.

Flertallet af undersøgelser peger på at sorptionskoefficienterne er afhængige af koncentrationen, hvorfor de estimerede fordelingskoefficienter kun vil være gyldige inden for et begrænset koncentrationsinterval.

De beregnede gennemsnitlige K_{oc} -værdier med tilhørende spredning vurderes ikke at være statistisk gyldige, idet det bagvedliggende datamateriale hverken er normal- eller log-normalfordelt for de stoffer, hvor det har været muligt at vurdere fordelingen i datasættende. Det har ikke været muligt at pege på ekstreme værdier for enkelte stoffer, således at datasættene blev mere homogene, og at det dermed bliver muligt at beregne meningsfulde gennemsnit og spredning.

En mulig forklaring på den betydelige variation i fordelingskoefficienterne kan være, at sorptionen til jordmatricen ikke alene er domineret af interaktion mellem stofferne og jordens indhold af organisk stof, men at jordens indhold af ler og oxider har en signifikant betydning for en række af pesticiderne, der indeholder forskellige mere eller mindre polære grupper. Der fås ikke nogen signifikant reduktion i den relative spredning på fordelingskoefficienterne for disse 12 stoffer som helhed, ved kun at medtage resultater fra jorde, der skulle være typiske for Danmark.

Der er derfor i det videre arbejde anvendt de estimerede medianværdier, idet disse i mindre grad vil være påvirkede af

gennemføres med minimums- og maksimumsværdier

ekstreme værdier, og usikkerhedsvurderingen af GUS-indekset gennemføres med minimums- og maksimumsværdier.

3.6 Litteratur

Brühl R. (1987) The adsorption of phenmedipham to soils. Schering Report UPSR 20/87 - pa 38 584.7/6. 9. July.

Burgener A. (1990) Soil adsorption / desorption of ¹⁴C - phenmedipham on three different soils. Study project no.: RCC PROJECT 248242.

Burkhard N. (1980) Adsorption and desorption of CGA 64250 in various soils. AG 2.52 / rr, Basle Switzerland.

Cambridge Analytical Associates (1986) Determination of adsorption/desorption constants of atrazine. Project no.: 59-1a.

Freidman P.L. (1981) Adsorption of ¹⁴C-DPX-T6376 on Soil. Dokument no. amt-66-82. E.I du Pont de Nemours and Co., Inc Biochemical Department, Research Division experimental Station, Wilmington, Delaware.

Gerrites, R.G., Beltran, J. & Hernamdez, F. (1996) Adsorption of atrazine, simazine, and glyphosate in soils of Gngangara Mound, Western Australia. *Aust. J. Soil. Res.*, **34**, 599-607.

Glass, R.L. (1987) Adsorption og glyphosate by soils and caly minerals. *J. Agric. Food. Chem.*, **35**, pp. 497-500.

Goicolea M. A., J. F. Arranz, R. J. Barrio & Z. G. de Balugera. (1991) Adsorption/Leaching of the Herbicides Metamitron and Chloridazon. *Pestic. Sci.*, **32**, 259-264.

Guth, J.A. (1985) Adsorption/desorption of the herbicide isoproturon in various soil types. Bericht PR 14/85 der Ciba-Geigy Lim., Department R&D Plant Protection, Agricultural Division, Basel, Schweiz.

Hazleton Laboratories (1986) Final report. The Adsorption/Desorption of Mechlorprop on Representative Agricultural Soils. Hazleton Laboratories, America, study no. 6015-324.

Helweg A. (1987) Degradation and adsorption of ¹⁴C-MCPA in soil - influence of concentration, temperature and moisture content on degradation. *Weed Reseach*, **27**, p 287-296.

Jarczył H. J. (1976) Distribution and behaviour of metamitron in various soils. Proceedings 1976 British Crop Protection Conference -Weeds. P6219-626.

Keller W. (1986) Soil adsorption/desorption study of Bentazon. BASF lab. rep. no. 2282.

Kjølholt, J. (1997) Critical variables in soil column leaching tests. Report Danish Environmental Protection Agency. *Draft*

Kördel W. (1989) Determination of the adsorption/desorption for Metamitron. Translation of the German report from June 8, 1989.

Lindhardt, B. (1994) Afdampning af aromatisk kulbrinter fra tjæreforurenet jord. Institut for Miljøteknologi .

Majka J.T. & T.L. Lavy. (1977) Adsorption, Mobility and Degradation of Cyanazine and Dioron in soils. *Weed Science*, **25**, 5, p 401-406.

McGlamery, M.D. & Slief, F.W. (1966) The adsorption and desorption of atrazine as affected by pH, Temperature, and Concentration. *Weeds*, **14**, 3, pp. 237-239.

Petersen, H.J., Kudsk, P. & Helweg, Arne. (1995) Adsorption and ED₅₀ values of five soil-applied herbicides. *Pestic. Sci.* , **44**, p.131-136.

Piccolo, A., Celano, G., Arienzo, M., & Mirabella. (1994) Adsorption and desorption of glyphosate in some European soils. *Journal of Environmental Science of Health*, **B29**, pp. 1105-1115.

Plücken, U. (1986) Adsorption/desorption of the herbicide CGA 131 036 in various soil types. Project report 09/86 Ciba-Geigy, Basle, Switzerland.

Priester T. M. (1986) Soil thin layer chromatography (mobility) of Du Pont agricultural chemicals. Document no. amr-399-85.

Redeker K. (1978) Ermittlung der Konstanten von Bentazon im system Boden/Wasser. BASF Bericht nr. 838.

Regenstein H. (1987) Bentazon Review. BASF Danmark.

Rhodes R.C., I. J. Belasco & H. L. Pease, (1970) Determination of Mobility and Adsorption of Agrichemicals on Soils. *Agric. and Food Chem.* **18**, 3, p 524-528.

Saxena A.M. (1988) The adsorption and desorption of 14C - propiconazole on representative agricultural soils. Hazelton Laboratory, project identification HLA 6117-140.

Schwarzenbach, R.P., Gschwend, P.M. & Imboden, D.M. (1993): Environmental organic chemistry. John Wiley & Sons, inc. New York.

Torstenson L.(1983) Undersöning av diurons rörlighet och nedbrytning i banvaller. Naturvårdverket. Rapport SNV PM 1764.

Vink, J.P.M. & van der Zee, S.E.A.T.M. (1996) Some physicochemical and environmental factors affecting transformation rates and sorption of the herbicide metamitron in soil. *Pestic. Sci.*, **46**, p. 113-119.

Vonk J. W. & van den Hoven, A. M. (1985) Mobility of methyl -N-(3-hydroxyphenyl) carbanate in soil columns and adsorption of phenmedipham onto ditch-bottom sludge. TNO report nr. 85/02779/1306 - 14754/HV. Hague.

Wagner, B., Schewes, R., Maidl, F.X. & Fischback, G. (1995) Measurement of residues and simulation of the movement of atrazine in deeper soil layers after long-term application in agriculture. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **158**, p. 333-338.

Waring, A.R. (1992) (14C)-Glyphosat: Adsorption/desorption in soil. Hazleton, UK.

4 Rangordningen af pesticiderne efter deres potentielle mobilitet

Bo Lindhardt, Walter Brüsch og Rossana Bossi

4.1 Indledning

I det følgende er de 12 udvalgte pesticider rangordnet ud fra et beregnet GUS-indeks baseret på de indsamlede DT_{50} og K_{oc} værdier. For at vurdere "gyldigheden" af den herved fremkomne rangordning af stofferne efter deres potentielle mobilitet, er der sammenlignet data fra lysimeterforsøg og fra monitoringsdata af ungt grundvand og overfladevand. Data fra søjleforsøg er ikke medtaget i denne vurdering, idet det kun afspejler sorptions-egenskaberne betydning for udvaskeligheden.

4.2 Beregninger af GUS-indeks

Gennemgangen af de foreliggende data for de udvalgte pesticiders halveringstid DT_{50} og fordelingskoefficienter K_{oc} viste, at datasættene for disse to parametre er meget inhomogene, og at der er en betydelig spredning på dataene for de enkelte stoffer. Det er vurderet, at det ikke er statistisk rimeligt at beregne et gennemsnit og standardafvigelse på disse parametre. Det er derfor valgt at beregne GUS-indeks ved anvendelse af medianværdierne, idet medianværdierne ikke i samme grad som det aritmetiske gennemsnit er påvirkede af ekstremværdierne. Spredningen på disse parametre er angivet ved de minimums- og maksimumsværdier, som er indsamlet. I tabel 4.1 er der beregnet et GUS-indeks for stofferne ud fra medianværdierne. Udover at beregne et GUS-indeks baseret på medianværdierne (GUS_{med}) er der beregnet indeks-værdier for ekstreme situationer. Dels GUS_{min} , hvor der er anvendt min. DT_{50} og max. K_{oc} , det vil sige en situation, hvor stoffet skulle være meget lidt mobilt og dels GUS_{max} , hvor der er anvendt max DT_{50} og min K_{oc} , der skulle beskrive den mest mobile situation.

Ud fra GUS-værdierne vil pesticiderne kunne opdeles i de 3 grupper (Gustafson, 1989) :

- < 1,8 : **I**, Ikke sandsynlig udvaskelig (improbable leacher)
- 1,8-2,8 : **M**, Mulig udvaskelig (transition compound)
- > 2,8 : **S**, Sandsynlig udvaskelig (probable leacher)

Der er ikke beregnet nogen indeks-værdi for glyphosat, idet det ikke vil være meningsfuldt at estimere en K_{oc} -værdi for dette

stof, da sorptionen er styret af andre faktorer end jordens indhold af organisk stof.

Tabel 4.1

Estimerede GUS-værdier ud fra medianværdier for DT_{50} og K_{oc} , og minimums GUS-værdier (min DT_{50} og max K_{oc}) maksimums GUS-værdier (max DT_{50} og min K_{oc}). Resultaterne er dels givet som numeriske værdier og som GUS-indeks. S: sandsynlig udvaskelig, M: mulig udvaskelig og I: ikke sandsynlig udvaskelig.

Estimated GUS-values based on median values for DT_{50} and K_{oc} , and minimum GUS-values (min. DT_{50} and max. K_{oc}) maximum values (max. DT_{50} and min. K_{oc}). The results are given as numerical values and as GUS index. S: Probable leacher. M: Transition compound and I: Improbable leacher.

	DT_{50}	K_{oc}	GUS				
	Medi	Median	Numerisk			Indeks	
	an	l/kg	Median	Min	Max	Median	Min-Max
Bentazon	52	13	4,94	2,56	6,13	S	M-S
Triasulfuron	28	9	4,39	1,41	6,52	S	I-S
Metsulfuron methyl	45	56	3,72	2,22	5,69	S	M-S
Diuron	90	321	2,92			S	-
Atrazin	37	177	2,75	0,51	5,32	M	I-S
Mechlorprop	12	29	2,74	1,54	4,59	M	I-S
Isoproturon	18	85	2,61	0,82	3,68	M	I-S
MCPA	13	52	2,55	2,32	3,91	M	M-S
Propiconazol	71	688	2,15	0,85	3,72	M	I-S
Metamitron	16	207	2,02	-0,26	4,52	M	I-S
Phenmedipham	34	725	1,75	0,74	2,85	I	I-S
Glyphosat	16						

GUS_{med} angiver, at 4 af de her vurderede pesticider kan betegnes som "sandsynlig udvaskelig". Det er bentazon, triasulfuron, metsulfuron methyl, og diuron, mens 6 af pesticiderne må betegnes som "mulig udvaskelig". Det er atrazin, mechlorprop, isoproturon, MCPA, propiconazol og metamitron. Phenmedipham angives som "ikke sandsynlig udvaskelig".

Samtlige 11 stoffer for ekstreme kombinationer af nedbrydningsforhold og sorptionsforhold må vurderes at være "sandsynlig udvaskelige"

De beregnede GUS_{min} og GUS_{max} viser, at samtlige 11 stoffer for ekstreme kombinationer af nedbrydningsforhold og sorptionsforhold må vurderes at være "sandsynlig udvaskelig", og at de 8 ud af de 11 pesticider under andre forhold må vurderes at være "ikke sandsynlig udvaskelig", mens tre stoffer der under "alle" forhold vil være "mulig udvaskelig" eller "sandsynlig udvaskelige", det er bentazon, metsulfuron methyl og MCPA.

4.3 Rangordning af pesticider ud fra lysimeterforsøg

Mobiliteten af de 12 udvalgte pesticider er rangordnet ud fra lysimeterstudier

Lysimeterforsøg er en af de få teknikker, som er til rådighed for en vurdering af om et pesticid er mobilt i de øverste jordlag, hvor der både er inkluderet nedbrydning og sorption. Et lysimeterforsøg er en undersøgelse af mobiliteten af et stof i en uforstyrret jordsøjle under så realistiske betingelser som muligt. Mobiliteten måles ved at følge koncentrationen af stoffet i det drænvand, der forlader jordsøjlen. For at vurdere "robustheden" af den rangordning, der er fremkommet ud fra de estimerede GUS-værdier, er mobiliteten af de 12 udvalgte pesticider forsøgt rangordnet ud fra de informationer, der foreligger fra lysimeterstudier i Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale.

4.3.1 Forskrifter til lysimeterforsøg

Der foreligger ikke nogen international anerkendt forskrift for gennemførelse af lysimeterforsøg. Der eksisterer en tysk forskrift (BBA, Richtlinien Teil IV, 4-3, 1990). Denne foreskriver at lysimetrene har et areal på 0,8 m², og at jordsøjlerne er 130 cm dybe, og at der anvendes uforstyrrede søjler. Jordsøjlerne er placeret nedgravet, så jordoverfladen er i niveau med den omkringliggende jord. Det tilstræbes, at topjorden behandles som normal landbrugsjord. Dosering af pesticidet tilstræbes at foregå på samme tid af året som normal sprøjtning. Mængden, der doseres, kan være den anbefalede mængde og i andre tilfælde den dobbelte for at vise udvaskningen under ekstreme betingelser. Jordsøjlerne er placeret under åben himmel. Det tilstræbes, at infiltrationsmængden og raten svarer til en normalnedbør. I visse forsøg kompensationsvandes der i tilfælde af ringere nedbør end normalt. Der udføres normalt to parallel forsøg pr. kombination af jord og stof. Der anvendes fortrinsvis ¹⁴C-mærkede stoffer, således at det er muligt at vurdere, om der udvaskes nedbrydningsprodukter i betydelige mængder. Udvasningen følges over 1 til 2 år.

4.3.2 Foreliggende data fra lysimeterforsøg

I Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale for disse 12 stoffer er der information fra lysimeterstudier for de 7 stoffer, se tabel 4.2. Det skal bemærkes, at der ikke kræves lysimeterstudier for at godkende pesticider, der ikke vurderes som udvaskelige ud fra sorptions- og søjleforsøg.

Antallet af lysimeterstudier, her forstået kombinationen af jord, klima og stof, hvorfra der foreligger information, er fra 1 til 12 studier pr. stof. En direkte sammenligning af de enkelte studier er vanskelig på grund af de mange variable, der ikke er identiske mellem de forskellige forsøg. Mængden af stof, der er doseret, kan variere fra 8 g til 10 kg a.i. pr. ha (kg aktivt stof pr. ha), anvendelsestidspunktet varierer fra tidligt forår til sent efterår, nedbøren varierer fra 550 mm til 1200 mm pr. år, og der er anvendt såvel sandjorde som mere lerede jorde. Det er derfor

Den relative udvaskning af aktivt stof

vanskeligt blot for det enkelte stof at vurdere forskellige lysimeterforsøg

efter det første år er sammenlignet

meterstudier. En af de parametre, der ofte anvendes til at vurdere stoffernes mobilitet, er den relative udvaskning. Det vil sige den akkumulerede mængde stof der udvaskes over forsøgsperioden i forhold til den mængde, som er tilført i forsøget. I denne

Table 4.2

Den relative udvaskning af aktivstof fra lysimeterforsøg.

The relative leaching of active ingredient from lysimetre trials.

	Jordtype	Tilsat pesticid	Akk udvasket	Periode	Ref	Bemærkninger	
		kg a.i./ha	% gen,%				
Atrazin							
Bentazon		1,5	0,03	2 år	Kördel, 1990		
Bentazon	Sandet ler	0,6	0,00	10 mdr.	Bergström & Jarvis, 1993		
Bentazon	Sandet ler	0,6	0,02	10 mdr.	Bergström & Jarvis, 1993		
Bentazon	Ler	0,6	0,01	10 mdr.	Bergström & Jarvis, 1993		
Bentazon	Ler	0,6	0,07	10 mdr.	Bergström & Jarvis, 1993		
Bentazon	Sand	0,6	0,12	11 mdr	Bergström, 1991		
Bentazon	Sand	1,2	0,15	11 mdr	Bergström, 1991		
Bentazon	Ler	0,6	0,00	11 mdr	Bergström, 1991		
Bentazon	Ler	1,2	0,03	11 mdr	Bergström, 1991		
Bentazon	Sandjord	1	<	1 år	Miljøstyrelsen, 1995		
Bentazon	Sandjord	1	<	1 år	Miljøstyrelsen, 1995		
Bentazon	Sandjord	1	<	0,04	1 år	Miljøstyrelsen, 1995.	
Diuron							
Glyphosat							
Isoproturon							
MCPA	Sand	2,0	<0,1	1 år	Kubiak, 1991		
Mechlorprop	Sand	2,24	<0,1	1 år	Kubiak, 1991		
Mechlorprop	Sand		21	1 år	Helweg, 1996a	K-salt, efterår	
Mechlorprop	Sand		0,2	1 år	Helweg, 1996b	Esterform, efterår	
Metamitron	Ler	7	0,10	188 dage	Führ, 1985		
Metamitron	Silt	5	0,21	160 dage	Kubiak, 1986	Muligvis total udvaskning*	
Metamitron	Silt	5	0,27	160 dage	Kubiak, 1986	Muligvis total udvaskning*	
Metamitron	Silt	5	0,04	160 dage	Kubiak, 1986	Muligvis total udvaskning*	
Metamitron	Silt	10	0,07	160 dage	Kubiak, 1986	Muligvis total udvaskning*	
Metamitron	Silt	10	0,02	0,12	160 dage	Kubiak, 1986	Muligvis total udvaskning*
Metsulfuron methyl	Sandet ler	0,004	<	Aug-Dec	Bergström, 1990		
Metsulfuron methyl	Sandet ler	0,008	0,06	Aug-Dec	Bergström, 1990		
Metsulfuron methyl	Leret sand	0,004	<	Aug-Dec	Bergström, 1990		
Metsulfuron methyl	Leret sand	0,008	<	Aug-Dec	Bergström, 1990		
Metsulfuron methyl	Ler	0,004	<	Aug-Dec	Bergström, 1990		
Metsulfuron methyl	Ler	0,008	0,02	0,01	Aug-Dec	Bergström, 1990	
Phenmedipham							
Propiconazole		2		665 dage	Buttler, 1982a	10 gange anbefalet dosis	
Propiconazole		2		575 dage	Buttler, 1982b	10 gange anbefalet dosis	

Triasulfuron	0,0075	4,49	1 år	Mamouni & Burgener, A, 1993	Gennemsnit af 2, forårs anvendelse, total udvaskning, moderstof udgør kun en mindre fraktion
--------------	--------	------	------	-----------------------------	--

*) Det er ikke muligt entydigt at afgøre om indholdet af ^{14}C i perkolatet er met amitron eller metaboliter. sammenligning er det tilstræbt at sammenligne den relative udvaskning efter det første år, idet flertallet af forsøg kun strækker sig over 10-12 mdr. Det er tilstræbt at angive udvaskningen af det aktive stof. I en række af forsøgene har det ikke været muligt at vurdere, om den opgivne mængde stof, der er udvasket, er det aktive stof alene, eller i hvilket omfang der også er tale om metabolitter og/eller CO_2 .

I alle de her refererede forsøg er pesticidet udspremt om foråret med undtagelsen af to af forsøgene med mechlorprop, hvor stoffet er tilført om efteråret. Disse to forsøg peger på, at efterårsanvendelse af saltformen af mechlorprop vil resultere i en betydelig udvaskning, mens anvendelsen af esterformen vil give en væsentlig reduktion i udvaskeligheden. I gennemgangen af DT_{50} og K_{oc} dataene var der alene data for saltformen, hvorfor de angivne GUS indeks alene vil omhandle saltformen.

Resultaterne fra forsøget med triasulfuron viser, at stoffet skulle være det mest udvaskelige ved forårsanvendelse, den angivne udvaskningsprocent er en total udvaskning. Andelen af det aktive stof i perkolatet fra forsøgene er vanskelig at vurdere. Det udgør i størrelsen 10% af den samlede udvaskning, hvilket stadig betyder, at dette stof er et af mest mobile af de her omtalte stoffer.

Trods usikkerhederne på tolkningen af data fra lysimetrene indikerer resultaterne fra lysimeterforsøgene for de 7 stoffer følgende rangordning for mobilitet:

Triasulfuron > met amitron > bentazon > metsulfuron methyl > MCPA=mechlorprop.

Met amitron må betegnes som et af de mest mobile stoffer ud fra data fra lysimeterstudierne, mens det er et af de mindre mobile ud fra GUS_{med}

Denne rangordning skal tages med forbehold som følge af de meget varierende forsøgsbetingelser, og der er kun vurderet udvaskeligheden ved forårsanvendelse. Set i forhold til den rangordning, der fremkom ud fra GUS_{med} , er der en rimelig overensstemmelse med undtagelsen af met amitron. Met amitron må også betegnes som et af de mest mobile af de her gennemgåede stoffer ud fra data fra lysimeterstudierne, mens det er et af de mindre mobile ud fra GUS_{med} . Der skal dog tages forbehold overfor resultaterne fra lysimeterforsøgene, idet det ikke er entydigt, om den angivne udvaskning alene er aktivstof, eller om det omfatter nedbrydningsprodukter.

Sammenligning af resultaterne fra lysimeterforsøgene med den rangordning der fremkommer ved GUS indekset er begrænset af at der ikke indgår dosis i GUS indekset. Det vanskeliggør sammenligningen af de to sulfonylurea med de øvrige stoffer da disse anvendes i meget mindre doser (50 til 100 gang mindre pr. ha).

4.4 Forekomst af pesticider i grundvand i Danmark, udlandet og i overfladevand fra Fyn

De udvalgte pesticiders forekomst er belyst ved hjælp af tre databaser, hvor en række udvidede analyseprogrammer i Danmark, udlandet og i dansk overfladevand er samlet. De tre baser indeholder oplysninger om pesticider og metabolitter, der har været anvendt eller som stadig anvendes i Danmark. I baserne findes på enkelt stof niveau oplysninger om detektionsgrænser, antal analyser, antal fund og antal fund over grænseværdien for drikkevand. I to af baserne indgår både analyser af gammelt og ungt grundvand fra Danmark og udlandet, mens den tredje indeholder data fra overfladevand fra Fyns Amt og fra Københavns Vandforsyning.

Tabel 4.3

Antal analyser, fundprocent over detektionsgrænsen (%f), og fundprocent over grænseværdien for drikkevand, 0,1 µg/l (% o). Ungt og ældre grundvand fra Danmark og udlandet samt overfladevand fra Fyn.

Number of analyses, per cent findings above the limit of detection (%f), and per cent findings above the fixed limit for drinking water, 0.1 µg/l (% o). Soil water from a recent and elder date from Denmark and foreign countries as well as surface water from Funen.

	Danmark alle analyser grundvand			Danmark ungt grundvand			Fyn overfladevand			Udenlandsk ungt grundvand		Udland alle analyser	
	Antal	% f	% o	Antal	% f	% o	Antal	% f	% o	Antal	% f	Antal	% f
Bentazon	666	16,8	1,2	377	20,7	2,1	84	16,7	6,0	87	6,9	11916	3,8
Atrazin	724	7,6	1,1	376	11,2	2,7	84	29,8	16,7	513	22,0	10686	16,2
Metamitron	455	5,3	0,0	295	6,1	0,0	84	0,0	0,0	63	0,0	619	2,3
MCPA	622	3,9	0,5	337	5,3	0,9	84	20,2	15,5	63	1,6	28110	0,7
Mechlorprop	621	2,9	0,0	336	2,7	0,0	84	31,0	25,0	87	4,6	21402	7,1
Diuron	106	1,9	0,9	0	-	-	84	25,0	19,0	9	0,0	18118	3,4
Isoproturon	533	1,9	0,2	335	3,0	0,6	84	7,1	6,0	0	-	28725	9,3
Phenmedipham	43	0,0	0,0	0	-	-	84	0,0	0,0	9	0,0	88	9,1
Propiconazol	83	0,0	0,0	40	0,0	0,0	84	3,6	2,4	63	0,0	507	0,0
Glyphosat	0	-	-	0	-	-	0	-	-	0	-	2175	0,2*
Metsulfuron methyl	0	-	-	0	-	-	84	0,0	0,0	0	-	0	-
Triasulfuron	0	-	-	0	-	-	0	-	-	0	-	0	-

*) Der er tale om 2 fund, hvor det ikke kan afvises, at der er fundet glyphosat. For yderligere oplysninger se: GEUS notat 05-va-97-02, d. 15.04.1997, Notat til Miljøstyrlesen vedr.fund af glyphosat (Round Up) i tysk grundvand.

Fra Københavns Vandforsyning foreligger oplysninger om, hvilke stoffer der er fundet, og om disse overskrider grænseværdien.

4.4.1 Fund i grundvand og overfladevand

Det samlede antal af analyser, fund og fund over grænseværdien for grundvand for de udvalgte pesticider er vist i tabel 4.3. Det fremgår, at f.eks. atrazin er analyseret 724 gange i udvidede analyseprogrammer i Danmark, ud af disse 724 analyser repræsenterer 376 ungt grundvand, hvilket vil sige vandprøver udtaget fra gravede brønde, grundvand udtaget fra højtliggende grundvandsfiltre i Landovervågningsoplandene (LOOP) eller fra overfladenære boringer.

Analysedata fra vandværkernes rutinemæssige kontrol af råvand og fra Det Nationale Grundvandsovervågningsprogram (GRUMO) er ikke medtaget. Dels fordi de fleste analyser repræsenterer gammelt grundvand og dels for ikke at tegne et forkert billede af de tre stoffer, (atrazin, MCPA og mechlorprop), der indgår i grundvandsovervågningsprogrammet i forhold til de øvrige stoffer, som kun er analyseret i amternes og vandværkernes udvidede analyseprogrammer.

Tilsvarende er de udenlandske undersøgelser opdelt i henholdsvis analyser der stammer fra ungt grundvand og i analyser fra alle analyseprogrammer. Det er ofte vanskeligt at bedømme det udenlandske datamateriale, og om de undersøgte boringer er terrænnære. Der er derfor kun medtaget analyser, hvor der er stor sikkerhed for, at analyseprogrammerne monitorer ungt grundvand fra enten gravede brønde eller korte boringer.

Af tabel 4.3 fremgår, at der ikke foreligger analysedata for triasulfuron, og at metsulfuron methyl kun er analyseret få gange i overfladevand, mens glyphosat kun er analyseret i gammelt grundvand i udlandet, (Tyskland). Phenmedipham og diuron er ikke analyseret i ungt dansk grundvand og kun få gange i udenlandsk grundvand. Datagrundlaget for vurdering af stoffernes tilstedeværelse i ungt dansk grundvand må derfor bedømmes som svagt for 5 af de udvalgte stoffer, mens der for de resterende 6 stoffer foreligger ca. 300-400 analyser. De udenlandske analysedata stammer især fra USA, Tyskland og Sverige og omfatter langt flere analyser for de enkelte stoffer, dog foreligger der ingen data for metsulfuron methyl og triasulfuron, mens phenmedipham kun er analyseret få gange.

4.4.2 Rangordning og forbrugsmønstre

I tabel 4.4 er de udvalgte pesticider rangordnet efter fundhyppighed for alle fund større end detektionsgrænsen og dels rangordnet for fund større end grænseværdien for drikkevand ($\geq 0,1 \mu\text{g/l}$). Rangordningen er foretaget på grundlag af forekomsten af de enkelte stoffer målt i procent fund ud af det samlede antal analyserede boringer/analyser, samt fundprocent målt som antallet af overskridelser af grænseværdien på $0,1 \mu\text{g/l}$.

Følgende rangordning fremgår for de to kolonner for Danmark, tabel 4.4, hvor de udvalgte stoffer er nævnt efter faldende mobilitet:

Bentazon > atrazin > met amitron > MCPA > mechlorprop
> diuron > isoproturon

Vurderes fund $\geq 0,1 \mu\text{g/l}$, tabel 4.4 er bentazon og atrazin stadig de hyppigst målte, dog er bentazon det næst hyppigst målte i ungt grundvand. Met amitron og mechlorprop er ikke målt over grænseværdien. Isoproturon findes mindst hyppigt i både ungt og gammelt dansk grundvand i koncentrationer $\geq 0,1 \mu\text{g/l}$.

Rangordnes udenlandske fund af pesticider findes et markant anderledes mønster, når alle fund vurderes, tabel 4.4. F.eks. er isoproturons mobilitet væsentligt større end bentazons, også når de numeriske procenter vurderes. Det danske forbrug af isoproturon har dog været stigende gennem brugsperioden, og påvirkningsgraden af det unge danske grundvand kan derfor måske forventes at stige i fremtiden. De udenlandske monitoringsprogrammer er ofte dårligt beskrevet med hensyn til boringstyper og prøveudtagningsdybder. Derfor er de fleste undersøgelser frasorteret, når grundvand, der med sikkerhed er ungt/ynge, skal vurderes. Datamaterialet, der omhandler ungt grundvand, domineres af mindre analyseprogrammer fra den sydlige del af Sverige, hvor overfladenært grundvand er screenet for mere end 80 forskellige pesticider og metabolitter med detektionsgrænser, der varierer mellem $0,1 - 1 \mu\text{g/l}$. Atrazin rangordnes her som mest mobilt, mens bentazon falder på en 2. plads. Som mest afvigende fra de danske analyseprogrammer falder diuron på en tredje plads, hvilket formodentlig skyldes forskelle i lokale forbrugsmønstre.

Tabel 4.4

De udvalgte pesticiders mobilitet rangordnet ud fra pesticidernes fundprocenter i danske og udenlandske undersøgelser. - ingen data, tomt felt viser, at stoffet ikke er fundet. $>0,1 \mu\text{g}$ - mobilitet rangordnet efter stoffernes fundprocenter for fund $>0,1 \mu\text{g/l}$.

The mobility of the chosen pesticides ranked from per cent findings of the pesticides in Danish and foreign surveys. – no data, empty field shows that the compound has not been found. $>0.1 \mu\text{g}$ – mobility ranked from per cent findings of the compounds $>0.1 \mu\text{g/l}$.

	Danmark alle analyser $\geq 0,01 \mu\text{g}$	Danmark ungt grundv. $\geq 0,01 \mu\text{g}$	Fyn overflade vand $\geq 0,01 \mu\text{g}$	Danmark alle analyser $\geq 0,1 \mu\text{g}$	Danmark ungt grundv. $\geq 0,1 \mu\text{g}$	Fyn overflade vand $\geq 0,1 \mu\text{g}$	Udland alle analyser mobilitet	Udland ungt grundv. mobilitet
Bentazon	1	1	5	1	2	5	5	2
Atrazin	2	2	2	2	1	3	1	1
Met amitron	3	3					7	
MCPA	4	4	4	4	3	4	8	4
Mechlorprop	5	6	1			1	4	3

Diuron	6	-	3	3	-	2	6	
Isoproturon	7	5	6	5	4	6	2	-
Phenmedipham		-			-		3	
Propiconazol			7			7		
Glyphosat	-	-	-	-	-	-	9	-
Metsulfuron methyl	-	-			-		-	-
Triasulfuron	-	-	-	-	-	-	-	-

Forbrugsmønstret er vist for de udvalgte stoffer i tabel 4.5, hvor det samlede forbrug for perioden 1956-1995 antages at repræsentere perioden for dannelse af ældre og ungt grundvand, mens forbruget i perioden 1985-1994 formodentligt repræsenterer dannelsesperioden for det unge/ynge grundvand. Forbruget i 1994 er valgt som repræsentativt for overfladevandet, da forbruget i 1995 var præget af hamstring p.g.a. ændrede afgiftsregler.

Der er ikke nogen direkte sammenhæng mellem den rangordnede mobilitet af de udvalgte stoffer og forbruget af enkeltstoffer

Der er som forventeligt ikke nogen direkte sammenhæng mellem den rang-ordnede mobilitet af de udvalgte stoffer og forbruget af enkeltstoffer. F.eks. er forbruget af bentazon væsentligt lavere end forbruget af atrazin i de to nævnte tidsperioder, mens forbruget er større i 1994. Dette afspejles ikke i forekomsten i overfladevandet, der er dannet samme år og året efter, hvor forbruget af atrazin næsten var ophørt. På trods af dette findes bentazon kun som det 5. hyppigste stof i overfladevandet, mens atrazin findes som det næst hyppigste. Dette kan tolkes som, at atrazin bindes til bl.a. rodzonejord for senere over en længere periode at frigives, eller at atrazin har været anvendt i vandløbenes oplande på trods af anvendelsesforbud.

Tabel 4.5

Forbruget af de udvalgte stoffer i perioden 1956-1995, 1985-1994 og fra 1994. Forbruget i tons aktivt stof. Rangordning efter forbruget i 1985-1994.

The comparison of the chosen compounds from 1956-1995, 1985-1994 and from 1994. The consumption in tons of active ingredient. Ranking after consumption in 1985-1994.

	1985-94	1956-95	1994	1985-94	1956-95	1994
Mechlorprop	1	2	4	4.515	8.750	291
Glyphosat	2	3	1	4.239	6.170	450
MCPA	3	1	3	4.053	24.229	294
Metamitron	4	4	5	3.836	5.605	245
Isoproturon	5	5	2	1.539	2.136	347
Phenmedipham	6	6	8	962	2.076	62
Propiconazol	7	7	6	952	1.428	84
Atrazin	8	8	10	710	1.313	0,7
Bentazon	9	9	7	613	836	69
Diuron	10	10	9	196	405	23
Metsulfuron methyl	11	11	11	6	7	0,7
Triasulfuron	12	12	12	0	0,3	0

MCPA er fundet i ca. 4-5% af de undersøgte boringer i ældre og i ungt grundvand, Tabel 4.3. Dette er i modstrid med den lille forekomst af MCPA i grundvandsovervågningsprogrammet, hvor stoffet kun er fundet i få boringer. Stoffet er det mest anvendte af de udvalgte stoffer i perioden 1956-1995, tabel 4.5, mens forbruget falder noget i perioden 1985-1994. I 1994 var forbruget på 294 tons aktivt stof. Den relativt høje fundprocent i de udvidede analyseprogrammer afspejler bedre end grundvandsovervågningsprogrammet det store MCPA forbrug.

Der foreligger dog kun et meget begrænset analysemateriale omhandlende pesticidindhold i vandløb. Der er i Danmark kun foretaget få analyser af overfladevand, tabel 4.3. Fyns Amt har undersøgt vandløb beliggende i områder med forskellige arealanvendelser, men med oplande domineret af lerede og drænede jordtyper. På grund af oplandenes karakter domineres afstrømningen i vandløbene af ungt grundvand, der transporteres til vandløbene via dræn. Vandløbsvandet repræsenterer derfor delvist det yngste grundvand. Overfladevandet er dog også påvirket af en række andre faktorer som f.eks. vinddrift, direkte udledning af forurenede spildevand, sprøjtning af arealer tæt ved åerne eller sprøjtning direkte i vandløbene.

Tabel 4.6

Fund af pesticider i overfladevand i Fyns Amt og i undersøgelser gennemført af Københavns Vandforsyning. xf-stof fundet, x-stof analyseret, men ikke fundet.

Findings of pesticides in surface water in the country of Funen and in surveys carried out by the Copenhagen Water Supply. xf-ingredient found, x-ingredient analysed but not found.

	Fyn overfladevand	KBH. VF overfladevand
Atrazin	xf	xf
Bentazon	xf	xf
Diuron	xf	x
Glyphosat		
Isoproturon	xf	xf
MCPA	xf	xf
Mechlorprop	xf	xf
Metamitron	x	x
Metsulfuron methyl	x	
Phenmedipham	x	x
Propiconazol	xf	x
Triasulfuron		

De undersøgte vandprøver er screenet for mellem 80 og 90 pesticider og metabolitter fra pesticider ofte med

detektionsgrænser på 0,1-1 mikrogram for “mini”midlerne (f.eks. metsulfuron methyl og triasulfuron) dog med en detektionsgrænse på 0,01 µg/l. Af tabel 4.3 og 4.4 ses, at overfladevandet afviger væsentligt fra det unge grundvand både i Danmark og i udlandet. F.eks. er mechlorprop det pesticid, der findes i langt de fleste overfladevandprøver, hvilket stemmer godt overens med den store anvendelse stoffet har haft ved sprøjtning af vinterafgrøder i efter- og forårsperioden. Omvendt peger den relativt lille hyppighed af mechlorprop i kolonnen “ungt grundvand” i Danmark på, at det “unge” grundvand måske er ældre end forventet, og at det ændrede forbrugsmønster af phenoxysyrer, hvor mechlorprop blev det dominerende pesticid efter gennemførelsen af “grønne” marker i midten af firserne, endnu ikke kan spores i grundvandet.

Tabel 4.6 viser forekomsten af pesticider i fynske vandløb og en sammenstilling af fund af pesticider i overfladevand fra Fyn og i analyser af overfladevand gennemført af Københavns Vandforsyning. Da der ikke foreligger oplysninger om antal af fund eller antal udtagne vandprøver fra Københavns Vandforsyning, kan stofferne kun sammenholdes som “fundet” eller “ikke fundet”.

4.5 Sammenfattende rangordning

I tabel 4.7 er rangordningen af de 11 udvalgte stoffer ud fra deres GUS-indeks sammenholdt med den rangordning, der er fundet ud fra resultaterne af lysimeterforsøg og fund i dansk grundvand.

Tabel 4.7

Rangordningen af de udvalgte pesticider efter GUS-indeks, lysimeterforsøg og danske grundvandsfund.

Ranking of the chosen pesticides after GUS index, lysimeter trials and Danish soil water findings.

	GUS-indeks		Lysimeter forsøg	Grundvand
	Median	Min-Max		
Bentazon	S	M-S	3	1
Triasulfuron	S	I-S	1	m.i
Metsulfuron methyl	S	M-S	4	m.i
Diuron	S	i.b.	m.i	6
Atrazin	M	I-S	m.i	2
Mechlorprop	M	I-S	5	5
Isoproturon	M	I-S	m.i	7
MCPA	M	M-S	5	4
Propiconazol	M	I-S	m.i	m.i
Metamitron	M	I-S	2	3
Phenmedipham	I	I-S	m.i	m.i

Glyphosat	i.b.	i.b	mi	mi
-----------	------	-----	----	----

ib.: Ikke beregnet, idet K_{oc} ikke kan bestemmes.

m.i.: Manglende information.

1-7: Hyppighed af fund, hvor 1 er "oftest fundet"

Det er kun for 4 af de udvalgte stoffer, at der foreligger data både fra lysimeterforsøg og dansk grundvand. For 3 af stofferne foreligger der hverken data fra lysimeterforsøg eller grundvandsanalyser. Dette begrænsede datagrundlag vanskeliggør en egentlig vurdering.

Resultaterne fra lysimeterforsøgene svarer rimeligt overens med GUS_{med} med undtagelse af metamitron, som ud fra dataene fra lysimeterforsøgene må forventes at være mere mobilt end GUS_{med} indikerer.

Rangordningen af de udvalgte pesticider efter den registrerede forekomst i grundvand adskiller sig for et par af stofferne fra den rangordning, som fås ved anvendelse af GUS_{med} indekset. Metamitron må betegnes som relativt mere mobilt ud fra de faktiske fund, end GUS_{med} skulle forudsige, mens diuron skulle være relativt mindre mobilt. Forbrugsmønstret for metamitron kan ikke alene forklare denne forskel. For diuron kan det begrænsede antal data for DT_{50} og det relativt lave forbrug tilsammen være en begrundelse for afvigelsen mellem de to rangordninger for dette stof.

Rangordningen af de udvalgte pesticider efter den registrerede forekomst i grundvand adskiller sig på en række punkter fra den rangordning, som fås ved anvendelse af GUS_{med} indekset

En sammestilling af den rangordning der fremkommer af GUS indekset med data fra lysimeterforsøg og grundvandsfund skal tages med det forbehold, at der ikke i GUS indekset indgår den anvendte dosis eller de anvendte mængder.

4.6 Litteratur

Bergström, L. (1990). Leaching of chlorsulfuron and metsulfuron methyl in three Swedish soils measured in field lysimeters. *J. Environm. Quality*, **19**, 701-706.

Bergström, L. (1991) Leaching of Bentazone in Swedish soil Using Field Lysimeters. BASF, 20..9.91

Bergström, L. F. & Jarvis, J. (1993) leaching of dichlorprop, Bentazone, and ^{36}Cl in undisturbed field lysimeters of different agricultural soils. *Weed Science*, **41**, p.251-261.

Büttler, (1982a) Dissipation and leaching of Tilt EC 250 under field conditions (St. Aubin). SPR 20/82, CIBA GEIGY report.

Büttler, (1982b) Dissipation and leaching of Tilt EC 250 under field conditions (Les Barges). SPR 22/82, CIBA GEIGY report.

Eichorn, K.W. & Kubiak, R. (1990) Degradation and leaching behavior of ^{14}C -MCPA under field conditions. Agrolinz Project No.M 8811.

Führ, F. (1985) Application of ^{14}C -labelled herbicides in lysimeter studies. *Weed Science*, **33**, 11-17.

Gustafson, D.I. (1989) Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology & Chemistry*, **8**, 339-357.

Helweg, A & Odgaard, P. (1996a) Udvaskning af mechlorprop (K-salt) anvendt om efteråret. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen nr. 23.

Helweg, A & Odgaard, P. (1996b) Udvaskning af mechlorprop (ethylhexylester) anvendt om efteråret. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen nr. 24.

Kubiak, R. (1986) Vergleichende Untersuchungen zur Übertragbarkeit von Ergebnissen aus standardisierten Laborversuchen und Agrarökosystemausschnitten auf die reale Feldsituation am Beispiel des Abbau- und Verbleibungsverhaltens der Herbizidwirkstoffe Metamitron und Methabenzthiazuron in einer Parabraunerde. KFA Report.

Kubiak, R. (1991) Outdoor lysimeter study on ^{14}C -MCPA, BASF Report No. 91/11087.

Kubiak, R. & Eichorn, K.W. (1991) Outdoor lysimeter study on ^{14}C -Mecoprop. BASF Reg.Doc. No. 91/11088.

Kördel, W. (1990) Freilandslysimeterstudie mit bentazon. Projekt nr. P87-E022.

Miljøstyrelsen (MS 1995) Grundvurdering for Basagran 480, Bilag 1, d.5.1.1995, J.nr. M741-0435.

Mamouni, A. & Burgener, A. (1992 and 1993) ^{14}C -CGA 131036 (Triasulfuron) mobility and degradation in soil in outdoor lysimeters - RCC project 257040.

5 Konklusion

Bo Lindhardt, Inge S. Fomsgaard, Walter Brüsch and Rossana Bossi.

Datasættende for DT_{50} og K_{oc} viser en betydelig spredning på dataene for de enkelte stoffer

De er meget forskel på hvilke processer, der indgår, når nedbrydeligheden er undersøgt

Jo flere undersøgelser der inddrages, jo større spredning fås for K_{oc}

I dette projekt er gennemgået det materiale, som indgår i Miljøstyrelsens godkendelse af 12 udvalgte pesticider, som omhandler nedbrydning i jord, DT_{50} , og sorption til jorden, K_{oc} , for herudfra at vurdere spredningen på disse to parametre. Gennemgangen af de foreliggende data for de udvalgte pesticiders halveringstid DT_{50} og fordelingskoefficient K_{oc} viste, at datasættene for disse to parametre er meget inhomogene, og at der er en betydelig spredning på dataene for de enkelte stoffer. Der er flere mulige årsager for denne betydelige spredning. Den væsentligste grund er formodentlig, at der er reel forskel i disse to parametre mellem de undersøgte jorde. En anden grund er, at de foreliggende undersøgelser har benyttet forskellige metoder og er af svingende kvalitet. En tredje er, at reduktionen af de gennemførte undersøgelsesresultater til en enkelt parameter pr. forsøg dvs. enten en DT_{50} -værdi eller en K_{oc} -værdi i en lang række undersøgelser er behæftet med betydelig usikkerhed og i visse tilfælde fejlbehæftet. F.eks. er det i flere tilfælde diskutabelt om de observerede nedbrydningsforløb kan beskrives ved en 1. ordens nedbrydning. Dernæst er der meget forskel på hvilke processer, der indgår, når nedbrydeligheden er undersøgt. I en række undersøgelser dækker DT_{50} -værdien kun over selve den mikrobielle nedbrydning af stoffet, typisk i laboratorieforsøg, mens der i andre undersøgelser typisk i markforsøg er medtaget fordampning, udvaskning, hydrolyse og fotolyse under begrebet DT_{50} . Sorptionen er i mange undersøgelser beskrevet som ikke-lineær, hvorfor de estimerede K_{oc} -værdier kun vil være sammenlignelige inden for et relativt lille koncentrationsinterval.

I vurderingen af spredningen på fordelingskoefficienterne er der udover Miljøstyrelsens materiale inddraget en række undersøgelser, som er publiceret i tidsskrifter. Resultaterne fra disse undersøgelser adskiller sig ikke markant fra de resultater, der er i Miljøstyrelsens materiale. Der er en svag tendens til at jo flere undersøgelser der inddrages, jo større spredning fås for K_{oc} . Det er vurderet, at det ikke vil være meningsfuldt at angive en K_{oc} -værdi for glyphosat, idet sorptionen af dette stof er styret af andre jordparametre end jordens indhold af organisk stof.

Data sættene er gennemgået for ekstreme værdier. Det er vurderet, at en afgrænsning af datasættene, således at det kun omfatter jorde der skulle være repræsentative for danske forhold, dvs. jorde med et indhold af organisk stof på mellem 0,5 og 3% og et lerindhold mindre end 20 %, ikke giver en betydende reduktion i spredningen på disse to parametre.

Det må konkluderes, at det ikke på det foreliggende grundlag er muligt at angive en statistisk meningsfuld spredning. Det anbefales at anvende medianværdier og udtrykke spredningen på parametrene ved minimums- og maksimumsværdier.

Den rangordning, der fremkommer ved anvendelse af GUS_{med} , skal tages med meget kraftige forbehold

Med disse forbehold overfor DT_{50} - og K_{oc} -værdierne er der estimeret et GUS-indeks for de 11 pesticider baseret på medianværdierne af de indsamlede data. Ud fra GUS_{med} er de 10 af de 11 udvalgte pesticider vurderet som "sandsynlig udvaskelig" (probable leacher) eller "mulig udvaskelig" (transition compound) og et enkelt som "ikke sandsynlig udvaskelig" (improbable leacher). Vurderet ud fra GUS_{max} må alle de 11 stoffer betragtes som "sandsynlig udvaskelige", mens 7 af stofferne må betegnes som "ikke sandsynlig udvaskelige" ud fra GUS_{min} . Dette viser, at den rangordning, der fremkommer ved anvendelse af GUS_{med} , skal tages med meget kraftige forbehold.

Den heraf fremkomne rangordning er sammenstillet med data fra lysimeterforsøg samt forekomst af de udvalgte stoffer i dansk og udenlandsk grundvand. En direkte sammenligning er vanskelig mellem disse tre metoder til rangordning. Blandt andet fordi der ikke foreligger data for lysimeterforsøg og grundvandsfund for en række stoffer. Rangordningen af stoffernes mobilitet ud fra lysimeter og grundvandsdata underbygger i store linier den rangordning, der fremkommer ved anvendelse af GUS_{med} , der er dog en række forskelle, f.eks. vurderes metamitrons mobilitet relativt lavt ud fra GUS_{med} i forhold til de to andre metoder. En egentlig sammenstilling er også begrænset af, at GUS-indekset bl.a. ikke inkluderer den anvendte dosis, som indgår i lysimeterforsøg eller de anvendte mængder som må forventes at blive reflekteret i fundhyppighed i grundvandet.

Det vil ikke være rimeligt at anvende GUS-indekset til en egentlig rangordning af de undersøgte stoffers mobilitet i jord

Samlet set vurderes det ud fra de gennemgåede data at det ikke vil være rimeligt at anvende GUS-indekset til en egentlig rangordning af disse stoffers mobilitet i jord, idet antallet af data er meget begrænset sammenholdt med den betydelige spredning der er på disse to parametre. Endvidere medtager GUS-indekset ikke dosis og andre anvendelsesmæssige perspektiver.

Bilag 1/*Annex 1*

Nedbrydningstid, DT_{50}
Half-life time, DT_{50}

Inge S. Fomsgaard

Bilag 1.1/Annex 1.1

I den følgende tabel er der gengivet data for hver enkelt undersøgelse.

Tabellen indeholder følgende:

In the following table, data are shown for each survey.

The table contains the following:

Stof/ <i>compound</i>	Navn på stoffet/ <i>Name of the compound.</i>
Sand	Jordprøvens indhold af sand, %/ <i>The content of sand in the soil sample, %.</i>
Silt	Jordprøvens indhold af silt, %/ <i>The content of silt in the soil sample, %.</i>
Ler/ <i>loam</i>	Jordprøvens indhold af ler, %/ <i>The content of loam in the soil sample, %.</i>
f_{oc}	Jordprøvens indhold af organisk kulstof, %/ <i>The content of organic carbon in the soil sample, %.</i>
f_{om}	Jordprøvens indhold af organisk stof, %/ <i>The content of organic matter in the soil sample, %.</i>
pH	
Forbehandling/ <i>preparation</i>	
Inkub. t/ <i>incub.temp.</i>	Inkubationstemperatur, °C/ <i>Incubation temperature, °C.</i>
Vandindhold/ <i>water content</i>	Vandindhold under forsøgsperioden/ <i>Water content during the trial period.</i>
C	Startkoncentrationen/ <i>Initial concentration.</i>
DT ₅₀	Halveringstiden/ <i>Half-life time.</i>
DT _{50,out}	Halveringstider, der er ikke er medtaget i den samlede vurdering/ <i>Half-life time not included in the total assessment.</i>
CO ₂	Mængden af stof omdannet til CO ₂ , %/ <i>The amount of compound converted into CO₂ (Carbon dioxide), %.</i>
Dage/ <i>days</i>	Antal dage CO ₂ -udviklingen er fulgt/ <i>Number of days the CO₂-development has been followed.</i>
Rest/ <i>the rest</i>	Restindhold af mærket stof, %/ <i>The residue of labelled compound, %.</i>
Ref./ <i>Ref.</i>	Litteraturhenviisning, se kap. 2/ <i>Reference, see chapter no. 2.</i>

Stof	Sand	Silt	Ler	f _{oc}	f _{om}	pH	Forbehandling	Inkub t.	Vandindhold	Konc	DT ₅₀ accn	DT ₅₀ out	CO2 %	antal dage	rest %	Ref	Bemærkninger
	%							°C									
Atrazin																Balu, 1986	
Atrazin	58	32	10		3	6,1	Ovntør, sigtn.(60 mesh)	-4 - 24	tør	10 µg/g		12				Balu, 1987	Fotolyse, naturligt sollys
Atrazin	58	32	10		3	6,1	Ovntør, sigtn.(60 mesh)	32-45	tør	10 µg/g		7.4				Balu, 1987	Fotolyse, kunstigt lys
Atrazin				2,6		6,8				10 µg/g		119				Burkhard, 1974	standardforsøg BBA
Atrazin				0,6		5,2				8.6 µg/g		53				Burkhard, 1974	standardforsøg BBA
Atrazin	38	49	12		3,6	6,1				10 µg/g						Burkhard, 1978	fotolyse, art. light
Atrazin																Fabre et al, 1979	
Atrazin																Hance & McKone, 1971	
Atrazin			4		2,6	6,2	Sigtning 2mm	23	17	5 µg/g		36				Hurle & Kibler, 1976	lab forsøg
Atrazin			4		2,6	6,2	Sigtning 2mm	23	9	5 µg/g		37				Hurle & Kibler, 1976	lab forsøg
Atrazin			4		2,6	6,2	Sigtning 2mm	23	0,8	5 µg/g			151			Hurle & Kibler, 1976	lab forsøg
Atrazin	84	7	9	2,2		6,5	aktiveret med majsdyrk.	25	70 % markkap	10 µg/g		70-77				Keller, 1978	lab. forsøgdyndng, aer/ aer+anaerob
Atrazin	84	7	9	2,2		6,5	aktiveret med majsdyrk.	25	flooded	10 µg/g		70-77				Keller, 1978	lab. forsøgdyndng, aer/ aer+anaerob
Atrazin	84	7	9	2,2		6,5	aktiveret med majsdyrk.	25	flooded	10 µg/g		70-77				Keller, 1978	lab. forsøgdyndng, aer/ aer+anaerob
Atrazin																Khan & Saidak, 1981	markforsøg
Atrazin			18		0,9	7,5	Lufttørring	24	0.8 x markkap	2 µg/g			0.1	50		Roeth et al, ?	lab forsøg
Atrazin			39		4,8	6,2	Lufttørring	24	0.4 x markkap	2 µg/g			0.05	50		Roeth et al, ?	lab forsøg
Atrazin			39		4,8	6,2	Lufttørring	24	0.8 x markkap	2 µg/g			0.18	50		Roeth et al, ?	lab forsøg
Atrazin			38		0,8	6,7	Lufttørring	24	0.4 x markkap	2 µg/g			0.02	50		Roeth et al, ?	lab forsøg
Atrazin			18		0,9	7,5	Lufttørring	24	0.4 x markkap	2 µg/g			0.03	50		Roeth et al, ?	lab forsøg
Atrazin			17		0,1	8,2	Lufttørring	24	0.4 x markkap	2 µg/g			0.001	50		Roeth et al, ?	lab forsøg
Atrazin			17		0,1	8,2	Lufttørring	24	0.8 x markkap	2 µg/g			0.02	50		Roeth et al, ?	lab forsøg
Atrazin			38		0,8	6,7	Lufttørring	24	0.8 x markkap	2 µg/g			0.1	50		Roeth et al, ?	lab forsøg
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g		760				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g		3000				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	tør	100 µg/g				266		Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	100 % WHC	1000 µg/g		5824				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	100 % WHC	100 µg/g		554				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g						Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g		53				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g						Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g		177				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g		1568				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g		162				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	tør	1000 µg/g		3960				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	tør	100 µg/g		2431				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	100 % WHC	1000 µg/g						Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g		55				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g		673				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	tør	1000 µg/g		268				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g		162				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g		94				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g		934				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g		69				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g		265				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	tør	1000 µg/g		238				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	100 % WHC	1000 µg/g		246				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g		1232				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	tør	100 µg/g		276				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	100 % WHC	1000 µg/g		247				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	100 % WHC	100 µg/g		75				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g		262				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g		63				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g		517				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril

Stof	Sand	Silt	Ler	f _{oc}	f _{om}	pH	Forbehandling	Inkub t.	Vandindhold	Konc	DT ₅₀ accn	DT ₅₀ out	CO2 %	antal dade	rest %	Ref	Bemærkninger
	%							°C									
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g		112				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin					14,7	6,2	Lufttørring, sigtning	20-25	100 % WHC	100 µg/g		54				Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	78	16	6		2,8	7,2	Lufttørring, sigtning	20-25	100 % WHC	1000 µg/g						Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	78	16	6		2,8	7,2	Lufttørring, sigtning	20-25	tør	100 µg/g			568			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	78	16	6		2,8	7,2	Lufttørring, sigtning	20-25	tør	1000 µg/g			772			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	78	16	6		2,8	4	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g			324			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	78	16	6		2,8	4	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g			1042			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	78	16	6		2,8	10	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g			693			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	78	16	6		2,8	10	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g			997			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	78	16	6		2,8	7,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g			938			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	100 % WHC	100 µg/g			433			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	78	16	6		2,8	7,2	Lufttørring, sigtning	20-25	100 % WHC	100 µg/g			694			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	78	16	6		2,8	7,2	Lufttørring, sigtning	20-25	tør	100 µg/g			507			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	78	16	6		2,8	7,2	Lufttørring, sigtning	20-25	tør	1000 µg/g			1288			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	78	16	6		2,8	4	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g			315			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g			116			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g			1719			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	78	16	6		2,8	7,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g						Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g			1330			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	78	16	6		2,8	4	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g			1537			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	tør	1000 µg/g			1386			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	tør	100 µg/g			886			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	78	16	6		2,8	7,2	Lufttørring, sigtning	20-25	100 % WHC	1000 µg/g			1258			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	78	16	6		2,8	7,2	Lufttørring, sigtning	20-25	100 % WHC	100 µg/g			660			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	78	16	6		2,8	7,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g			1947			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	78	16	6		2,8	7,2	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g			867			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	78	16	6		2,8	10	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	1000 µg/g			1561			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	78	16	6		2,8	10	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g			811			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, ikke steril
Atrazin	25	47	28		3,9	7,3	Lufttørring, sigtning	20-25	50% WHC	100 µg/g			1253			Schoen & Winterlin, 1987	lab forsøg, steril
Atrazin	11	76	19		1,38	6,6	Lufttørring, sigtning	13	25 % markkap	0.54 µg/g	225					Vacher & Fabre, 1983	lab forsøg
Atrazin	11	76	19		1,38	6,6	Lufttørring, sigtning	13	50 % markkap	0.54 µg/g	75					Vacher & Fabre, 1983	lab forsøg
Atrazin	11	76	19		1,38	6,6	Lufttørring, sigtning	13	markkap	0.54 µg/g	60					Vacher & Fabre, 1983	lab forsøg
Atrazin	11	76	19		1,38	6,6	Lufttørring, sigtning	20	markkap	0.54 µg/g	30					Vacher & Fabre, 1983	lab forsøg
Atrazin	11	76	19		1,38	6,6	Lufttørring, sigtning	13	markkap	0.54 µg/g		630				Vacher & Fabre, 1983	lab forsøg
Atrazin	11	76	19		1,38	6,6	Lufttørring, sigtning	8	markkap	0.54 µg/g		105				Vacher & Fabre, 1983	lab forsøg
Atrazin	11	76	19		1,38	6,6	Lufttørring, sigtning	4	markkap	0.54 µg/g		165				Vacher & Fabre, 1983	lab forsøg
Atrazin	11	76	19		1,38	6,6	Lufttørring, sigtning	13	75 % markkap	0.54 µg/g		60				Vacher & Fabre, 1983	lab forsøg
Atrazin	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		21				Walker & Brown, 1981	lab forsøg, frisk, sigt.2 mm, - dyrkning
Atrazin	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		38				Walker & Brown, 1981	lab forsøg, lufttør, opb tør, sigt.2mm, + dyrk
Atrazin	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		31				Walker & Brown, 1981	lab forsøg, opb. frossen, sigt.2mm, + dyrk
Atrazin	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		28				Walker & Brown, 1981	lab forsøg, opb. 5 C, sigt.2 mm, + dyrk.
Atrazin	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		20				Walker & Brown, 1981	lab forsøg, frisk, sigt.2 mm, + dyrkning
Atrazin	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		36				Walker & Brown, 1981	lab forsøg, lufttør, opb tør, sigt.2mm, -dyrk
Atrazin	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		29				Walker & Brown, 1981	lab forsøg, opb. frossen, sigt.2mm, - dyrk
Atrazin	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		28				Walker & Brown, 1981	lab forsøg, opb. 5 C, sigt.2 mm, - dyrk.
Atrazin		18			2	7	Lufttør., sigt. 2mm	25	12.6	4 µg/g		27				Walker, 1978	lab forsøg
Atrazin		18			2	7	Lufttør., sigt. 2mm	25	9.8	4 µg/g		25				Walker, 1978	lab forsøg
Atrazin		18			2	7	Lufttør., sigt. 2mm	25	5.4	4 µg/g		26				Walker, 1978	lab forsøg
Atrazin		18			2	7	Lufttør., sigt. 2mm	25	3.7	4 µg/g		32				Walker, 1978	lab forsøg
Atrazin		18			2	7	Lufttør., sigt. 2mm	20	9.9	4 µg/g		44				Walker, 1978	lab forsøg
Atrazin		18			2	7	Lufttør., sigt. 2mm	15	11.1	4 µg/g		81				Walker, 1978	lab forsøg
Atrazin		18			2	7	Lufttør., sigt. 2mm	15	8	4 µg/g		88				Walker, 1978	lab forsøg
Atrazin		18			2	7	Lufttør., sigt. 2mm	15	5.2	4 µg/g		84				Walker, 1978	lab forsøg
Atrazin		18			2	7	Lufttør., sigt. 2mm	15	3.6	4 µg/g		99				Walker, 1978	lab forsøg

Stof	Sand	Silt	Ler	f _{oc}	f _{om}	pH	Forbehandling	Inkub t.	Vandindhold	Konc	DT ₅₀ accn	DT ₅₀ out	CO2 %	antal dage	rest %	Ref	Bemærkninger
Atrazin				18	2	7	Lufttør., sigt. 2mm	10	9.3	4 µg/g	128					Walker, 1978	lab forsøg
Atrazin				18	2	7	Lufttør., sigt. 2mm	5	9.8	4 µg/g		178				Walker, 1978	lab forsøg
Atrazin				18	2	7	Lufttør., sigt. 2mm	5	3.7	4 µg/g		209				Walker, 1978	lab forsøg
Atrazin				18	2	7	Lufttør., sigt. 2mm	30	9.5	4 µg/g		17				Walker, 1978	lab forsøg
Atrazin	87	10	3		2,6	7,8	Vacuumtør. homo.	stue	tør	0.5 ug/cm2		0,14				Weidmann & Suter, 1982	fotolyse
Atrazin	38	49	12		2	6,1	Vacuumtør. homo.	stue	tør	0.5 ug/cm2		0,14				Weidmann & Suter, 1982	fotolyse
Bentazon					2,58			stue		5µg/g		52				BASF, 1974	standardforsøg
Bentazon					1	5,2		stue		6 µg/g		29				BASF, 1974	standardforsøg
Bentazon										2-10 µg/g		14-70				Drescher & Otto, 1972	lab. forsøg
Bentazon										3 µg/g						Drescher & Otto, 1973	lab. forsøg
Bentazon	54	22	24		5,3	7,5	lufttørret, sigtning 1 mm	22		3 µg/g		70				Drescher & Otto, 1973	lab. forsøg
Bentazon	86	8	6		1,6	4,6	lufttørret, sigtning 1 mm			37.5 µg/g						Drescher, 1973	lab. forsøg
Bentazon						6,4		25-30 i mørke		8 µg/g		38				Otto & Keller, 1975	lab forsøg
Bentazon						5,7		25-30 i mørke		8 µg/g		17				Otto & Keller, 1975	lab forsøg
Bentazon																Otto, 1974	lab forsøg
Bentazon	45	46	9		0,7	7,2	Sigtning 2 mm	25		1.6 lb/A						Wood, 1986	fotolyse, reaction flasks, art. light
Diuron										2 lb/acre		90				Attaway et al, 1982	anaerobic lab degradation
Diuron																Belasco, 1972	mark forsøg
Diuron																Dalton, 1965	ingen beregning af nedbr.
Diuron																Dalton, 1966	ingen beregning af nedbr.
Diuron																Hill et al, 1955	markforsøg se noter
Diuron																Sheets, 1964	review, ingen originale forsøg
Diuron					0,3			20		1 g/m2		2.58	128			Torstensson, 1983	lab forsøg
Diuron					0,2			20		1 g/m2		1.19	128			Torstensson, 1983	lab forsøg
Diuron					0,1			20		1 g/m2		0.4	128			Torstensson, 1983	lab forsøg
Diuron					0,4			20		1 g/m2		0.91	128			Torstensson, 1983	lab forsøg
Diuron								20		1 g/m2		2.05	128			Torstensson, 1983	lab forsøg
Diuron					3,3			20		1 g/m2		23.2	128			Torstensson, 1983	lab forsøg
Diuron					0,2			20		1 g/m2		0.6	128			Torstensson, 1983	lab forsøg
Glyphosat													50	28		A.W. 1988	shake flask metabolism
Glyphosat	5	84	10		1,2	8,1	Sigt 32 mesh, sterili.			sv.t 4 lbs/A		45				Brightwell 1978	fotonedbrydning på jord
Glyphosat								naturlig		5 lb/A		11				Lauer, R. , 1980	Gentagne applikationer, markforsøg
Glyphosat								naturlig		5 lb/A		15				Lauer, R. , 1980	Gentagne applikationer, markforsøg
Glyphosat								naturlig		5 x 2 lb/A		14				Lauer, R. , 1980	Gentagne applikationer, markforsøg
Glyphosat								naturlig		5 x 3 lb/A		25				Lauer, R. , 1980	Gentagne applikationer, markforsøg
Glyphosat								naturlig		5 x 2 lb/A		26				Lauer, R. , 1980	Gentagne applikationer, markforsøg
Glyphosat								naturlig		5 x 3 lb/A		26				Lauer, R. , 1980	Gentagne applikationer, markforsøg
Glyphosat					7,7	7,9		naturlig		8.6 kg/ha		14				Mestdagh, P.,1979	mark forsøg
Glyphosat					12	6,6		naturlig		2 kg/ha		18				Mestdagh, P.,1979	mark
Glyphosat					45	4,6		naturlig		4 kg/ha		14				Mestdagh, P.,1979	mark
Glyphosat					45	4,6		naturlig		2 kg/ha		15				Mestdagh, P.,1979	mark
Glyphosat					24	4,6		naturlig		4 kg/ha		17				Mestdagh, P.,1979	mark, ingen afstrømning
Glyphosat					24	4,6		naturlig		2 kg/ha		36				Mestdagh, P.,1979	mark, ingen afstrømning
Glyphosat					27	4,9		naturlig		2 kg/ha		34				Mestdagh, P.,1979	mark, afstrømning i korte perioder
Glyphosat					2,1	6,7		naturlig		8.6 kg/ha		19				Mestdagh, P.,1979	mark forsøg
Glyphosat					11	5,5		naturlig		2 kg/ha		16				Mestdagh, P.,1979	mark
Glyphosat					1	8		naturlig		4.3 kg/ha		30				Mestdagh, P.,1979	mark forsøg
Glyphosat					2,2	7,9		naturlig		4.3 kg/ha		11				Mestdagh, P.,1979	mark forsøg
Glyphosat					2,2	7,9		naturlig		2.15 kg/ha		16				Mestdagh, P.,1979	mark forsøg

Stof	Sand	Silt	Ler	f _{oc}	f _{om}	pH	Forbehandling	Inkub t.	Vandindhold	Konc	DT ₅₀ accn	DT ₅₀ out	CO2 %	antal dage	rest %	Ref	Bemærkninger
	%							°C									
Glyphosat					7,7	7,9			naturlig	4.3 kg/ha	13					Mestdagh, P.,1979	mark forsøg
Glyphosat					2,1	6,7			naturlig	4.3 kg/ha	21					Mestdagh, P.,1979	mark forsøg
Glyphosat					2,35	8			naturlig	8.6 kg/ha	20					Mestdagh, P.,1979	mark forsøg
Glyphosat					2,35	8			naturlig	4.3 kg/ha	20					Mestdagh, P.,1979	mark forsøg
Glyphosat					1	8			naturlig	8.6 kg/ha	27					Mestdagh, P.,1979	mark forsøg
Glyphosat					17	5,4			naturlig	2 kg/ha	18					Mestdagh, P.,1979	mark, ingen overfladisk afstrømning
Glyphosat	70	21	9		1	6		30	suspension	?se noter		14.3	35	73.1		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab. N-phosphono 14C methyl
Glyphosat	6	82	1		1	6,5		30	suspension	?se noter		55.3	28	1.7		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab.. olvcin 1- 14C
Glyphosat	2	55	37		6	7		30	suspension	?se noter		38.5	84	18.2		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab.. olvcine 2- 14C
Glyphosat	6	82	1		1	6,5		30	suspension	?se noter		37.1	28	3		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab. N-phosphono 14C methyl
Glyphosat	2	55	37		6	7		30	suspension	?se noter		25.1	84	4.3		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab. N-phosphono 14C methyl
Glyphosat	6	82	1		1	6,5		30	suspension	?se noter		46.8	28	1.5		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab. N-phosphono 14C methyl
Glyphosat	86	11	2		1	5,7		30	suspension	?se noter		8.5	112	81.2		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab.. olvcine 2- 14C
Glyphosat	2	55	37		6	7		30	suspension	?se noter		34.7	84	19.6		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab. N-phosphono 14C methyl
Glyphosat	86	11	2		1	5,7		30	suspension	?se noter		2.4	112	82.9		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab. N-phosphono 14C methyl
Glyphosat	70	21	9		1	6		30	suspension	?se noter		6	35	85.4		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab. N-phosphono 14C methyl
Glyphosat	6	82	1		1	6,5		30	suspension	?se noter		51.4	28	2.4		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab.. olvcin 1- 14C
Glyphosat	86	11	2		1	5,7		30	suspension	?se noter		5	112	85.6		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab.. olvcin 1- 14C
Glyphosat	2	55	37		6	7		30	suspension	?se noter		38.6	84	10.9		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab.. olvcin 1- 14C
Glyphosat	6	82	1		1	6,5		30	suspension	?se noter		33.5	28	1.7		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab.. olvcine 2- 14C
Glyphosat	86	11	2		1	5,7		30	suspension	?se noter		1.4	112	82.9		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab.. olvcine 2- 14C
Glyphosat	2	55	37		6	7		30	suspension	?se noter		24.3	84	27		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab.. olvcine 2- 14C
Glyphosat	86	11	2		1	5,7		30	suspension	?se noter		5.8	112	72.2		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metab. N-phosphono 14C methyl
Glyphosat	2	55	37		6	7		30	suspension	?se noter		41.4	84	28.4		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metabolism. olvcin 1- 14C
Glyphosat	86	11	2		1	5,7		30	suspension	?se noter		9.3	112	79.8		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metabolism. olvcin 1- 14C
Glyphosat	6	82	1		1	6,5		30	suspension	?se noter		55.3	28	1.1		Rueppel & Brihtwell, 1972	shake flask metabolism, glycine 2- 14C
Glyphosat	6	82	1		1	6,5		30	4.5g j+100 ml v	222 µg/g		55.3	28			Rueppel et al, 1977	shake flask metabolism, glycine 1- 14C
Glyphosat	6	82	1		1	6,5		30	4.5g j+100 ml v	222 µg/g		37.3	28			Rueppel et al, 1977	shake flask metab. N-phosphono 14C methyl
Glyphosat	6	82	1		1	6,5		30	4.5g j+100 ml v	222 µg/g		51.4	28			Rueppel et al, 1977	shake flask metabolism, glycine 1- 14C
Glyphosat	6	82	1		1	6,5		30	4.5g j+100 ml v	222 µg/g		33.5	28			Rueppel et al, 1977	shake flask metabolism, glycine 2- 14C
Glyphosat	86	11	2		1	5,7		30	4.5g j+100 ml v	222 µg/g		4	28			Rueppel et al, 1977	shake flask metab. N-phosphono 14C methyl
Glyphosat	6	82	1		1	6,5		30	4.5g j+100 ml v	222 µg/g		55.3	28			Rueppel et al, 1977	shake flask metabolism, glycine 2- 14C
Glyphosat	6	82	1		1	6,5		30	4.5g j+100 ml v	222 µg/g		46.8	28			Rueppel et al, 1977	shake flask metab. N-phosphono 14C methyl
Glyphosat	2	55	37		6	7 stored		30	4.5g j+100 ml v	222 µg/g		17	28			Rueppel et al, 1977	shake flask metab. N-phosphono 14C methyl
Glyphosat	2	55	37		6	7 fresh		30	4.5g j+100 ml v	222 µg/g		43	28			Rueppel et al, 1977	shake flask metab. N-phosphono 14C methyl
Glyphosat	87	11	2		1,1	6,5		30	4.5g j+100 ml v	222 µg/g		56	28			Rueppel et al, 1977	shake flask metab. N-phosphono 14C methyl
Glyphosat	48	13	39	1,61		7,1		-4.3 til 23.8	naturlig	2.065 µg/g	3					Schulz, RCC Umwelt, 1992, Nr. 273565	mark forsøg
Glyphosat	34	29	37	1,55		7,33			naturlig	1.317 µg/g	16					Schulz, RCC Umwelt, 1992, Nr. 280416	mark forsøg
Glyphosat	55	27	18	0,36		6			naturlig	2.456 µg/g	5					Schulz, RCC Umwelt, 1992, Nr. 280427	mark forsøg
Glyphosat	91	2	7	0,25		4,73		-4.6 til 24.6	naturlig	2.659 µg/g	8					Schulz, RCC Umwelt, 1992, Nr. 280438	mark forsøg
Isoproturon								20	80 % WHC	1.4 µg/g	5					Asshauer, 1988	labforsøg
Isoproturon								20	60 % WHC	1.4 µg/g	4					Asshauer, 1988	labforsøg
Isoproturon								20	40 % WHC	1.4 µg/g	6					Asshauer, 1988	labforsøg
Isoproturon								20	80 % WHC	1.4 µg/g	4					Asshauer, 1988	labforsøg
Isoproturon								20	60 % WHC	1.4 µg/g	5					Asshauer, 1988	labforsøg
Isoproturon								20	40 % WHC	1.4 µg/g	6					Asshauer, 1988	labforsøg
Isoproturon																Fournier et al, 1975	se noter
Isoproturon										1.5 kg/ha	20					Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + dinosebacetat, tidlig appl
Isoproturon										1.5 kg/ha	24					Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + dinosebacetat, tidlig appl

Stof	Sand	Silt	Ler	f _{oc}	f _{om}	pH	Forbehandling	Inkub t.	Vandindhold	Konc	DT ₅₀ accn	DT ₅₀ out	CO2 %	antal dage	rest %	Ref	Bemærkninger
	%							°C									
Isoproturon										1.5 kg/ha		9				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU, sen appl.
Isoproturon										1.5 kg/ha		17				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + dinosebacetat, sen appl.
Isoproturon										1.5 kg/ha		12				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + dinosebacetat, sen appl.
Isoproturon										1.5 kg/ha		14				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + bifenox, sen appl.
Isoproturon										1.5 kg/ha		14				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU, sen appl.
Isoproturon										1.5 kg/ha		23				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU, tidlig appl
Isoproturon										1.5 kg/ha		19				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + dinosebacetat, sen appl.
Isoproturon										1.5 kg/ha		23				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + bifenox, tidlig appl
Isoproturon										1.5 kg/ha		19				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + bifenox, tidlig appl
Isoproturon										1.5 kg/ha		20				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU, sen appl.
Isoproturon										1.5 kg/ha		6				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU, sen appl.
Isoproturon										1.5 kg/ha		6				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + dinosebacetat, sen appl.
Isoproturon										1.5 kg/ha		15				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + bifenox, sen appl.
Isoproturon										1.5 kg/ha		20				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU, tidlig appl
Isoproturon										1.5 kg/ha		12				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + bifenox, sen appl.
Isoproturon										1.5 kg/ha		22				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + bifenox, tidlig appl
Isoproturon										1.5 kg/ha		18				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + dinosebacetat, tidlig appl
Isoproturon										1.5 kg/ha		19				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + dinosebacetat, tidlig appl
Isoproturon										1.5 kg/ha		18				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU, tidlig appl
Isoproturon										1.5 kg/ha		18				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU, tidlig appl
Isoproturon										1.5 kg/ha		21				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + bifenox, tidlig appl
Isoproturon										1.5 kg/ha		19				Gildemeister, 1988	mark forsøg, IPU + bifenox, sen appl.
Isoproturon				2,58		6,8						40				Gorbach, 1975	standard lab forsøg
Isoproturon				1		5,8						26				Gorbach, 1975	standard lab forsøg
Isoproturon	70	16	14	1,7		7,6	Sigtet 2 mm	30	180 g/kg	8 µg/g		14				Mudd et al, 1983	lab forsøg
Isoproturon	70	16	14	1,7		7,6	Sigtet 2 mm	20	80 g/kg	8 µg/g		21				Mudd et al, 1983	lab forsøg
Isoproturon	70	16	14	1,7		7,6	Sigtet 2 mm	20	150 g/kg	8 µg/g		15				Mudd et al, 1983	lab forsøg
Isoproturon	70	16	14	1,7		7,6	Sigtet 2 mm	20	150 g/kg	2 µg/g		18				Mudd et al, 1983	lab forsøg
Isoproturon	70	16	14	1,7		7,6	Sigtet 2 mm	30	70 g/kg	8 µg/g		16				Mudd et al, 1983	lab forsøg
Isoproturon	70	16	14	1,7		7,6	Sigtet 2 mm	30	150 g/kg	8 µg/g		15				Mudd et al, 1983	lab forsøg
Isoproturon	70	16	14	1,7		7,6	Sigtet 2 mm	20	150 g/kg	4 µg/g		16				Mudd et al, 1983	lab forsøg
Isoproturon	70	16	14	1,7		7,6	Sigtet 2 mm	4	150 g/kg	8 µg/g						Mudd et al, 1983	lab forsøg
Isoproturon																Soulas & Reudet, 1977	
MCPA										100 µg/g		20-60				Akzo Research Laboratories	jordperfusion
MCPA	63	17	20	1,85		6,9	Lufttørring, sigtn. 1.18 mm	25	1.4 g j+2 g v	18 µg/g		197				Amhem. 1978	
MCPA	63	17	20	1,85		6,9	Lufttørring, sigtn. 1.18 mm	16-49 C	1.4 g j+2 g v	18 µg/g		9				Hazleton Laboratories	fotonedbrydning af MCPA i jord, kunstigt solllys.
MCPA	63	17	20	1,85		6,9	Lufttørring, sigtn. 1.18 mm	25	1.4 g j+2 g v	18 µg/g						America. 1987	fotonedbrydning af MCPA i jord, naturligt solllys.
MCPA	63	17	20	1,85		6,9	Lufttørring, sigtn. 1.18 mm	25	1.4 g j+2 g v	18 µg/g						Hazleton Laboratories	fotonedbrydning af MCPA i jord, mørkenedbr.
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	24	100% markkap	4 µg/g		65	51			Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	21	100% markkap	4 µg/g		66	51			Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	67	13	7		2,9	7,1	sigtning 2 mm	10	80% markkap	5 µg/g		53	161	1		Helweg, 1987	lab.forsøg , ubehandlet havejord
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	19	100% markkap	4 µg/g		61	51	1		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	24	100% markkap	4 µg/g		65	51			Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	15	100% markkap	4 µg/g		59	51	1		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	10	100% markkap	4 µg/g		58	51	1		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	67	13	7		2,9	7,1	sigtning 2 mm	10	80% markkap	0.05 µg/g		41	161	<5		Helweg, 1987	lab.forsøg , ubehandlet havejord
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	0	100% markkap	4 µg/g		0.8	51	47		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	6	100% markkap	4 µg/g		62	51	3		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	10	100% markkap	4 µg/g		64	51	3		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	15	100% markkap	4 µg/g		57	51	5		Helweg, 1987	lab.forsøg

Stof	Sand	Silt	Ler	f _{oc}	f _{om}	pH	Forbehandling	Inkub t.	Vandindhold	Konc	DT ₅₀ accn	DT ₅₀ out	CO2 %	antal dage	rest %	Ref	Bemærkninger
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	19	100% markkap	4 µg/g			63	51	1	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	21	100% markkap	4 µg/g			65	51		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	27	100% markkap	4 µg/g			66	51		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	29	100% markkap	4 µg/g			71	51		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	34	100% markkap	4 µg/g			60	51	9	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	40	100% markkap	4 µg/g			8	51	47	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	27	100% markkap	4 µg/g			62	51		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	10	40 % markkap	4 µg/g			2	56	62	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	6	100% markkap	4 µg/g			59	51	1	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	10	234 % markkap	4 µg/g			63	56		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	0	100% markkap	4 µg/g			1	51	53	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	10	234 % markkap	4 µg/g			60	56		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	10	177 % markkap	4 µg/g			62	56		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	10	120 % markkap	4 µg/g			61	56		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	10	91 % markkap	4 µg/g			60	56		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	10	63 % markkap	4 µg/g			45	56	4	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	10	17 % markkap	4 µg/g			0.1	56	61	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	10	6 % markkap	4 µg/g			0	56	60	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	29	100% markkap	4 µg/g			65	51		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	10	177 % markkap	4 µg/g			60	56		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	10	120 % markkap	4 µg/g			63	56		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	10	91 % markkap	4 µg/g			63	56		Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	10	63 % markkap	4 µg/g			57	56	3	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	10	40 % markkap	4 µg/g			9	56	40	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	10	29 % markkap	4 µg/g			0.9	56	56	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	10	17 % markkap	4 µg/g			0.1	56	55	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	64	19	14		3	7,2	sigtning 2 mm	10	6 % markkap	4 µg/g			0	56	64	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	40	100% markkap	4 µg/g			11	51	30	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	34	100% markkap	4 µg/g			25	51	20	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	63	18	16		2,4	6,9	sigtning 2 mm	10	29 % markkap	4 µg/g			0.5	56	59	Helweg, 1987	lab.forsøg
MCPA	26	59	16	0,6	1,1	6,6	Lufttørring, sigtn. 2 mm	35	100% markkap	2000 µg/g		20				Sattar og Paasivirta, 1980	lab.forsøg
MCPA	51	30	19	10,3	17,8	4,6	Lufttørring, sigtn. 2 mm	35	100% markkap	2000 µg/g			41			Sattar og Paasivirta, 1980	lab.forsøg
MCPA	26	59	16	0,6	1,1	6,6	Lufttørring, sigtn. 2 mm	23-25	100% markkap	5 µg/g		23				Sattar og Paasivirta, 1980	lab.forsøg
MCPA	51	30	19	10,3	17,8	4,6	Lufttørring, sigtn. 2 mm	23-25	100% markkap	5 µg/g		50				Sattar og Paasivirta, 1980	lab.forsøg
MCPA	26	59	16	0,6	1,1	6,6	Lufttørring, sigtn. 2 mm	23-25	100% markkap	2000 µg/g			23			Sattar og Paasivirta, 1980	lab.forsøg
MCPA	51	30	19	10,3	17,8	4,6	Lufttørring, sigtn. 2 mm	23-25	100% markkap	2000 µg/g			50			Sattar og Paasivirta, 1980	lab.forsøg
MCPA	26	59	16	0,6	1,1	6,6	Lufttørring, sigtn. 2 mm	35	100% markkap	5 µg/g		20				Sattar og Paasivirta, 1980	lab.forsøg
MCPA	51	30	19	10,3	17,8	4,6	Lufttørring, sigtn. 2 mm	35	100% markkap	5 µg/g		41				Sattar og Paasivirta, 1980	lab.forsøg
MCPA	5	25	70		4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g			13			Smith, 1982	+dicamba+mecoprop
MCPA	30	40	30		11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g			14			Smith, 1982	+dicamba+mecoprop
MCPA	65	25	10		4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g			15			Smith, 1982	+dicamba+mecoprop
MCPA	5	25	70		4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g			12			Smith, 1982	+linuron
MCPA	65	25	10		4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g			14			Smith, 1982	+dicamba
MCPA	65	25	10		4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g			13			Smith, 1982	+linuron
MCPA	5	25	70		4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g			14			Smith, 1982	+bromoxynil+difenzoquat
MCPA	5	25	70		4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g			13			Smith, 1982	+MCP
MCPA	30	40	30		11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g			12			Smith, 1982	+linuron
MCPA	30	40	30		11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g			13			Smith, 1982	+dicamba
MCPA	30	40	30		11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g			13			Smith, 1982	+MCP
MCPA	65	25	10		4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g			14			Smith, 1982	+bromoxynil+difenzoquat
MCPA	65	25	10		4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g			14			Smith, 1982	+metribuzin
MCPA	30	40	30		11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g			15			Smith, 1982	+bromoxynil+asulam

Stof	Sand	Silt	Ler	f _{oc}	f _{om}	pH	Forbehandling	Inkub t.	Vandindhold	Konc	DT ₅₀ accn	DT ₅₀ out	CO2 %	antal dage	rest %	Ref	Bemærkninger
	%							°C									
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	16					Smith, 1982	+bromoxynil+asulam	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	+ bromoxynil	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+ bromoxynil	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	+ bromoxynil	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	+dicamba	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+benzoyl-prop-ethyl	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+flamprop-methyl	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+flamprop-methyl	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+flamprop-methyl	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	+dichlofop-methyl	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	12					Smith, 1982	+dichlofop-methyl	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	+dichlofop-methyl	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+metribuzin	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+benzoyl-prop-ethyl	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	+MCPA	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	+TCA	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+TCA	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+TCA	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+propanil	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	+propanil	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+propanil	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	16					Smith, 1982	+bromoxynil+asulam	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	12					Smith, 1982	+metribuzin	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	+malathion+vitaflow	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	+benzoyl-prop-ethyl	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	lab.forsøg MCPA alene	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	+tri-allate og trifluralin	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	12					Smith, 1982	+tri-allate og trifluralin	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+tri-allate og trifluralin	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+malathion+vitaflow	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+bromoxynil+difenzoquat	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+ Trifluralin	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	12					Smith, 1982	+Tri-allate	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	11					Smith, 1982	+Tri-allate	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+Tri-allate	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+ Trifluralin	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	lab.forsøg MCPA alene	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	12					Smith, 1982	+ Trifluralin	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+malathion	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	lab.forsøg MCPA alene	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	12					Smith, 1982	+malathion	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	+malathion	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	+Vitaflow DB	
MCPA	30	40	30	11,7	6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	12					Smith, 1982	+Vitaflow DB	
MCPA	65	25	10	4	7,6	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	14					Smith, 1982	+Vitaflow DB	
MCPA	5	25	70	4,2	7,7	Sigtning 2 mm	20	85% markkap	2 µg/g	13					Smith, 1982	+malathion+vitaflow	
MCPA	59	18	17	6,3	4,8	1 års beh. med MCPA	28	vandig	100 µg/g		8,3				Torstensson et al, 1975	lab.forsøg, gentagne applikationer	
MCPA	59	18	17	6,3	4,8	18 års beh. med MCPA	28	vandig	100 µg/g		7,8				Torstensson et al, 1975	lab.forsøg, gentagne applikationer	
MCPA	59	18	17	6,3	4,8	0 års beh. med 2,4-D	28	vandig	100 µg/g			26,5			Torstensson et al, 1975	lab.forsøg, gentagne applikationer	
MCPA	59	18	17	6,3	4,8	1 års beh. med 2,4-D	28	vandig	100 µg/g			17,5			Torstensson et al, 1975	lab.forsøg, gentagne applikationer	
MCPA	59	18	17	6,3	4,8	18 års beh. med 2,4-D	28	vandig	100 µg/g			15,2			Torstensson et al, 1975	lab.forsøg, gentagne applikationer	

Stof	Sand	Silt	Ler	f _{oc}	f _{om}	pH	Forbehandling	Inkub t.	Vandindhold	Konc	DT ₅₀ accn	DT ₅₀ out	CO2 %	antal dage	rest %	Ref	Bemærkninger
	%							°C									
MCPA	59	18	17		6,3	4,8	0 års beh. med MCPA	28	vandig	100 µg/g		26,5				Torstensson et al, 1975	lab.forsøg, gentagne applikationer
Mechlorprop										100 µg/g		20-60				Akzo Research Laboratories	jordperfusion
Mechlorprop												19				Amhem. 1978 Biologische Bundesanstalt,	?
Mechlorprop												12				1976 Biologische Bundesanstalt,	?
Mechlorprop	56	34	10			7,6	Lufttørring, sign. 1.18 mm	24.3-25.8	1 g j + 2 g v	10.7 µg/g		50				Hazleton Laboratories America. 1986	korrr. fotonedbrydning
Mechlorprop	56	34	10			7,6	Lufttørring, sign. 1.18 mm	24.3-25.8	1 g j + 2 g v	10.7 µg/g		381				Hazleton Laboratories America. 1986	mørkenedbrydning
Mechlorprop	56	34	10			7,6	Lufttørring, sign. 1.18 mm	24.3-25.8	1 g j + 2 g v	10.7 µg/g			44			Hazleton Laboratories America. 1986	fotonedbrydning
Mechlorprop	51	36	13		2,4	5,6	Sigtning 2 mm	25	flooded	9.98 µg/g						Hazleton Laboratories America. 1988	anaerob nedbrydning i jord
Mechlorprop	51	36	13		2,4	5,6	Sigtning 2 mm	25	75% FMC	9.98 µg/g		13				Hazleton Laboratories America. 1988	aerob nedbrydning i jord
Mechlorprop								36-102 F	natural	2 lb/A		12				Landis Associates 1986 (1987)	feltnedbrydningsforsøg
Mechlorprop								36-102 F	natural	2 lb/A		17				Landis Associates 1986 (1987)	feltnedbrydningsforsøg
Mechlorprop								se note	natural	2 lb/A		6				Landis Associates 1987	felt for. luft 13-103, jord 34-104F
Mechlorprop								se note	natural	2 lb/A		5				Landis Associates 1987	felt for. luft 13-103, jord 34-104F
Mechlorprop								20	85 % FMC	1 µg/g						Smith, A.E., 1985	nedbrydning af 14C-MCPP i jord
Mechlorprop								20	85 % FMC	1 µg/g						Smith, A.E., 1985	nedbrydning af 14C-MCPP i jord
Mechlorprop								20	85 % FMC	1 µg/g						Smith, A.E., 1985	nedbrydning af 14C-MCPP i jord
Mchlorprop-IOE	51	22	27		4,9	7,4	Sigtning 2 mm	20	40 %WHC	10 µg/g			0,75			Rhone-Poulenc, 1989	lab.forsøg
Mchlorprop-IOE	89	4	7		7,6	6,8	Sigtning 2 mm	20	40 % WHC	10 µg/g			0,66			Rhone-Poulenc, 1989	lab.forsøg
Mchlorprop-IOE	63	24	13		0,9	6,6	Sigtning 2 mm	20	40 %WHC	10 µg/g			0,6			Rhone-Poulenc, 1989	lab.forsøg
Mchlorprop-IOE	51	29	20		3,7	7,4	Sigtning 2 mm	20	40 % WHC	10 µg/g			0,7			Rhone-Poulenc, 1989	lab.forsøg
Mechlorprop-P					0,83		7			8 µg/g		12				Biologische Bundesanstalt, 1984	?
Mechlorprop-P					2,72		6,2			8 µg/g		12				Biologische Bundesanstalt, 1984	?
Metamitron																Blecher et al, 1979	
Metamitron																Bond & Roberts, 1976	
Metamitron																Ditgens et al, 1987	
Metamitron																Engelhardt & Wallnöfer, 1978	
Metamitron																Engelhardt et al, 1982	
Metamitron		27	12	1,35		6,3		22	65% WHC	10 µg/g			22.5	70		Führ & Mittelstaedt, 1978	lab forsøg
Metamitron		6	10	2,85		7,2		22	65% WHC	10 µg/g			5.5	70		Führ & Mittelstaedt, 1978	lab forsøg
Metamitron		27	12	1,35		6,3		0	65% WHC	10 µg/g			2.5	70		Führ & Mittelstaedt, 1978	lab forsøg
Metamitron		27	12	1,35		6,3		10	65% WHC	10 µg/g			5.5	70		Führ & Mittelstaedt, 1978	lab forsøg
Metamitron																J?, 1974	
Metamitron																J?, 1977	
Metamitron																J?, 1977	
Metamitron																J?, 1978	
Metamitron		10	13	0,7		6,5			?		19					J?, 1988	standardforsøg BBA

Stof	Sand	Silt	Ler	f _{oc}	f _{om}	pH	Forbehandling	Inkub t.	Vandindhold	Konc	DT ₅₀ accn	DT ₅₀ out	CO2 %	antal daae	rest %	Ref	Bemærkninger
	%							°C									
Metamitron																J?, 1988	
Metamitron										1.2 µg/g			15	210		Jarczyk et al, 1983	Labforsøg, benzenring-mærket
Metamitron				2,3				22-24	40 % WHC	1.5 µg/g			33	210		Jarczyk et al, 1983	lab forsøg, benzenring mærket
Metamitron										1.5 µg/g			40	501		Jarczyk et al, 1983	Labforsøg, heterocyklisk mærket
Metamitron										1.2 µg/g			27	238		Jarczyk et al, 1983	Labforsøg, benzenring-mærket
Metamitron										1.5 µg/g			17.5	219		Jarczyk et al, 1983	Labforsøg, heterocyklisk mærket
Metamitron				2,89				22-24	40 % WHC	1.5 µg/g			40	500		Jarczyk et al, 1983	lab forsøg, heterocyklisk mærket
Metamitron																Jarczyk, ?	
Metamitron			9	0,69		5,5			40% markkap	?			18	230		Jarczyk, 1976	lab forsøg
Metamitron			7	2,89		6,9			40% markkap	?			20	230		Jarczyk, 1976	lab forsøg
Metamitron			7	2,89		6,9			20g j + 5 ml v	1.5 µg/g			17.5	219		Jarczyk, 1979	lab forsøg, heteromærket, mørke
Metamitron			7	2,89		6,9			20g j + 5 ml v	1.5 µg/g			12.5	219		Jarczyk, 1979	lab forsøg, heteromærket, dagslys
Metamitron				1		5,2			20g j + 5 ml v	1.5 µg/g			18.5	231		Jarczyk, 1979	lab forsøg, heteromærket
Metamitron				2,58		6,8			20g j + 5 ml v	1.5 µg/g			20.3	231		Jarczyk, 1979	lab forsøg, heteromærket
Metamitron			12	1,35		6,3			20g j + 5 ml v	1.5 µg/g			38	84		Jarczyk, 1979	lab forsøg, heteromærket
Metamitron			12	1,35		6,3			20g j + 5 ml v	1.5 µg/g			1.4	84		Jarczyk, 1979	lab forsøg, heteromærket, steril jord
Metamitron																Jarczyk, 1979	
Metamitron																Jarczyk, 1981	
Metamitron		2	6	1,1		6,8				3.5 kg/ha		28				Jarczyk, 1988	Labforsøg
Metamitron		7	7	0,7		6,3				3.5 kg/ha		17				Jarczyk, 1988	Labforsøg
Metamitron				2,58		6,8				1 µg/g		8				Jarczyk, 1988	Labforsøg
Metamitron				0,57		5,2				1 µg/g		17				Jarczyk, 1988	Labforsøg
Metamitron																Schmidt, 1976	
Metamitron				1,32								3				Stefes, 1992	lab forsøg, 2. ordens kinetik
Metamitron				2,58								1				Stefes, 1992	lab forsøg, 2. ordens kinetik
Metamitron				2,58								3				Stefes, 1992	lab forsøg, 1.ordens kinetik
Metamitron				1,32								3				Stefes, 1992	lab forsøg, 1.ordens kinetik
Metamitron				1,5								4				Stefes, 1992	lab forsøg, 1.ordens kinetik
Metamitron				0,79								5				Stefes, 1992	lab forsøg, 1.ordens kinetik
Metamitron				0,79								1				Stefes, 1992	lab forsøg, 2. ordens kinetik
Metamitron				1,5								1				Stefes, 1992	lab forsøg, 2. ordens kinetik
Metamitron				18	2	7		30	9	?		14				Walker & Bond, 1978	lab forsøg
Metamitron				18	2	7		5	9	?		91				Walker & Bond, 1978	lab forsøg
Metamitron				18	2	7		25	11	?		9				Walker & Bond, 1978	lab forsøg
Metamitron				18	2	7		25	3	?		43				Walker & Bond, 1978	lab forsøg
Metamitron	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		16				Walker & Brown, 1981	opb. 5 C, sigt.2 mm, + dyrk.
Metamitron	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		17				Walker & Brown, 1981	Frisk, sigt.2 mm, - dyrkning
Metamitron	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		20				Walker & Brown, 1981	opb. 5 C, sigt.2 mm, - dyrk.
Metamitron	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		25				Walker & Brown, 1981	opb. frossen, sigt.2mm, - dyrk
Metamitron	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		13				Walker & Brown, 1981	Frisk, sigt.2 mm, + dyrkning
Metamitron	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		18				Walker & Brown, 1981	lufttør, opb tør, sigt.2mm, +dyrk
Metamitron	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		30				Walker & Brown, 1981	lufttør, opb tør, sigt.2mm, -dyrk
Metamitron	75		20	1,3		7		25	12.5	4 µg/g		17				Walker & Brown, 1981	opb. frossen, sigt.2mm, + dyrk
Metamitron																Wilmes, 1981	
Metamitron	90	5	5	2,42		5,8	Steriliseret			0.04 mg/cm2		11.4				Wilmes, 1988	Fotonedbrydning, nat. sollys
Metamitron	90	5	5	2,42		5,8	Steriliseret			0.04 mg/cm2		200				Wilmes, 1988	Mørkekontrol
Metsulfuron-met	97	2	1		2,4	6,3		naturlig	naturlig	1 lb/A		14-28				Anderson & Harvey	mark forsøg
Metsulfuron-met	15	67	18		1,3	5,5		naturlig	naturlig	1 lb/A		14-28				Anderson & Harvey	mark forsøg
Metsulfuron-met	91	8	1		0,3	4,9		naturlig	naturlig	1 lb/A		14-28				Anderson & Harvey	mark forsøg
Metsulfuron-met	21	62	17		2,8	6,4		naturlig	naturlig	1 lb/A		14-28				Anderson & Harvey	mark forsøg
Metsulfuron-met	56	29	15		1,4	5,6			75 % WHC	0.1 kg/ha		10				Chrzanowski	væksthusnedbrydningsforsøg

Stof	Sand	Silt	Ler	f _{oc}	f _{om}	pH	Forbehandling	Inkub t.	Vandindhold	Konc	DT ₅₀ accn	DT ₅₀ out	CO2 %	antal daae	rest %	Ref	Bemærkninger
	%							°C									
Metsulfuron-met	21	62	17		2,75	6,4			75 % WHC	0.1 kg/ha	10					Chrzanowski	væksthusnedbrydningsforsøg
Metsulfuron-met	5	64	31		4,02	6,7			75 % WHC	0.1 kg/ha	10					Chrzanowski	væksthusnedbrydningsforsøg
Metsulfuron-met	21	62	17		2,75	6,4	Sigtning 5.6 mm		70% WHC	0.1 µg/g						Friedman	lab. forsøg, forsøg
Metsulfuron-met	21	62	17		2,75	6,4	Sigtning 5.6 mm		70% WHC	5 µg/g		40				Friedman	fotonedbrydning, kunstigt sollys
Metsulfuron-met	21	62	17		2,75	6,4	Sigtning 5.6 mm		70% WHC	1 µg/g		14-21				Friedman	lab. forsøg, forsøg
Metsulfuron-met																Nordh-Christerson & Beraström	mark forsøg, se noter
Metsulfuron-met																Persistance in Swedish soils	mark forsøg, se noter
Metsulfuron-met	21	62	17		1,2	8,2		naturlig	naturlig	0.1 kg/ha	45					Rapisarda & Scott, 1986	mark forsøg, spring appl
Metsulfuron-met	27	57	16		1	6,1		naturlig	naturlig	0.1 kg/ha	30					Rapisarda & Scott, 1986	mark forsøg
Metsulfuron-met	20	51	29		3,4	6,2		naturlig	naturlig	0.1 kg/ha	45					Rapisarda & Scott, 1986	mark forsøg
Metsulfuron-met	58	34	8		4,4	6,9		naturlig	naturlig	0.1 kg/ha	75					Rapisarda & Scott, 1986	mark forsøg
Metsulfuron-met	36	50	14		1	6,9		naturlig	naturlig	0.1 kg/ha	60					Rapisarda & Scott, 1986	mark forsøg, fall appl
Metsulfuron-met	21	62	17		1,2	8,2		naturlig	naturlig	0.1 kg/ha	90					Rapisarda & Scott, 1986	mark forsøg, fall appl
Metsulfuron-met	6	77	17		1,3	8		naturlig	naturlig	0.1 kg/ha	315					Rapisarda & Scott, 1986	mark forsøg, fall appl
Metsulfuron-met	6	77	17		1,3	8		naturlig	naturlig	0.1 kg/ha	45					Rapisarda & Scott, 1986	mark forsøg, spring appl
Metsulfuron-met	0	67	33		5,3	7,6		naturlig	naturlig	0.1 kg/ha	210					Rapisarda & Scott, 1986	mark forsøg, fall appl
Metsulfuron-met	0	67	33		5,3	7,6		naturlig	naturlig	0.1 kg/ha	210					Rapisarda & Scott, 1986	mark forsøg, spring appl
Metsulfuron-met	36	50	14		1	6,9		naturlig	naturlig	0.1 kg/ha	30					Rapisarda & Scott, 1986	mark forsøg, spring appl
Metsulfuron-met	1	59	40		6,4	7,8		naturlig	naturlig	0.1 kg/ha	30					Rapisarda & Scott, 1986	mark forsøg
Metsulfuron-met																Rhodes, 1986	lab. forsøg, forsøg af metabolit
Metsulfuron-met																Røyrvik, 1984	biologisk test, kan ikke vurderes
Phenmedipham					4,7	6,4		20-40 C	1 kg j+200 ml v	9 µg/g	23					Anlage B/11	ser ud til at høre sammen med W22, lab forsøg
Phenmedipham								14		10 µg/g	45					Anlage B/11	ser ud til at høre sammen med W22, lab forsøg
Phenmedipham	73	24	3	2,85				naturlig	naturlig	7.2 ka/ha	56					Anlage B/11	ser ud til at høre sammen med W22, mark forsøg
Phenmedipham					2	6,3		20-40 C	1 kg j+200 ml v	9 µg/g	35					Anlage B/11	ser ud til at høre sammen med W22, lab forsøg
Phenmedipham	39	50	12	2,06				14		10 µg/g	59					Anlage B/11	ser ud til at høre sammen med W22, lab forsøg
Phenmedipham					4	6,3		20-40 C	1 kg j+200 ml v	9 µg/g	44					Anlage B/11	ser ud til at høre sammen med W22, lab forsøg
Phenmedipham					2	6,3		naturlig	naturlig	1 ka/ha	31					Anlage B/11	ser ud til at høre sammen med W22, mark forsøg
Phenmedipham					3	6,7		20-40 C	1 kg j+200 ml v	9 µg/g	16					Anlage B/11	ser ud til at høre sammen med W22, lab forsøg
Phenmedipham																Bellinck & Mayadon, 1979	udgår
Phenmedipham																Bellinck & Mayadon, 1979	udgår
Phenmedipham	73	24	3	2,85		6,5		14		10 µg/g	26					Bellinck & Mayaudon, 1978	lab forsøg 0-14CH3 mærket
Phenmedipham	39	50	12	2,06		7,3		14		10 µg/g	59					Bellinck & Mayaudon, 1978	lab forsøg, ringmærket
Phenmedipham	73	24	3	2,85		6,5		14		10 µg/g	45					Bellinck & Mayaudon, 1978	lab forsøg, ringmærket
Phenmedipham	39	50	12	2,06		7,3		14		10 µg/g	26					Bellinck & Mayaudon, 1978	lab forsøg 0-14CH3 mærket
Phenmedipham					9	1,06			1.5			3,3				Brehm, 1983	fotonedbrydning på jordoverflader
Phenmedipham		7	9	1,85		6,8			86 % WHC	5 µg/g	13					Brühl, 1976	lab forsøg, anaerob nedbr., 14C-toly
Phenmedipham		13	10	0,85		5			58 % WHC	5 µg/g	140					Brühl, 1976	aerob nedbrvdnina. mærket i phenyl b) se noter
Phenmedipham		7	9	1,85		6,8			86 % WHC	5 µg/g	10					Brühl, 1976	lab forsøg, anaerob nedbrvdnina. 14C aminophenyl
Phenmedipham		7	9	1,85		6,8			86 % WHC	5 µg/g	25					Brühl, 1976	aerob nedbrvdnina. mærket i phenyl b) se noter
Phenmedipham					4	6,3		20-40 C	1 ka i+200 ml v	9 µg/g	40					Brühl, 1976	aerob nedbrvdnina. mærket i phenyl b) se noter
Phenmedipham		7	9	1,85		6,8			86 % WHC	5 µg/g	22					Brühl, 1976	aerob nedbrvdnina. mærket i phenyl a) se noter
Phenmedipham		13	10	0,85		5			58 % WHC	5 µg/g	114					Brühl, 1976	aerob nedbrvdnina. mærket i phenyl a) se noter
Phenmedipham					4,7	6,4		20-40 C	1 ka i+200 ml v	9 µg/g	39					Brühl, 1976	aerob nedbrvdnina. mærket i phenyl b) se noter
Phenmedipham					3	6,2		20-40 C	1 ka i+200 ml v	9 µg/g	47					Brühl, 1976	aerob nedbrvdnina. mærket i phenyl b) se noter
Phenmedipham					3	6,7		20-40 C	1 ka i+200 ml v	9 µg/g	34					Brühl, 1976	aerob nedbrvdnina. mærket i phenyl b) se noter
Phenmedipham					2	6,3		naturlig	naturlig	1 ka/ha	28					Brühl, 1976	aerob nedbrvdnina. mærket i phenyl b) se noter
Phenmedipham					2	6,3		naturlig	naturlig	7.2 ka/ha	55					Brühl, 1976	aerob nedbrvdnina. mærket i phenyl b) se noter
Phenmedipham	88	6	6	2,45		7,3	Sigtning 2 mm	22	70% af markkap	1. 65 kg/ha						Feyerabend, 1991	lab, 3-amino-phenoxy mærket

Stof	Sand	Silt	Ler	f _{oc}	f _{om}	pH	Forbehandling	Inkub t.	Vandindhold	Konc	DT ₅₀ arccn	DT ₅₀ out	CO2 %	antal dage	rest %	Ref	Bemærkninger
	%							°C									
Phenmedipham	88	6	6	2,45		7,3	Sigtning 2 mm	22	70% af markkap	1. 65 kg/ha						Feyerabend, 1991	lab, 3-amino-phenoxy mærket
Phenmedipham																Forster, 1989	
Phenmedipham																Forster, 1989	
Phenmedipham	88	6	6	2,45		6,8	Sigtning 2 mm	11	40 % WHC	2.2 µg/g		25				Forster, 1991	lab. forsøg. forsøg
Phenmedipham	88	6	6	2,45		6,8	Sigtning 2 mm	21	24 % WHC	2.2 µg/g		16				Forster, 1991	lab. forsøg. forsøg
Phenmedipham																Kossmann, 1970	se noter
Phenmedipham										9 µg/g						Kossmann, 1988	lab, 4 forskellige jorde
Phenmedipham										0.9-6.7 kg/ha						Kossmann, 1988	mark, 3 forskellige jorde
Phenmedipham		55	21	1,5		7,1			naturlig	0.77 kg/ha		16				Moede, 1990	mark, appl. i et emulgeret koncentrat med desmedioham
Phenmedipham	15	74	37	3,7		6,15			naturlig			40				Moede, 1990	mark, appl. i et emulgeret koncentrat med desmedioham
Phenmedipham	63	20	17	6,4		5,15			naturlig			6				Moede, 1990	mark, appl. i et emulgeret koncentrat med desmedioham
Phenmedipham						6,9			naturlig			9				Moede, 1990	mark, appl. i et emulgeret koncentrat med desmedioham
Phenmedipham	75	20	5		0,12	7,3			naturlig	1.09 kg/ha						Moede, 1991	mark forsøg
Phenmedipham	79	12	9		2,2	6,4			naturlig	1.09 kg/ha						Moede, 1991	mark forsøg
Phenmedipham																Sonawane & Knowles, 1971	udgår
Phenmedipham	55	24	21		0,8	6,25	Lufttørring, sigtn. 2mm	20	90 % markkap	40 µg/g		39				Tena et al, 1982	lab forsøg
Phenmedipham	56	24	16		3,8	6,95	Lufttørring, sigtn. 2mm	20	90 % markkap	40 µg/g		97				Tena et al, 1982	lab forsøg, phenmedipham + lenacil
Phenmedipham	56	24	16		3,8	6,95	Lufttørring, sigtn. 2mm	20	90 % markkap	40 µg/g		63				Tena et al, 1982	lab forsøg
Phenmedipham	38	46	17		1,5	8,7	Lufttørring, sigtn. 2mm	20	90 % markkap	40 µg/g		25				Tena et al, 1982	lab forsøg, phenmedipham + lenacil
Phenmedipham	38	46	17		1,5	8,7	Lufttørring, sigtn. 2mm	20	90 % markkap	40 µg/g		21				Tena et al, 1982	lab forsøg
Phenmedipham	30	20	42		1,9	8,9	Lufttørring, sigtn. 2mm	20	90 % markkap	40 µg/g		34				Tena et al, 1982	lab forsøg
Phenmedipham	55	24	21		0,8	6,25	Lufttørring, sigtn. 2mm	20	90 % markkap	40 µg/g		44				Tena et al, 1982	lab forsøg, phenmedipham + lenacil
Phenmedipham	30	20	42		1,9	8,9	Lufttørring, sigtn. 2mm	20	90 % markkap	40 µg/g		31				Tena et al, 1982	lab forsøg, phenmedipham + lenacil
Propiconazol																	se noter
Propiconazol	34	49	17	1,2		4,8	Siatnina 2 mm	13.5	75% markkap	1 ua/a		98				Baranowski & Galicia. 1992	lab. forsøg. 14C-triazole. fit af exp. funktion
Propiconazol	34	49	17	1,2		4,8	Siatnina 2 mm	13.5	75% markkap	1 ua/a		128				Baranowski & Galicia. 1992	lab. forsøg. 14C-triazole. DT50 lin rear. 1.orden
Propiconazol	34	49	17	1,2		4,8	Siatnina 2 mm	13.5	75% markkap	1 ua/a		80				Baranowski & Galicia. 1992	lab. forsøg. 14C-triazole. DT50 arafisk
Propiconazol	75	22	3	1		7,2		25		1 µg/g		41				Biologische Bundesanstalt, 1979	skema med standardforsøg
Propiconazol				1,1		4,8		22		1 µg/g		255				Biologische Bundesanstalt, 1979	skema med standardforsøg
Propiconazol				2,2		5,6		22		1 µg/g		309				Biologische Bundesanstalt, 1979	skema med standardforsøg
Propiconazol	61	34	5	0,8		6,9		25		1 µg/g		56				Biologische Bundesanstalt, 1979	skema med standardforsøg
Propiconazol	38	49	12		3,6	6,1			ovntør	10 µg/g						Burkhard, 1980	fotonedbrydning
Propiconazol	38	49	12		3,6	6,1			0.12	10 µg/g						Burkhard, 1980	fotonedbrydning
Propiconazol												107				Honeycutt, 1983	markforsøg, 1 x foliar + banded
Propiconazol												152				Honeycutt, 1983	markforsøg, 1 x foliar + banded
Propiconazol												96				Honeycutt, 1983	markforsøg, 1 x foliar + banded
Propiconazol												165				Honeycutt, 1983	markforsøg, 1 x foliar
Propiconazol												104				Honeycutt, 1983	markforsøg, 2 x foliar + banded
Propiconazol												170				Honeycutt, 1983	markforsøg, 2 x foliar + banded
Propiconazol												56				Keller & Guth, 1981	lab, 14C-triazole
Propiconazol												41				Keller & Guth, 1981	lab, 14C-triazole
Propiconazol												40				Keller & Guth, 1981	lab, 14C-triazole
Propiconazol												90				Keller & Guth, 1981	lab, 14C-triazole

Stof	Sand	Silt	Ler	f _{oc}	f _{om}	pH	Forbehandling	Inkub t.	Vandindhold	Konc	DT ₅₀ accn	DT ₅₀ out	CO2 %	antal dage	rest %	Ref	Bemærkninger
	%							°C									
Propiconazol											42					Keller & Guth, 1981	lab, 14C-dioxolane
Propiconazol											70					Keller & Guth, 1981	lab, 14C-triazole
Propiconazol											46					Keller & Guth, 1981	lab, 14C-phenyl
Propiconazol																Keller & Suter, 1983	ingen beskrivelse af forsøget
Propiconazol	34	62	5	2,7		7,6		25	70% markkap	1 µg/g						Keller, 1980	lab.nedbr. 14C-triazole
Propiconazol	34	62	5	2,7		7,6		25	70% markkap	1 µg/g						Keller, 1980	lab.nedbr. 14C-triazole
Propiconazol	34	62	5	2,7		7,6		25	70% markkap	1 µg/g	70					Keller, 1980	lab.nedbr. 14C-triazole
Propiconazol	34	62	5	2,7		7,6		naturlig	naturlig	0.4 kg/ha	14					Keller, 1981	mark, fordeling og nedbrydning, 14C-triazole
Propiconazol	36	59	5	1		7,4		25	75% markkap	1 µg/g	47					Keller, 1982	lab. forsøg., 14C-phenyl
Propiconazol																Keller, 1982	identifikation af metab., medtages ikke
Propiconazol	36	59	5	1		7,4		25	75% markkap	1 µg/g	43					Keller, 1982	lab. forsøg., 14C-dioxolane
Propiconazol	38	51	11	1,8		5,4	Sigtning 2 mm	20	60 % markkap	1 µg/g	72					Müller-Kallert, 1992	lab. forsøg
Propiconazol	38	51	11	1,8		5,4	Sigtning 2 mm	10	60 % markkap	1 µg/g	430					Müller-Kallert, 1992	lab. forsøg
Propiconazol	38	51	11	1,8		5,4	Sigtning 2 mm	20	30 % markkap	1 µg/g	316					Müller-Kallert, 1992	lab. forsøg
Propiconazol	38	51	11	1,8		5,4	Sigtning 2 mm	20	60 % markkap	0.1 µg/g	42					Müller-Kallert, 1992	lab. forsøg
Propiconazol	81	12	7	1,05		6,2		11.5-20.2		0.5 kg/ha	25					Offizorz, 1990	mark, square root 1. order kinetics
Propiconazol	78	18	4	2,4		5,6		11-17.6		0.5 kg/ha	411					Offizorz, 1990	mark forsøg, 1.order log fit
Propiconazol																Offizorz, 1990	gentagelse af B 21.1-15
Propiconazol	13	73	14	1,2		6,6		12-18.7		0.5 kg/ha	17					Offizorz, 1990	mark forsøg, square root 1. order fit
Propiconazol	13	73	14	1,2		6,6		12-18.7		0.5 kg/ha	35					Offizorz, 1990	mark forsøg, grafisk aflæsning
Propiconazol	13	73	14	1,2		6,6		12-18.7		0.5 kg/ha	53					Offizorz, 1990	mark forsøg, 1.order log fit
Propiconazol	11	57	32	4,4		6,1		12.0-20.0		0.5 kg/ha	190					Offizorz, 1991	mark , square root 1. order
Propiconazol	50	39	11	1,5		5,7		11.0-19.0		0.5 kg/ha	72					Offizorz, 1991	mark , square root 1. order
Propiconazol	62	32	6	0,87		5,8		4.7-19.8		0.5 kg/ha	64					Offizorz, 1991	mark , square root 1. order
Propiconazol	63	20	17		1,9	7,5	Sigtning 2 mm	25	75 % markkap	9.8 µg/g		150				Spare, 1991	fotolyse, kunstig sollys
Propiconazol	63	20	17		1,9	7,5	Sigtning 2 mm	25	75 % markkap	9.8 µg/g		265				Spare, 1991	mørkenedbrydning
Propiconazol	63	20	17		1,9	7,5	Sigtning 2 mm	25	75 % markkap	9.8 µg/g		265				Spare, 1991	fotolyse, steril jord
Triasulfuron		79	2	2,05		7,5		15		1 µg/g	122					Biol. Bundes, 1986	standardforsøg
Triasulfuron		79	2	2,05		7,5		25		1 µg/g	53					Biol. Bundes, 1986	standardforsøg
Triasulfuron		10	5	2,24		5,9		25		1 µg/g	45					Biol. Bundes, 1986	standardforsøg
Triasulfuron		26	1	0,95		5,6		25		1 µg/g	39					Biol. Bundes, 1986	standardforsøg
Triasulfuron		33	0	1,6		7,2		25		1 µg/g	71					Biol. Bundes, 1986	standardforsøg
Triasulfuron		30	0	2,1		7,1		25		1 µg/g	74					Biol. Bundes, 1986	standardforsøg
Triasulfuron																Iwanzik & Amrein, 1988	se noter
Triasulfuron	20	58	22	1,47		6,6		12.2 - 20.7		15 g/ha	31					Offizorz, 1992	markforsøg
Triasulfuron	4	80	16	2,1		5,6		11 - 19.8		15 g/ha	48					Offizorz, 1992	markforsøg
Triasulfuron	55	32	13	1,4		6		11.0 - 17.0		15 g/ha	7					Offizorz, 1992	markforsøg
Triasulfuron	81	12	7	1,05		6,2		11.5 - 20.2		15 g/ha	3					Offizorz, 1992	markforsøg
Triasulfuron	15	73	12	1,4	2,41	7,6	Sigtning 2 mm		75 % markkap	1 µg/g	67					Plücken, 1985	lab. forsøg, 14C-triazinmærket
Triasulfuron	15	73	12	1,4	2,41	7,6	Sigtning 2 mm		75 % markkap	1 µg/g						Plücken, 1985	lab. forsøg, 14C-triazinmærket
Triasulfuron	15	73	12	1,4	2,41	7,6	Sigtning 2 mm		75 % markkap	1 µg/g						Plücken, 1985	lab. forsøg, 14C-triazinmærket
Triasulfuron	15	73	12	1,4	2,41	7,6	Sigtning 2 mm		75 % markkap	1 µg/g	105					Plücken, 1985	lab. forsøg, 14C-phenylmærket
Triasulfuron	83	15	3	1,66		7,2		38		10 µg/g		1,9				Plücken, 1987	mørkekontrol i ovn 38 C
Triasulfuron	83	15	3	1,66		7,2		37		10 µg/g		1,6				Plücken, 1987	fotolyse, 14C-phenyl-triasulfuron
Triasulfuron	83	15	3	1,66		7,2		38		10 µg/g		3,8				Plücken, 1987	fotolyse, 14C-triazine-triasulfuron
Triasulfuron	83	15	3	1,66		7,2		39		10 µg/g		3,3				Plücken, 1987	mørkekontrol i ovn 38 C
Triasulfuron	30	52	18	2,5	5,5					2 lb/A	95					Ross, 1987	mark forsøg, een sprøjtning, Amber 20 WDG
Triasulfuron	27	55	18		2	6,5				2 lb/A	14					Ross, 1987	mark forsøg, een sprøjtning, Amber 75 WP
Triasulfuron	28	53	20		2,2	6,8				2 lb/A	20					Ross, 1987	mark forsøg, sprøjtet 2 år, Amber 20 WDG
Triasulfuron	21	62	17		1,2	6,2				2 lb/A	12					Ross, 1987	mark forsøg, een sprøjtning, Amber 20 WDG
Triasulfuron	30	52	18		2,5	5,5				2 lb/A	29					Ross, 1987	mark forsøg, sprøjtet 2 år, Amber 20 WDG

Stof	Sand	Silt	Ler	f _{oc}	f _{om}	pH	Forbehandling	Inkub t.	Vandindhold	Konc	DT ₅₀	DT ₅₀	CO2	antal	rest	Ref	Bemærkninger
											accn	out					
				%				°C									
Triasulfuron	22	48	30	1,8	7,4					2 lb/A	14					Ross, 1987	mark forsøg, een sprøjtning, Amber 75 WP
Triasulfuron	22	48	30	1,8	7,4					2 lb/A	26					Ross, 1987	mark forsøg, sprøjtet 2 år, Amber 20 WDG
Triasulfuron	22	48	30	1,8	7,4					2 lb/A	10					Ross, 1987	mark forsøg, een sprøjtning, Amber 20 WDG
Triasulfuron										2 lb/A	25					Ross, 1987	mark forsøg, een sprøjtning, Amber 75 WP
Triasulfuron										2 lb/A	23					Ross, 1987	mark forsøg, sprøjtet 2 år, Amber 20 WDG
Triasulfuron										2 lb/A	21					Ross, 1987	mark forsøg, een sprøjtning, Amber 20 WDG
Triasulfuron	30	52	18	2,5	6					2 lb/A	19					Ross, 1987	mark forsøg, een sprøjtning, Amber 75 WP
Triasulfuron	60	35	5	0,7	4,6	Lufttørring, sign. 2 mm	<20 - 30	lufttørret	10 µg/g			134				Rustum, 1988	fotonedbrydning, nat. sollys, 14C-triazinmærket
Triasulfuron	60	35	5	0,7	4,6	Lufttørring, sign. 2 mm	25	lufttørret	10 µg/g			100				Rustum, 1988	mørkenedbrydning, 14C-triazinmærket
Triasulfuron	60	35	5	0,7	4,6	Lufttørring, sign. 2 mm	25-27	lufttørret	10 µg/g			38,9				Rustum, 1988	fotonedbrydning, art. sollys, 14C-triazinmærket
Triasulfuron	60	35	5	0,7	4,6	Lufttørring, sign. 2 mm	25-27	lufttørret	10 µg/g			140				Rustum, 1988	mørkenedbrydning, 14C-triazinmærket
Triasulfuron	60	35	5	0,7	4,6	Lufttørring, sign. 2 mm	25-27	lufttørret	10 µg/g			93,8				Saxena, 1988	mørkenedbrydning, 14C-phenylmærket
Triasulfuron	60	35	5	0,7	4,6	Lufttørring, sign. 2 mm	25	lufttørret	10 µg/g			152				Saxena, 1988	mørkenedbrydning, 14C-phenylmærket
Triasulfuron	60	35	5	0,7	4,6	Lufttørring, sign. 2 mm	<20 - 33	lufttørret	10 µg/g			153				Saxena, 1988	fotonedbrydning, nat. sollys, 14C-phenylmærket
Triasulfuron	60	35	5	0,7	4,6	Lufttørring, sign. 2 mm	25-27	lufttørret	10 µg/g			70,2				Saxena, 1988	fotonedbrydning, art. sollys, 14C-phenylmærket

Bilag 1.2/Annex 1.2

I den følgende tabel er der gengivet data for hver enkelt undersøgelse.

Tabellen indeholder følgende:

In the following table, data are shown for each survey.

The table contains the following:

Stof/ <i>compound</i>	Navn på stoffet/ <i>Name of the compound</i>
Mikrobiel biomasse/ <i>Microbial biomass</i>	
Ref./ <i>Ref.</i>	Litteraturhenvisning, se kap 2/ <i>Reference, see chapter no. 2.</i>

Stof	Mikrobiel biomasse	Ref
Atrazin	0.33 x 106/g	Roeth et al, ?
Atrazin	2.6 x 106/g	Roeth et al, ?
Atrazin	0.33 x 106/g	Roeth et al, ?
Atrazin	1.8 x 106/g	Roeth et al, ?
Atrazin	1.8 x 106/g	Roeth et al, ?
Atrazin	0.27 x 106/g	Roeth et al, ?
Atrazin	0.27 x 106/g	Roeth et al, ?
Atrazin	2.6 x 106/g	Roeth et al, ?
Atrazin	14; 56 dage: 27; 23 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Atrazin	14; 56 dage: 26; 12 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Atrazin	14; 56 dage: 17; 11 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Atrazin	14; 56 dage: 16; 8 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Atrazin	14; 56 dage: 46; 34 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Atrazin	14; 56 dage: 40; 25 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Atrazin	14; 56 dage: 21; 18 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Atrazin	14; 56 dage: 14; 13 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Glyphosat	dag 0; 62; 282: 180.0; 170.0 240.5 mg microb C/100 g jord	Schulz, RCC Umwelt, 1992, Nr. 273565
Glyphosat	dag 0; 62; 283: 187; 200.7; 211.0 mg microb C/100 g jord	Schulz, RCC Umwelt, 1992, Nr. 280416
Glyphosat	dag 0; 61: 19.5; 47.1 mg microb C/g tør jord	Schulz, RCC Umwelt, 1992, Nr. 280427
Glyphosat	dag 0; 60; 271: 11.2; 24.6; 18.8 mg microb C/100 g tør jord	Schulz, RCC Umwelt, 1992, Nr. 280438
Metamitron	140 mgC/100 g	Jarczyk et al, 1983
Metamitron	276 mgC/100 g	Jarczyk et al, 1983
Metamitron	kontrol 47.6; forsøg 12.4 mg C/100g	Stefes, 1992
Metamitron	kontrol 54; forsøg 23.9 mg C/100g	Stefes, 1992
Metamitron	kontrol 5.6; forsøg 3.5 mg C/100g	Stefes, 1992
Metamitron	kontrol 37.0; forsøg 30.1 mg C/100g	Stefes, 1992
Metamitron	kontrol 54; forsøg 23.9 mg C/100g	Stefes, 1992
Metamitron	kontrol 5.6; forsøg 3.5 mg C/100g	Stefes, 1992
Metamitron	kontrol 37.0; forsøg 30.1 mg C/100g	Stefes, 1992
Metamitron	kontrol 47.6; forsøg 12.4 mg C/100g	Stefes, 1992
Metamitron	14; 56 dage: 27; 23 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Metamitron	14; 56 dage: 40; 25 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Metamitron	14; 56 dage: 46; 34 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Metamitron	14; 56 dage: 16; 8 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Metamitron	14; 56 dage: 14; 13 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Metamitron	14; 56 dage: 21; 18 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Metamitron	14; 56 dage: 17; 11 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Metamitron	14; 56 dage: 26; 12 mgC/100 g	Walker & Brown, 1981
Phenmedipham	dag 0; 71; 71 m PMP: 700; 316; 602	Feyerabend, 1991
Phenmedipham	dag 0; 82; 82 m PMP: 700; 528; 607	Feyerabend, 1991
Phenmedipham	dag 0; 120; 120 m PMP: 75.1; 46.9; 47.4 mg C/ 100 g jord	Forster, 1991
Phenmedipham	dag 0; 120; 120 m PMP: 87.9; 65.=; 61.5 mg C/100 g jord	Forster, 1991
Phenmedipham	12 mg C/100 g jord	Moede, 1990
Phenmedipham	18 mg C/100 g jord	Moede, 1990
Phenmedipham	59.5 mg C/100 g jord	Moede, 1990
Phenmedipham	68 mg C/100 g jord	Moede, 1990
Propiconazol	0; 3; 6; 12 mdr: 79.5; 29.5; 22.5; 18.7 mgC/100 g jord	Baranowski & Galicia, 1992
Propiconazol	0; 3; 6; 12 mdr: 79.5; 29.5; 22.5; 18.7 mgC/100 g jord	Baranowski & Galicia, 1992
Propiconazol	0; 3; 6; 12 mdr: 79.5; 29.5; 22.5; 18.7 mgC/100 g jord	Baranowski & Galicia, 1992
Propiconazol	0; 376 dage: 88.8; 30.4 mgC/100 g jord	Müller-Kallert, 1992
Propiconazol	0; 376 dage: 88.8; 32.5 mgC/100 g jord	Müller-Kallert, 1992
Propiconazol	0; 376 dage: 88.8; 30.4 mgC/100 g jord	Müller-Kallert, 1992
Propiconazol	0; 376 dage: 88.8; 30.6 mgC/100 g jord	Müller-Kallert, 1992
Propiconazol	18 mgC/100 g	Offizorz, 1990
Propiconazol	18 mgC/100 g	Offizorz, 1990
Propiconazol	23 mgC/100 g jord	Offizorz, 1990
Propiconazol	24 mg C/100 g jord	Offizorz, 1990
Propiconazol	18 mgC/100 g	Offizorz, 1990
Propiconazol	30 mg C/100 g jord	Offizorz, 1991
Propiconazol	34 mg C/100 g jord	Offizorz, 1991
Propiconazol	53 mg C/100 g jord	Offizorz, 1991

Stof	Mikrobiel biomasse	Ref
Triasulfuron	32 mgC/100 g jord	Offizorz, 1992
Triasulfuron	24 mgC/100 g jord	Offizorz, 1992
Triasulfuron	32 mgC/100 g jord	Offizorz, 1992
Triasulfuron	25 mgC/100 g jord	Offizorz, 1992
Triasulfuron	177.7 mg mikrobC/100 g tør jord	Plücken, 1985
Triasulfuron	177.7 mg mikrobC/100 g tør jord	Plücken, 1985
Triasulfuron	177.7 mg mikrobC/100 g tør jord	Plücken, 1985
Triasulfuron	177.7 mg mikrobC/100 g tør jord	Plücken, 1985

Bilag 2/Annex 2

Fordelingskoefficienter, K_{oc}

Distribution coefficients, K_{oc}

Bo Lindhardt og Walter Brüsch

I den følgende tabel er der gengivet data for hver enkelt undersøgelse.
In the following table, data are shown for each survey.

Tabellen indeholder følgende/ *The table contains the following:*

Stof/ <i>Compound</i>	Navn på stoffet <i>Name of the compound</i>
Sand/ <i>Sand</i>	Jordprøvens indhold af sand, %/ <i>The content of sand in the soil sample, %.</i>
Silt/ <i>Silt</i>	Jordprøvens indhold af silt, %/ <i>The content of silt in the soil sample, %.</i>
Ler/ <i>Loam</i>	Jordprøvens indhold af ler, %/ <i>The content of loam in the soil sample, %.</i>
f_{oc}	Jordprøvens indhold af organisk kulstof, %/ <i>The content of organic carbon in the soil sample, %.</i>
f_{om}	Jordprøvens indhold af organisk stof, %/ <i>The content of organic compound in the soil sample, %.</i>
pH	
C	Koncentrationsintervallet forsøget er udført over, mg/l/ <i>The concentration interval in which the trial has been carried out, mg/l.</i>
t	Temperaturen hvorved forsøget er udført/ <i>The temperature at which the trial has been carried out.</i>
K	Freundlich-konstanten (l/kg) ⁻ⁿ / <i>The Freundlich-constant (l/kg)⁻ⁿ</i>
n	Potensen i Freundlich udtrykket/ <i>n in the Freundlich expression.</i>
K_d	Sorptionskoefficienten, l/kg/ <i>The sorption coefficient, l/kg</i>
K_{oc}	Fordelingskoefficienten mellem organisk stof og vand, l/kg/ <i>The distribution coefficient between organic compound and water, l/kg.</i>
Ref	Litteraturhenviisning, se kap 3/ <i>Ref. Reference, see chapter no. 3</i>
Bilag #/Annex	Henviser til bilagsnummer hos Miljøstyrelsen/ <i>Refers to the annex number at the Environmental Protection Agency.</i>
$f_{oc,B}$	f_{oc} -værdier, og hvor disse ikke er opgivet, beregnet f_{oc} ud fra f_{om} -værdien/ <i>f_{oc}-values, and where these are not stated, f_{oc} is calculated based on the f_{om}-value</i>
$K_{oc,B}$	K_{oc} , hvor den er opgivet, og hvor denne ikke er opgivet er der beregnet en K_{oc} -værdi ud fra enten K_d hvis denne er opgivet ellers ud fra K/ <i>Where it is stated and where it is not, a K_{oc}-value has been calculated based on either K_d if this is stated, otherwise it is based on K.</i>

Stof	Sand	Silt	Ler %	f _{oc}	f _{om}	pH	C mg/l	t °C	K (l/kg) ⁻ⁿ	n	K _d l/kg	K _{oc} l/kg	Ref	f _{oc,B} %	K _{oc,B} l/kg
Atrazin	87	10	3		2,2	7,8	1-10	20	0,86	0,88			Burkhard, 1980	1,28	67
Atrazin	38	49	12		3,6	6,1	1-10	20	1,98	0,93			Burkhard, 1980	2,09	95
Atrazin	58	20	23		5,6	6,7	1-10	20	2,88	0,92			Burkhard, 1980	3,26	88
Atrazin	90	8	2	0,5	0,8	5,6	0.2-5	25	0,43	0,73			Cambridge Analytical Associates,1986	0,47	91
Atrazin	58	32	10	1,8	3	6,1	0.2-5	25	0,99	1,00			Cambridge Analytical Associates,1986	1,80	55
Atrazin	13	64	23	1,2	2,1	7,0	0.2-5	25	1,46	0,79			Cambridge Analytical Associates,1986	1,20	121
Atrazin	24	42	34	1,5	2,5	6,6	0.2-5	25	2,03	0,74			Cambridge Analytical Associates,1986	1,50	135
Atrazin	25	45	30		6,3	3,9		20			12,6		McGlamery and Slief,1966	3,66	344
Atrazin	25	45	30		6,3	4,7		20			10,7		McGlamery and Slief,1966	3,66	292
Atrazin	25	45	30		6,3	5,3		20			8,2		McGlamery and Slief,1966	3,66	224
Atrazin	25	45	30		6,3	6,0		20			6,5		McGlamery and Slief,1966	3,66	177
Atrazin	25	45	30		6,3	8,0		20			6,3		McGlamery and Slief,1966	3,66	172
Atrazin	62	18	17	1,9		6,3	5				1,64	85	Kjølholt, 1997	1,93	85
Atrazin	75	13	7	2,4		6,1	5				2,18	92,4	Kjølholt, 1997	2,36	92
Atrazin	88	3	5	2,5		5,7	5				1,41	56,9	Kjølholt, 1997	2,48	57
Atrazin				0,9		6,3	0.05-1	25					480 Gerrites et al., 1996	0,90	480
Atrazin				0,1		6,7	0.05-1	25					350 Gerrites et al., 1996	0,10	350
Atrazin				3,0		4,3	0.05-1	25					830 Gerrites et al., 1996	3,00	830
Atrazin				0,3		6,3	0.05-1	25					400 Gerrites et al., 1996	0,30	400
Atrazin				0,4		6,3	0.05-1	25					570 Gerrites et al., 1996	0,35	570
Atrazin	17	53	30	0,3		6,0	0.05-1		3,59	0,65			Wagner et al., 1995	0,33	
Atrazin	43	35	22	0,1		6,6	0.05-1		2,83	0,89			Wagner et al., 1995	0,09	3144
Atrazin	13	47	40	0,2		7,3	0.05-1		6,06	0,74			Wagner et al., 1995	0,15	4040
Atrazin	21	62	17	0,8		5,4	0.05-1		8,78	0,56			Wagner et al., 1995	0,83	
Atrazin	86	8	6	0,1		6,1	0.05-1		0,92	0,97			Wagner et al., 1995	0,06	1533
Bentazon	85	7	8	0,6	1	5,0	0.04-5		0,45	0,69			Keller, 1986	0,58	
Bentazon	33	41	26	1,8	3,1	5,4	0.04-5		0,42	0,66			Keller, 1986	1,80	
Bentazon	14	30	56	1,7	3	4,3	0.04-5		3,06	0,70			Keller, 1986	1,74	176
Bentazon	46	29	24	2,9	5	7,7	0.04-5		0,38	0,70			Keller, 1986	2,91	13
Bentazon	42	25	34	0,7	1,2	6,6	0.04-5		0,18	0,56			Keller, 1986	0,70	
Bentazon	60	21	19	0,6		7,3	0.013-99	22	0,22	0,99			Redeker, 1978	0,58	37
Bentazon	85			2,7		7,2	0.013-99	22	0,35	1,03			Redeker, 1978	2,66	13
Bentazon	93			0,5		7,0	0.013-99	22	0,24	1,13			Redeker, 1978	0,51	
Bentazon									3,06				Regenstein, 1987		
Bentazon				0,7	0	5,6	1-500 uM			1,00	0,032		Gaston, et al., 1996	0,67	5

Stof	Sand	Silt	Ler %	f _{oc}	f _{om}	pH	C mg/l	t °C	K (l/kg) ⁻ⁿ	n	K _d l/kg	K _{oc} l/kg	Ref	f _{oc,B} %	K _{oc,B} l/kg
Diuron	86	8	6		0,9	6,7	2-8	24	6,50	0,74			Majka et al, 1977	0,52	1242
Diuron	10	64	26		2,6	6,7	2-8	24	14,30	0,77			Majka et al, 1977	1,51	946
Diuron					2,1	5,4	1-20		4,00	1,25			Rhodes et al, 1970	1,22	
Diuron					0,7	5,8	1-20		2,40	0,95			Rhodes et al, 1970	0,41	590
Diuron				0,1					0,29	0,70		290	Torstensson, 1983	0,10	290
Diuron				0,2					0,56	0,74		280	Torstensson, 1983	0,20	280
Diuron				1,0					2,40	0,83		240	Torstensson, 1983	1,00	240
Diuron				3,3					10,60	0,70		321	Torstensson, 1983	3,30	321
Diuron				3,0					15,30	0,99		510	Torstensson, 1983	3,00	510
Diuron				35,7					49,50	0,75		139	Torstensson, 1983	35,70	139
Glyphosat	74	10	16	1,6		7,1	5				811	50660	Waring, 1992	1,60	50688
Glyphosat	93	1	6	0,8		5,7	5				263	32838	Waring, 1992	0,80	32875
Glyphosat	53	25	22	1,4		7,8	5				50	3598	Waring, 1992	1,40	3571
Glyphosat	87	7	6	0,6		8,3	5				5	884	Waring, 1992	0,60	833
Glyphosat	59	29	11	1,4		6,1	5				48	3404	Waring, 1992	1,40	3429
Glyphosat	53	26	21	3,0		7,1	5				510	17010	Waring, 1992	3,00	17000
Glyphosat	76	17	7	1,2		5,6	20-70		33,00	0,46			Glass, 1987	1,24	
Glyphosat	28	55	17	1,6		5,8	20-70		56,00	0,51			Glass, 1987	1,64	
Glyphosat	10	38	53	1,6		7,5	20-70		76,00	0,67			Glass, 1987	1,56	
Glyphosat	82	13	6	9,2		4,6	50-300	20	51,14	0,58			Piccolo, 1994	9,23	
Glyphosat	46	37	17	3,7		5,8	50-300	20	40,64	0,77			Piccolo, 1994	3,73	1090
Glyphosat	13	64	23	0,0		8,0	50-300	20	13,79	0,77			Piccolo, 1994	0,00	
Glyphosat	2	82	16	0,5		8,3	50-300	20	152,9	0,44			Piccolo, 1994	0,45	
Glyphosat				0,9		6,3	0.05-5	25			30,6	3400	Gerrites et al., 1996	0,90	3400
Glyphosat				0,1		6,7	0.05-5	25			5000	5E+06	Gerrites et al., 1996	0,10	
Glyphosat				3,0		4,3	0.05-5	25			0,255	8,5	Gerrites et al., 1996	3,00	
Glyphosat				0,3		6,3	0.05-5	25			0,48	160	Gerrites et al., 1996	0,30	160
Glyphosat				0,4		6,3	0.05-5	25			0,63	180	Gerrites et al., 1996	0,35	180

Stof	Sand	Silt	Ler %	f _{oc}	f _{om}	pH	C mg/l	t °C	K (l/kg) ⁻ⁿ	n	K _d l/kg	K _{oc} l/kg	Ref	f _{oc,B} %	K _{oc,B} l/kg
Isoproturon	84	14	3		1,75	7,4	1.25-20	20	0,82	0,88			Guth, 1985	1,02	81
Isoproturon	98	1	1		1,02	6,5	1.25-20	20	1,37	0,85			Guth, 1985	0,59	231
Isoproturon	26	64	10		3,25	6,2	1.25-20	20	1,58	0,87			Guth, 1985	1,89	84
Isoproturon	18	60	22		8,92	7,3	1.25-20	20	4,24	0,89			Guth, 1985	5,19	82
Isoproturon					13,1	6,9	1.25-20	20	27,12	0,93			Guth, 1985	7,62	356
Isoproturon	62	18	17	1,9		6,3	5				1,7	88,1	Kjølholt, 1997	1,93	88
Isoproturon	75	13	7	2,4		6,1	5				1,91	80,9	Kjølholt, 1997	2,36	81
Isoproturon	88	3	5	2,5		5,7	5				1,25	50,4	Kjølholt, 1997	2,48	50
Isoproturon	20	23	43	8,0		5,2	5				13,3		Pedersen, et al., 1995	8,00	166
Isoproturon	74	13	12	0,6		7,2	5				0,5		Pedersen, et al., 1995	0,59	85
Isoproturon	38	16	18	16,9		6,8	5				21,2		Pedersen, et al., 1995	16,90	125
Isoproturon	89	3	4	2,3		6,6	5				1,52		Pedersen, et al., 1995	2,30	66
Isoproturon	85	7	5	1,6		6,3	5				1,41		Pedersen, et al., 1995	1,60	88
Isoproturon	68	18	11	1,6		6,5	5				1,06		Pedersen, et al., 1995	1,60	66
Isoproturon	99	1	1	0,0		6,6	5				0,02		Pedersen, et al., 1995	0,01	200
MCPA	77	13	7		2,9	7,1		22				1	Helweg, 1987	1,69	59
MCPA	64	19	14		3	7,2		22				0,9	Helweg, 1987	1,74	52
MCPA	63	18	16		2,4	6,9		22				0,7	Helweg, 1987	1,40	50
Mechlorprop	6	74	20		5,9	6,8	0.6-12.0	25	0,686	0,96		11,6	Hazleton Laboratories, 1986	3,43	20
Mechlorprop	90	8	2		0,8	5,6	0.6-12.0	25	0,199	1,09		24,9	Hazleton Laboratories, 1986	0,47	43
Mechlorprop	56	34	10		2,3	7,6	0.6-12.0	25	0,298	0,94		13	Hazleton Laboratories, 1986	1,34	22
Mechlorprop	24	42	34		2,5	6,6	0.6-12.0	25	0,428	1,01		17,1	Hazleton Laboratories, 1986	1,45	29
Mechlorprop	75	13	7	2,4		6,1	5				1,05	44,5	Kjølholt, 1997	2,36	44
Mechlorprop	88	3	5	2,5		5,7	5				0,84	33,9	Kjølholt, 1997	2,48	34
Mechlorprop	62	18	17	1,9		6,3	5				0,5	25,9	Kjølholt, 1997	1,93	26
Metamitron	51	23	25		3,4	7,6	1		0,34	1,71			Goicolea, 1991.	1,98	17
Metamitron	4	76	20	1,7		6,5	5		0,70	0,91		42	Ködel et al., 1989	1,66	42
Metamitron	82	13	6	9,2		3,2	5		22,51	0,82		244	Ködel et al., 1989	9,23	244
Metamitron	46	37	17	3,7		5,2	5		1,23	1,00		33	Ködel et al., 1989	3,73	33
Metamitron			7	1,0		7,8	0.001-1	5	2,29	0,87		229	Vink, et al., 1996	1,00	229
Metamitron			6	0,9		7,8	0.001-1	5	3,72	0,84		413	Vink, et al., 1996	0,90	413
Metamitron			6	1,1		7,8	0.001-1	5	2,04	0,90		185	Vink, et al., 1996	1,10	185
Metamitron			5	0,9		7,8	0.001-1	5	6,30	0,81		700	Vink, et al., 1996	0,90	700

Stof	Sand	Silt	Ler %	f _{oc}	f _{om}	pH	C mg/l	t °C	K (l/kg) ⁻ⁿ	n	K _d l/kg	K _{oc} l/kg	Ref	f _{oc,B} %	K _{oc,B} l/kg
Metsulfuron methyl	92	8	1		0,3	6,1	0.2- 6	25	0,36	1,14		120	Friedman, 1981	0,17	
Metsulfuron methyl	21	62	17		2,75	6,4	0.2- 6	25	0,84	0,85		31	Friedman, 1981	1,60	53
Metsulfuron methyl	5	64	31		4,02	6,5	0.2- 6	25	1,40	0,97		35	Friedman, 1981	2,34	60
Metsulfuron methyl	56	29	15		1,4	5,6	0.2- 6	25	0,41	0,57		29	Friedman, 1981	0,81	
Phenmedipham	34	25	42	2,8		6,9	0.27-0.9	20	18,30	0,85		657	Burgener, 1990	2,79	656
Phenmedipham	91	4	5	0,5		6,0	0.27-0.9	20	4,48	0,82		934	Burgener, 1990	0,48	933
Phenmedipham	54	29	17	1,2		4,8	0.27-0.9	20	12,90	0,87		1072	Burgener, 1990	1,20	1075
Phenmedipham	73	10	11		2,3	7,3		20	9,70	0,84		422	Vonk et al., 1985	1,34	725
Phenmedipham	43	29	31		2,9	7,3		20	7,90	0,82		272	Vonk et al., 1985	1,69	469
Propiconazol	38	49	12		3,6	6,1	0.5-10	20	26,20	0,81			Burkhard, 1980	2,09	1252
Propiconazol	96	2	2		1,2	6,3	1-10	20	10,96	0,85			Burkhard, 1980	0,70	1571
Propiconazol	87	10	3		2,2	7,8	1-10	20	8,48	0,86			Burkhard, 1980	1,28	663
Propiconazol	58	20	23		5,6	6,7	0.5-10	20	59,03	0,88			Burkhard, 1980	3,26	1813
propiconazol	21	50	28		2,5	6,8	0.5-10	25		0,83	8,88	604	Saxena, 1988	1,45	611
propiconazol	7	53	40		1,4	7,8	0.5-10	25		0,84	9,34	1134	Saxena, 1988	0,81	1147
propiconazol	63	31	6		2	7,5	0.5-10	25		0,89	4,49	382	Saxena, 1988	1,16	386
propiconazol	29	58	13		1,1	7,0	0.5-10	25		0,90	2,81	436	Saxena, 1988	0,64	439
propiconazol	97	1	2		0,3	5,4	0.5-10	25		0,90	1,2	685	Saxena, 1988	0,17	688
Triasulfuron					43,1	6,9		20	2,65	0,92			Plücke, 1986	25,06	11
Triasulfuron	18	60	22		9,31	7,3		20	0,48				Plücke, 1986	5,41	9
Triasulfuron	26	64	10		2,59	6,2		20	0,17	0,86			Plücke, 1986	1,51	11
Triasulfuron	98	1	1		1,03	6,5		20	0,05				Plücke, 1986	0,60	8
Triasulfuron	84	14	3		1,38	7,4		20	0,06	0,89			Plücke, 1986	0,80	7

